



**Muséum
national
d'Histoire
naturelle**

Direction de la Recherche, de l'Expertise et de la Valorisation

Direction Déléguée au Développement Durable, à la Conservation de la Nature et à l'Expertise

Service du Patrimoine Naturel

Romain Sordello (coord.), Géraldine Conruyt-Rogeon, Julien Touroult



Office pour les insectes et leur environnement

Florence Merlet, Xavier Houard

&



Synthèses bibliographiques sur les traits de vie de 39 espèces proposées pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue relatifs à leurs déplacements et besoins de continuité écologique



Le Service du Patrimoine Naturel (SPN)

Inventorier - Gérer - Analyser - Diffuser

Au sein de la direction de la recherche, de l'expertise et de la valorisation (DIREV), le Service du Patrimoine Naturel développe la mission d'expertise confiée au Muséum national d'Histoire naturelle pour la connaissance et la conservation de la nature. Il a vocation à couvrir l'ensemble de la thématique biodiversité (faune/flore/habitat) et géodiversité au niveau français (terrestre, marine, métropolitaine et ultra-marine). Il est chargé de la mutualisation et de l'optimisation de la collecte, de la synthèse et la diffusion d'informations sur le patrimoine naturel.

Placé à l'interface entre la recherche scientifique et les décideurs, il travaille de façon partenariale avec l'ensemble des acteurs de la biodiversité afin de pouvoir répondre à sa mission de coordination scientifique de l'Inventaire national du Patrimoine naturel (code de l'environnement : L411-5).

Un objectif : contribuer à la conservation de la Nature en mettant les meilleures connaissances à disposition et en développant l'expertise.

En savoir plus : <http://www.mnhn.fr/spn/>

Directeur : Jean-Philippe SIBLET

Adjoint au directeur en charge des programmes de connaissance : Laurent PONCET

Adjoint au directeur en charge des programmes de conservation : Julien TOUROULT

INPN



Inventaire National
du Patrimoine Naturel



Porté par le SPN, cet inventaire est l'aboutissement d'une démarche qui associe scientifiques, collectivités territoriales, naturalistes et associations de protection de la nature en vue d'établir une synthèse sur le patrimoine naturel en France. Les données fournies par les partenaires sont organisées, gérées, validées et diffusées par le MNHN. Ce système est un dispositif clé du SINP et de l'Observatoire National de la Biodiversité.

Afin de gérer cette importante source d'informations, le Muséum a construit une base de données permettant d'unifier les données à l'aide de référentiels taxonomiques, géographiques et administratifs. Il est ainsi possible d'accéder à des listes d'espèces par commune, par espace protégé ou par maille de 10x10 km. Grâce à ces systèmes de référence, il est possible de produire des synthèses quelle que soit la source d'information.

Ce système d'information permet de mutualiser au niveau national ce qui était jusqu'à présent éparpillé à la fois en métropole comme en outre-mer et aussi bien pour la partie terrestre que pour la partie marine. C'est une contribution majeure pour la connaissance, l'expertise et l'élaboration de stratégies de conservation efficaces du patrimoine naturel.

En savoir plus : <http://inpn.mnhn.fr>



L'Opie

L'Office pour les insectes et leur environnement (Opie) est une association nationale créée il y a plus de 40 ans. Il occupe une place privilégiée au carrefour de l'ensemble des activités entomologiques françaises et regroupe plus de 2000 adhérents.

Ses principales missions visent à encourager la pratique de l'entomologie et à développer les études sur les insectes, en particulier sous leurs aspects écologiques, vers tous les publics. L'Opie s'attache à développer des supports de diffusion des connaissances, des activités pédagogiques, des formations professionnelles, des inventaires et des études pour une meilleure préservation des insectes et de leurs habitats naturels.

Reconnu comme expert par l'État en ce qui concerne la connaissance naturaliste des insectes, l'Opie joue un rôle majeur auprès des institutions afin d'améliorer la prise en compte de cette part colossale de la biodiversité des écosystèmes terrestres (80 % des animaux) dans les politiques publiques et les plans de gestion des espaces naturels, agricoles et urbains. L'Opie conduit de nombreuses études de terrain, coordonne plusieurs inventaires tant aux échelles nationale que régionale et anime des Plans nationaux d'actions pour certains groupes d'insectes menacés.

L'équipe salariée est principalement basée à Guyancourt, dans les Yvelines. Une antenne en Languedoc-Roussillon et quatre associations régionales (Franche-Comté, Midi-Pyrénées, Poitou-Charentes, Provence-Alpes-du-Sud) constituent, avec ses nombreux partenaires (amateurs, collectivités, professionnels de l'environnement, associations...), un réseau unique en son genre.

En savoir plus : <http://www.insectes.org>

Trame verte et bleue (TVB)

MNHN-SPN :

Convention MNHN/MEDDE fiche 3i

Julien Touroult, Directeur adjoint en charge des programmes de conservation N2000 et TVB

Romain Sordello, Chef de projet

Géraldine Rogeon, Chargée de mission Grand Est

Opie :

Xavier Houard, Coordinateur études scientifiques et projets de conservation

Florence Merlet, Chargée d'études suivis entomologiques et projets de conservation

Référence du rapport conseillée :

SORDELLO R. (coord.), CONRUYT-ROGEON G., MERLET F., HOUARD X. & TOUROULT J. (2013). *Synthèses bibliographiques sur les traits de vie de 39 espèces proposées pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue relatifs à leurs déplacements et besoins de continuité écologique*. Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) - Service du Patrimoine naturel (SPN) & Office pour les insectes et leur environnement (Opie). 20 pages + 39 fiches.

1^{ère} de couverture : Vipère péliade *Vipera berus* (R. Sordello)

4^{ème} de couverture : Azuré du Serpolet *Maculinea arion* (X. Houard), Gobemouche gris *Muscicapa striata* (Jacques Comolet-Tirman)

SOMMAIRE

I. PROPOS INTRODUCTIF	6
I.1. Rappel sur la TVB.....	6
I.2. Pourquoi de nouvelles fiches sur des espèces ?	6
II. CADRE ET OBJET DE TRAVAIL	7
II.1. Choix des espèces et liste des taxons concernés.....	7
II.2. Choix des thèmes et approche générale du contenu	8
II.3. Ressources utilisées	8
III. DÉROULÉ DE L'EXERCICE.....	9
III.1. Calendrier	9
III.2. Organisation générale.....	9
III.3. Personnes impliquées	9
III.4. Accès aux fiches et valorisations.....	9
IV. AIDE À LA LECTURE DES FICHES.....	11
IV.1. Structure des fiches	11
IV.2. Descriptions des items abordés	12
IV.3. Lexique	15
V. ENSEIGNEMENTS TRANSVERSAUX	17
V.1. Aspects méthodologiques.....	17
V.2. Aspects fondamentaux.....	17
VI. COMPILATION DES 39 FICHES.....	18
VI.1. Index par noms vernaculaires.....	18
VI.2. Index par noms scientifiques.....	19

I. PROPOS INTRODUCTIF

I.1. Rappel sur la TVB

En 2007, le Grenelle de l'environnement a souligné l'importance du phénomène de fragmentation des habitats comme l'une des causes de déclin de la biodiversité. Cette prise de conscience a débouché sur le lancement d'une nouvelle politique portée par le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE) : la Trame verte et bleue (TVB).

Ce projet, tel que son cadre a été défini par le Comité opérationnel (Comop) mis en place pendant le Grenelle de l'environnement, prendra place à différentes échelles du territoire selon un principe fondamental de subsidiarité.

La Trame verte et bleue, à proprement parlé, est en cours d'identification au niveau des régions, par l'intermédiaire de Schémas Régionaux de Cohérence Écologique (SRCE) co-élaborés par l'État – représenté par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) - et la Région – représentée par le Conseil Régional (CR). La méthode d'identification de la TVB par les régions est laissée libre par le niveau national mais les SRCE doivent respecter des orientations nationales. Ces grandes orientations ont été définies par le MEDDE, en association avec le Comité national TVB et avec l'appui technique de différents partenaires dont le MNHN-SPN et l'Opie.

En particulier, ces orientations nationales listent différents enjeux écologiques nationaux et interrégionaux dont certains portent sur des espèces, via une liste nationale et régionalisée de taxons vertébrés et invertébrés. En 2011, le MNHN-SPN et l'Opie ont été sollicités par le MEDDE pour identifier cette liste sur la base de plusieurs critères, dont la représentativité nationale des populations régionales des espèces de faune et les besoins de continuité écologique de ces dernières¹. Ces espèces doivent être prises en compte par les régions dans leur SRCE.

I.2. Pourquoi de nouvelles fiches sur des espèces ?

C'est donc prioritairement afin d'outiller les régions pour cet exercice de démonstration de bonne prise en compte que nous avons décidé en 2012 d'entreprendre un travail de centralisation, synthèse et mise à disposition de connaissances scientifiques sur quelques unes de ces espèces, dans la continuité du travail d'identification de la liste mené en 2011.

Plus largement, la motivation était de constituer une base pouvant servir à n'importe quel acteur, mobilisé de près ou de loin sur la Trame verte et bleue et la thématique des réseaux écologiques : gestionnaires d'espaces naturels, bureaux d'études, décideurs, ...

Il est vrai que des fiches et autres ressources synthétisées existent déjà sur les espèces (fiches des Cahiers d'habitat, fiches de gestionnaires, plans nationaux d'actions, ...). Cependant, nous souhaitons proposer un produit nouveau, axé principalement sur les déplacements et les besoins de continuités écologiques, dans une optique spécifique « TVB ».

Ce travail devait en outre permettre de constater de l'état des connaissances sur ces sujets pour les espèces visées, en mettant en exergue d'éventuelles lacunes. Le manque d'éléments scientifiques est souvent mis en avant concernant les TVB et présenté comme un frein à l'action. Or, si cela est le cas sur de nombreux sujets, la connaissance peut aussi exister mais paraître déficiente précisément par faute de centralisation et de supports synthétiques la rendant accessible.

¹ Pour plus d'informations :

SORDELLO R., COMOLET-TIRMAN J., DE MASSARY J.C., DUPONT P., HAFFNER P., ROGEON G., SIBLET J.P., TOUROULT J., TROUVILLIEZ J., 2011. Trame verte et bleue – Critères nationaux de cohérence – Contribution à la définition du critère sur les espèces. Rapport MNHN-SPN. 57 pages.

HOUARD X., JAULIN S., DUPONT P. & MERLET F., 2012. Définition des listes d'insectes pour la cohérence nationale de la TVB – Odonates, Orthoptères et Rhopalocères. Opie. 29 pp. + 71 pp. d'annexes.

Et voir aussi :

HOUARD X., JAULIN S. & DUPONT P. (2011). Les insectes dans la Trame verte et bleue. *Insectes*. Numéro 161. Pages 25-28.

SORDELLO R. (2013). Organiser la cohérence nationale de la Trame verte et bleue - Constitution d'une liste de vertébrés. *Le Courrier de la nature*. Numéro 274. Pages 34-39.

II. CADRE ET OBJET DE TRAVAIL

II.1. Choix des espèces et liste des taxons concernés

Notre travail ne pouvant couvrir les 223 espèces de la liste de cohérence nationale, une sélection de quelques unes de ces espèces a été effectuée. Parmi la liste complète des espèces de cohérence nationale, notre souhait a été de retenir en premier lieu les espèces ayant été proposées pour la cohérence nationale de la TVB dans au moins un quart des régions (soit 6 régions environ), afin que les fiches servent ensuite au plus grand nombre. Puis, le pool d'espèces a été ajusté afin d'aboutir à un panel d'espèces représentatives dans la mesure du possible de différents milieux, modes de déplacements et groupes biologiques. Enfin, nous avons privilégié, sauf exceptions, les espèces qui ne bénéficient pas déjà de ressource bibliographique (PNA, Cahier d'habitat, ...).

Au final, 39 espèces (21 vertébrés et 18 invertébrés) ont été retenues sur les 223 proposées pour la cohérence nationale de la TVB, répertoriées ci-dessous par groupe biologique et ordre alphabétique.

> Invertébrés

Odonates

Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*), Cordulégastre bidenté (*Cordulegaster bidentata*), Cordulie arctique (*Somatochlora arctica*), Epithèque bimaculée (*Epithea bimaculata*), Gomphe serpentín (*Ophiogomphus cecilia*), Leucorrhine à large queue (*Leucorrhinia caudalis*)

Rhopalocères

Azuré des mouillères (*Maculinea alcon*), Azuré du serpolet (*Maculinea arion*), Bacchante (*Lopinga achine*), Cuivré de la bistorte (*Lyciaena bella*), Damier de la Succise (*Euphydryas aurinia aurinia*), Semi-apollo (*Parnassius mnemosyne mnemosyne*)

Orthoptères

Barbitiste ventru (*Polysarcus denticauda*), Conocéphale des roseaux (*Conocephalus dorsalis*), Criquet des ajoncs (*Chorthippus binotatus binotatus*), Criquet palustre (*Chorthippus montanus*), Criquet tricolore (*Paracrinema tricolor bisignata*), Decticelle des bruyères (*Metrioptera brachyptera*)

> Vertébrés

Amphibiens

Pélodyte ponctué (*Pelodytes punctatus*), Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*), Triton marbré (*Triturus marmoratus*)

Mammifères

Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*), Cerf élaphe (*Cervus elaphus*), Chat forestier (*Felis silvestris*), Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*), Loutre d'Europe (*Lutra lutra*)

Oiseaux

Bouvreuil pivoine (*Pyrrhula pyrrhula*), Chouette chevêche (*Athene noctua*), Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*), Cincle plongeur (*Cinclus cinclus*), Gobemouche gris (*Muscicapa striata*), Gorgebleue à miroir (*Luscinia svecica*), Pic cendré (*Picus canus*), Pic-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), Pipit farlouse (*Anthus pratensis*), Pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix*)

Reptiles

Lézard ocellé (*Timon lepidus*), Lézard vivipare (*Zootoca vivipara*), Vipère péliade (*Vipera berus*)

	Oiseaux	Amphibiens	Reptiles	Mammifères	Orthoptères	Lépidoptères	Odonates	Total
Nombre d'espèces liste complète	58	12	15	33	47	33	25	223
Nombre d'espèces fiches	10	3	3	5	6	6	6	39

Bilan du nombre d'espèces dans la liste de cohérence et de celles bénéficiant d'une fiche

II.2. Choix des thèmes et approche générale du contenu

Un filtre TVB

Notre volonté première a été d'axer le contenu des fiches sur les déplacements et la thématique des continuités écologiques afin de conserver une spécificité TVB. Pour autant, afin que ce contenu puisse servir à des acteurs dont les besoins de précisions peuvent être différents, une fiche comporte aussi bien des données quantitatives (distance de dispersion, densités, ...) que des données descriptives (habitat de l'espèce, ...).

Une vision dynamique des déplacements

S'intéresser aux déplacements des espèces amène de fait déjà à adopter une vision dynamique de la biodiversité. Nous avons souhaité accentuer cette approche en appréhendant différentes échelles, à la fois de temps et d'espace.

Par définition, l'individu constitue l'entité motrice, animée. Cependant, les mouvements individuels des flores et faunes engendrent indirectement des mouvements analysables à la plupart des emboîtements du vivant. On peut ainsi constater des déplacements depuis l'échelle des gènes (flux génétiques) jusqu'à l'échelle de l'aire de répartition d'une espèce (phylogéographie). Dans les synthèses bibliographiques TVB, les déplacements des espèces considérées ont été étudiés via ce prisme d'échelles spatiales : individuelle, populationnelle, interpopulationnelle ou encore nationale.

En parallèle de cette approche spatiale, les déplacements sont également hétérogènes dans le temps : ils interviennent à des moments privilégiés, que l'on considère le temps cyclique (cycle journalier par exemple) ou le temps linéaire (vie d'un individu par exemple). Ici, cette question du « quand » a été posée en parallèle de celle du « où », afin de prendre en considération les variations au cours des stades de la vie d'un individu ou au cours des cycles du temps (jour, année).

Une approche comparée

En plus de l'espèce à laquelle chaque fiche est dédiée, d'autres espèces sont succinctement évoquées en fin de fiche, soit parce qu'elles ont des traits de vie proches de l'espèce principale, soit parce qu'en dépit d'apparence similaire, leurs comportements vis-à-vis des continuités écologiques restent différents, soit encore parce qu'elles fréquentent les mêmes milieux que l'espèce principale et pourront donc bénéficier de leur préservation.

Un style objectif et factuel

Nous avons souhaité rester précisément dans un exercice de centralisation et de synthèse de connaissances en conservant donc toute la neutralité et la rigueur scientifique nécessaires à ce type de travail. Pour cette raison, les éléments rapportés dans les fiches sont systématiquement rattachés à leur auteur et sont présentés factuellement. Il reviendra à chaque lecteur de les retranscrire ensuite dans des mesures concrètes selon ses propres besoins, son échelle d'étude et ses objectifs.

II.3. Ressources utilisées

Nous avons utilisés en priorité :

- la littérature scientifique : thèses et articles de périodiques,
- les rapports d'études scientifiques et techniques,
- la littérature « grise » de type guides, ouvrages.

III. DÉROULÉ DE L'EXERCICE

III.1. Calendrier

L'exercice a débuté en fin d'année 2011 et s'est achevé en fin d'année 2013. Plusieurs étapes se sont succédé :

- phase préparatoire en fin d'année 2011 (cadrage de l'exercice, choix des taxons, élaboration de fiches « type »),
- phase de rédaction et de relecture, en continue sur l'année 2012, avec diffusion des fiches produites au fur et à mesure,
- phase de bilan au terme de l'exercice en 2013 ayant conduit à une homogénéisation et à une mise à jour sommaire.

III.2. Organisation générale

Une fois le cadre de travail posé (choix des espèces, format de la fiche, ...), la rédaction des fiches a été assurée par le MNHN-SPN pour les vertébrés et par l'Opie pour les invertébrés. Les personnes référentes sur le groupe biologique concerné dans nos organismes ont été mobilisées comme relecteurs. Pour chaque fiche, un à deux relecteurs extérieurs ont également été contactés parmi les experts et personnes référentes connues sur l'espèce visée.

III.3. Personnes impliquées

Coordination et cadrage : Géraldine Rogeon, Romain Sordello et Julien Touroult (SPN), Xavier Houard et Florence Merlet (Opie), Elodie Salles (Ministère en charge de l'écologie)

Rédacteurs des fiches : Romain Sordello et Géraldine Rogeon (SPN), Florence Merlet et Xavier Houard (Opie)

Relecteurs internes SPN : Jacques Comolet-Tirman (Oiseaux), Olivier Delzons (Reptiles), Jean-Christophe De Massary (Amphibiens, Reptiles), Pascal Dupont (Insectes), Patrick Haffner (Mammifères), Julie Marmet (Mammifères), Pierre-Alexis Rault (Reptiles), Audrey-Savouré-Soubelet (Mammifères), Jean-Philippe Sibley (Oiseaux)

Experts relecteurs et contributeurs : Philippe Bachelard, Hugues Baudvin, Alexandre Boissinot, Jean-Pierre Boudot, Jean Carsignol, Gaëlle Caublot, Marc Cheylan, André Claude, Julien Dabry, Florian Doré, Philippe Clergeau, François Dehondt, David Demerges, Eggert, Christian Erard, Marie-Christine Eybert, Thomas Fartmann, Serge Gadoum, Benoît Heulin, Frédéric Hourlay, Raphaëlle Itrac-Bruneau, Stéphane Jaulin, Frédéric Jiguet, Pierre Joly, Jean-François Julien, Rachel Kuhn, Patrick Lecomte, Norbert Lefranc, Maxime Metzmacher, Frédéric Mora, David Morichon, Yves Muller, Pierre Nicolau-Guillaumet, Jean-François Noblet, Muriel Penpeny, Daniel Petit, Julian Pichenot, Jean Roche, Marcel Ruelle, Delphine Quekenborn, Pierre-Alain Ravussin, Eric Sardet, Sylvain Ursenbacher, Cédric Vanappelghem, Vincent Vignon

Autres participations : Elodie Rieb (SPN) pour la mise en ligne INPN, Christine Bougard (ATEN) pour la mise en ligne Centre de ressources, Claire Hamon pour l'aide à la diffusion (newsletter FPNR)

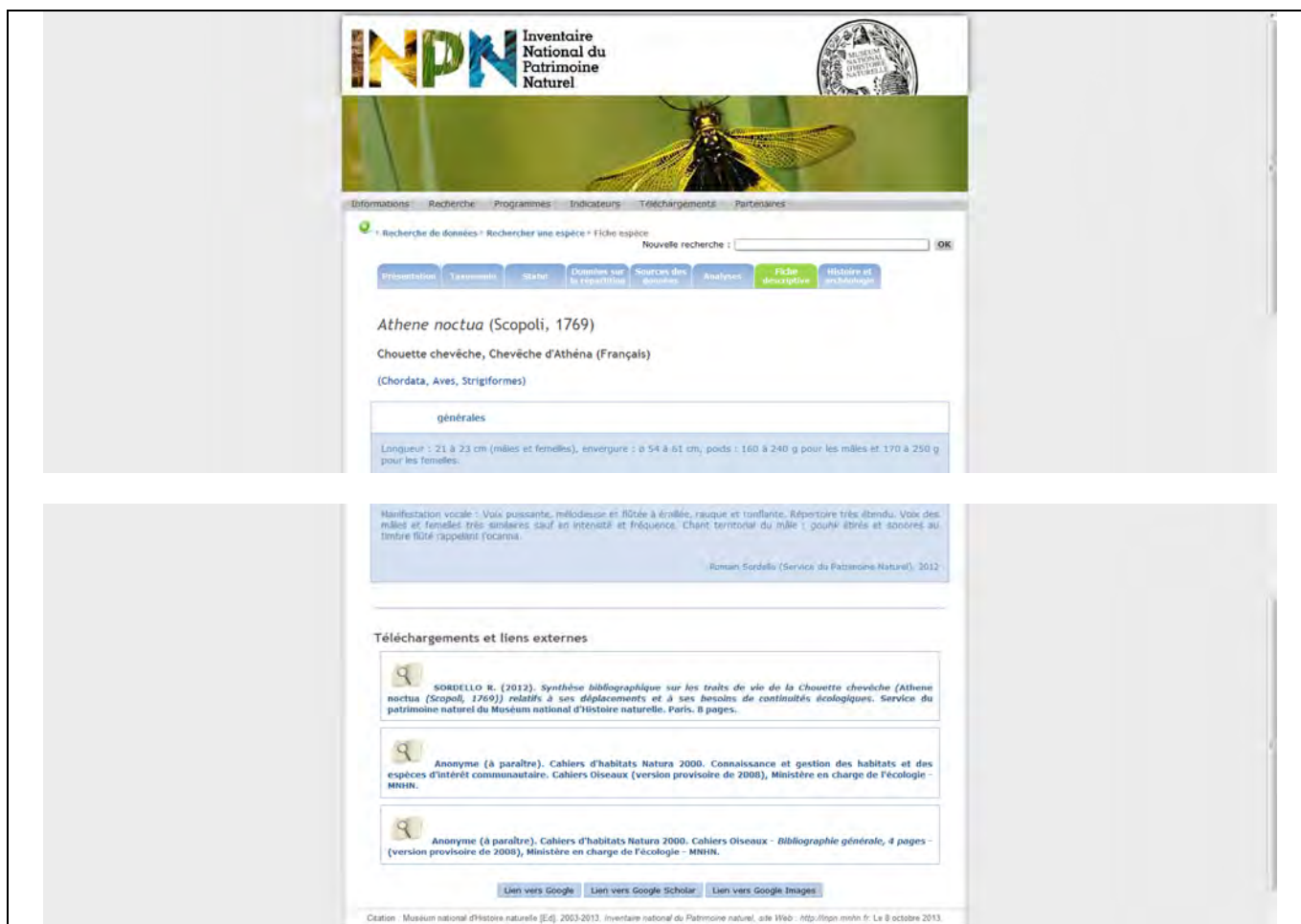
Crédits photos : Archeo, Arudhio, Ken Billington, Thomas Bresson, Clara Cartier, Tomas Čekanavičius, Jacques Comolet-Tirman, François Dehondt, David Demerges, Henri Descimon, Mickaël Dia, René Dumoulin, Estormiz, Böhringer Friedrich, Philippe Gourdain, Haplochromis, Nicolas Helitas, Xavier Houard, Stéphane Jaulin, Rachel Kuhn, James Lindsey, Lymantria, Le.Loup.Gris, Magnus Manske, Artur Mikolajewski, David Morichon, Yves Muller, J.-F. Naumann, David Perez, Pierre-Alain Ravussin, Gilles San Martin, Romain Sordello, Piet Spaans, Harald Süpfle, Marek Szczepanek, Cédric Vanappelghem, Varel, Frank Vassen, Vincent Vignon

III.4. Accès aux fiches et valorisations

En plus du présent rapport qui compile l'ensemble des 39 fiches produites, celles-ci sont également disponibles en ligne sur le site internet du Centre de ressources Trame verte et bleue (<http://www.trameverteetbleue.fr>) et sur le site de l'Inventaire national du Patrimoine naturel (<http://www.inpn.mnhn.fr>).



Aperçu de la page dédiée sur le Centre de ressources TVB



Aperçu de la fiche Chevêche référencée sur le site de l'Inventaire national du Patrimoine naturel

Sur le site internet du Centre de ressources TVB, une page a été consacrée à ces rendus, au sein de la rubrique Documentation >> Du côté de la recherche >> Synthèse bibliographique espèces.

(Lien : <http://www.trameverteetbleue.fr/documentation/cote-recherche/syntheses-bibliographiques-especes>)

Sur le site de l'INPN, les fiches sont téléchargeables dans l'onglet « Fiches descriptives » après avoir effectuée une recherche sur l'espèce concernée.

Par ailleurs, deux articles de vulgarisation ont été produits afin de faire connaître cette ressource bibliographique :

- MERLET F., JAULIN S. & HOUARD X. (2012). Vers une meilleure prise en compte des insectes dans les politiques d'aménagement. *Insectes*. Numéro 167. Pages 31-34.

- SORDELLO R. (2013). Les déplacements de la faune 39 fiches espèces qui synthétisent les connaissances. *Le Courrier de la nature*. Numéro 276. Pages 30-35.

IV. AIDE À LA LECTURE DES FICHES

IV.1. Structure des fiches

> Sur chaque fiche, une page de garde donne des informations de base sur l'espèce concernée (taxonomie, régions où l'espèce est proposée pour la cohérence nationale) et rappelle l'objectif et le cadre de l'exercice.

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES DÉPLACEMENTS ET LES BESOINS DE CONTINUITÉS D'ESPÈCES ANIMALES		 Liberté • Égalité • Fraternité RÉPUBLIQUE FRANÇAISE Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement		 Opie OFFICE POUR LES INSECTES ET LEUR ENVIRONNEMENT						
Nom de l'espèce		Photo								
<i>Nom scientifique complet</i>		Photo : Photographe								
Classification										
<i>Rappel du contexte et de l'objectif de la production des fiches espèces.</i>										
Régions où l'espèce est proposée comme espèce TVB <table><tr><td></td><td>Région où l'espèce est absente ou très marginale</td></tr><tr><td></td><td>Région où l'espèce est présente mais n'est pas proposée pour être retenue comme espèce TVB</td></tr><tr><td></td><td>Région où l'espèce est présente et est définitivement proposée pour être retenue comme espèce TVB</td></tr></table>						Région où l'espèce est absente ou très marginale		Région où l'espèce est présente mais n'est pas proposée pour être retenue comme espèce TVB		Région où l'espèce est présente et est définitivement proposée pour être retenue comme espèce TVB
	Région où l'espèce est absente ou très marginale									
	Région où l'espèce est présente mais n'est pas proposée pour être retenue comme espèce TVB									
	Région où l'espèce est présente et est définitivement proposée pour être retenue comme espèce TVB									

> Afin de faciliter la lecture et l'utilisation future des fiches, le contenu est ensuite organisé sous la forme d'un tableau découpé en parties puis rubriques contenant des items. De cette façon, les lecteurs peuvent cibler rapidement les renseignements qu'ils recherchent.

PARTIE	
Rubrique	
Item	

Découpage général du tableau d'une fiche

En fin de fiches, sont listés :

- les rédacteurs,
- les relecteurs internes et externes,
- les références bibliographiques citées dans le corps ou recommandées au lecteur qui désire aller plus loin,
- la citation de la fiche.

IV.2. Descriptions des items abordés

La fiche type qui suit présente tous les items susceptibles d'être retrouvés dans une fiche. Les mots accompagnés d'un astérisque sont explicités dans le lexique qui suit.

POPULATIONS NATIONALES	
L'objectif de cette partie est premièrement de faire le point sur la répartition de l'espèce en France : Où s'étend l'aire de répartition ? Dans quelle tendance l'espèce s'inscrit-elle ? Quels sont les enjeux de cette espèce à l'échelle du territoire national ? Elle vise par ailleurs à présenter les déplacements à grandes échelles que l'espèce connaît (migration) ou a connus (histoire de la répartition).	
Aire de répartition* Présente l'aire de répartition nationale de l'espèce : son état actuel, l'évolution constatée pendant les dernières décennies, l'histoire de cette répartition et ses conséquences génétiques. Selon les espèces (oiseaux surtout), cette rubrique peut être réintitulée « Populations nicheuses » et associée à une seconde rubrique ajoutée le cas échéant intitulée « Populations hivernantes ».	
Situation actuelle	Description de l'aire de répartition contemporaine. L'objectif n'est pas de fournir une description détaillée sur tout le territoire mais de situer globalement l'espèce : Où sont situées ses limites de répartition ? L'espèce est-elle homogènement répartie en France ou bien est-elle morcelée ou encore possède-t-elle des bastions ?
Évolution récente	Description de la tendance évolutive des populations nationales de l'espèce en termes d'aire de répartition ou d'effectifs pendant les dernières décennies. L'idée est avant tout de savoir si l'espèce est globalement stable, en déclin ou en regain et de situer cette tendance dans le temps à l'aide d'un bref historique. Pour certaines espèces, les mouvements à l'échelle nationale actuellement constatés du fait de la dynamique positive/retour de l'espèce dans notre pays sont décrits.
Phylogénie* et phylogéographie*	Analyse de la structuration génétique des populations de l'espèce à une échelle « macro » (nationale en la replaçant éventuellement dans un contexte européenne voire mondiale) avec présentation de l'histoire de la répartition et de l'apparition des lignées évolutives différentes permettant de comprendre les déplacements passés. Item parfois divisé en deux « Phylogénie » et « Phylogéographie » selon la consistance des études à ce sujet.
Populations hivernantes	
Population en hiver	Description des zones d'hivernage pour les espèces qui sont au moins partiellement migratrices. Présentation le cas échéant de l'état des populations en hiver en France (en considérant les individus sédentaires et les individus migrants venant passer l'hiver).
Sédentarité/Migration Cette rubrique a trait à la migration de l'espèce, qui constitue un mouvement à large échelle (nationale voire souvent plus large encore). Si l'espèce est migratrice, au moins partiellement, plusieurs items sont ajoutés pour décrire le phénomène migratoire.	

Statut de l'espèce	Description du caractère sédentaire ou migrateur, partiel ou total, de l'espèce.	
Dates d'arrivée et de départ	Description des dates de migration pré-nuptiale et post-nuptiale.	
Routes migratoires	Description des principales voies de migration connues ou suivies qui concernent en tout ou partie la France.	
Comportement migratoire	Lorsque la connaissance existe, description du comportement particulier de l'espèce pendant sa migration.	
Effectifs en migration	Lorsque des suivis existent à des points précis du territoire, énumération des effectifs relevés.	
ECHELLE INDIVIDUELLE L'objectif de cette partie est de présenter les besoins à l'échelle d'un individu. Tout d'abord les milieux fréquentés sont décrits puis les items se focalisent sur la mobilité en abordant les modalités de déplacements et les déplacements principaux aux différents moments du cycle de vie.		
Habitat* et occupation de l'espace Cette rubrique présente les caractéristiques des milieux de vie de l'individu : éléments du paysage, surface, conditions indispensables pour répondre à ses besoins.		
Habitat	Description du lieu de vie (= habitat d'espèce) c'est-à-dire des milieux fréquentés par un individu pour ses différents besoins (repos, reproduction, alimentation, ...). Le cas échéant, expose les facteurs considérés comme indispensables à la présence de l'espèce.	
Taille du domaine vital*	Présente les surfaces (maximum, minimum ou moyenne) généralement mesurées pour le domaine vital d'un individu.	
Déplacements Cette rubrique traite spécifiquement des déplacements d'un individu. Il s'agit donc des déplacements qu'il doit assouvir pour s'alimenter, se reposer, se reproduire qu'il réalise la plupart du temps au sein de la population qu'il occupe.		
Modes de déplacement et milieux empruntés	Présente le ou les mode(s) de déplacement d'un individu (marcheur, nageur, ...). Si ces données sont connues, cet item présente aussi les milieux prioritairement empruntés par un individu pour effectuer ses déplacements (un individu suit-il des parcours bien définis ? utilise-t-il les sentiers ? longe-t-il les haies ?)	
Déplacements liés au rythme circadien* (cycle journalier)	Description des déplacements d'un individu propres à chaque période (jour, plusieurs jours, année). Selon la consistance des connaissances, ces items sont parfois regroupés en un seul item intitulé « Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie ».	
Déplacements liés au rythme pluricircadien*		
Déplacements liés au rythme circannien* (cycle annuel)		
ECHELLE POPULATIONNELLE L'objectif de cette partie est de s'attarder sur les besoins à l'échelle d'une population*. Cette rubrique présente donc à la fois l'organisation des individus au sein d'une population (territorialité, densité) et les minimums constatés pour qu'une population soit viable.		
Organisation des individus au sein d'une population		
Territorialité*	Description du caractère territorial des individus, impliquant souvent des organisations particulières des domaines vitaux au sein d'une population (chevauchement possible ou non, ...).	
Densité de population*	Présente les densités relevées (maximale, minimale ou moyenne) pour une population de cette espèce.	
Minimum pour une population viable Cette rubrique a pour but d'identifier des valeurs minimales quant à la surface et aux effectifs que doit présenter une population pour être viable.		
Surface minimale pour une population	Description des minimums théoriques ou empiriques mesurés en termes de surface pour qu'une population soit considérée comme pérenne.	
Effectifs minimum pour une population	Description des minimums théoriques ou empiriques mesurés en termes d'effectifs pour qu'une population soit considérée comme pérenne.	

ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE

L'objectif de cette partie est d'aborder l'échelle supérieure à celle de la population c'est-à-dire de s'intéresser au type de structure formée par plusieurs populations et aux échanges pouvant intervenir entre populations (dispersion notamment) chez les jeunes et les adultes

Structure suprapopulationnelle	Description du modèle suprapopulationnel le plus fréquemment retrouvé pour l'espèce, notamment s'il s'agit d'un système métapopulationnel* ou d'une répartition continue.
Dispersion* et philopatrie* des larves/juvéniles Cette sous-rubrique présente les éléments connus relatifs à la phase de dispersion des juvéniles c'est-à-dire au moment où les jeunes vont quitter le lieu de naissance pour s'implanter sur un lieu inoccupé dans ou hors de leur population d'origine, sachant que dans certains cas justement, les juvéniles vont rester voire revenir sur ce site de naissance.	
Age et déroulement de la dispersion	Précise l'âge auquel se fait la dispersion et la manière dont elle se déroule.
Distance de dispersion	Description des distances moyennes, minimales ou maximales mesurées, parcourues par les juvéniles en dispersion.
Milieus empruntés et facteurs influents	Description des milieux préférentiellement utilisés et des facteurs biotiques ou abiotiques qui influent sur la dispersion.
Fidélité au lieu de naissance	Description de la philopatrie des individus c'est-à-dire dans quelle mesure les individus restent, voire reviennent après avoir dispersé, pour s'installer sur leur lieu de naissance ou à proximité.
Mouvements et fidélité* des adultes Cette sous-rubrique présente les mouvements inter ou supra populationnelle des individus adultes (parfois appelés émigration ou, comme pour les jeunes, dispersion). Arrive-t-il que des individus quittent leur population à l'âge adulte ? Les adultes ont-ils l'habitude de rester toutes les années avec le même partenaire et sur le même site ? Le cas échéant, par quels milieux et sous quels facteurs influents les individus mûres effectuent-ils ces déplacements ?	
Dispersion/émigration	Présente les possibilités d'émigration ou de dispersion (par exemple post-reproduction) des individus adultes.
Fidélité au site	Description de la fidélité des adultes à leur lieu de vie ou de reproduction c'est-à-dire dans quelle mesure les adultes ont-ils tendance à rester, voire à revenir, sur le même site d'une année sur l'autre ou à l'inverse à changer de domaine vital.
Fidélité au partenaire	Description de la fidélité des couples formés c'est-à-dire dans quelle mesure les adultes ont-ils tendance à rester avec le même partenaire d'une année sur l'autre ou à l'inverse à en changer.
Milieus empruntés et facteurs influents	Le cas échéant, description des milieux utilisés et des paramètres qui influent sur ces mouvements réalisés par les adultes.
ELEMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce	Description de la sensibilité de l'espèce à la fragmentation des milieux et dans quelle mesure ce paramètre est-il prépondérant dans la conservation de l'espèce : à quel degré et en quoi la fragmentation des habitats constitue-t-elle ou non une menace importante pour l'espèce voire une des causes majeures dans son déclin.
Importance de la structure paysagère	Description des exigences de l'espèce à une échelle paysagère, en s'affranchissant donc de la notion d'individu, population ou suprapopulation, pour s'attarder sur les besoins généraux : l'espèce est-elle dépendant d'un certain agencement des éléments du paysage ? dépend-t-elle d'une mosaïque de milieux ?
Exposition aux collisions	Relate si l'espèce est exposée ou non à la mortalité directe par collisions (routières, ferroviaires, autres). A quel degré ce phénomène est-il une menace pour l'espèce ? Existe-t-il une classe d'âge particulièrement exposée ?
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Relate des expériences existantes concernant les éléments du paysage pour maintenir/restaurer une continuité écologique en faveur de l'espèce.
Franchissement d'ouvrages	Relate des expériences existantes concernant le rétablissement du franchissement sécurisé d'ouvrages, notamment

	par la mise en place de passages à faune ou l'aménagement de passages ordinaires.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Cette rubrique présente quelles conséquences les variations de la météo et du climat peuvent-elles avoir sur la répartition, les cycles ou les déplacements de l'espèce.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Cette rubrique présente les outils existants et le cas échéant les études qui les ont déjà testés, pour suivre les déplacements de l'espèce (télémétrie, outil moléculaire, ...).	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Autres félidés, Autres amphibiens, Autres vipères (Notion d'espèces sœurs)	Aborde des espèces qui possèdent une écologie ou une stratégie similaire de l'espèce considérée dans la fiche (= principale) ou bien des espèces proches, taxonomiquement parlant, de l'espèce principale. L'objectif est de dire en quoi les exigences de l'espèce principale peuvent ou non être identiques à d'autres espèces du fait d'une convergence évolutive ou d'une proximité phylogénétique. Ces espèces abordées ne sont pas nécessairement présentes là où l'espèce principale est rencontrée.
Autres espèces (Notion d'espèce parapluie)	Aborde les principales espèces, de faune et/ou de flore, que l'on peut retrouver dans les milieux occupés par l'espèce principale (végétation des points d'eau, proies, ...) et qui bénéficieront par « effet parapluie » de la préservation de l'espèce de la fiche. A la différence de l'item précédent, l'objectif ici est de donner des indications sur les bénéfices indirects d'une prise en compte de l'espèce principale pour des espèces pouvant être éloignée taxonomiquement.

IV.3. Lexique

> *Mots directement utilisés dans les fiches*

Aire de répartition = Représente la surface dans laquelle telle ou telle espèce peut être rencontrée. L'aire de répartition peut se définir au niveau global (mondial) ou à une échelle donnée (pays, région, ...).

Circadien (ou nyctéméral) = Caractérise un rythme d'environ 24 heures (1 jour). Par dérivé, pluricircadien fait référence à un cycle de plusieurs jours.

Circanien (ou circannuel) = Caractérise un rythme d'environ 1 année.

Clade = Unité de base de la classification phylogénique.

Conspécifiques = Individus appartenant à la même espèce.

Densité de population = C'est un rapport entre l'effectif d'une population (nombre d'individus) et la surface occupée par cette population.

Dispersion = Dans un sens large, qualifie tout mouvement de propagule (pollen, graine, individu jeune comme adulte) émanant d'une population. Selon les auteurs, le terme de dispersion peut caractériser précisément l'étape post-naissance pendant laquelle les jeunes émancipés quittent leur lieu de naissance.

Domaine vital = Surface indispensable à l'accomplissement du cycle biologique d'un individu. A l'intérieur de ce domaine vital, l'individu peut occuper tout l'espace de manière homogène ou bien au contraire de manière hiérarchisée dans le temps ou l'espace. Le domaine vital ne doit pas être confondu avec le territoire qui fait référence à la partie de domaine vital qui est défendue par l'individu.

Erratique = Animal qui n'est pas fixé et vagabonde, erre.

Espèce parapluie = Espèce dont la prise en compte permet indirectement de considérer les exigences écologiques d'autres espèces du même écosystème (espèce en haut de la chaîne alimentaire, espèce à grand territoire, ...).

Espèces sœurs = Espèces aux caractéristiques écologiques proches, possédant les mêmes types d'exigences, par exemple parce qu'elles sont voisines taxonomiquement ou du fait d'une convergence évolutive.

Euryèce = Se dit d'une espèce possédant des exigences écologiques faibles, c'est-à-dire une valence écologique de grande amplitude

Fidélité = Tendance de certains individus à rester fidèles, par exemple à leur lieu de naissance (philopatrie), à leur partenaire ou encore à leur lieu de reproduction.

Habitat = La notion d'habitat recouvre plusieurs sens en écologie. Elle peut faire référence à l'habitat d'une espèce et signifier alors le lieu où l'espèce vit (forêt, cours d'eau, ...). On peut également parler d'habitat naturel, ce qui vise alors un ensemble d'espèces de faune et de flore formant un système, auquel cas la flore est souvent utilisée pour décrire ces regroupements.

Métapopulation = Population de populations c'est-à-dire un super-ensemble constitué dans un écosystème donné par les diverses populations d'une même espèce qui sont liées entre elles par des flux de gènes.

Migration = Phénomène de déplacement de populations entières entre deux zones géographiques distinctes ou deux habitats différents pouvant être géographiquement éloignés.

Oligo/méso/eutrophe = Fait référence à la quantité d'éléments nutritifs présents dans un milieu (respectivement pauvre, moyennement ou riche).

Oviparité/Viviparité = Différence les organismes pour lesquels le mode de reproduction passe par un développement extérieur via la ponte d'œuf (oviparité) ou par un développement à l'intérieur du ventre de la mère (viviparité). Chez les organismes ovovivipares, le développement passe aussi par des œufs mais ceux-ci incubent et éclosent à l'intérieur du ventre de la mère.

Phénotype = Apparence, ensemble des caractères observables chez un individu (morphologie, anatomie, ...)

Philopatrie = Tendance de certains individus à rester ou à revenir à l'endroit où ils sont nés.

Phylogénie = Étudie les liens de parentés entre des êtres vivants de manière à comprendre l'histoire de l'apparition des divergences évolutives (spéciation).

Phylogéographie = Étudie la distribution des individus en fonction de leurs similarités génétiques. Par extension, aboutit à reconstituer l'histoire de la distribution d'un taxon et de ses différentes lignées évolutives.

Population = Groupe d'individus appartenant à la même espèce, occupant le même biotope et qui échangent donc des gènes entre eux dans un espace délimité.

Pré/Post/Inter-nuptial = Fait référence à la reproduction selon que l'on se place avant, après ou entre deux saisons de reproductions.

Sténoèce = Se dit d'une espèce possédant des exigences écologiques fortes, c'est-à-dire une valence écologique de faible amplitude.

Territoire = La notion de territoire fait référence à la partie du domaine vital qui est défendue par l'individu. En général, le comportement territorial est plus fort en période de reproduction, où les individus défendent une zone spécifique face à des congénères ou des prédateurs. Ce comportement dépend du caractère territorial ou non de l'espèce considérée.

Thermorégulation = Action qui permet à un individu de réguler sa température, par voie interne (métabolisme) ou externe (soleil, élément chauffant, ...).

> Autres mots pouvant aider le lecteur à la compréhension des textes

Allèle = Version d'un gène.

Allo/Sympatrie = Deux espèces sont dites allopatriques si elles ne cohabitent pas dans une même aire de distribution. À l'inverse, deux espèces qui partagent une même aire de distribution géographique sont dites sympatriques.

Convergence évolutive = Similitude morphologique acquise au cours de l'évolution par deux groupes taxonomiquement éloignés, par adaptation à un facteur commun ou contraignant du milieu.

Niche écologique = Désigne le rôle, la fonction d'un organisme dans l'écosystème qu'il occupe.

Spéciation = Processus d'apparition d'une nouvelle espèce.

V. ENSEIGNEMENTS TRANSVERSAUX

Nous avons pu tirer plusieurs enseignements de ce travail sur le plan méthodologique. Par ailleurs, bien que cet exercice visait une centralisation de connaissances propres à chaque espèce concernée, une prise de recul sur l'ensemble des fiches nous a permis de dégager certaines problématiques lacunaires dans la littérature. Cette partie retranscrit quelques-unes de nos réflexions.

V.1. Aspects méthodologiques

Un exercice pas si simple

Il n'est pas si simple au final de procéder à un tel exercice : chaque étape demande du temps, depuis la recherche des publications jusqu'à leur synthèse, en passant par leur lecture, leur compréhension et leur mise en regard. Le nombre d'espèces à traiter a conduit à devoir traiter une quantité très importante de documents ce qui a nécessité l'acquisition de méthodes pour effectuer efficacement ce travail dans un délai restreint.

Mise en cohérence entre invertébrés et vertébrés malgré des disparités naturelles

La conduite d'un travail commun sur les vertébrés et les invertébrés nous paraissait importante, dans la continuité de l'élaboration de liste d'espèces de cohérence qui avait déjà concerné ces deux groupes selon la même méthode de sélection des taxons. La rédaction des fiches nous a permis ici de toucher du doigt les nombreuses différences qui peuvent exister entre vertébrés et invertébrés dans l'appréhension même du phénomène de déplacement. Ces groupes présentent en effet des distinctions majeures dans leur biologie et leur écologie (cycle de vie, métamorphose, mode de déplacement, ...) qui impliquent des variations fortes concernant la mobilité. La prise de recul post-rédaction a donc été essentielle pour ré-homogénéiser les items des fiches de manière à conserver une structuration identique entre vertébrés et invertébrés tout en faisant apparaître clairement leurs divergences.

Une connaissance loin d'être nulle mais certaines lacunes identifiées

Au final, nous faisons le constat que la connaissance est loin d'être nulle sur le sujet des déplacements et des continuités écologiques pour les espèces considérées. La littérature scientifique offre même un recul de quelques décennies sur ces questions, depuis l'émergence de l'écologie du paysage dans les années 1980, et grâce à l'avènement de techniques récentes comme la génétique du paysage. En revanche, cette connaissance est variable selon les espèces et certaines problématiques restent lacunaires dans l'état actuel des connaissances.

V.2. Aspects fondamentaux

Les différentes sources de fragmentation ne sont pas toutes identiquement documentées

La connaissance n'est pas identique pour toutes les sources de fragmentation. Par exemple, l'impact des infrastructures linéaires de transport routier est aujourd'hui bien documenté. Par contre, l'effet est moins étudié pour les infrastructures ferroviaires ou de transport d'énergie et il l'est encore moins pour la lumière artificielle nocturne vue comme barrière. Par ailleurs, la présence ou l'absence des espèces en milieu insulaire pourrait être intéressante à creuser pour faire un parallèle avec la fragmentation sur continent. En l'état nous avons considéré ces informations comme descriptives sans

en tirer de conclusions sur les capacités de dispersion mais il est vrai que l'absence ou non des espèces sur les îles en lien avec la distance île/continent, à la base de la « théorie des îles » de Mac Arthur et Wilson, pourrait être utilisée pour en déduire la sensibilité des espèces à la fragmentation continentale.

Au final, qu'est-ce que la fragmentation ?

Ce travail nous a permis de décortiquer la notion même de fragmentation des habitats. Ce phénomène est bien identifié comme l'une des causes de l'érosion que subit actuellement la biodiversité du fait des activités humaines. Dans le même temps, l'hétérogénéité des paysages est présentée comme un vecteur de forte naturalité. C'est une source de confusion et d'interrogation, par exemple chez les gestionnaires. S'agit-il d'une question de sémantique ou d'une vraie différence écologique ? Il apparaît clairement que la fragmentation des habitats causée par les activités humaines possède des conséquences que n'a pas l'hétérogénéité du paysage, pouvant même aller jusqu'à provoquer le mort directe des individus (phénomène des collisions). Par contre, cette exposition au phénomène des collisions n'est pas documentée pour certaines espèces, notamment pour la quasi-totalité des invertébrés, alors même qu'elle ne doit pas être nul.

Des minimums vitaux souvent inconnus

Les seuils minimaux se sont avérés difficiles à trouver, et même sont introuvables dans la littérature pour la plupart des taxons étudiés. En outre, la plupart du temps, il est possible d'évoquer des valeurs minimales observées plus que de véritables seuils du type « minimum vital ». Dans certains cas, des seuils minimaux sont donnés par des modèles théoriques mais ces seuils ne dépendent donc pas vraiment intrinsèquement de l'écologie de l'espèce. Par ailleurs, la notion de seuil ou de référence n'est parfois pas adaptée au mode d'occupation de l'espace de certaines espèces qui se regroupent en agrégats et ont donc une répartition naturellement hétérogène. A ce titre, la notion de métapopulation est également un concept largement répandu mais la littérature ne permet pas de le confirmer pour toutes les espèces.

VI. COMPILATION DES 39 FICHES

VI.1. Index par noms vernaculaires

Agrion de Mercure (<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840))	1
Azuré des Mouillères (<i>Maculinea alcon</i> (Denis & Schiffermüller, 1775))	2
Azuré du Serpolet (<i>Maculinea arion</i> (Linnaeus, 1758))	3
Bacchante (<i>Lopinga achine</i> (Scopoli, 1763))	4
Barbitiste ventru (<i>Polysarcus denticauda</i> (Charpentier, 1825))	5
Bouvreuil pivoine (<i>Pyrrhula pyrrhula</i> (Linnaeus, 1758))	6
Campagnol amphibie (<i>Arvicola sapidus</i> Miller, 1908)	7
Cerf élaphe (<i>Cervus elaphus</i> Linnaeus, 1758)	8
Chat forestier (<i>Felis silvestris</i> Schreber, 1775)	9
Chouette chevêche (<i>Athene noctua</i> (Scopoli, 1769))	10
Chouette de Tengmalm (<i>Aegolius funereus</i> (Linnaeus, 1758))	11
Cinle plongeur (<i>Cinclus cinclus</i> (Linnaeus, 1758))	12
Conocéphale des roseaux (<i>Conocephalus dorsalis</i> (Latreille, 1804))	13
Cordulégastre bidenté (<i>Cordulegaster bidentata</i> Selys, 1843)	14
Cordulie arctique (<i>Somatoclora arctica</i> (Zetterstedt, 1840))	15
Criquet des Ajoncs (<i>Chorthippus binotatus binotatus</i> (Charpentier, 1825))	16
Criquet palustre (<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825))	17
Criquet tricolore (<i>Paracrinema tricolor bisignata</i> (Charpentier, 1825))	18
Cuivré de la Bistorte (<i>Lycaena belle</i> (Denis & Schiffermüller, 1775))	19
Damier de la Succise (<i>Euphydryas aurinia aurinia</i> (Rottemburg, 1775))	20
Decticelle des bruyères (<i>Metrioptera brachyptera</i> (Linné, 1761))	21
Épithèque bimaculée (<i>Epithea bimaculata</i> (Charpentier, 1825))	22

Gobemouche gris (<i>Muscicapa striata</i> (Pallas, 1764))	23
Gomphe serpent in (<i>Ophiogomphus cecilia</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785))	24
Gorgebleue à miroir (<i>Luscinia svecica</i> (Linnaeus, 1758))	25
Grand rhinolophe (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (Schreber, 1774))	26
Leucorrhine à large queue (<i>Leucorrhinia caudalis</i> (Charpentier, 1840))	27
Lézard ocellé (<i>Timon lepidus</i> (Daudin, 1802))	28
Lézard vivipare (<i>Zootoca vivipara</i> (Jacquin, 1787))	29
Loutre d'Europe (<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758))	30
Pélodyte ponctué (<i>Pelodytes punctatus</i> (Daudin, 1802))	31
Pic cendré (<i>Picus canus</i> Gmelin, 1788)	32
Pie-grièche écorcheur (<i>Lanius collurio</i> Linnaeus, 1758)	33
Pipit farlouse (<i>Anthus pratensis</i> (Linnaeus, 1758))	34
Pouillot siffleur (<i>Phylloscopus sibilatrix</i> (Bechstein, 1793))	35
Semi-Apollon (<i>Parnassius mnemosyne mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758))	36
Sonneur à ventre jaune (<i>Bombina variegata</i> (Linnaeus, 1758))	37
Triton marbré (<i>Triturus marmoratus</i> (Latreille, 1800))	38
Vipère péliade (<i>Vipera berus</i> (Linnaeus, 1758))	39

VI.2. Index par noms scientifiques

<i>Aegolius funereus</i> (Linnaeus, 1758) (Chouette de Tengmalm)	10
<i>Anthus pratensis</i> (Linnaeus, 1758) (Pipit farlouse)	34
<i>Arvicola sapidus</i> Miller, 1908 (Campagnol amphibie)	7
<i>Athene noctua</i> (Scopoli, 1769) (Chouette chevêche)	10
<i>Bombina variegata</i> (Linnaeus, 1758) (Sonneur à ventre jaune)	37
<i>Cervus elaphus</i> Linnaeus, 1758 (Cerf élaphe)	8
<i>Chorthippus binotatus binotatus</i> (Charpentier, 1825) (Criquet des Ajoncs)	16
<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825) (Criquet palustre)	17
<i>Cinclus cinclus</i> (Linnaeus, 1758) (Cinle plongeur)	12
<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840) (Agrion de Mercure)	1
<i>Conocephalus dorsalis</i> (Latreille, 1804) (Conocéphale des roseaux)	13
<i>Cordulegaster bidentata</i> Selys, 1843 (Cordulégastre bidenté)	14
<i>Epithea bimaculata</i> (Charpentier, 1825) (Épithèque bimaculée)	22
<i>Euphydryas aurinia aurinia</i> (Rottemburg, 1775) (Damier de la Succise)	20
<i>Felis silvestris</i> Schreber, 1775 (Chat forestier)	9
<i>Lanius collurio</i> Linnaeus, 1758 (Pie-grièche écorcheur)	33
<i>Leucorrhinia caudalis</i> (Charpentier, 1840) (Leucorrhine à large queue)	27
<i>Lopina achine</i> (Scopoli, 1763) (Bacchante)	4
<i>Luscinia svecica</i> (Linnaeus, 1758) (Gorgebleue à miroir)	25
<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758) (Loutre d'Europe)	30
<i>Lycaena belle</i> (Denis & Schiffermüller, 1775) (Cuivré de la Bistorte)	19
<i>Maculinea alcon</i> (Denis & Schiffermüller, 1775) (Azuré des Mouillères)	2
<i>Maculinea arion</i> (Linnaeus, 1758) (Azuré du Serpolet)	3
<i>Metrioptera brachyptera</i> (Linné, 1761) (Decticelle des bruyères)	21
<i>Muscicapa striata</i> (Pallas, 1764) (Gobemouche gris)	23
<i>Ophiogomphus cecilia</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785) (Gomphe serpent in)	24
<i>Paracnema tricolor bisignata</i> (Charpentier, 1825) (Criquet tricolore)	18
<i>Parnassius mnemosyne mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758) (Semi-Apollon)	36
<i>Pelodytes punctatus</i> (Daudin, 1802) (Pélodyte ponctué)	31

<i>Phylloscopus sibilatrix</i> (Bechstein, 1793) (Pouillot siffleur)	35
<i>Picus canus</i> Gmelin, 1788 (Pic cendré)	32
<i>Polysarcus denticauda</i> (Charpentier, 1825) (Barbitiste ventru)	5
<i>Pyrrhula pyrrhula</i> (Linnaeus, 1758) (Bouvreuil pivoine)	6
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (Schreber, 1774) (Grand rhinolophe)	26
<i>Somatoclora arctica</i> (Zetterstedt, 1840) (Cordulie arctique)	15
<i>Timon lepidus</i> (Daudin, 1802) (Lézard ocellé)	28
<i>Triturus marmoratus</i> (Latreille, 1800) (Triton marbré)	38
<i>Zootoca vivipara</i> (Jacquin, 1787) (Lézard vivipare)	29
<i>Vipera berus</i> (Linnaeus, 1758) (Vipère péliade)	39



Photo Gilles San Martin

L'agrion de mercure

Coenagrion mercuriale



L'Agrion de Mercure

Coenagrion mercuriale (Charpentier, 1840)

Insectes, Odonates (Zygoptères), Coenagrionidés



© Xavier HOUARD

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités de l'Agrion de Mercure, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). L'Agrion de Mercure appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Dupont <i>et al.</i> , 2010 Grand & Boudot, 2006	L'Agrion de Mercure est présent en Europe de l'ouest et en Afrique du Nord. Dans le nord et l'est de son aire de répartition, les populations sont très localisées et/ou en régression (Grand & Boudot, 2006). En France, l'espèce est largement répandue, sauf en Corse, dans les hautes altitudes et au nord à partir de l'Ile-de-France. Elle est absente dans l'extrême nord du pays (Dupont <i>et al.</i> , 2010).
Evolution récente D'après : Dommanget <i>et al.</i> , 2008 Grand & Boudot, 2006 Kalkman <i>et al.</i> , 2010	L'Agrion de Mercure est en régression au nord et à l'est de son aire répartition (Angleterre, Benelux, Allemagne, Suisse). Les populations isolées des Pays-Bas, Slovaquie et Slovénie sont considérées comme éteintes (Grand & Boudot, 2006). Il est classé NT (Quasi menacé) dans la liste rouge européenne des Odonates, et la tendance de population y est décrite comme en régression (Kalkman <i>et al.</i>, 2010). Le document préparatoire à la Liste rouge des Odonates de France (Dommanget <i>et al.</i>, 2008) le considère aussi comme quasi-menacé à l'échelle nationale. Il est protégé en France par l'article 3 de l'arrêté de 2007 et il est inscrit à l'annexe II de la directive Habitats-Faune-Flore.
Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	L'Agrion de Mercure n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et structuration de l'espace	
Habitat D'après : Bensettiti <i>et al.</i> , 2002 Dijkstra & Lewington, 2007 Grand & Boudot, 2006 Rouquette, 2005 Thompson <i>et al.</i> , 2003 Vanappelghem & Hubert, 2010 Site internet PNA Odonates	L'Agrion de Mercure se développe dans les milieux lotiques permanents de faible importance, aux eaux claires, bien oxygénées, oligotrophes à mésotrophes, jusque 1 600 m d'altitude. Ce sont en général des ruisseaux, rigoles, drains, fossés alimentés ou petites rivières. Il peut s'agir également de sources, suintements, fontaines, résurgences... Afin d'être favorables, ils doivent être situés dans les zones bien ensoleillées (zones bocagères, prairies, friches, en forêt dans les clairières...). Idéalement, la végétation aquatique est présente toute l'année, avec un recouvrement entre 50 % et 90 % (Dommanget <i>in</i> Bensettiti <i>et al.</i>, 2002 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Site internet PNA Odonates). La végétation rivulaire ne doit pas être trop haute ni trop dense (Thompson <i>et al.</i>, 2003). En effet, la fermeture du milieu peut être un facteur de diminution des effectifs (Vanappelghem & Hubert, 2010). La ponte est endophytique, en tandem ou non, dans les végétaux immergés ou dans les parties émergées. Les femelles peuvent pondre dans les tiges à tissus relativement mous de divers espèces (Callitriches, Elodées, Potamots...), mais la majorité des observations concerne <i>Berula erecta</i> et <i>Helosciadium nodiflorum</i> (Rouquette, 2005). L'espèce est présente également dans quelques milieux moins typiques : exutoires des tourbières acides, ruisselets très ombragés, sections de cours d'eau récemment curés, ou parfois dans des eaux nettement saumâtres (Lorraine). (Dommanget <i>in</i> Bensettiti <i>et al.</i>, 2002).
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Dommanget <i>in</i> Bensettiti <i>et al.</i> , 2002 Keller <i>et al.</i> , 2012 Rouquette, 2005	L'Agrion de Mercure est une espèce volante à l'âge adulte. Les individus en maturation s'alimentent à proximité de l'habitat de développement larvaire (prairies mésophiles ou humides, mégaphorbiaies, lisières herbacées, friches, chemins ensoleillés...), parfois dans des zones plus éloignées, mais toujours dans ces mêmes milieux (Dommanget <i>in</i> Bensettiti <i>et al.</i>, 2002 ; Rouquette, 2005). Keller <i>et al.</i> (2012) précise que les zones agricoles ouvertes peuvent être également survolées. Les larves sont immobiles ou transportées passivement via la végétation hôte.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Dommanget <i>in</i> Bensettiti <i>et al.</i> , 2002 Hassal & Thompson, 2012	Comme tous les insectes, l'Agrion de Mercure possède un stade larvaire et un stade adulte, séparés par une métamorphose. La larve semble se déplacer très peu : elle reste dans la végétation des zones d'eau calme (Watts <i>et al.</i>, 2006). Les principaux déplacements se font par les adultes, potentiellement dès l'émergence, pendant la phase de maturation sexuelle, puis lorsque qu'ils investissent les zones de reproduction. La durée moyenne de vie d'un adulte est de 7-8 jours (Purse <i>et al.</i>, 2003 ; Watts <i>et al.</i>, 2006). Pour cette espèce, la période de vol et donc les déplacements se répartissent entre mai et septembre dans la moitié nord de la France, et

Purse <i>et al.</i> , 2003 Rouquette, 2005 Thompson <i>et al.</i> , 2003 Watts <i>et al.</i> , 2006	entre avril et début novembre dans la moitié sud. Les individus s'éloignent peu des sites de reproduction, souvent moins de 100 m au cours de la vie de l'individu. Ils peuvent toutefois parcourir parfois des distances de plus d'un kilomètre (recherche d'habitats, de nourriture...). (Watts <i>et al.</i>, 2006 ; Hassall & Thompson, 2012). Lors d'une étude de marquage, 95 % des individus se sont déplacé de moins de 300 m (et 75 % de moins de 100 mètres). D'une manière générale, la dispersion n'excède pas quelques kilomètres : en 1999, Sternberg a noté un déplacement maximal de 3 km (Rouquette, 2005). Mais ces grandes distances concernent plus de la dispersion interpopulationnelle que des mouvements au sein d'une même population (voir plus loin). Les mâles ont tendance à rester toute leur vie dans la même zone, malgré des visites chaque jour sur les sites de repos à proximité (Thompson <i>et al.</i>, 2003). Purse <i>et al.</i> (2003) précisent que dans un habitat favorable continu, les déplacements des adultes au cours de leur vie sont en moyenne de moins de 25 mètres.
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité	Les mâles ne sont pas territoriaux : ils ne défendent pas spécifiquement une partie du cours d'eau.
Densité de population D'après : Dommanget <i>in</i> Bensettiti <i>et al.</i> , 2002	Dommanget (<i>in</i> Bensettiti <i>et al.</i> , 2002) précise que, lors de la reproduction, les populations peuvent compter plusieurs centaines d'individus sur des sections de quelques dizaines de mètres de cours d'eau. Ces populations sont bien plus réduites dans certains microhabitats (suintements, sources...).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Houard, 2008 Purse <i>et al.</i> , 2003 Rouquette & Thompson, 2007	Ce paramètre n'a pas été étudié pour l'instant pour cette espèce. Cependant, il semble que des populations peuvent se maintenir sur des petites surfaces (Houard, 2008), à condition qu'une connexion existe avec d'autres noyaux. D'une manière générale, il semble que ce soit plus l'effectif que la surface d'habitat qui entre en compte pour expliquer la survie ou non d'une population (Rouquette & Thompson, 2007 ; Purse <i>et al.</i> , 2003).
Effectif minimum pour un noyau de population D'après : Dommanget, 2007 Purse <i>et al.</i> , 2003 Rouquette & Thompson, 2007 Thompson <i>et al.</i> , 2003	La taille minimale pour une population viable n'a pas été étudiée précisément pour cette espèce. Cependant, il a été montré que les populations peuvent supporter temporairement des faibles effectifs (sans que l'on connaisse la valeur seuil à ne pas dépasser), si ceux-ci sont ensuite complétés par de l'immigration venue d'autres populations (Thompson <i>et al.</i>, 2003). Néanmoins, des faibles effectifs dans une population augmentent fortement les déplacements d'individus (taux d'émigration et distances) (Rouquette & Thompson, 2007). Si cette population est isolée au sein d'un patch d'habitats défavorables, les individus migrants subiront une forte mortalité car ils ne trouveront pas d'habitat « relais » favorable. Ceci réduit donc encore les effectifs, et peut favoriser l'extinction de la population (Purse <i>et al.</i>, 2003). Dans le cas d'une population isolée, l'effectif minimum vital est donc plus élevé. Quand les conditions favorables ne sont pas toutes réunies, les effectifs peuvent être très réduits, même sur des habitats de grandes surfaces. Par exemple, Dommanget (2007) a pu observer que l'espèce avait pu se maintenir avec des faibles densités dans des zones forestières.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Watts <i>et al.</i> , 2006	Watts <i>et al.</i> (2006) ont montré en Angleterre qu'une population de <i>Coenagrion mercuriale</i> est formée d'un ensemble de sous-populations dont la structure spatiale dépend de la distribution des taches d'habitat favorable à l'échelle du paysage. Ils ont également montré que l'Agrion de Mercure ne se disperse pas librement dès que les habitats sont séparés de plusieurs kilomètres, soulignant ainsi l'importance de maintenir une continuité même à l'échelle locale pour éviter la fragmentation de la population. La distance idéale entre les stations est inférieure au kilomètre (si possible moins de 500 mètres) pour qu'il existe des échanges (Watts <i>et al.</i>, 2006).
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	La dispersion entre populations se fait principalement chez l'adulte, potentiellement dès son émergence. Cependant, il est possible qu'il y ait également de la dispersion passive à l'état larvaire, par transport des larves dans la végétation hôte, lors d'épisodes de fortes crues ou lors d'un faucardage de la végétation aquatique.
Distance de dispersion	Il n'y a pas de valeur connue pour la dispersion larvaire (dispersion passive).
Milieux empruntés et facteurs influents	Le transport passif des larves s'effectue par voie aquatique ou par exportation de la végétation aquatique faucardée.
Fidélité au lieu de naissance	La fidélité au lieu de naissance n'est pas connue et dépend beaucoup de la dispersion passive des larves au cours de leur développement.

Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Jenkins, 1998 Keller <i>et al.</i> , 2012 Purse <i>et al.</i> , 2003 Rouquette, 2005 Thompson & Purse, 1999	Comme indiqué précédemment, les déplacements entre populations sont principalement dus aux phénomènes d'émigration des adultes à la recherche d'un habitat favorable pour la reproduction. Ce taux d'émigration des adultes reste faible : entre 1,3 et 11,4 % (Purse <i>et al.</i>, 2003). Seuls les plus grands déplacements peuvent jouer ce rôle d'émigration, soit ceux supérieurs à quelques centaines de mètres. Des études ont montré que l'Agrion de Mercure ne se déplace pas à plus de 2 km, même si l'habitat est favorable sur une large zone (Purse <i>et al.</i>, 2003) et que ces déplacements longs sont rares (Jenkins, 1998 ; Thompson & Purse, 1999). Rouquette (2005) signale cependant une distance observée de 3 km. La récente étude de Keller <i>et al.</i> (2012) propose que la dispersion puisse être supposée pour des populations séparées de 1,5 à 2 km. Des déplacements plus long mais aussi plus rares semblent être possibles jusqu'à 4,5 km.
Fidélité au site D'après : Purse <i>et al.</i> , 2003	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée et elle est probablement forte : compte tenu de la faible mobilité, la plupart des adultes pondent à proximité immédiate de leur lieu d'émergence (Purse <i>et al.</i>, 2003).
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Keller <i>et al.</i> , 2012 Purse <i>et al.</i> , 2003 Rouquette & Thompson, 2007	Les déplacements se font majoritairement à l'intérieur plutôt qu'entre des stations d'habitat favorable, même s'ils sont séparés de moins de 300 m. De même, les mouvements entre stations se font essentiellement entre des stations proches. Dans une étude en Angleterre, Purse <i>et al.</i> (2003) ont observé que les déplacements entre populations se faisaient préférentiellement le long du cours d'eau, plutôt que entre des sites séparés par un milieu tourbeux. Ils ont également montré que des milieux ouverts humides entre des sites (tourbières, landes humides...) étaient plus facilement traversables que des landes ou prairies sèches. L'Agrion se déplaçant surtout dans la végétation et au ras de l'eau, des tronçons de fossés, mêmes défavorables au développement larvaire de l'espèce peuvent jouer le rôle de corridors écologique entre deux sites pas trop éloignés. Cependant, une récente étude (Keller <i>et al.</i>, 2012) tranche avec ces premières observations. En effet, ils ont montré que les déplacements ne sont pas restreints aux cours d'eau mais concernent également la matrice paysagère. Le vent est un facteur qui influe fortement sur les déplacements : quelques jours de fort vent peuvent empêcher totalement les mouvements d'individus. De faibles effectifs d'adultes dans une population semble augmenter les déplacements (Rouquette & Thompson, 2007).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Cornier, 2007 Dodelin, 2005 Purse <i>et al.</i> , 2003 Röske, 1995 Thompson <i>et al.</i> , 2003 Watts <i>et al.</i> , 2004 Watts <i>et al.</i> , 2006 Watts & Thompson, 2011	Pour cette espèce très peu mobile, la fragmentation est un des impacts les plus importants avec la destruction directe ou la dégradation de l'habitat (modification des berges, gestion des parcelles riveraines, pollution...). A titre d'exemple, la plantation d'une peupleraie affecte également la qualité de l'habitat de prairie humide (drainage par évapotranspiration), tout en impactant la dispersion des individus adultes (Dodelin, 2005 ; Cornier, 2007). Watts <i>et al.</i> (2004) ont montré que, sur leur site d'étude en Angleterre, une voie ferrée ou une autoroute ne constituaient pas une barrière infranchissable, et ce probablement grâce à la présence de petits cours d'eau passant sous les voies et qui semblent favoriser le passage des adultes. En l'absence de ces petits cours d'eau, des infrastructures de cette taille auraient probablement un impact beaucoup plus important. De même, les zones boisées ou de broussailles réduisent très fortement la dispersion, pouvant aller jusqu'à l'empêcher totalement, même entre des sites proches (Purse <i>et al.</i>, 2003 ; Watts <i>et al.</i>, 2004). En empêchant les mouvements d'individus, la fragmentation induit une accumulation de différences génétiques entre les populations et une perte de diversité, dont l'Agrion de Mercure semble sensible (Watts <i>et al.</i>, 2006 ; Watts & Thompson, 2011). Röske (1995) a montré en Allemagne que la plupart des extinctions locales se faisaient sur les populations éloignées des autres populations, et a donc estimé que des réintroductions seraient inefficaces sur de tels sites sans avoir auparavant rétabli une continuité avec les populations voisines (Purse <i>et al.</i>, 2003). Dans un contexte de limite d'aire, les populations sont souvent plus dispersées et avec des abondances plus faibles : le phénomène de fragmentation y est donc plus particulièrement impactant, comme le montrent les études réalisées en Angleterre (Purse <i>et al.</i>, 2003 ; Thompson <i>et al.</i>, 2003 ; Watts <i>et al.</i>, 2006).
Importance de la structure paysagère D'après : Dodelin, 2005 Dupont, 2010 Keller <i>et al.</i> , 2012 Purse <i>et al.</i> , 2003	Les écosystèmes les plus favorables pour <i>Coenagrion mercuriale</i> correspondent principalement à des vallées alluviales de plaine. Actuellement en France, la majeure partie des populations sont liées à des formations anthropogènes, fossés de drainage et petits canaux d'irrigation notamment. Ces formations sont à l'heure actuelle, indispensables pour assurer le maintien du fonctionnement des populations (Dodelin, 2005 ; Dupont, 2010). Les reliefs, une chaîne collinéenne par exemple, semblent gêner les déplacements d'individus, de même que les boisements et les zones urbanisées. Les zones agricoles ouvertes sont par contre plus facilement traversables (Keller <i>et al.</i>, 2012). Les auteurs ont aussi montré que la présence de cours d'eau réduisait les distances de

	dispersion et donc les échanges entre populations éloignées. En effet, lorsqu'un individu dispersant rencontre un milieu qu'il considère comme favorable, il s'y arrête et ne va pas plus loin. Pour que le paysage soit le plus favorable possible, les frontières de broussailles/boisements pourraient être rendues plus perméables (en aménageant des trouées) entre les populations existantes et les sites favorables actuellement non occupés pour faciliter les mouvements de dispersion. Ainsi, une structure paysagère de type « pas japonais » (si possible dans toutes les directions autour des populations sources), permettrait d'augmenter les échanges, notamment entre des sites éloignés de plus de 2 km, grâce aux sites intermédiaires. Les efforts devraient notamment être concentrés pour favoriser la recolonisation de sites proches de colonies existantes, en particulier au sein de vastes réseaux (Purse <i>et al.</i>, 2003). Les sites intermédiaires à conserver/recréer devront être le plus proche possible de l'habitat optimal de développement, et leur localisation devra également tenir compte des éléments de la matrice paysagère qui peuvent plus moins entraver les déplacements (Keller <i>et al.</i>, 2012).
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Le vent est un facteur qui influe fortement sur les déplacements : quelques jours de fort vent peuvent empêcher totalement les mouvements d'individus. D'après une modélisation prospective réalisée à l'échelle de l'Europe, la réponse de l'Agrion de Mercure au changement climatique est variable selon que les modèles prennent ou non en compte sa faible capacité de dispersion : ainsi, son aire de répartition pourrait être fortement réduite à l'horizon 2035 et devenir plus morcelée à l'échelle de la France et de l'Europe (Jaeschke <i>et al.</i>, 2013). Les auteurs précisent que les différences de résultats entre les modèles montrent bien les limites de ce genre d'analyses. De plus, même si cette étude prédictive nous alerte sur les risques climatiques, elle ne peut être utilisée telle quelle pour établir une stratégie de conservation.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Jenkins, 1998 ; Thompson & Purse, 1999) et ont donné des résultats intéressants. Cependant, Thompson & Purse (1999) et Keller <i>et al.</i> (2012) signalent que la proportion d'individus pouvant effectuer des déplacements importants pourrait être sous-estimée par les études de capture-marquage-recapture car seuls les individus matures peuvent être marqués. Or, il est possible que la dispersion soit faite principalement par les jeunes individus juste après leur émergence. Ces individus ne pouvant être capturés sans risquer de les endommager, des études génétiques semblent être le meilleur moyen pour évaluer les échanges entre populations éloignées. La récente étude génétique de Keller <i>et al.</i> (2012) donne ainsi des renseignements importants sur les capacités de dispersion de l'espèce et sur l'influence des éléments du paysage sur les déplacements d'individus.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
D'autres coenagrionidés ont une écologie et des traits de vie comparables à ceux de l'Agrion de Mercure. En particulier, l'Agrion orné (<i>Coenagrion ornatum</i>), espèce de cohérence TVB dans 3 régions (Bourgogne, Centre, Auvergne), peut être considérée de la même façon que l'Agrion de Mercure. Néanmoins, une recherche spécifique demeure nécessaire pour connaître précisément les paramètres de cette espèce.	

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les Insectes et leur Environnement (Opie)

> Relecteur :

Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

BENSETTITI F. & GAUDILLAT V., coord. (2002). "Cahiers d'habitats" Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 7 – Espèces animales. MEDD/MAAPAR/MNHN. La Documentation française, Paris. Pages 301-303 (fiche 1044).

CORNIER A. (2007). Suivi de la population d'Agrion de Mercure, *Coenagrion mercuriale*, à Saint-Sulpice-de-Grimbouville (27). Rapport de stage Licence 3, sous la direction de Christine Dodelin. PNR des Boucles de la Seine Normande, Université de Rouen. 36 pages.

DIJKSTRA K.-D. B. & LEWINGTON R. (2007). *Guide des Libellules de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Paris. 320 pages.

DODELIN C. (2005). *L'Agrion de Mercure en vallée de Risle maritime. Cartographie des populations, conservation de l'habitat et perspectives d'action*. PNR des Boucles de la Seine Normande. 40 pages.

DOMMANGET J.-L. (2007). La faune odonatologique du département des Yvelines : état des connaissances. *Martinia*. Numéro 23, volume 3. Pages 95-108.

DOMMANGET J.-L., PRIOUL B., GAJDOS A., BOUDOT J.-P. (2008). *Document préparatoire à une Liste Rouge des Odonates de France métropolitaine complétée par la liste des espèces à suivi prioritaire*. Société française d'odonatologie (SfO). Rapport non publié. 47 pages.

DUPONT P., coord. (2010). *Plan national d'actions en faveur des Odonates*. Office pour les insectes et leur environnement - Société Française d'Odonatologie - Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer. 170 pp.

GRAND D. & BOUDOT J.-P. (2006). *Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope. 480 pages.

HASSAL C. & THOMPSON D. J. (2012). Study design and mark-recapture estimates of dispersal: a case study with the endangered damselfly *Coenagrion mercuriale*. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 16. Pages 111-120.

HOUARD X. (2008). *Inventaire et diagnostic Habitat de Coenagrion mercuriale et recherche de Oxygastra curtisii – Site Natura 2000 « Risle, Guiel, Charentonne »* (27). Conservatoire des Sites Naturels de Haute Normandie, Direction Régionale de l'Ecologie et du Développement Durable. 40 pages.

JAESCHKE A., BITTNER T., REINEKING B. & BEIERKUHNEIN C. (2013). Can they keep up with climate change? – Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modeling. *Insect Conservation and Diversity*. Volume 6, numéro 1. Pages 93-103.

JENKINS D.K. (1998). A population study of *Coenagrion mercuriale* (Charpentier) in the New Forest. Part 7. Mark/recapture used to determine the extent local movement. *Journal of the British Dragonfly Society*. Volume 14, numéro 1. Pages 1-5.

KELLER D., VAN STRIEN M.J. & HOLDEREGGER R. (2012). Do landscape barriers affect functional connectivity of populations of an endangered damselfly? *Freshwater Biology*. Volume 57. Pages 1373-1384.

KALKMAN V.J., BOUDOT J.P., BERNARD R., CONZE K.J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIC M., OTT J., RISERVATO E. & SAHLEN G. (2010). *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 29 pages.

PURSE B. V., HOPKINS G. W., DAY K. J. & THOMPSON D. J. (2003). Dispersal characteristics and management of a rare damselfly. *Journal of Applied Ecology*. Numéro 40, volume 4. Pages 716-728.

RÖSKE W. (1995). Die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*, Odonata) in Baden-Württemberg-Aktuelle Bestandssituation und erste Erfahrungen mit dem Artenhilfsprogramm. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*. Numéro 4. Pages 29–37.

ROUQUETTE J. R. (2005). *The ecology and conservation requirements of the Southern Damselfly (Coenagrion mercuriale) in chalkstream and fen habitats*. R&D Technical report W1-066 (Thesis). University of Liverpool, UK. 159 pages.

ROUQUETTE J. R. & THOMPSON D. J. (2007). Patterns of movement and dispersal in an endangered damselfly and the consequences for its management. *Journal of Applied Ecology*. Numéro 44, volume 3. Pages 692-701.

THOMPSON D.J. & PURSE B.V. (1999). A search for long-distance dispersal in the Southern Damselfly *Coenagrion mercuriale* (Charpentier). *Journal of the British Dragonfly Society*. Volume 15, numéro 2. Pages 46-50.

THOMPSON D. J., ROUQUETTE J. R. & PURSE B. V. (2003). *Ecology of the Southern Damselfly - Coenagrion mercuriale*. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No 8, English Nature, Peterborough. 26 pages.

VANAPPELGHEM C. & HUBERT B. (2010). Suivi de la population de *Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1840) dans la Réserve naturelle régionale des dunes et hauts de Dannes-Camiers (Pas-de-Calais). *Martinia*. Numéro 23, volume 3-4. Pages 131-137.

WATTS P. C., ROUQUETTE J. R., SACCHERI I. J., KEMP S. J. & THOMPSON D. J. (2004). Molecular and ecological evidence for small scale isolation by distance in an endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*. *Molecular Ecology*. Numéro 13, volume 10. Pages 2931-2945.

WATTS P. C., ROUSSET F., SACCHERI I. J., LEBLOIS R., KEMP S. J. & THOMPSON D. J. (2006). Compatible genetic and ecological estimates of dispersal rates in insect (*Coenagrion mercuriale*: Odonata: Zygoptera) populations: analysis of 'neighbourhood size' using a more precise estimator. *Molecular Ecology*. Numéro 16. Pages 737-751.

WATTS P. C. & THOMPSON D. J. (2011). Developmental plasticity as a cohesive evolutionary process between sympatric alternate-year insect cohorts. *Heredity*. Pages 1-6.

Site internet du *Plan National d'Actions en faveur des Odonates*, page de *Coenagrion mercuriale* (<http://odonates.pnaopie.fr/coenagrion-mercuriale>), consulté en janvier 2012.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de l'Agrion de Mercure (Coenagrion mercuriale (Charpentier, 1840)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 6 pages.



Photo David Demerges

L'azuré des mouillères

Maculinea alcon

L'Azuré des mouillères

Maculinea alcon (Denis & Schiffermüller, 1775)

Écotypes *alcon* et *rebeli*

Insectes, Lépidoptères (Rhopalocères), Lycaenidés



© David DERMERGES

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités de l'Azuré des mouillères, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). L'Azuré des mouillères appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :
Dupont, 2010
Dupont & Bachelard, 2010
Lafranchis, 2000
Site internet PNA *Maculinea*

L'espèce *Maculinea alcon* regroupe deux écotypes qui étaient jusque récemment considérés comme des espèces différentes : l'Azuré des mouillères (*alcon*) et l'Azuré de la Croisette (*rebeli*) (Dupont, 2010). Ces deux écotypes ne sont pas différenciables à vue l'un de l'autre. Par contre, leurs habitats sont très différents : le premier se développe dans des milieux humides, et le second dans des milieux secs. Les deux écotypes sont présents de l'Ouest de l'Europe au Sud-est de la Sibérie (Dupont, 2010).

On trouve l'écotype « *rebeli* » surtout dans les zones de montagne (Pyrénées, Alpes, Balkans, Carpates et montagne du Sud de la Sibérie). Les populations sont plus dispersées en dehors de ces massifs (Lafranchis, 2000 ; Dupont, 2010). En France, il est surtout présent dans le Jura, les Alpes et les Pyrénées, mais des populations localisées existent également dans le Massif Central et dans le Nord du pays (Dupont, 2010 ; Site internet PNA *Maculinea*).

L'écotype « *alcon* » a une répartition très localisée, sauf en Auvergne où l'on observe les plus fortes populations françaises. Néanmoins, il est potentiellement présent dans tous les départements, à l'exception du domaine méditerranéen (Dupont & Bachelard, 2010). La carte des observations montre bien une distribution très dispersée mais répartie sur une bonne partie de la France (Site internet PNA *Maculinea*).

Evolution récente

D'après :
Dupont, 2010
Lafranchis, 2000
Maurin & Keith, 1994
UICN France *et al.*, 2012
Van Swaay & Warren, 1999
Van Swaay *et al.*, 2010

Les deux écotypes sont en régression à cause de la réduction de leurs habitats et de l'isolement des populations (Van Swaay & Warren, 1999). Ils ont ainsi disparu de plusieurs départements, en particulier dans la moitié Nord de la France (Lafranchis, 2000 ; Dupont, 2010).

L'espèce était auparavant classée « Vulnérable » sur la liste rouge européenne (Van Swaay & Warren, 1999), mais depuis la mise à jour de 2010 elle est maintenant considérée comme « Quasi-menacée », voire même « Préoccupation mineure » si on considère l'ensemble de l'Europe géographique et pas seulement les 27 États membres (Van Swaay *et al.*, 2010). En France, elle était classée « En danger » dans la liste rouge publiée en 1994 (Maurin & Keith, 1994). La liste rouge actuelle la classe maintenant « Quasi-menacée » (UICN France *et al.*, 2012).

Par ailleurs, elle est protégée en France par l'article 3 de l'arrêté de 2007.

Phylogénie et phylogéographie

D'après :
Dupont, 2010

Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

Des informations à ce sujet pourront notamment être trouvées dans le document de Dupont (2010) et dans les sources qu'il cite.

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce

L'Azuré des mouillères n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et structuration de l'espace

Habitat

D'après :
Arnyas *et al.*, 2006
Chylova & Münzbergova, 2008
Clarke *et al.*, 2005
Dupont, 2010
Dupont & Bachelard, 2010
Elmes *et al.*, 1998
Forgeot, 2007
Habel *et al.*, 2007
Korösi, 2005
Lafranchis, 2000
LSPN, 1987
Maes *et al.*, 2004
Meyer-Hozak, 2000
Mouquet *et al.*, 2005
Nowicki *et al.*, 2007
Oosermeijer *et al.*, 1994
Opie/Proserpine, 2009
Thomas & Elmes, 2001
Van Dyck *et al.*, 2000
WallisDeVries, 2004

Les deux écotypes ont des habitats très différents et sont donc traités séparément dans cette partie. Dans les deux cas, le milieu de vie dépend de la présence de deux espèces hôtes : une Gentiane et une fourmi du genre *Myrmica*, nécessaires au développement de la chenille. L'habitat doit donc répondre aux exigences de ces deux espèces.

L'Azuré de la Croisette (écotype « *rebeli* ») est lié à des milieux herbacés mésoxérophiles à xérophiles, jusqu'à 2 000 mètres d'altitude (LSPN, 1987 ; Opie/Proserpine, 2009). Les adultes sont floricoles et se nourrissent essentiellement sur divers fabacées. En France, les chenilles se développent le plus souvent sur la Gentiane croisette (*Gentiana cruciata*), mais d'autres plantes hôtes sont possibles. Dans les Cévennes et localement dans le Jura, le développement larvaire se fait sur la Gentiane jaune (*Gentiana lutea*). En Ariège et en Ardèche, des observations ont été faites sur la Gentiane des champs (*Gentiana campestris*) et la Gentiane de Burser (*Gentiana burseri*). Des œufs ont également été vu sur la Gentiane d'Allemagne (*Gentianella germanica*) en Alsace et dans la Marne (LSPN, 1987 ; Lafranchis, 2000 ; Dupont, 2010, Lecompte R. & Antoine A., com. pers.).

La Gentiane croisette se retrouve dans diverses pelouses et prairies souvent calcicoles : clarières forestières, ourlets des lisières, pelouses montagnardes (Dupont, 2010). Elle est principalement liée au pâturage et la gestion passée est un facteur important pour expliquer la présence de l'espèce : elle est absente des pelouses calcicoles issues d'un abandon récent de parcelles cultivées, mais est plutôt abondante sur les pelouses anciennes, non cultivées depuis longtemps (Chylova & Münzbergova, 2008 ; Dupont, 2010). La Gentiane jaune est une espèce de montagne qui se retrouve dans des milieux similaires et la Gentiane des champs se développe principalement sur des pelouses acidiphiles pâturées des étages montagnards à alpins (Dupont, 2010).

La fourmi hôte de l'écotype « *rebeli* » semble être principalement *Myrmica schencki* en Europe. D'autres espèces sont observées, dont cinq en France : *M. rugulosa*, *M. sabuleti*, *M. scabrinodis*, *M. speciosus* et *M. sulcinodis*. Néanmoins, le comportement de soin prodigué par les fourmis pourrait n'avoir lieu qu'avec *M. schencki*. Si la chenille est recueillie par *M. sabuleti*, elle sera bientôt négligée et périra (LSPN, 1987). *M. schencki* est une espèce thermophile qui recherche les milieux ouverts bien ensoleillés avec une faible couverture végétale (Elmes *et al.*, 1998 ; Dupont, 2010).

	D'une manière générale, l'environnement optimal pour l'Azuré de la Croisette (écotype « <i>rebeli</i> ») est un complexe d'habitats sur substrat calcaire renfermant un réseau de milieux ouverts herbacés liés à du pâturage et présentant au même endroit des pieds de plante hôte et des nids de fourmi hôte (Dupont, 2010) dans des quantités suffisantes pour garantir leur pérennité. L'Azuré des mouillères (écotype « <i>alcon</i> ») se retrouve principalement dans les prairies humides jusqu'à 1 400 mètres d'altitude (Lafranchis, 2000 ; Dupont, 2010). Les milieux bien abrités par la proximité de roselières, d'arbres et de buissons lui sont particulièrement favorables (LSPN, 1987). La principale plante hôte est la Gentiane pneumonanthe (<i>Gentiana pneumonanthe</i>), mais en Allemagne, des observations ont été faites sur <i>Gentiana asclepiadea</i> (Dupont, 2010). La Gentiane pneumonanthe est caractéristique de formations herbacées sur sols humides plus ou moins acides, pouvant être tourbeux (prairies et landes humides, tourbières...). Lors de la fermeture d'une prairie par les ligneux, une forme végétative de la Gentiane peut perdurer 50 ans, mais ne permet pas le développement de l'Azuré à cause de l'absence de fleurs sur lesquelles la femelle pond (Maes <i>et al.</i>, 2004 ; Mouquet <i>et al.</i>, 2005 ; Habel <i>et al.</i>, 2007 ; Dupont, 2010). Ainsi, la seule présence de Gentianes ne garantit pas que le milieu soit favorable à l'Azuré. En France, l'espèce de fourmi hôte semble être principalement <i>Myrmica scabrinodis</i>. Cependant, en Europe, d'autres espèces ont pu être observées : <i>M. rubra</i>, <i>M. ruginodis</i>, <i>M. vandeli</i> (Van Dyck <i>et al.</i>, 2000 ; Dupont, 2010). Une étude en Belgique et en Hollande a montré que la chenille peut être adoptée par n'importe quelle fourmi du genre <i>Myrmica</i>, mais que sa survie n'est possible que dans les nids de l'espèce hôte, <i>Myrmica ruginodis</i> dans le cas de cette étude (Van Dyck <i>et al.</i>, 2000). <i>Myrmica scabrinodis</i> est thermophile et tolérante à l'humidité du sol. On la rencontre aussi bien dans des prairies humides que dans des pelouses mésoxérophiles. Elle évite cependant les milieux xériques. Dans les milieux très humides, subissant régulièrement des inondations hivernales, les nids sont observés au niveau des touradons de molinie (Dupont, 2010). D'une manière générale, l'environnement optimal pour l'Azuré des mouillères (écotype « <i>alcon</i> ») est un ensemble de zone humides de plaines ou de moyennes montagnes, contenant des formations anthropogènes (prairies ou landes) liées à une gestion passée (notamment par fauche ou pâturage) et présentant au même endroit des pieds de plante hôte dans leur forme non végétative et des nids de fourmi hôte (Dupont, 2010) dans des quantités suffisantes pour garantir leur pérennité. Pour les deux écotypes, la végétation ne doit pas être trop haute ni trop dense pour que les femelles puissent avoir accès aux pieds de gentianes : ceux-ci doivent dépasser de leur environnement (Habel <i>et al.</i>, 2007 ; Nowicki <i>et al.</i>, 2007). Les œufs sont pondus séparément ou en petits groupes sur les boutons floraux, mais aussi sur les tiges et feuilles proches de l'inflorescence (LSPN, 1987 ; Arnyas <i>et al.</i>, 2006). Les pieds de Gentiane utilisés pour la ponte sont de grande taille, dépassant la végétation ambiante et présentant de nombreux boutons floraux (LSPN, 1987 ; Meyer-Hozak, 2000 ; Thomas & Elmes, 2001). Le nombre d'œufs sur un même bouton floral peut dépasser la dizaine (Dupont, 2010). Les grandes plantes peuvent ainsi abriter 50 à 100 chenilles, avec un maximum de 4 à 6 par fleur (LSPN, 1987). Van Dyck <i>et al.</i> (2000) ont montré par une étude sur l'écotype « <i>alcon</i> » que les femelles pondent préférentiellement sur des plantes hôtes proches des nids de fourmis hôtes, au moins au début de la saison de ponte. Cependant, les auteurs précisent ne pas savoir si les femelles détectent les fourmis hôtes ou si le choix de certains pieds de Gentiane (selon leur état phénologique) favoriserait de manière indirecte des micro-habitats favorables à la fourmi. Thomas & Elmes (2001) ont montré par une étude sur l'écotype « <i>rebeli</i> » que la deuxième hypothèse semble la plus probable et ils considèrent que les deux écotypes ont très probablement le même comportement. Quelle que soit l'hypothèse, ce phénomène pourrait être en partie contrebalancé par une compétition intra-spécifique ou par un effet dissuasif pour la femelle quand plusieurs œufs sont déjà présents sur la plante hôte (Van Dyck <i>et al.</i>, 2000). Afin d'éviter un développement trop important de la végétation et une fermeture du milieu, une gestion des stations peut être nécessaire. Le pâturage semble être la meilleure gestion pour permettre à la fois le développement des gentianes et des fourmis. En effet, la fauche pourrait être défavorable aux populations de fourmis (LSPN, 1987). De plus, si elle est efficace pour maintenir un nombre important de gentianes à un stade favorable à l'azuré, elle ne permet pas un renouvellement des populations de gentianes. Au contraire, le pâturage amène, grâce au piétinement, la présence de sol nu nécessaire à la germination, notamment au niveau des sentes créées par le passage répété des animaux (Forgeot, 2007). Néanmoins, il peut être utile de retirer le bétail des zones de gentianes pendant la période de développement des pieds, car la gentiane semble très appétante, notamment pour les bovins et les ovins (WallisDeVries, 2004 ; Clarke <i>et al.</i>, 2005 ; Korösi, 2005 ; Dupont & Bachelard, 2010). WallisDeVries (2004) précise que le pâturage et l'étrépage localisé peuvent être tous les deux favorables, mais que la combinaison des deux peut par contre se révéler préjudiciable pour la survie de la population. L'auteur insiste sur l'importance d'une hétérogénéité spatiale des micro-habitats : les fourmis ont besoin de végétation bien établie, notamment en milieu humide pour l'écotype « <i>alcon</i> », alors que les pieds de gentianes doivent dépasser de la végétation environnante pour être accessibles à la ponte. Le pâturage (notamment grâce au piétinement et aux refus) permet cette hétérogénéité. En cas d'étrépage, il faut également la respecter en agissant à micro-échelle : créer des zones de sol nu favorable à la germination de la Gentiane, tout en préservant de la végétation bien établie où s'installent les nids de fourmi hôte. Ce micro-étrépage doit se faire à proximité immédiate des nids de fourmi hôte étant donné le faible rayon d'action des fourmis (Mouquet <i>et al.</i>, 2005 ; Habel <i>et al.</i>, 2007), et également à proximité des pieds de Gentiane existants car ces espèces n'ont pas de banque de graines (Oosermeijer <i>et al.</i>, 1994).
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.

Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Clarke <i>et al.</i>, 2005 Dupont, 2010 Hovestadt, 2005 LSPN, 1987 Schönrogge <i>et al.</i>, 2010 WallisDeVries, 2004	Les adultes se déplacent en volant. Ils restent majoritairement dans leur zone d'habitat favorable (Hovestadt, 2005). Le milieu de déplacement est donc la prairie ou pelouse sur laquelle se développe la population. A l'intérieur de cette population, les adultes se déplacent à la recherche des femelles ou de zones riches en plantes hôtes. Des observations précisent qu'ils longent souvent les lisières de boisements ou de roselières bordant leur habitat (LSPN, 1987). Ces éléments du paysage structurent donc les déplacements en orientant leurs directions. La chenille ne se déplace pas. Après l'éclosion, les trois premiers stades larvaires restent dans les inflorescences de la plante hôte (Dupont, 2010), dont les chenilles consomment les parties florales et l'ovaire (LSPN, 1987). Elles passent ainsi deux à trois semaines dans la plante-hôte (WallisDeVries, 2004). Après la dernière mue larvaire, la chenille se laisse tomber au sol et est recueillie par une fourmi hôte qui la transporte dans sa fourmilière. Les chenilles sont nourries par les ouvrières au détriment de leurs propres larves (comportement de « coucou »), et peuvent aussi consommer le couvain (LSPN, 1987 ; WallisDeVries, 2004 ; Clarke <i>et al.</i>, 2005 ; Dupont, 2010). Une partie des chenilles reste environ 10 mois dans la fourmilière où elles se nymphosent l'année suivante et le reste des chenilles se maintient une année supplémentaire dans la fourmilière (Schönrogge <i>et al.</i>, 2010).
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Arnyas <i>et al.</i>, 2005 Bachelard, 2008 Dupont, 2010 Habel <i>et al.</i>, 2007 Hovestadt, 2005 LSPN, 1987 Maes <i>et al.</i>, 2004 Meyer-Hozak, 2000 Nowicki <i>et al.</i>, 2005b Nowicki <i>et al.</i>, 2009 Van Dyck <i>et al.</i>, 2000	Les chenilles se déplacent très peu et ne participent donc pas aux déplacements (Van Dyck <i>et al.</i>, 2000). C'est donc l'adulte volant qui participe exclusivement aux déplacements de l'espèce. La période de vol de l'Azuré de la Croisette (écotype « <i>rebeli</i> ») dure entre 20 et 31 jours (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b) et s'étale entre mi-mai et fin juillet. Elle varie selon l'altitude et la latitude, mais aussi localement en fonction de la période de floraison de la plante hôte. Par exemple dans le Jura, des périodes de vol sur <i>Gentiana cruciata</i> et <i>Gentiana lutea</i> diffèrent d'une quinzaine de jours (Dupont, 2010). L'espérance de vie maximale d'un adulte est estimée à 13 jours (Meyer-Hozak, 2000). Cependant, sur le terrain, la durée de vie moyenne varie de 3,5 à 6,5 jours (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b). L'Azuré des mouillères (écotype « <i>alcon</i> ») a une période de vol qui varie de 15 à 36 jours et qui s'étale entre mi-juin et fin août. La durée de vie moyenne des individus se situe entre 2 et 2,7 jours (Nowicki <i>et al.</i>, 2009). Pour les deux écotypes, on observe donc une grande différence entre la période de vol et la durée de vie. Ainsi, à un moment donné, seule une petite partie des adultes sont en vol : les émergences sont très étalées. Pendant le pic d'abondance, seuls 11 à 46 % des adultes de la population sont en vol (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b). Les autres sont déjà morts ou pas encore émergés. De plus, les périodes de vol peuvent varier (en date et en durée) en fonction des conditions météorologiques, et notamment de la pluviosité (Arnyas <i>et al.</i>, 2005). Les femelles peuvent s'accoupler très rapidement après l'émergence et commencent à rechercher des sites de ponte dès le premier jour (Bachelard, 2008). L'Azuré des mouillères, de même que l'ensemble des espèces de <i>Maculinea</i>, se caractérise par une très faible mobilité (Maes <i>et al.</i>, 2004). Des études de capture-marquage-recapture en Hollande a montré que la plupart des individus parcourent moins de 50 mètres et que seule une petite proportion dépassent les 150 mètres (Maes <i>et al.</i>, 2004 ; Habel <i>et al.</i>, 2007). Les déplacements plus importants sont rares et ils concernent plus la dispersion que les déplacements intra-sites (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b). Les mâles et les femelles n'ont pas le même comportement de vol. Alors que les premiers volent souvent et parfois assez haut à la recherche des femelles, celles-ci sont moins mobiles et se déplacent au ras de la végétation pour rechercher les plantes hôtes (Arnyas <i>et al.</i>, 2005). Les déplacements des femelles peuvent donc être plus ou moins longs selon la densité des pieds de gentianes (Maes <i>et al.</i>, 2004).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité	Aucune information n'a pu être trouvée à ce sujet pour cette espèce.
Densité de population D'après : Clarke <i>et al.</i>, 1998 Elmes <i>et al.</i>, 1998 Habel <i>et al.</i>, 2007 Jensen, 1981 Kéry <i>et al.</i>, 2001 Nowicki <i>et al.</i>, 2007 Seifert, 1988 Stankiewicz <i>et al.</i>, 2005 Thomas <i>et al.</i>, 1998 Thomas & Elmes, 2001 WallisDeVries, 2004	Les espèces du genre <i>Maculinea</i>, dont l'Azuré des mouillères, quel que soit l'écotype, forment généralement des petites populations de quelques centaines d'individus (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b ; Nowicki <i>et al.</i>, 2007). En Europe, les populations comptent souvent moins de cent individus car les surfaces d'habitats favorables encore disponibles ne permettent que rarement d'héberger des populations importantes (LSPN, 1987 ; New, 1993). Dans un milieu favorable, la capacité d'une station est estimée à environ 300 adultes par hectare pour l'écotype « <i>alcon</i> » et entre 450 et 650 adultes par hectare pour l'écotype « <i>rebeli</i> » (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b). Cependant, des variations très fortes de densité sont observées entre les sites. Ainsi, une synthèse de différentes études donne une fourchette de 10 à 1 000 individus par hectare (Mouquet <i>et al.</i>, 2005). Les effectifs peuvent varier de manière importante entre les années, même si ces variations semblent légèrement moins importantes chez <i>Maculinea alcon</i> que chez les autres espèces du même genre (WallisDeVries, 2004 ; Nowicki <i>et al.</i>, 2007). Cependant, une étude comparative entre l'écotype « <i>alcon</i> » et <i>Maculinea teleius</i> réalisée en Italie a montré que cette différence entre espèces pouvait être peu importante et dépendait beaucoup des paramètres locaux (Nowicki <i>et al.</i>, 2005a). En effet, des conditions climatiques défavorables peuvent avoir des conséquences importantes sur la dynamique des populations et peuvent ainsi entraîner des variations d'effectifs. De plus, ces variations ne sont généralement pas synchrones entre des stations proches (Habel <i>et al.</i>, 2007). Les variations peuvent également être liées à des

	interactions densité-dépendantes entre l'Azuré et la fourmi hôte. Ce pourrait d'ailleurs être la principale explication des variations interannuelles observées au sein d'un même site (Nowicki <i>et al.</i> , 2009 ; Dupont, 2010).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Clarke <i>et al.</i>, 1998 Elmes <i>et al.</i>, 1998 Habel <i>et al.</i>, 2007 Jensen, 1981 Kéry <i>et al.</i>, 2001 Nowicki <i>et al.</i>, 2007 Seifert, 1988 Stankiewicz <i>et al.</i>, 2005 Thomas <i>et al.</i>, 1998 Thomas & Elmes, 2001 WallisDeVries, 2004	La surface minimale n'est pas connue, mais des populations peuvent être trouvées sur des petites surfaces. Par exemple, en Pologne, la plupart des stations de l'écotype « <i>alcon</i> » font entre 0,5 et 2 hectares (Stankiewicz <i>et al.</i>, 2005). Cependant, les auteurs précisent que l'espèce est vulnérable dans ce pays : les populations peuvent ne pas être viables à long terme. Il semble que les densités de fourmis hôtes et de plantes hôtes soient également importantes, en plus de la surface de la station en elle-même (WallisDeVries, 2004 ; Nowicki <i>et al.</i>, 2007). Ainsi, une densité importante de fourmilières est un paramètre favorisant la stabilité des populations car il faut que les pieds de gentianes où se trouvent les chenilles se situent dans le périmètre d'exploration des ouvrières autour de la fourmilière. Par exemple, au Danemark pour la fourmi hôte de l'écotype « <i>rebeli</i> », Jensen (1981 <i>in</i> Dupont, 2010) a montré que cette surface était de 11 m², soit un rayon d'environ 2 mètres. Les résultats sont similaires pour la fourmi hôte de l'écotype « <i>alcon</i> » (Elmes <i>et al.</i>, 1998). A partir de ces résultats, on estime que le nid doit être situé, de manière optimale, dans un rayon de 1 à 2 mètres autour du pied de gentianes (Clarke <i>et al.</i>, 1998 ; Dupont, 2010). En Allemagne, Seifert (1988 <i>in</i> Dupont, 2010) signale que la densité des fourmilières de <i>Myrmica schencki</i> varie selon les stations entre 3,35 nids/100 m² et 13,0 nids/100 m² et que celle des fourmilières de <i>Myrmica scabrinodis</i> présente une densité moyenne de 19 nids/100 m² mais peut atteindre 109 nids/100 m². L'abondance de la Gentiane est également un facteur important. Clarke <i>et al.</i> (1998) ont montré que la densité optimale de pieds de Gentiane croisettes sur un site est de 1 500 par hectare. Au minimum, une vingtaine de pieds sur la station semble être nécessaire pour permettre à une population d'Azuré de se développer et de perdurer (Kéry <i>et al.</i>, 2001 ; Habel <i>et al.</i>, 2007). Cependant, il faut que ces pieds soient présents dans le périmètre d'action des fourmis pour être favorables. C'est la combinaison des deux espèces hôtes qui est importante. Ainsi, pour qu'un site puisse accueillir une population viable, il faut que la coexistence plante-fourmi représente au moins 10 % de sa surface (Thomas <i>et al.</i>, 1998 ; Thomas & Elmes, 2001). De plus, il vaut mieux que les pieds de gentianes soient répartis régulièrement sur l'ensemble de la station plutôt que concentré sur certaines zones. En effet, les chenilles sont ainsi mieux réparties et cela limite la compétition intra-spécifique dans les nids de fourmis hôtes. En effet, un même nid ne peut pas héberger plus de 20 chenilles (Habel <i>et al.</i>, 2007).
Effectif minimum pour un noyau de population D'après : Habel <i>et al.</i>, 2007	Des études ont montré que de très petites populations (quelques dizaines d'individus) peuvent se maintenir parfois longtemps, mais elles ne sont pas à l'abri d'extinctions qui peuvent être définitives si d'autres populations ne sont pas présentes à proximité pour recoloniser la station (Habel <i>et al.</i>, 2007).
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Arnyas <i>et al.</i>, 2005 Clarke <i>et al.</i>, 1998 Dupont, 2010 Habel <i>et al.</i>, 2007 Louveaux <i>et al.</i>, 2004 Mouquet <i>et al.</i>, 2005 Nowicki <i>et al.</i>, 2007 Thomas <i>et al.</i>, 1998 WallisDeVries, 2004	L'espèce s'organise en métapopulations, avec des ensembles de sous-populations dont la structure spatiale dépend de la distribution des taches d'habitats favorables à l'échelle du paysage (Clarke <i>et al.</i>, 1998 ; Habel <i>et al.</i>, 2007 ; Nowicki <i>et al.</i>, 2007). Une métapopulation nécessite des échanges d'individus entre stations. Sa viabilité est donc tributaire de l'agencement spatial des sites renfermant des conditions optimales (Clarke <i>et al.</i>, 1998 ; Dupont, 2010) : elle dépend de la qualité et de la taille des différentes zones d'habitat favorable, ainsi que de leur isolement respectif (WallisDeVries, 2004). Ces paramètres clés se retrouvent également à l'échelle d'une station : l'occupation d'une surface d'habitat favorable dépend de la taille de cette surface, de l'abondance des plantes hôtes et des fourmis hôtes et de la connectivité par rapport aux stations voisines (WallisDeVries, 2004 ; Habel <i>et al.</i>, 2007 ; Nowicki <i>et al.</i>, 2007). Au sein d'une métapopulation, il peut y avoir des variations d'effectif importantes entre les années et ces variations ne sont généralement pas synchrones entre les stations proches (Habel <i>et al.</i>, 2007 ; Dupont, 2010). Elles peuvent être liées aux conditions météorologiques, à des inondations temporaires, mais également aux ressources trophiques (inflorescences de la plante hôte et fourmilières de la fourmi hôte) et à l'impact du parasitisme. Des modélisations ont montré que ces deux derniers paramètres sont densité-dépendants, ce qui peut provoquer des phénomènes oscillatoires sur l'évolution temporelle des effectifs (Mouquet <i>et al.</i>, 2005 ; Habel <i>et al.</i>, 2007 ; Dupont, 2010). De plus, les populations (essentiellement les petites) peuvent être soumises à des extinctions locales, avant d'être recolonisées par des individus venant de populations voisines (Thomas <i>et al.</i>, 1998). Ce phénomène est un fonctionnement normal pour une métapopulation. Les grosses populations ne sont pas non plus à l'abri de disparitions occasionnelles liées à des phénomènes stochastiques (Habel <i>et al.</i>, 2007). Par exemple, dans le PNR Brenne, une population a disparu, probablement à cause de conditions climatiques défavorables ayant entraîné un milieu trop humide et donc un retard de la floraison de la Gentiane qui n'était plus synchronisée avec la période de vol de l'Azuré (Louveaux <i>et al.</i>, 2004 <i>in</i> Dupont, 2010). WallisDeVries (2004) ont estimé pour leur étude sur l'écotype « <i>alcon</i> » que des patches d'habitat séparés de plus de 500 mètres pouvaient être considérés comme des populations distinctes. Sur le même écotpe, Habel <i>et al.</i> (2007) ont eux choisi de considérer comme populations différentes des surfaces favorables séparées par au moins 250 mètres. Enfin, en Pologne, une métapopulation présente des patches d'habitat favorable séparés par des distances de 300 à 700 mètres et même avec ces distances, les échanges se sont révélés être faibles (Nowicki <i>et al.</i>, 2007).

	La distance maximale entre les différentes populations est directement liée à la capacité de dispersion de l'espèce. Les différentes populations d'une métapopulation doivent donc être espacées d'une distance inférieure au déplacement maximal observé (2 km pour l'écotype « <i>alcon</i> » et 3 km pour l'écotype « <i>rebeli</i> »). Pour que les échanges soient possibles, on estime qu'il faut entre les sites moins de 1 000 mètres pour l'écotype « <i>alcon</i> » et moins de 1 500 mètres pour l'écotype « <i>rebeli</i> » (Dupont, 2010). Par exemple, lors d'une étude en Hongrie sur l'écotype « <i>rebeli</i> », aucun échange d'individus n'a pu être observé entre deux stations séparées de 1,5 kilomètres (Arnyas <i>et al.</i>, 2005). Ces valeurs semblent donc être des maximales. D'une manière générale, au-delà de 2,5 kilomètres environ, les populations peuvent être considérées comme très isolées (WallisDeVries, 2004).
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Les déplacements de la chenille sont extrêmement faibles : elles ne participent pas à la dispersion.
Distance de dispersion D'après : Van Dyck <i>et al.</i> , 2000	Les déplacements larvaires n'ont pas été étudiés mais sont faibles (Van Dyck <i>et al.</i> , 2000).
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent uniquement sur la plante-hôte où était l'œuf. Elles sont ensuite transportées par une fourmi.
Fidélité au lieu de naissance	Etant donné les faibles déplacements de la larve, elle reste durant tout son développement sur son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Habel <i>et al.</i> , 2007 Hovestadt, 2005 Nowicki <i>et al.</i> , 2005b WallisDeVries, 2004	Les déplacements entre populations sont dus à des phénomènes d'émigration des adultes à la recherche d'un habitat favorable (nectar ou plante hôte). Il est donc difficile de séparer les déplacements liés à la dispersion des déplacements quotidiens. Néanmoins, il semble que ces déplacements de dispersion soient rares (Hovestadt, 2005). Ainsi, pour l'écotype « <i>rebeli</i> », Nowicki <i>et al.</i> (2005b) estiment entre 2 et 5 % la proportion d'individus effectuant au moins un mouvement inter-sites. Cette proportion n'a pas été estimée pour l'écotype « <i>alcon</i> », mais elle est probablement du même ordre. Chez l'Azuré de la Croisette (écotype « <i>rebeli</i> ») la moyenne des déplacements entre les sites se situe entre 100 et 300 mètres et le maximum de déplacement observé est de 3 kilomètres (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b). L'Azuré des mouillères (écotype « <i>alcon</i> ») a quant à lui une moyenne de déplacements entre les sites située entre 50 et 300 mètres, avec un maximum de déplacement observé de 2 kilomètres (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b). Cependant, une colonisation à une distance de presque 7 kilomètres et une autre à 14 kilomètres ont pu être constatées, sans être observées directement (WallisDeVries, 2004 ; Habel <i>et al.</i>, 2007). Des déplacements longs semblent donc possibles même s'ils restent très rares.
Fidélité au site D'après : Nowicki <i>et al.</i> , 2005b	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée. Elle peut être considérée comme assez importante, car seuls 2 à 5 % des individus sont considérés comme se déplaçant entre les sites (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b). Les autres restent dans le patch d'habitat d'où ils ont émergés.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Arnyas <i>et al.</i> , 2005 Dover & Settele, 2008 Habel <i>et al.</i> , 2007 Maes <i>et al.</i> , 2004 Nowicki <i>et al.</i> , 2005b Nowicki & Vrabec, 2011	Les zones de lisières et les zones abritées des vents dominants (boisements, haies...) structurent les déplacements des adultes au sein du paysage : ils pourront être enclins à les longer (Arnyas <i>et al.</i>, 2005 ; Dover & Settele, 2008). Mais ils jouent également le rôle de barrières contre la dispersion : des observations montrent que les adultes retournent vers leur habitat favorable quand ils rencontrent une lisière forestière (Maes <i>et al.</i>, 2004 ; Habel <i>et al.</i>, 2007). Selon qu'ils sont parallèles ou en travers de la direction de vol de l'adulte, ces éléments du paysages peuvent donc influencer différemment la dispersion en la favorisant ou en la réduisant. Une étude a également pu montrer un effet de la densité d'adultes sur la dispersion chez deux autres espèces du genre <i>Maculinea</i>. Ainsi, quand la densité devient trop importante, les adultes (et particulièrement les femelles avant la ponte) ont plus tendance à se disperser en dehors du patch afin d'éviter une trop grande concurrence (Nowicki & Vrabec, 2011). Il est probable que ce soit également le cas chez l'Azuré des mouillères, car les paramètres de dispersion sont assez similaires entre les différentes espèces de <i>Maculinea</i> (Nowicki <i>et al.</i>, 2005b).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après :	Les deux écotypes subissent des menaces différentes du fait de leurs milieux de vie différents. L'Azuré des mouillères (écotype « <i>alcon</i> ») est principalement menacé par la dégradation ou la disparition des zones humides au profit de l'agriculture ou de l'urbanisation, mais surtout par une gestion intensive des prairies qui sont régulièrement amendées alors qu'elles étaient auparavant pâturées de manière extensive (LSPN, 1987 ; Habel

Bachelard, 2008 Dupont & Bachelard, 2010 Habel <i>et al.</i>, 2007 LSPN, 1987 Opie/Proserpine, 2009 Sielezniew & Rutkowski, 2011 WallisDeVries, 2004	<i>et al.</i>, 2007). La fermeture des milieux par déprise agricole a également un effet très négatif (WallisDeVries, 2004 ; Habel <i>et al.</i>, 2007). En Auvergne par exemple, où se trouvent les principales populations françaises, il s'agit de la principale menace, suite à l'abandon du pâturage. Par contre, une trop grande pression de pâturage se montre également négative, car les jeunes pieds de Gentiane sont consommés par les bovins (Bachelard, 2008 ; Dupont & Bachelard, 2010). Une gestion hydraulique des marais par drainage est aussi défavorable, car les conditions ne permettent plus le développement de la plante hôte (WallisDeVries, 2004 ; Habel <i>et al.</i>, 2007). L'Azuré de la Croisette (écotype « <i>rebeli</i> ») est menacé par la modification des pelouses due aux changements des pratiques agricoles et notamment à une évolution des méthodes de fauche (LSPN, 1987). Dans la région Provence-Alpes-Côte-D'azur, les constructions d'infrastructures touristiques, particulièrement les stations de ski, font disparaître des milieux favorables. L'abandon du pâturage extensif peut aussi entraîner la fermeture des milieux et la disparition de sa plante hôte (Opie/Proserpine, 2009). A cause de ces différentes menaces, les surfaces favorables sont fortement réduites, entraînant la disparition de populations et l'isolement des populations restantes à cause de la fragmentation des milieux. La fragmentation est donc un des facteurs les plus importants à prendre en compte pour la conservation de l'espèce, d'autant plus qu'elle a des capacités de dispersion limitées (Habel <i>et al.</i>, 2007). L'isolement des populations entraîne une réduction des échanges d'individus, et donc des flux de gènes. Chez une espèce très proche (<i>Maculinea arion</i>), Sielezniew & Rutkowski (2011) ont montré que l'isolement dû à la fragmentation est le principal facteur expliquant la structure génétique entre les populations. Ainsi, pour les populations les plus isolées, la perte de diversité peut être une cause d'extinction. L'Azuré des mouillères semble être particulièrement bien adapté à survivre en petites populations et pourrait donc être moins sensible à une faible diversité génétique. Mais malgré cela, les petites populations restent plus sensibles que les plus grandes (Habel <i>et al.</i>, 2007). Des événements stochastiques (météorologie, inondations temporaires...) peuvent également contribuer à la disparition d'une population. Ce phénomène d'extinction (stochastique ou par consanguinité) est également valable à long terme pour une population importante (WallisDeVries, 2004). Dans un contexte de métapopulation, il est normal que les populations (souvent les plus petites) subissent des extinctions temporaires suivies de recolonisations (Habel <i>et al.</i>, 2007). Mais si une petite population est trop isolée, le phénomène de recolonisation ne fonctionne plus et l'extinction devient définitive.
Importance de la structure paysagère D'après : Arnyas <i>et al.</i>, 2005 Dupont, 2010 Habel <i>et al.</i>, 2007 Maes <i>et al.</i>, 2004 Nowicki <i>et al.</i>, 2007 Nowicki <i>et al.</i>, 2012 Thomas <i>et al.</i>, 1998 Thomas <i>et al.</i>, 2009 WallisDeVries, 2004	Le paysage optimal pour l'écotype « <i>rebeli</i> » est un complexe d'habitats sur substrat calcaire présentant un réseau de milieux ouverts herbacés. Pour l'écotype « <i>alcon</i> », ce sont des zones humides de plaine ou de moyenne montagne contenant des formations anthropogènes (prairies ou landes) liées à une gestion passée (Dupont, 2010). C'est donc au sein de ces types de paysage que doit se faire la réflexion pour la conservation de cette espèce, en préservant des habitats favorables intégrés dans une matrice permettant la dispersion des adultes. Pour une espèce avec une capacité de dispersion limitée, la préservation de chaque population est très importante et doit être faite en réduisant les menaces locales et en mettant en place une gestion adaptée. La qualité et la taille des zones d'habitat favorable ainsi que leur positionnement par rapport aux autres populations (au centre ou en marge, isolées ou connectées...) sont des paramètres essentiels à prendre en compte (WallisDeVries, 2004). De plus, étant donné le fonctionnement de la métapopulation par extinctions-recolonisations, il est indispensable pour une survie à long terme de l'espèce d'avoir un nombre suffisant de stations favorables afin de maintenir plusieurs populations dans le rayon de dispersion de l'espèce (Maes <i>et al.</i>, 2004 ; Habel <i>et al.</i>, 2007). La connexion entre les sites à l'échelle du paysage est une nécessité pour permettre une dynamique de type métapopulation durable. Le plus efficace est de maintenir ou recréer une densité importante de stations favorables, même de petites dimensions, qui pourront servir d'étapes entre des populations éloignées (Thomas <i>et al.</i>, 1998 ; Maes <i>et al.</i>, 2004 ; Thomas <i>et al.</i>, 2009). Ainsi, pour permettre un bon fonctionnement de la métapopulation, les différentes stations devraient être séparées au maximum par des distances allant de 250 à 700 mètres (WallisDeVries, 2004 ; Habel <i>et al.</i>, 2007 ; Nowicki <i>et al.</i>, 2007). Au-delà de 2 à 3 kilomètres par contre, les stations seraient trop isolées pour que des échanges réguliers soient possibles. Les adultes préfèrent longer les haies et lisières boisées plutôt que de les traverser, et s'en servent également pour se protéger contre le vent (Arnyas <i>et al.</i>, 2005). Ces éléments du paysage ont donc une grande influence sur les déplacements d'individus et doivent être pris en compte : dans le sens longitudinal, ils peuvent favoriser les échanges entre deux stations. Dans le sens transversal, il pourrait être efficace d'aménager des trouées afin de favoriser le passage de l'espèce. Une étude récente chez des espèces proches (<i>Maculinea nausithous</i> et <i>Maculinea teleius</i>) insiste sur l'importance des bordures de la station de la plante-hôte ainsi que de l'environnement présent à proximité immédiate. En effet, celui-ci jouerait un rôle de refuge pour la fourmi hôte qui pourrait ainsi se développer sans être affaiblie par la présence des chenilles. L'environnement extérieur aux stations de Gentiane permettrait donc le maintien de la population de fourmi hôte nécessaire à la population d'Azuré, et ceci quel que soit le type de milieu naturel tant qu'il est favorable à l'espèce de fourmi hôte (Nowicki <i>et al.</i>, 2012). Les environs des stations doivent donc être pris en compte pour une bonne préservation des Azurés.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Les conditions météorologiques influencent la durée de vie des adultes ainsi que leurs déplacements (Dupont, 2010). Ainsi, lorsqu'elles ne sont pas favorables au vol (couverture nuageuse ou vent), les adultes s'abritent dans les broussailles et restent immobiles en attendant des conditions plus clémentes (Arnyas <i>et al.</i>, 2005). Aucune information n'a pu être trouvée sur un éventuel impact du changement climatique sur l'Azuré des mouillères et l'Azuré de la Croisette.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Maes <i>et al.</i>, 2004 ; Habel <i>et al.</i>, 2007). Des études génétiques ont également été menées (Sielezniew & Rutkowski, 2011). Ces deux types d'études ont donné des résultats intéressants et pourraient donc être reproduites.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Il y a en France trois autres espèces du genre <i>Maculinea</i> : l'Azuré du Serpolet (<i>M. arion</i> (Linné, 1758)), l'Azuré de la Sanguisorbe (<i>M. teleius</i> (Bergsträsser, 1779)) et l'Azuré des paluds (<i>M. nausithous</i> (Bergsträsser, 1779)) qui ont toutes été retenues comme espèces de cohérence nationale TVB, respectivement dans 14, 4 et 3 régions. Ces espèces ont une écologie et des paramètres de mobilité assez similaires à ceux de l'Azuré des mouillères. Cependant, les habitats sont différents. Le document du Plan national d'actions (PNA) en faveur des <i>Maculinea</i> (Dupont, 2010) ainsi que la publication de Nowicki <i>et al.</i> (2005b) donnent de bonnes indications sur les traits de vie de ces espèces. De plus, <i>M. arion</i> bénéficie d'une fiche de synthèse bibliographique dédiée. De nombreux autres Rhopalocères sont également oligophages et donc spécialisées dans leur habitat. Notamment, plusieurs espèces de la famille des Lycaenidae laissent supposer une faible capacité de dispersion à cause de leur petite taille. Certaines d'entre elles vivent dans des milieux proches de ceux de l'Azuré des mouillères (pelouses sèches ou prairies humides selon l'écotype) et ont également été désignées espèces de cohérence nationale pour la TVB. Elles peuvent être considérées selon la même approche que l'Azuré des mouillères. Néanmoins, une recherche bibliographique spécifique demeure nécessaire pour connaître précisément les facteurs ayant un impact sur la dynamique des populations de ces espèces.	

> Rédacteurs :

Florence MERLET, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)
Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)
Raphaëlle ITRAC-BRUNEAU, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Bibliographie consultée :

ARNYAS E., BEREZKI J., TOTH A., & VARGA Z. (2005). Results of the mark-release-recapture studies of a *Maculinea rebeli* population in the Aggtelek karst (N Hungary) between 2002-2004. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Pages 111-114.

ARNYAS E., BEREZKI J., TOTH A., PECSENYE K. & VARGA Z. (2006). Egg-laying preference of the xerophilous ecotype of *Maculinea alcon* (Lepidoptera: Lycaenidae) in the Aggtelek National Park. *European Journal of Entomology*. Volume 103. Pages 587-595.

BACHELARD P. (2008). *Les espèces du genre Maculinea en region Auvergne*. Société d'histoire naturelle Alcide-d'Orbigny. 27 pages.

CHYLOVA T. & MÜNZBERGOVA Z. (2008). Past land use co-determines the present distribution of dry grassland species. *Preslia*. Volume 80. Pages 183-198.

CLARKE R.T., THOMAS J.A., ELMES G.W., WARDLAW J.C., MUNGUIRA M.L. & HOCHBERG M.E. (1998). Population modeling of the spatial interactions between *Maculinea rebeli* their initial foodplant *Gentiana cruciata* and *Myrmica* ants within a site. *Journal of Insect Conservation*. Volume 2, numéro 1. Pages 29-37.

CLARKE R.T., MOUQUET N., THOMAS J.A., HOCHBERG M.E., ELMES G.W., TESAR D., SINGER A. & HALE J. (2005). Modelling the local population dynamics of *Maculinea* and their spatial interactions with their larval foodplant and *Myrmica* ant species. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Pages 115-119.

DOVER J. & SETTELE, J. (2008). The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 13. Pages 3-27.

DUPONT P. (2010). *Plan national d'actions en faveur des Maculinea*. Office pour les insectes et leur environnement – Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement. 138 pages.

DUPONT P. & BACHELARD P. (2010). Pâturage ou fauche ? Le cas de la gestion conservatoire de l'Azuré des mouillères dans les zones humides. In : LUMARET J.-P., dir. (2010). *Pastoralismes et entomofaune*. Pastum hors-série. AFP, CEFE et Cardère éditeur. 128 pages.

ELMES G. W., THOMAS J. A., WARDLAW J. C., HOCHBERG M. E., CLARKE R. T. & SIMCOX D. J. (1998). The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation*. Volume 2, numéro 1. Pages 67-78.

FORGEOT D. (2007). *Densité des nids et activité des fourmis hôtes de Maculinea alcon D.&S., 1775 sur la lande du Camp, influence de l'habitat et du mode de gestion*. Rapport de stage, Master 2 Environnement et Aménagement, Université de Metz. 51 pages.

HABEL J.-C., SCHMITT T., HÄRDTLE W., LÜTKEPOHL M. & ASSMANN T. (2007). Dynamics in a butterfly-plant-ant system: influence of habitat characteristics on turnover rates of the endangered lycaenid *Maculinea alcon*. *Ecological Entomology*. Volume 32, numéro 5. Pages 536-543.

HOVESTADT T. (2005). A review of the role of dispersal for population persistence in *Maculinea*. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Page 120.

JENSEN T.F. (1981). Distribution and density of nests of *Myrmica schencki* Emery in a sandy heath area in Jutland. *Natura Jutlandica*. Volume 19. Pages 67-72.

KÉRY M., DIETHART M. & FISCHER M. (2001). The effect of plant population size on the interactions between the rare plant *Gentiana cruciata* and its specialized herbivore *Maculinea rebeli*. *Journal of Ecology*. Numéro 89. Pages 418-427.

KORÖSI A. (2005). Habitat-use of wetland *Maculinea* species – a case study. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Page 132.

LAFRANCHIS T. (2000). *Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope, 448 pages.

LIGUE SUISSE POUR LA PROTECTION DE LA NATURE (LSPN), collectif. (1987). *Les papillons de jour et leurs biotopes*. Pro Natura, Bâle. 512 pages.

LOUVEAUX A., DREUILLAX J.M., LHONORE J., DUMEIGE B. & MERCIER J.L. (2004). *Bilan de l'écologie et des interactions entre Maculinea alcon, Gentiana pneumonanthe et Myrmica sp. sur le site du marais de l'Ozance/Brenne*. Rapport final du programme de recherche 2001-2003 pour le PNR Brenne, financé par la Dren Centre. 57 pages.

MAES D., VANREUSEL W., TALLOEN W. & VAN DYCK H. (2004). Functional conservation units for the endangered Alcon Blue butterfly *Maculinea alcon* in Belgium. *Biological Conservation*. Volume 120. Pages 229-241.

MAURIN H. & KEITH P. (1994). *Inventaire de la faune menacée en France*. WWF, MNHN, Nathan. 175 pages.

MEYER-HOZAK C. (2000). Population Biology of *Maculinea rebeli* (Lepidoptera: Lycaenidae) on the Chalk Grasslands of Eastern Westphalia (Germany) and Implications for Conservation. *Journal of Insect Conservation*. Volume 4, numéro 2. Pages 63-72.

MOUQUET N., BELROSE V., THOMAS J.A., ELMES G.W., CLARKE R.T. & HOCHBERG M.E. (2005). Conserving community modules: a case study of the endangered Lycaenid butterfly *Maculinea alcon*. *Ecology*. Volume 86, numéro 12. Pages 3160-3173.

NEW T.R., coord. (1993). *Conservation Biology of Lycaenidae (Butterflies)*. IUCN, Gland. 173 pages.

NOWICKI P., BONELLI S., BARBERO F. & BALLETO E. (2005a). Population dynamics in the genus *Maculinea* revisited: comparative study of sympatric *M. alcon* and *M. teleius*. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Pages 136-139.

NOWICKI P., SETTELE J., THOMAS J.A. & WOYCIECHOWSKI M. (2005b). A review of population structure of *Maculinea* butterflies. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Pages 144-149.

NOWICKI P., PEPKOWSKA A., KUDLEK J., SKORKA P., WITEK M., SETTELE J. & WOYCIECHOWSKI M. (2007). From metapopulation theory to conservation recommendations: Lessons from spatial occurrence and abundance patterns of *Maculinea* butterflies. *Biological Conservation*. Volume 140. Pages 119-129.

NOWICKI P., BONELLI S., BARBERO F. & BALLETO E. (2009). Relative importance of density-dependent regulation and environmental stochasticity for butterfly population dynamics. *Oecologia*. Volume 161, numéro 2. Pages 227-239.

NOWICKI P. & VRABEC V. (2011). Evidence for positive density-dependent emigration in butterfly metapopulations. *Oecologia*. Vol. 167. Pages 657-665.

NOWICKI P., HALECKI W. & KALARUS K. (2012). All natural habitat edges matter equally for endangered *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect conservation*. Online first (mai 2012).

OOSTERMEIJER J.G.B., VAN'T VEER R. & DEN NIJS J.C.M. (1994). Population Structure of the Rare, Long-Lived Perennial *Gentiana pneumonanthe* in Relation to Vegetation and Management in the Netherlands. *The Journal of Applied Ecology*. Volume 31, numéro 3. Pages 428-438.

OPIE/PROSERPINE (2009). Atlas des papillons de jour de Provence-Alpes-Côte-d'Azur. Naturalia Publications, Turriers. 192 pages.

SCHÖNROGGE K., WARDLAW J.C. THOMAS J.A. & ELMES G.W. (2000). Polymorphic growth rates in myrmecophilous insects. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* Volume 1445. Pages 771-777.

SEIFERT B. (1988). A taxonomic revision of the *Myrmica* species of Europe, Asia Minor and Caucasia (Hymenoptera, Formicidae). *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*. Volume 62, numéro 30. Pages 1-75.

SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. 313 pages.

SIELEZNIEW M. & RUTKOWSKI R. (2011). Population isolation rather than ecological variation explains the genetic structure of endangered myrmecophilous butterfly *Phengaris* (=Maculinea) *arion*. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 16, volume 1. Pages 39-50.

STANKIEWICZ A.M.; SIELEZNIEW M. & BUSZKO J. (2005). *Maculinea alcon* and *M. rebeli* in Poland: distribution, habitats, host ant specificity and parasitoids. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Pages 90-93.

THOMAS J.A., CLARKE R.T., ELMES J.A. & HOCHBERG M.E. (1998). Population dynamics in the genus *Maculinea* (Lepidoptera: Lycaenidae). In : DEMPSTER J.P. & MCLEAN I.F.G. (1998). *Insect populations*. Chapman & Hall, London. Pages 261-290.

THOMAS J.A. & ELMES G.W. (2001). Food-plant niche selection rather than the presence of ant nests explains oviposition patterns in the myrmecophilous butterfly genus *Maculinea*. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. Volume 268. Pages 471-477.

THOMAS J.A., SIMCOX D.J. & CLARKE R.T. (2009). Successful Conservation of a Threatened *Maculinea* Butterfly. *Science*. Volume 325. Pages 80-83.

UICN France, MNHN, Opie & SEF (2012). *La Liste rouge des espèces menacées en France. Chapitre Papillons de jour de France métropolitaine*. Dossier de presse et résultats disponibles sur le site du comité français UICN (<http://www.uicn.fr/Liste-rouge-papillons-de-jour.html>).

VAN DYCK H., OOSTERMEIJER J.G.B., TALLOEN W., FEENSTRA V., VAN DER HIDDE A. & WYNHOFF I. (2000). Does the presence of ant nests matter for oviposition to a specialized myrmecophilous *Maculinea* butterfly? *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. Volume 267. Pages 861-866.

VAN SWAAY C. & WARREN M. (1999). *Red Data Book of European Butterflies (Rhopalocera)*. Nature and Environment. Numéro 99. 260 pages.

VAN SWAAY C., CUTTELOD A., COLLINS S., MAES D., LOPEZ MUNGUIRA M., SASIC M., SETTELE J., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M. & WYNHOF I. (2010). *European Red List of Butterflies*. Publication Office of the European Union, Luxembourg. 60 pages.

WALLISDEVRIES M.F. (2004). A quantitative conservation approach for the endangered butterfly *Maculinea alcon*. *Conservation Biology*. Volume 18, numéro 2. Pages 489-499.

Site internet du Plan National d'Actions (PNA) en faveur des *Maculinea* (<http://maculinea.pnaopie.fr/>), consulté en août 2012.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & DUPONT P. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de l'Azuré des mouillères (Maculinea alcon (Denis & Schiffermüller, 1775), écotypes alcon et rebeli) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 10 pages.



Photo Xavier Houard

L'azuré du serpolet

Maculinea arion

L'Azuré du Serpolet

Maculinea arion (Linnaeus, 1758)

Insectes, Lépidoptères (Rhopalocères), Lycaenidés



© Xavier HOUARD

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités de l'Azuré du Serpolet, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). L'Azuré du Serpolet appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Dupont, 2010 Lafranchis, 2000	L'Azuré du Serpolet est une espèce eurasiatique répartie de l'Europe occidentale au Japon. Il est notamment présent dans le nord de l'Europe (pays baltes et scandinaves), mais est plus rare dans le domaine méditerranéen. En France, s'il est potentiellement présent dans tous les départements, il est en fait souvent localisé et en régression, en particulier dans le nord-ouest de la France. Il est présent en Corse, et en montagne jusque 2 400 mètres d'altitude. (Lafranchis, 2000 ; Dupont, 2010)
Evolution récente D'après : Gimenez Dixon, 1996 Maurin & Keith, 1994 Muggleton & Benham, 1975 Simcox <i>et al.</i> , 2005 UICN France <i>et al.</i> , 2012 Van Swaay <i>et al.</i> , 2010 Site internet de l'EIONET	Espèce en forte régression à cause de la réduction des habitats et de l'isolement des populations, elle a disparu des Pays-Bas vers 1964 et d'Angleterre en 1979. Dans ce pays, une réintroduction menée à partir de 1983 a été un succès (Muggleton & Benham, 1975 ; Simcox <i>et al.</i>, 2005). Cité en Annexes II et IV de la Directive Habitats-Faune-Flore, l'Azuré du Serpolet a bénéficié en 2006 d'une évaluation de son état de conservation en Europe : excepté dans le domaine alpin où il se maintient, son état a été jugé mauvais, avec notamment une diminution de l'aire de répartition et des effectifs de populations. Les tendances futures ont également été estimée comme défavorables. (Site internet de l'EIONET) La liste rouge mondiale le classe dans la catégorie NT (quasi menacé) (Gimenez Dixon, 1996 <i>in</i> IUCN, 2011). En Europe, il est considéré comme en danger (catégorie EN) à cause de la réduction de la taille de ses populations (effectifs et surface occupée) (Van Swaay <i>et al.</i>, 2010). En France, il était également classé EN dans la liste rouge publiée en 1994 (Maurin & Keith, 1994). La nouvelle liste rouge nationale le classe maintenant LC (préoccupation mineure) (UICN France <i>et al.</i>, 2012). En France, il est également protégé par l'article 2 de l'arrêté de 2007.
Phylogénie et phylogéographie D'après : Dupont, 2010	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche. Des informations à ce sujet pourront notamment être trouvées dans le document de Dupont (2010) et dans les sources qu'il cite.
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	L'Azuré du Serpolet n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et structuration de l'espace	
Habitat D'après : Casacci <i>et al.</i> , 2011 Clarke <i>et al.</i> , 2005 Dupont, 2010 Griebeler & Seitz, 2002 Lafranchis, 2000 Mouquet <i>et al.</i> , 2005 Sachteleben <i>et al.</i> , 2010 Sielezniew <i>et al.</i> , 2005 Thomas <i>et al.</i> , 1998	La qualité de l'habitat est dépendante de la présence sur le même site d'une plante hôte et d'une fourmi hôte (une partie du développement larvaire s'effectuant dans une fourmilière). Avec ces deux contraintes, l'Azuré du Serpolet se retrouve sur différents types de milieux : pelouses rases, clairières forestières, lisières herbacées, friches xérothermophiles ouvertes, pouvant être rudérales ou remaniées par des cultures extensives, sur coteaux calcaires ou terrasses alluviales... La fourmi hôte la plus couramment citée est <i>Myrmica sabuleti</i>. Cependant, d'autres espèces du même genre peuvent servir également de fourmi hôte, notamment dans les milieux sur substrat acide (Dupont, 2010). Les plantes hôtes appartiennent à la famille des Lamiacées : thyms (genre <i>Thymus</i>) appartenant à la section <i>serpyllum</i> ou Origan (<i>Origanum vulgare</i>). Plusieurs espèces de thyms sont possibles, mais dans l'état actuel des données, les espèces concernées en France ne sont pas connues avec certitude. La hauteur de végétation optimale varie beaucoup, notamment en fonction des exigences de chaque espèce de fourmi hôte (Casacci <i>et al.</i>, 2011), et selon la zone géographique et la plante hôte. Ainsi, en altitude l'habitat correspond à des pelouses très rases (< 2 cm) situées sur des pentes orientées sud, avec pour plante hôte le Thym. Dans le nord de la France, ce sont des pelouses entre 5 cm et 9 cm sur substrat calcaire ou acide. Le Thym est généralement la plante hôte, rarement l'origan. Dans le sud de la France, l'Azuré du Serpolet se développe sur les prairies pré-forestières et des pelouses ourlets avec une hauteur entre 15 cm et 50 cm. La plante hôte est soit le Thym (en général <i>Thymus pulegioides</i>) soit l'Origan. (Thomas <i>et al.</i>, 1998 ; Dupont, 2010) La femelle pond en moyenne 60 œufs (Griebeler & Seitz, 2002). Ils sont pondus à l'apex des tiges dans les inflorescences comportant des boutons floraux non éclos. Sur <i>Thymus</i>, les pontes sont observées dans les sites où la hauteur de la végétation est inférieure à 20 cm, car les inflorescences sont alors bien dégagées. Sur les sites où seulement <i>Origanum vulgare</i> est présent, la hauteur de la végétation n'est pas un facteur limitant tant que les ligneux ne ferment pas le milieu car l'origan atteint 80 cm. Les femelles ne déposent qu'un seul œuf par inflorescence visitée. La fécondité des femelles dépendrait de la disponibilité des inflorescences sur les sites (Mouquet <i>et al.</i>, 2005). Sachteleben <i>et al.</i> (2010) précisent qu'une zone favorable doit être recouverte sur plus de 50 % (idéalement plus de 70 %) de sa surface par l'habitat larvaire. De plus, la fermeture par les ligneux doit être inférieure à 30 % (idéalement inférieure à 10 %). Le pâturage a une influence importante sur l'état de conservation de l'habitat optimal. Les espèces de Thym sont adaptées à une assez forte pression de pâturage, ce qui n'est pas le cas de l'Origan qui semble ne tolérer qu'un pâturage extensif. L'influence des lapins doit aussi être prise en compte (Dupont, 2010). Des études en Angleterre et en Allemagne ont montré que le pâturage ovien était bien adapté pour les populations dont la plante hôte est le Thym

	(Lafranchis, 2000). Même si la plante hôte est abondante, les populations de l'Azuré du Serpolet peuvent être faibles si la fourmi hôte est rare sur le site (Sielezniew <i>et al.</i> , 2005). Clarke <i>et al.</i> (2005) précisent que si les plantes hôtes sont trop abondantes par rapport aux fourmilières, la situation peut aboutir à une surexploitation de ces dernières, ce qui peut être à terme néfaste à la population de <i>Maculinea</i> . Il faut donc en tenir compte dans les choix de gestion.
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Beau <i>et al.</i> , 2005 Hovestadt, 2005	Les adultes se déplacent en volant. Ils restent majoritairement dans leur zone d'habitat favorable (Hovestadt, 2005). Le milieu de déplacement est donc la prairie ou pelouse sur laquelle se développe la population. A l'intérieur de cette population, les adultes peuvent se déplacer d'une zone riche (en plante hôte des chenilles ou en nectar) à une autre. En effet, les plus fortes densités d'adultes sont observées sur ces zones (Beau <i>et al.</i>, 2005). Les éléments du paysage (lisières, haies...) structurent les déplacements en orientant leurs directions. La chenille ne se déplace pas. Les trois premiers stades de développement larvaire se passent dans les inflorescences de la plante hôte. Le dernier stade larvaire se déroule dans une fourmilière à partir de la fin de l'été. Le transport vers la fourmilière se fait par une fourmi : après sa dernière mue larvaire, la chenille se laisse tomber au sol. Ce déplacement est très court : les fourmis du genre <i>Myrmica</i> ne s'éloignent pas à plus de 2 mètres de la fourmilière.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Nowicki <i>et al.</i> , 2005 Pauler <i>et al.</i> , 1995 Pauler-Fürste <i>et al.</i> , 1996 Ugelvig <i>et al.</i> , 2012	Les seuls déplacements sont le fait des adultes, après l'émergence depuis la fourmilière. L'Azuré du Serpolet, de même que l'ensemble des espèces de <i>Maculinea</i>, se caractérise par une très faible mobilité. La moyenne des déplacements cumulés des adultes se situe entre 200 et 400 m, et le maximum observé est de 5,7 km (Pauler-Fürste <i>et al.</i>, 1996 ; Nowicki <i>et al.</i>, 2005). Cependant, une récente étude génétique laisse suggérer que des distances bien plus importantes peuvent être parcourues par des individus dispersants (Ugelvig <i>et al.</i>, 2012). La période de vol s'étale de la mi-mai à août, avec de fortes variations selon la latitude, l'altitude, le type de sol et la période de floraison de la plante hôte. L'espérance de vie d'un adulte est estimée à 17 jours. Cependant, sur le terrain, la durée de vie moyenne se situe entre 2,8 et 3,5 jours (Pauler <i>et al.</i>, 1995 ; Nowicki <i>et al.</i>, 2005).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité	Aucune information n'a pu être trouvée à ce sujet.
Densité de population D'après : Nowicki <i>et al.</i> , 2005 Sielezniew <i>et al.</i> , 2005	Les espèces du genre <i>Maculinea</i> , dont l'Azuré du Serpolet, forment généralement des petites populations de quelques centaines d'individus (Nowicki <i>et al.</i> , 2005). Sielezniew <i>et al.</i> (2005) précisent que cette espèce est connue pour connaître de grandes variations d'effectifs ainsi que des extinctions temporaires de certaines populations.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Beau <i>et al.</i> , 2005 Casacci <i>et al.</i> , 2011 Griebeler & Seitz, 2002 Soissons <i>et al.</i> , 2011 Thomas <i>et al.</i> , 1998	La surface minimale n'est pas connue. Il semble que les densités de fourmis hôtes et de plantes hôtes soient plus importantes que la surface de la station en elle-même. Ainsi, une densité importante de fourmilières est un paramètre favorisant la stabilité des populations. Une densité de 1 nid par 1 ou 2 m² semble être un optimum. De même, pour les pelouses mésoxérophiles à xérophiles, le recouvrement minimal par le thym est de 5 % de la surface totale (Thomas <i>et al.</i>, 1998). Dans un contexte alpin, (Casacci <i>et al.</i>, 2011) ont montré que l'abondance de papillons était significativement supérieure quand le Thym recouvrait 50 % de la surface plutôt que 20 %. Cette corrélation entre effectifs et densité de plante hôte a également été montrée sur l'origan en Charente-Maritime (Beau <i>et al.</i>, 2005). New (1993) précise que des petites colonies peuvent se développer sur moins de 1 ha si 60 % de cette surface est occupée par les fourmis hôtes. Etant donné que les fourmis du genre <i>Myrmica</i> ne se déplacent que sur un rayon de 2 mètres autour de la fourmilière, il faut une densité de nids suffisants. Griebeler & Seitz (2002) ont estimé la densité minimale à 5 nids pour 100 m² pour que la population soit viable (Soissons <i>et al.</i>, 2011). Dans de bonnes conditions, 1 ha peut accueillir entre 400 et 1 000 adultes.
Effectif minimum pour un noyau de population D'après : New, 1993 Thomas, 1991	L'effectif minimum viable n'est pas connu. Cependant, Thomas (1991 in New, 1993) estime qu'une population de moins de 400 adultes peut subir des extinctions périodiques, ce qui peut être normal dans un contexte de métapopulation.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Dupont, 2010	Des études menées en Allemagne ont montré qu'une population de <i>Maculinea arion</i> est formée d'un ensemble de sous-populations dont la structure spatiale dépend de la distribution des taches d'habitats favorables à l'échelle du paysage. Cette espèce s'organise donc en métapopulations (Pauler <i>et al.</i>, 1995 ; Pauler-Fürste <i>et al.</i>, 1996 ; Sielezniew <i>et al.</i>, 2005). Au sein d'une métapopulation, il peut y avoir des variations d'effectif très fortes entre les années, et ces variations ne

Habel <i>et al.</i> , 2007 Mouquet <i>et al.</i> , 2005 Pauler <i>et al.</i> , 1995 Pauler-Fürste <i>et al.</i> , 1996 Sielezniw <i>et al.</i> , 2005 Ugelvig <i>et al.</i> , 2012	sont généralement pas synchrones entre les stations proches (Habel <i>et al.</i>, 2007 ; Sielezniw <i>et al.</i>, 2005 ; Dupont, 2010) Ces variations peuvent être liées en partie aux ressources trophiques (inflorescences de la plante hôte et fourmières de la fourmi hôte), et en partie à l'impact du parasitisme. Des modélisations ont montré que ces paramètres sont densité-dépendants, ce qui peut provoquer des phénomènes oscillatoires sur l'évolution temporelle des effectifs (Mouquet <i>et al.</i>, 2005 ; Dupont, 2010). La distance entre les différentes populations est directement liée à la capacité de dispersion de l'espèce. Les précédentes études considéraient qu'une distance de moins de 3 km était nécessaire pour permettre des échanges suffisants entre deux sites (Dupont, 2010). Cependant, Sielezniw <i>et al.</i> (2005) ont montré que des distances de plusieurs kilomètres entre populations permettent un fonctionnement viable si des corridors favorables existent (les bords de routes dans le cas de cette étude). Plus récemment, Ugelvig <i>et al.</i> (2012) estiment que le fonctionnement de la métapopulation est effectif jusqu'à 10 km entre les populations. Par contre, au-delà de 20 km, le flux de gènes est nettement réduit.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Les déplacements de la chenille sont extrêmement faibles : elles ne participent pas à la dispersion.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont pas été étudiés mais sont faibles.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent uniquement sur la plante-hôte où était l'œuf. Elles sont ensuite transportées par une fourmi.
Fidélité au lieu de naissance	Etant donné les faibles déplacements de la larve, elle reste durant tout son développement sur son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Hovestadt, 2005 Nowicki <i>et al.</i> , 2005 Ugelvig <i>et al.</i> , 2012	Les déplacements entre populations sont uniquement dus à des phénomènes d'émigration des adultes à la recherche d'un habitat favorable (nectar ou plante hôte). Les déplacements interpopulationnels sont donc de même type et ont les mêmes paramètres que les déplacements d'individus au sein d'une population. Néanmoins, il est très difficile de séparer les déplacements liés à la dispersion des déplacements quotidiens. Il semble que ces déplacements de dispersion soient rares chez l'Azuré du Serpolet (Hovestadt, 2005). Ainsi, Nowicki <i>et al.</i> (2005) estiment à 1 % la proportion d'individus effectuant au moins un mouvement inter-sites. Cette faible dispersion se retrouve encore plus marquée chez les autres espèces de <i>Maculinea</i>, qui sont plus petites et dont les distances maximales observées sont encore plus faibles (Nowicki <i>et al.</i>, 2005). Nowicki <i>et al.</i> (2005) estiment que la distance typique des mouvements inter-sites au sein d'une métapopulation est de 200-400 mètres. Néanmoins, les déplacements de dispersion ne sont pas toujours discernables des autres déplacements (Hovestadt, 2005). D'une manière générale, ce sont probablement les déplacements les plus longs qui participent à la dispersion entre populations. On peut donc estimer que les déplacements qui dépassent le kilomètre sont liés à de la dispersion. Le maximum observé est de 5,7 km (Nowicki <i>et al.</i>, 2005). Une récente étude génétique menée en Suède montre cependant que cette capacité de dispersion est probablement sous-évaluée à cause la faible probabilité de détection des déplacements longs par les études de capture-marquage-recapture. Ainsi, il semblerait que des mouvements plus longs (autour de 10 km) soient possible et que ces déplacements soient plus fréquents que suspecté jusqu'à présent (Ugelvig <i>et al.</i>, 2012).
Fidélité au site D'après : Nowicki <i>et al.</i> , 2005	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée. Elle peut être considérée comme assez importante, car seuls 1 % des individus sont considérés comme se déplaçant entre les sites (Nowicki <i>et al.</i>, 2005). Les autres restent dans le patch d'habitat d'où ils ont émergés.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieu empruntés et facteurs influents D'après : Dover & Settele, 2008 Nowicki <i>et al.</i> , 2005 Nowicki & Vrabec, 2011 Pauler-Fürste <i>et al.</i> , 1996 Sielezniw <i>et al.</i> , 2005 Simcox <i>et al.</i> , 2005 Ugelvig <i>et al.</i> , 2012	Ugelvig <i>et al.</i> (2012) ont montré que la matrice paysagère peut influencer fortement sur la capacité de dispersion de l'espèce. Ainsi, des zones agricoles extensives disposant de sources de nectar favorisent les déplacements. Inversement, les individus sont bloqués par les grandes surfaces d'eau (grand lac par exemple) et par l'urbanisation. Les zones de lisières herbacées et les zones abritées des vents dominants (boisements, haies...) structurent les déplacements des adultes au sein du paysage : ils pourront être enclins à les longer. Les bords de routes, s'il sont favorables, peuvent aussi servir de couloirs déplacement (Sielezniw <i>et al.</i>, 2005), de même que les bandes enherbées le long des cultures (Soissons <i>et al.</i>, 2011). Par ailleurs, Pauler-Fürste <i>et al.</i> (1996 in Dover & Settele, 2008) ont pu montrer qu'une forêt de 1 km pouvait être traversée. La topographie pourrait orienter les déplacements, même si cela n'a pas encore été étudié chez l'Azuré du Serpolet. Les vallées en particulier pourrait jouer le rôle de corridors, notamment parce qu'elles concentrent souvent des

	habitats favorables. Néanmoins, les fonds de vallées subissent fréquemment l'abandon des pratiques agricoles et donc une fermeture des milieux, ce qui est néfaste à l'Azuré du Serpolet. Une étude a également pu montrer un effet de la densité d'adultes sur la dispersion chez deux autres espèces du genre <i>Maculinea</i>. Ainsi, quand la densité devient trop importante, les adultes (et particulièrement les femelles avant la ponte) ont plus tendance à se disperser en dehors du patch afin d'éviter une trop grande concurrence (Nowicki & Vrabec, 2011). Il est probable que ce soit également le cas, car les paramètres de dispersion sont assez similaires entre les différentes espèces de <i>Maculinea</i> (Nowicki <i>et al.</i>, 2005).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Bonelli <i>et al.</i>, 2013 Muggleton & Benham, 1975 Sielezniew & Rutkowski, 2011 Simcox <i>et al.</i>, 2005 Thomas <i>et al.</i>, 2009 Ugelvig <i>et al.</i>, 2012	Les principales menaces qui pèsent sur cette espèce sont la fragmentation et la destruction des habitats (création de gravières, de plans d'eau, mise en culture, enherbage intensif, abandon du pâturage, plantation de résineux, urbanisation...). Muggleton & Benham (1975) estiment la réduction des habitats et l'isolement croissant des populations ont été responsables du déclin de l'espèce en Angleterre, d'où elle a fini par disparaître en 1979 avant d'être réintroduite avec succès en 1983. De plus, l'expérience menée dans ce pays montre que la restauration des habitats favorables est possible, même après une dégradation avancée (Simcox <i>et al.</i>, 2005 ; Thomas <i>et al.</i>, 2009). La fragmentation est donc un des facteurs les plus importants à prendre en compte pour la conservation de l'Azuré du Serpolet. L'isolement des populations entraîne une réduction des échanges d'individus, et donc des flux de gènes. Sielezniew & Rutkowski (2011) et Ugelvig <i>et al.</i> (2012) ont montré que l'isolement dû à la fragmentation est le principal facteur expliquant la structure génétique entre les populations. Ainsi, pour les populations les plus isolées, la perte de diversité génétique au sein de la population et la consanguinité peuvent être une cause d'extinction. Le site, même si l'habitat est favorable, ne sera ensuite jamais recolonisé car trop éloigné des autres populations. De même, dans un contexte de métapopulation, il est normal que les plus petites populations subissent des extinctions temporaires suivies de recolonisations. Si une petite population est trop isolée, le phénomène de recolonisation ne fonctionne plus et l'extinction devient définitive. De plus, l'isolement d'une population ou d'une métapopulation entraîne une réduction de la capacité de dispersion par un mécanisme de sélection. Ainsi, Bonelli <i>et al.</i> (2013) ont montré que la distance de dispersion des femelles (les plus impactées) était réduite six fois entre une métapopulation non isolée (située à 2,9 km d'une autre station de l'espèce) et une métapopulation isolée (située à 28,2 km de la station la plus proche).
Importance de la structure paysagère D'après : Korösi <i>et al.</i>, 2005 Soissons <i>et al.</i>, 2011 Thomas <i>et al.</i>, 2009 Ugelvig <i>et al.</i>, 2012	Une connexion entre les sites à l'échelle du paysage est une nécessité pour permettre une dynamique de type métapopulation durable à travers les échanges génétiques (Ugelvig <i>et al.</i>, 2012). Le plus efficace est de maintenir/recréer une densité suffisante de stations favorables, même de petites dimensions, qui pourront servir d'étapes entre des populations éloignées (Thomas <i>et al.</i>, 2009). La gestion favorable de sites non encore occupés par l'espèce peut participer à sa conservation en permettant des déplacements en pas japonais. Cependant, la création de ces zones relais devrait tenir compte des connexions et des barrières existant entre les populations présentes. L'ensemble de la matrice paysagère doit également être considérée car elle peut être plus ou moins perméable aux déplacements des individus. (Soissons <i>et al.</i>, 2011 ; Ugelvig <i>et al.</i>, 2012) Les adultes préfèrent longer les haies et lisières boisées plutôt que de les traverser. Ces éléments du paysage ont donc une grande influence sur les déplacements d'individus, et doivent être pris en compte : dans le sens longitudinal, ils peuvent favoriser les échanges entre deux stations. Dans le sens transversal, il pourrait être efficace d'aménager des trouées afin de favoriser le passage de l'espèce. Une étude en Hongrie pour une population se développant en milieu forestier a montré que les zones abritant la plante-hôte (<i>Origanum vulgare</i> dans ce cas) se trouvent principalement dans les clairières et qu'elles sont ainsi souvent séparés de plusieurs kilomètres. Dans cette situation, les bords de routes abritent également la plante-hôte, parfois en densité importante, et servent donc de corridors pour les déplacements des adultes entre les stations (Korösi <i>et al.</i>, 2005).
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Étant donné l'importance des vallées comme corridors pour cette espèce, un récent projet a été lancé en Angleterre pour restaurer les habitats dans 25 vallées côtières, afin notamment de maintenir les populations d'Azuré du Serpolet issues du programme de réintroduction (Simcox <i>et al.</i>, 2005). Il pourrait exister d'autres exemples de ce type. Cette partie serait à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
De mauvaises conditions météorologiques influencent négativement la durée de vie des adultes ainsi que leurs déplacements. L'activité de vol est conditionnée par la température de l'air. Ainsi, le vol est principalement observé à partir de 20°C, avec un pic à 25°C. Des températures trop élevées (27-28°C) réduisent l'activité (Beau <i>et al.</i>, 2005). Aucune information n'a pu être trouvée sur un éventuel impact du changement climatique sur l'Azuré du Serpolet.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Griebeler & Seitz, 2002). Des études génétiques ont également été menées (Sielezniew & Rutkowski, 2011 ; Ugelvig <i>et al.</i>, 2012). Ces deux types d'études ont donné des résultats intéressants et pourraient donc être reproduites. Cependant, Ugelvig <i>et al.</i> (2012) signalent que les études de capture-marquage-recapture peuvent amener à sous-estimer la réelle capacité de dispersion de l'espèce. Pour cela, les études génétiques semblent les plus efficaces.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Il y a en France trois autres espèces du genre <i>Maculinea</i> : l'Azuré des mouillères (<i>M. alcon</i>), l'Azuré de la Sanguisorbe (<i>M. teleius</i>) et l'Azuré des paluds (<i>M. nausithous</i>) qui ont toutes été retenues comme espèces de cohérence nationale TVB, respectivement dans 7, 4 et 3 régions. Ces espèces ont des paramètres de mobilité assez similaires à ceux de l'Azuré du Serpolet. Cependant, les habitats sont différents. Le document du Plan national d'actions (PNA) en faveur des <i>Maculinea</i> (Dupont, 2010) ainsi que la publication de Nowicki <i>et al.</i> (2005) donnent de bonnes indications sur les traits de vie de ces espèces. De plus, <i>M. alcon</i> bénéficie d'une fiche de synthèse bibliographique dédiée. De nombreux autres Rhopalocères sont également oligophages et donc spécialisées dans leur habitat. Notamment, plusieurs espèces de la famille des Lycaenidés laissent supposer une faible capacité de dispersion à cause de leur petite taille. Certaines d'entre elles vivent dans des milieux proches de ceux de l'Azuré du Serpolet (pelouses sèches, lisières...) et ont également été désignées espèces de cohérence nationale pour la TVB. Elles peuvent être considérées selon la même approche que l'Azuré du Serpolet. Néanmoins, une recherche bibliographique spécifique demeure nécessaire pour connaître précisément les paramètres de ces espèces.	

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

Stéphane JAULIN, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)
Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

BEAU F., THIRION J.-M. & FORTI M. (2005). *Traits de vie d'une population d'Azuré du Serpolet de la RNR de Château-Gaillard*. Rapport Nature Environnement 17. 10 pages.

BONELLI S., VRABEC V., WITEK M., BARBERO F., PATRICELLI D. & NOWICKI P. (2013). Selection on dispersal in isolated butterfly metapopulations. *Population Ecology*. Volume 55. Pages 469-478.

CASACCI L. P., WITEK M., BARBERO F., PATRICELLI D., SOLAZZO G., BALLETO E. & BONELLI S. (2011). Habitat preferences of *Maculinea arion* and its *Myrmica* host ants: implications for habitat management in Italian Alps. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 15, volumes 1-2. Pages 103-110.

CLARKE R.T., MOUQUET N., THOMAS J.A., HOCHBERG M.E., ELMES G.W., TESAR D., SINGER A. & HALE J. (2005). Modelling the local population dynamics of *Maculinea* and their spatial interactions with their larval foodplant and *Myrmica* ant species. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Pages 115-119.

DOVER J. & SETTELE, J. (2008). The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 13. Pages 3-27.

DUPONT P. (2010). *Plan national d'actions en faveur des Maculinea*. Office pour les insectes et leur environnement – Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement. 138 pages.

GIMENEZ DIXON, M. (1996). *Phengaris arion*. In : IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. Site internet de l'IUCN (www.iucnredlist.org). Visité en février 2012.

GRIEBELER E. M. & SEITZ A. (2002). An individual based model for the conservation of the endangered Large Blue Butterfly, *Maculinea arion* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Ecological Modelling*. Numéro 156, volume 1. Pages 43-60.

HABEL J. C., SCHMITT T., HÄRDTLE W., LÜTKEPOHL M. & ASSMANN T. (2007). Dynamics in a butterfly–plant–ant system: influence of habitat characteristics on turnover rates of the endangered lycaenid *Maculinea alcon*. *Ecological Entomology*. Numéro 32, volume 5. Pages 536-543.

HOVESTADT T. (2005). A review of the role of dispersal for population persistence in *Maculinea*. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Page 120.

KORÖSI A., PEREGOVIĆ L., ÖRVÖSSY N., VOZAR A. & KASSAI F. (2005). Studying the population structure of *Maculinea arion ligurica*. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Page 133.

LAFRANCHIS T. (2000). *Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles*. Biotope, Mèze, Collection Parthénopée, 448 pages.

MAURIN H. & KEITH P. (1994). *Inventaire de la faune menacée en France*. WWF, MNHN, Nathan. 175 pages.

MOUQUET N., THOMAS J. A., ELMES G. W., CLARKE R. T. & HOCHBERG M. E. (2005). Population dynamics and conservation of a specialized predator: a case study of *Maculinea arion*. *Ecological Monographs*. Numéro 75. Pages 525-542.

MUGGLETON J. & BENHAM B. R. (1975). Isolation and the decline of the large blue butterfly (*Maculinea arion*) in Great Britain. *Biological Conservation*. Numéro 7, volume 2. Pages 119-128.

NEW T.R., coord. (1993). *Conservation Biology of Lycaenidae (Butterflies)*. IUCN, Gland. 173 pages.

NOWICKI P., SETTELE J., THOMAS J.A. & WOYCIECHOWSKI M. (2005). A review of population structure of *Maculinea* butterflies. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Pages 144-149.

NOWICKI P. & VRABEC V. (2011). Evidence for positive density-dependent emigration in butterfly metapopulations. *Oecologia*. Volume 167. Pages 657-665.

PAULER R., KAULE G., VERHAAGH M. & SETTELE J. (1995). Untersuchungen zur Autökologie des Schwarzgefleckten Ameisenbläulings, *Maculinea arion* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera: Lycaenidae), in Südwestdeutschland. *Entomologischer Verein Apollo*, Numéro 16, volume 2/3. Pages 147-186.

PAULER-FÜRST R., KAULE G. & SETTELE J. (1996). Aspects of the population vulnerability of the large blue butterfly (*Glaucopsyche (Maculinea) arion*) in south-west Germany. In : SETTELE J., POSCHLOD P. & HENLE K., coord. (1996). *Species survival in fragmented landscapes*. Dordrecht, Kluwer Academic. Pages 275-281.

SACHTELEBEN J., FARTMANN T., WEDDELING K., NEUKIRCHEN M. & ZIMMERMANN M. (2010). *Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring*. Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). 206 pages.

SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. 313 pages.

SIELEZNIEW M., BUSZKO J. & STANKIEWICZ A.M. (2005). *Maculinea arion* in Poland: distribution, ecology and conservation prospects. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Pages 231-233.

SIELEZNIEW M. & RUTKOWSKI R. (2011). Population isolation rather than ecological variation explains the genetic structure of endangered myrmecophilous butterfly *Phengaris (=Maculinea) arion*. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 16, volume 1. Pages 39-50.

SIMCOX D.J., RANDLE Z., CLARKE R.T., SCHRÖNROGGE K., ELMES G.W., SETTELE J. & THOMAS J.A. (2005). Science and socio-economically-based management to restore species and grassland ecosystems of the Habitats Directive to degraded landscapes: the case of *Maculinea arion* in Britain. In : SETTELE J., KÜHN E. & THOMAS J.A., coord. (2005). *Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. Pages 234-237.

SOISSONS A., ITRAC-BRUNEAU R. & SCHIRMER B. (2011). *Etude des populations de Maculinea arion (Lepidoptera, Lycaenidae) au niveau de deux réseaux de coteaux calcaires bourbonnais (03)*. Conservatoire d'espaces naturels de l'Allier. 53 pages. Document téléchargeable sur la page Auvergne du site internet du PNA Maculinea (<http://maculinea.pnaopie.fr/plans-regionaux/auvergne>).

THOMAS J.A. (1991). Rare species conservation: case studies of European butterflies. In: SPELLERBERG I.F., GOLDSMITH F.B. & MORRIS M.G. (1991). *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation*. Blackwell, Oxford. Pages 149-197.

THOMAS J.A., SIMCOX D. J., WARDLAW J. C., ELMES G. W., HOCHBERG M. E. & CLARKE R. T. (1998). Effects of latitude, altitude and climate on the habitat and conservation of the endangered butterfly *Maculinea arion* and its *Myrmica* ant hosts. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 2, volume 1. Pages 39-46.

THOMAS J.A., SIMCOX D.J. & CLARKE R.T. (2009). Successful Conservation of a Threatened *Maculinea* Butterfly. *Science*. Volume 325. Pages 80-83.

UGELVIC L.V., ANDERSEN A., BOOMSMA J.J. & NASH D.R. (2012). Dispersal and gene flow in the rare, parasitic Large Blue butterfly *Maculinea arion*. *Molecular Ecology*. Volume 21. Pages 3224-3236.

UICN France, MNHN, Opie & SEF (2012). *La Liste rouge des espèces menaces en France. Chapitre Papillons de jour de France métropolitaine*. Dossier de presse et résultats disponibles sur le site du comité français UICN (<http://www.uicn.fr/Liste-rouge-papillons-de-jour.html>).

VAN SWAAY C., CUTTELOD A., COLLINS S., MAES D., LOPEZ MUNGUIRA M., SASIC M., SETTELE J., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M. & WYNHOF I. (2010). *European Red List of Butterflies*. Publication Office of the European Union, Luxembourg. 60 pages.

Site internet de l'EIONET (*European Environment Information and Observation Network*) mis en ligne par l'EEA (European Environment Agency), présentant les résultats de l'évaluation DHFF 2006 (<http://bd.eionet.europa.eu>). Consulté en février 2012.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de l'Azuré du Serpolet (Maculinea arion (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 8 pages.



Photo Tomas Čekanavičius

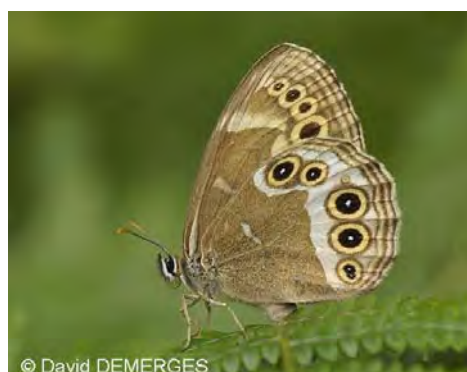
La bacchante

Lopinga achine

La Bacchante

Lopinga achine (Scopoli, 1763)

Insectes, Lépidoptères (Rhopalocères), Nymphalidés



Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités de la Bacchante, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Bacchante appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Dupont, 2001 Kodandaramaiah <i>et al.</i>, 2012 Lafranchis, 2000 Site internet <i>Lepi'Net</i>	La Bacchante est une espèce eurasiatique, présente de l'Espagne au Japon (Kodandaramaiah <i>et al.</i>, 2012). Elle est très localisée en France, le plus souvent sous la forme de petites populations isolées, où elle peut parfois être abondante (Lafranchis, 2000). Elle est actuellement principalement présente dans l'Est du pays (Jura, Bourgogne, pré-Alpes et Alpes du Nord). On la retrouve également dispersée dans le Centre, le Poitou-Charentes et le Sud de la France (Site internet <i>Lepi'Net</i> ; Lafranchis, 2000 ; Dupont, 2001).
Evolution récente D'après : Dupont, 2001 Kodandaramaiah <i>et al.</i>, 2012 Lafranchis, 2000 UICN France <i>et al.</i>, 2012 Van Swaay <i>et al.</i>, 2010	La Bacchante a subi une forte régression en France : elle était présente avant ce déclin dans presque tout le pays sauf la Bretagne et le pourtour méditerranéen (Dupont, 2001). Elle était notamment commune au XIX^{ème} siècle dans les boisements autour de Paris, mais elle a désormais disparu d'Île-de-France (la dernière observation en Maine-et-Loire date de 1980). Elle a également disparu du Luxembourg et de Belgique (Lafranchis, 2000). À l'échelle européenne, l'espèce est considérée par la liste rouge comme « vulnérable » à cause d'une réduction de la taille de population de plus de 30 % (Van Swaay <i>et al.</i>, 2010). Kodandaramaiah <i>et al.</i> (2012) estiment que son aire de répartition a diminué de 20 à 50 % entre 1970 et 1995 en Europe. En France, la liste rouge nationale évalue la Bacchante comme quasi menacée (UICN France <i>et al.</i>, 2012). De plus, dans le Programme national de restauration pour la conservation des Lépidoptères diurnes, l'espèce est considérée comme « <i>menacée à l'échelle nationale sur l'ensemble de son aire de répartition</i> », et donc comme prioritaire pour la conservation (Dupont, 2001). Par ailleurs, l'espèce est strictement protégée en France depuis 1979. Elle est inscrite à l'annexe IV de la directive Habitats-Faune-Flore depuis 1992.
Phylogénie et phylogéographie D'après : Kodandaramaiah <i>et al.</i>, 2012	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche. Des informations peuvent notamment être trouvées dans l'article de Kodandaramaiah <i>et al.</i> (2012).

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce	La Bacchante n'est pas une espèce migratrice. Elle n'est donc pas concernée par cette partie.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et structuration de l'espace

Habitat D'après : Bal <i>et al.</i>, 2007 Bergman, 1999 Bergman, 2000 Bergman, 2001 Bergman & Kindvall, 2004 Bergman & Landin, 2001 Bergman & Landin, 2002 Claude, 2010 Collectif, à paraître Dupont, 2001 Kodandaramaiah <i>et al.</i>, 2012 Konvicka <i>et al.</i>, 2008 Koschuh, 2008 Lafranchis, 2000 Lafranchis, 2010 LSPN, 1987 Sachtleben <i>et al.</i>, 2010 Sardet, 2005 Streitberger <i>et al.</i>, 2012 Van Swaay <i>et al.</i>, 2012	La Bacchante se retrouve en France en plaine et jusqu'à 1 100 mètres d'altitude (Lafranchis, 2000). En Allemagne, elle est observée jusqu'à 1 300 mètres (Streitberger <i>et al.</i>, 2012). Elle est associée aux lisières, aux clairières forestières et aux boisements clairs, avec un sous-bois plus ou moins développé et une strate herbacée importante (Dupont, 2001 ; Koschuh, 2008 ; Konvicka <i>et al.</i>, 2008 ; Lafranchis, 2010). Des populations peuvent également être observées dans des boisements de conifères, ou des boisements mixtes, ainsi que dans des forêts alluviales très humides (LSPN, 1987 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Sur les secteurs thermophiles jurassiens (Petite-Montagne notamment), l'espèce occupe des secteurs bocagers composés d'un réseau dense de pelouses enrichies et de prairies maigres pâturées en contact avec des formations forestières claires (Collectif, à paraître). Les chenilles sont susceptibles de se développer sur plusieurs espèces de plantes hôtes. Ce sont essentiellement des laïches telles que <i>Carex alba</i>, <i>Carex montana</i>, (LSPN, 1987 ; Bergman, 2000 ; Lafranchis, 2000 ; Dupont, 2001) et <i>Carex brizoides</i> (Sardet, 2005 ; Koschuh, 2008), ou des poacées telles que <i>Brachypodium sylvaticum</i>, <i>Brachypodium pinnatum</i>, <i>Molinia caerulea arundinacea</i> (= <i>M. littoralis</i>) (LSPN, 1987 ; Bergman, 2000 ; Lafranchis, 2000 ; Dupont, 2001). Une structure de végétation particulière est nécessaire : le couvert forestier doit être compris entre 50 et 70 %, et la strate herbacée doit recouvrir idéalement au moins 80 % de la surface du sol (Sachtleben <i>et al.</i>, 2010). En Suède, la Bacchante n'est présente que lorsque la couverture par les ligneux (arbres et buissons) dépasse 60 % de la surface. Par contre, la densité de population diminue fortement quand la couverture dépasse 90 %, à cause d'une diminution de l'abondance de la plante hôte. Ainsi, en Suède, la couverture optimale est entre 70 et 85 % (Bergman, 1999). Une étude en République Tchèque a montré que dans la dernière population subsistant dans ce pays se maintient dans un boisement présentant une couverture moyenne de la canopée de 60 % et une dense strate herbacée haute de 20 à 40 cm (Konvicka <i>et al.</i>, 2008). Bergman & Landin (2001) estiment que les clairières les plus favorables sont celles d'au moins 100 m², permettant un accès au soleil pour les papillons. Ils précisent aussi que la structure de végétation doit contenir à la fois des arbres et une strate arbustive. Au sein des zones où la végétation (structure et espèces) est favorable, la survie des œufs et le développement des chenilles sont meilleurs en bordure des clairières plutôt dans les zones plus ouvertes ou trop à l'ombre. La mortalité est due à la dessiccation dans les zones ouvertes et à la prédation dans les zones ombragées (Bergman, 2001). De

	plus, la densité de plante hôte (<i>Carex montana</i> dans le cas de cette étude) est plus importante dans l'étroite bande qui longe la lisière de la clairière (Bergman, 1999). Ainsi, entre 40 et 60 % des chenilles se trouvent dans les deux premiers mètres aux abords de la lisière (Bergman, 2001). En Allemagne, dans les Alpes bavaroises, Streitberger <i>et al.</i> (2012) a observé que la Bacchante se trouvait dans des forêts de conifères ou des forêts mixtes sur les versants sud. La strate herbacée est mi-haute et dense, riche en plante hôte (<i>Carex alba</i> dans cette région). Les arbres couvrent entre 15 et 60 % de la surface, avec une moyenne de 36 %. La strate arbustive est faible (environ 10 % de couverture). La strate herbacée recouvre 80 % du sol, et possède une hauteur minimale de 15 cm (25 cm en moyenne). Il s'agit donc de milieux nettement plus ouverts que ce qui est observé en Suède. Les auteurs expliquent cette différence par une adaptation au milieu montagnard : l'exposition sud et la faible couverture rendent le soleil plus accessible, permettant ainsi de contrer les hivers froids. Auparavant, l'espèce était également présente en plaine, dans des climats plus doux et donc probablement dans des milieux plus fermés, mais la dégradation de son habitat a fait que les populations restantes ne se trouvent plus qu'en montagne (Streitberger <i>et al.</i>, 2012). Konvicka <i>et al.</i> (2008) et Kodandaramaiah <i>et al.</i> (2012) précisent que les différentes populations de Bacchante peuvent présenter des exigences écologiques assez spécifiques selon la zone géographique. Les observations réalisées dans des zones éloignées de la France et dans des contextes très différents doivent donc être utilisées avec prudence. Cependant, les observations réalisées en Franche-Comté rejoignent ces constatations avec des populations exploitant des habitats variables (moliniaies intraforestières, chênaies-charmaies alluviales, lisières et sommières de grands ensembles forestiers, bords de corniches, ourlets de pelouses en voie de fermeture...). Le caractère commun à toutes ces situations repose sur la présence de zones ensoleillées, un caractère plutôt mésophiles, une structure de végétation affichant une strate herbacée mi-haute (de densité variable, mais toujours recouvrante), ainsi que des buissons, haies, lisières...). Quelle que soit la couverture arborée optimale et sauf pour certaines forêts restant naturellement ouvertes (Streitberger <i>et al.</i>, 2012), le milieu favorable à la Bacchante est concerné par une fermeture naturelle par les strates arbustive et arborée (Bergman & Landin, 2002). Or, l'existence de ce stade de succession est souvent liée à une gestion extensive (pâturage ou fauche) ou à un régime cyclique de perturbations naturelles (Bergman, 2001 ; Bergman & Kindvall, 2004 ; Sardet, 2005). Ainsi, les tempêtes peuvent favoriser l'apparition de milieux favorables parallèlement aux modes de gestion. Cela a notamment été observé en Lorraine avec les tempêtes des années 1990. Par contre, la tempête de l'hiver 1999 semble avoir eu un effet brutal, menant à une ouverture trop importante dont l'impact négatif a été accentué lors de la canicule de 2003 (Claude, 2010). En l'absence de gestion, la fermeture devient trop importante à partir de 30 à 50 ans (Bergman & Landin, 2001). Le maintien de zones plus ouvertes est donc nécessaire, et peut se faire par du pâturage extensif, de la fauche ou par la recréation de petites clairières dans les zones boisées (Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Bal <i>et al.</i> (2007) précisent qu'en mode d'exploitation taillis sous futaie ou en forêt pâturée, les milieux favorables sont présents presque en permanence, alors qu'une coupe en taillis n'amène des habitats favorables que 10 à 30 ans après. Ils précisent également que les plantes hôtes des chenilles supportent assez bien la fauche ou un léger pâturage, mais qu'elles préfèrent les marges, les zones abandonnées ou délaissées par le bétail, les ourlets et les lisières. L'affouage (exploitation du taillis par des particuliers pour le bois de chauffage) permet un entretien du sous-bois et est donc également favorable à la Bacchante (Sardet, 2005). Dans le contexte du bassin genevois, les auteurs estiment que les forêts sont devenues trop denses, les derniers habitats favorables se trouvant alors le long des chemins. Sardet (2005) note lui aussi que l'espèce peut se maintenir assez durablement sur les lisières des routes et chemins forestiers, ce qu'il a pu observer en Côte d'Or dans un boisement devenu défavorable. De même, les cloisonnements, notamment dans les parcelles qui ont été touchées par la tempête de 1999, retardent la fermeture du milieu et créent des corridors ouverts. En Bresse jurassienne et sur les contreforts de la Forêt de Chaux (Doubs et Jura), des observations similaires ont été réalisées, les places de vol du papillon se cantonnant souvent sur des allées forestières (Collectif, à paraître).
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Bergman, 2000 Bergman & Landin, 2001 Lafranchis, 2000 LSPN, 1987 Sardet, 2005 Streitberger <i>et al.</i> , 2012	L'adulte se déplace en volant. La femelle laisse tomber les œufs un à un au-dessus des zones riches en plante hôte le long de la lisière (LSPN, 1987 ; Lafranchis, 2000 ; Bergman & Landin, 2001), et les jeunes larves se déplacent en rampant pour rechercher la plante hôte à proximité immédiate (15 cm maximum) de leur lieu d'éclosion (Bergman, 2000 ; Sardet, 2005 ; Streitberger <i>et al.</i>, 2012). Le développement larvaire dure environ 10 mois, de juillet à mai. Elle hiverne dans une touffe d'herbe alors qu'elle atteint environ 1 cm (stade 3), et se chrysalide entre fin mai et début juin à la base de la végétation. Le papillon émerge environ 16 jours après (LSPN, 1987 ; Lafranchis, 2000 ; Bergman, 2001).
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie	Les déplacements des chenilles ne semblent pas avoir été étudiés. Cependant, il est très probable que leurs seuls déplacements soient pour rechercher la plante hôte à proximité immédiate du lieu de ponte (Bergman, 2000). Ces déplacements sont donc très courts.

D'après : Bergman, 2000 Bergman & Landin, 2002 Konvicka <i>et al.</i>, 2008 Koschuh, 2008 Lafranchis, 2000 LSPN, 1987 Nogret & Vitzthum, 2012	L'adulte vole de juin (voire fin mai) à juillet, voire début août (LSPN, 1987 ; Lafranchis, 2000). C'est donc pendant cette période que se font les déplacements. La majorité des déplacements sont courts et restent à l'intérieur de la zone d'habitat favorable. Ainsi, Bergman & Landin (2002) ont réalisé une étude de capture-marquage-recapture et ont observé que la moitié des mâles ne sont pas sortis de la clairière d'où ils ont émergés. Cette proportion diminue à 28 % pour les femelles. Les distances de déplacement sont inférieures à 100 mètres pour plus de 70 % des mâles et pour la moitié des femelles. Ainsi, pour tous les papillons capturés pendant les trois années de l'étude, le déplacement moyen est de 65,7 mètres pour les mâles et de 117,9 mètres pour les femelles. Les déplacements plus longs sont généralement le fait d'individus émigrants de leur zone d'émergence et participant ainsi à la dispersion. En République Tchèque, une étude a montré des déplacements légèrement supérieurs, avec une moyenne de 170 mètres pour les mâles et de 100 mètres pour les femelles (Konvicka <i>et al.</i>, 2008). Les auteurs précisent que cette différence entre les deux sexes n'est pas significative : il y a une forte variabilité entre les individus. L'âge et le sexe influencent les déplacements d'individus : les femelles âgées sont les plus mobiles. La durée de vie moyenne sur le terrain peut être estimée autour de 14 jours, mais certains individus dépassent les 20 jours. Le maximum de mobilité est atteint à 10 jours (Bergman & Landin, 2002). Les mâles ont tendance à se regrouper dans les zones ensoleillées pour attendre le passage des femelles. Les déplacements au sein du périmètre d'habitat favorable dépendent également de la recherche de nourriture : sève des arbres, bord des flaques... (Lafranchis, 2000 ; Nogret & Vitzthum, 2012). Koschuh (2008) a pu observer une influence de la température : lorsqu'il fait frais, les individus s'éloignent plus fréquemment du couvert boisé pour rejoindre les zones les plus ouvertes des clairières. Pour les autres déplacements au sein du périmètre d'habitat favorable (recherche de femelles pour les mâles et prospection alimentaire), ils parcourent la clairière ou la lisière forestière, et peuvent également pénétrer sous le couvert forestier. Konvicka <i>et al.</i> (2008) ont également noté une modification du comportement de vol au cours de la journée : le matin, mâles et femelles sont actifs à proximité du sol (jusqu'à environ 1 m), alors qu'à partir de midi, ils montent vers les strates arbustives et arborées et restent principalement dans la canopée pendant l'après-midi.
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité D'après : Konvicka <i>et al.</i>, 2008	Konvicka <i>et al.</i> (2008) ont observé un comportement territorial des mâles : ils se posent sur une branche d'arbre ou d'arbuste et chassent les autres papillons (qu'ils soient ou non de leur espèce) passant à proximité.
Densité de population	La densité de population dépend de la taille de la population et de la qualité de l'habitat disponible. Ce sujet est plutôt traité dans la partie suivante sur les effectifs minimums pour la viabilité des populations.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Bal <i>et al.</i>, 2007 Bergman & Landin, 2001 Konvicka <i>et al.</i>, 2008 Van Swaay <i>et al.</i>, 2012	Les populations sont généralement isolées dans le paysage, associées à des surfaces bien définies, entourées de boisements ou de cultures (Bal <i>et al.</i>, 2007 ; Konvicka <i>et al.</i>, 2008). Bergman & Landin (2001) estiment que les clairières d'au moins 100 m² sont les plus favorables, mais ils ne précisent pas en dessous de quelle taille elles deviennent défavorables. Van Swaay <i>et al.</i> (2012) préconisent la création de petites clairières de 10 à 30 mètres de diamètre (surfaces entre 78 et 700 m²) pour favoriser le réseau de populations viables, ce qui est en accord avec Bergman & Landin (2001). Il semble probable que des surfaces plus petites ne soient pas suffisantes.
Effectif minimum pour un noyau de population D'après : Baguette & Schtitzelle, 2006 Bal <i>et al.</i>, 2007 Bergman, 1999 Bergman, 2001 Carron <i>et al.</i>, 2003 Konvicka <i>et al.</i>, 2008 Sachtelben <i>et al.</i>, 2010 Sardet, 2005	Du fait des caractères clairsemé et épars de son habitat, la Bacchante vit généralement en petites populations. Ainsi, en Suède, dans un milieu très favorable, une étude a montré que plus de 60 % des populations de la zone étudiée présentent des effectifs de moins de 500 individus (Bergman, 2001). Cependant, cinq populations sont constituées d'effectifs supérieurs à 1 500 individus, avec un maximum à 4 500 individus. En République Tchèque, la dernière population est estimée à environ 10 000 individus séparés en trois sous-populations principales connectées entre elles et réparties sur une surface totale de 40 km² (Konvicka <i>et al.</i>, 2008). Ce nombre peut paraître élevé, néanmoins les auteurs précisent que la population n'est pas pour autant à l'abri des menaces potentielles liées aux petites populations isolées. En effet, Bergman (2001) a pu observer qu'en trois ans, une population a vu son effectif être divisé par trois. En Suisse, dans le bassin genevois, la plupart des populations ne compte que 5 à 30 individus, la plus grande population étant évaluée à environ 400 individus (130 individus pour 100 ha). Les auteurs comparent ces chiffres à ceux trouvés en Suède et estiment que la situation peut être considérée comme « critique », même s'il est difficile d'estimer la population minimale viable (Carron <i>et al.</i>, 2003 ; Bal <i>et al.</i>, 2007). Sachtelben <i>et al.</i> (2010) proposent une fourchette pour cette population minimale : ils estiment qu'un comptage d'au moins 50 papillons sur 5 ha pendant le pic d'activité indique un noyau populationnel important relativement bien conservé. Si ce nombre est en-dessous de 6 papillons, ils considèrent la population comme étant en mauvais état de conservation. Dans son étude, Sardet (2005) estime qu'une population est viable à partir de 500 individus sur plusieurs dizaines d'hectares.

	En situation idéale, la capacité d'accueil d'un habitat a été estimée à 78 individus par hectares par Baguette & Schtitzelle (2006). Cependant, les auteurs estiment que cette densité d'équilibre a pu être sous-estimée, car la surface d'habitat considérée était une clairière, alors que la Bacchante n'utilise réellement que la lisière de cette clairière. En effet, Bergman (1999) a observé que la densité de Bacchantes dépend de la surface de lisière forestière disponible pour la ponte.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Baguette & Schtitzelle, 2006 Bergman, 2001 Bergman & Kindvall, 2004 Bergman & Landin, 2001 Bergman & Landin, 2002 Streitberger <i>et al.</i>, 2012	La Bacchante a un fonctionnement de type métapopulation, comme cela est probablement le cas pour toutes les espèces liées à des végétations de transition. En effet, les zones favorables disparaissent régulièrement, alors que d'autres apparaissent. Il y a donc des phénomènes de disparitions locales et de colonisation de nouvelles stations (Bergman, 2001 ; Streitberger <i>et al.</i>, 2012). Ceci est particulièrement le cas pour les petites populations qui ont un risque d'extinction plus élevé. Elles peuvent se maintenir sur le long terme en présentant une succession rapide d'extinctions-recolonisations (Bergman & Landin, 2001). Cependant, ceci n'est valable que si elle est correctement connectée aux populations proches. Baguette & Schtitzelle (2006) précisent que la dynamique populationnelle est en partie conditionnée par des facteurs dépendants de la densité d'individus, notamment liés à la limitation de la ressource alimentaire pour les chenilles. Ainsi, le taux de croissance est limité par la densité de population l'année précédente. De plus, les dynamiques locales sont en partie synchrones, probablement à cause de l'influence de la météorologie sur les populations (Bergman & Kindvall, 2004). En cas de synchronie totale, les différentes populations pourraient risquer une extinction simultanée, empêchant une recolonisation. Mais les auteurs estiment que la corrélation des dynamiques n'est pas suffisante pour menacer le bon fonctionnement de la métapopulation. Bergman & Landin (2001) ont modélisé la probabilité d'occupation d'une station favorable. Cette probabilité augmente avec la taille de la station et diminue avec la distance à la population existante la plus proche, ce qui est particulièrement le cas dans un paysage fragmenté. Les auteurs précisent qu'il est plus facile pour un individu migrant de trouver une petite station proche qu'une grande station isolée. Cependant, s'il trouve une grande station, la probabilité de réussir la colonisation sera plus importante. Ainsi, si un site de 2,5 ha est éloigné de 150 m de la population la plus proche, la probabilité d'y trouver au moins 3 individus est de 90 %. Par contre, si le site a une surface de 0,5 ha, la distance devra être de 60 m pour avoir la même probabilité d'occupation. L'étude de Bergman & Landin (2002) a montré que 98 % des femelles se déplacent à moins de 500 mètres, même lorsqu'elles quittent leur station d'émergence. En 2001, ces mêmes auteurs précisaient qu'ils n'avaient observé aucune colonisation de stations situées à une distance supérieure à 1 980 mètres de la population la plus proche. Ils considéraient qu'une distance de moins de 700 m entre les populations est nécessaire pour assurer le bon fonctionnement de la métapopulation. Néanmoins, ils estiment que les déplacements longs sont probablement sous-estimés et que la Bacchante pourrait être capable de coloniser occasionnellement des stations situées à 2-3 km de la population existante. Baguette & Schtitzelle (2006) estiment même que la plus grande distance entre deux zones d'habitat favorable est de 7 km pour que les populations puissent être considérées comme faisant partie de la même métapopulation. Cependant, cette distance ne permet vraisemblablement pas des échanges réguliers : seule une grosse population bien établie sur une surface d'habitat favorable conséquente peut se maintenir sur le long terme à un tel éloignement des populations voisines.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Les déplacements de la chenille sont faibles : elles ne participent pas à la dispersion.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont pas été étudiés mais sont faibles.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation à proximité du lieu de ponte.
Fidélité au lieu de naissance	Etant donné les faibles déplacements de la larve, elle reste durant tout son développement sur son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Baguette & Schtitzelle, 2006 Bergman & Landin, 2002 Dover & Settele, 2009 Konvicka <i>et al.</i>, 2008	La plupart des déplacements entre sites sont dus aux femelles qui quittent leur station d'émergence à la recherche d'autres habitats favorables. Elles partent généralement après avoir pondu une bonne partie de leurs œufs. Les autres sont pondus dans les sites favorables rencontrés. L'étude de Bergman & Landin (2002) a montré que la distance de déplacement augmente avec l'âge de la femelle, avec un maximum (en moyenne autour de 200 mètres) atteint à 10 jours, puis se stabilise. Chez le mâle, l'âge ne semble pas avoir d'influence. De même, lorsque l'habitat devient défavorable (par succession spontanée de la végétation), la Bacchante doit se déplacer vers un autre site plus adapté (Bergman & Landin, 2002). Au cours de trois années de suivi, Bergman & Landin (2002) ont obtenu des distances maximales de déplacement de 670 mètres pour les mâles et 960 mètres pour les femelles. Les femelles sont les plus mobiles : elles représentent 73 % des individus qui se sont déplacés entre sites, et ce sont elles qui dominent également les déplacements

	supérieurs à 500 mètres. Mais la proportion de femelles changeant de station reste relativement faible : en moyenne 10,8 % des femelles marquées. En dehors des trois années de suivi, un mâle a été observé à 3 500 mètres du lieu de marquage, ce qui montre qu'une dispersion sur de longues distances est possible (Bergman & Landin, 2002). Il s'agit pour l'instant de la plus grande distance de déplacement observée pour cette espèce (Baguette & Schtitzelle, 2006). Si environ 10 % des femelles se déplacent entre les sites, il est important de noter qu'elles ont déjà pondu au moins les deux-tiers de leurs œufs avant de migrer. Bergman & Landin (2002) estiment ainsi que seuls 3,7 % de l'effort reproductif d'une population est exporté du site d'émergence. Ils ont également estimé par calcul que seulement 10,2 % des femelles migrantes colonisent des stations situées à plus de 300 mètres. Il ne reste donc que 0,4 % de l'effort reproductif de la population qui soit exporté vers les stations éloignées. Tout en permettant une colonisation, cette stratégie de ponte préserve l'intégrité de la population source et réduit le coût reproductif de la dispersion si la femelle est consommée par un prédateur pendant le déplacement ou si elle ne trouve pas d'habitat favorable (Dover & Settele, 2009). En République Tchèque, une étude de capture-marquage-recapture a montré des distances comparables et la proportion de migrants reste faible. Ainsi, sur plus de 400 individus, dix mâles et quatre femelles ont migré entre deux populations. Parmi eux, huit mâles et une femelle ont parcouru plus d'un kilomètre. Les auteurs précisent que la différence entre les deux sexes n'est pas significative. La distance maximale observée est de 2 750 mètres (Konvicka <i>et al.</i>, 2008).
Fidélité au site D'après : Bergman & Landin, 2002	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée, mais la fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut être traitée. Les mâles ont une fidélité très élevée : la grande majorité (98 %) se reproduit dans le périmètre d'habitat favorable d'où il a émergé. Chez les femelles, 10 % des individus émigrent. Cependant, elles pondent une grande partie de leurs œufs dans leur habitat d'émergence, avant d'aller pondre les autres dans d'autres zones d'habitat favorable (Bergman & Landin, 2002).
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Baguette & Schtitzelle, 2006 Bergman & Landin, 2001 Collectif, à paraître Konvicka <i>et al.</i> , 2008	Les milieux empruntés lors de la dispersion ont été peu étudiés. On sait cependant que différentes clairières d'un même boisement peuvent être bien connectées : les individus dispersants traversent donc la forêt (Konvicka <i>et al.</i>, 2008). On sait également que les grandes cultures sont difficilement traversables par la Bacchante. En effet, dans leur étude en Suède, Bergman & Landin (2001) ont observé qu'une des populations suivies n'avait accueilli aucun immigrant et qu'un seul individu (une femelle) en avait émigré. Ils expliquent cela par le fait que cette station est isolée des autres populations par des champs ouverts : il s'agit d'un milieu très défavorable qui limite fortement les déplacements. Par ailleurs, des observations montrent que le maillage de haies peut être emprunté par les individus en déplacement (Collectif, à paraître). Les études ont pu distinguer deux facteurs influant sur la migration : la densité de population et la surface d'habitat favorable. Ainsi, la relation inverse entre le taux de croissance et la densité de population influe sur la dispersion : Baguette & Schtitzelle (2006) ont montré que la distance de dispersion diminue avec l'augmentation du taux de croissance causée par une diminution de la densité de population. Dans une population avec une faible densité, la distance de dispersion est donc plus faible que dans une population avec une forte densité. De plus, la proportion de femelles résidentes augmente avec la taille de la station. Ainsi, 94 % des femelles capturées sur la plus grande station (17,9 ha) sont restées sur place, alors qu'elles ne sont que 29 % à rester sur la plus petite station (1,6 ha). Par contre, les stations de taille moyenne abritent plus d'individus : ce sont donc elles qui produisent le plus grand nombre de femelles migrantes, bien que la plus grande proportion soit notée pour les plus petites stations. Cette relation n'est pas valable pour les mâles qui se déplacent très peu, et ce quelles que soit les conditions (Bergman & Landin, 2001).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Baguette & Schtitzelle, 2006 Bal <i>et al.</i> , 2007 Bergman, 2001 Bergman & Kindvall, 2004 Bergman & Landin, 2001 Bergman & Landin, 2002 Dupont, 2001 LSPN, 1987 Lugon <i>et al.</i> , 2001	La Bacchante est directement menacée par la fragmentation des habitats naturels, induit par la dégradation et les destructions directes de ses habitats de reproduction, mais également des habitats constituant sa trame de dispersion potentielle. La fermeture du couvert forestier est une des principales menaces. Elle est souvent liée à un abandon des pratiques d'exploitation forestière dites de « taillis sous futaie » ou « futaie jardinée », remplacées par de la futaie régulière (Sardet, 2005 ; Bal <i>et al.</i>, 2007). Ainsi, les boisements semi-ouverts à strate arborescente fournie et au couvert clair sont transformés en futaies régulières fermées (LSPN, 1987). La pratique d'affouage permet de maintenir un sous-bois favorable à la Bacchante : son abandon peut localement constituer une menace pour cette espèce (Sardet, 2005). De même, l'abandon de la fauche et du pâturage ont entraîné une fermeture des milieux semi-ouverts (Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Or, la Bacchante est sensible à la présence de plusieurs stades dynamiques de la succession végétale : la fermeture par les ligneux d'une même classe d'âge constitue une menace importante augmentant les risques d'extinction locale et empêchant une recolonisation. Le couvert arboré uniforme et dense provoque une réduction de l'abondance des plantes hôtes qui ne trouvent plus suffisamment de lumière pour se développer. Ainsi,

Sardet, 2005 Streitberger <i>et al.</i>, 2012 Van Swaay <i>et al.</i>, 2012	en Suède, la plupart des sites abandonnés et non gérés selon des logiques de régénération successives et spontanées vont atteindre les 90 % de couverture dans les 20 prochaines années, et deviendront ainsi défavorables (Bergman, 2001 ; Bergman & Kindvall, 2004). La France est également touchée par ce phénomène de changement de pratiques (Sardet, 2005). Dans les régions agricoles, de nombreux habitats favorables ont également régressé à cause du labour et de la construction de bâtiments et de routes. Mais ceci n'est qu'une explication partielle (destruction directe). Les habitats restants sont menacés par une gestion intensive : fertilisation et modification de la végétation (structure et composition spécifique) due à la disparition d'une gestion traditionnelle des prairies (Bergman, 2001). Les apports nitrés sont défavorables aux plantes hôtes qui sont mésotrophes. Ainsi, les milieux riches en plantes nitrophiles présentent de faibles populations de <i>Bacchantes</i>, même si la structure de la végétation est par ailleurs très favorable. En effet, ces plantes entrent en compétition avec les plantes hôtes qui disparaissent alors (Streitberger <i>et al.</i>, 2012). La rectification des lisières par la suppression de la zone de broussailles entre forêt et espace ouvert (prairie ou champs) est également une menace : l'exploitation agricole se fait désormais jusqu'au ras de la forêt (Bal <i>et al.</i>, 2007 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). D'autres modifications d'habitat participent à la fragmentation du milieu pour la <i>Bacchante</i> par la réduction des surfaces favorables et induisent l'isolement des populations restantes. Ainsi, l'enrésinement des boisements apparaît nettement comme une cause de régression (LSPN, 1987 ; Ligon <i>et al.</i>, 2001). On peut également citer l'assèchement des forêts alluviales ou humides, le goudronnage des allées et chemins forestiers, la fauche et l'entretien inadapté des bordures de routes et de chemins forestiers, la modification des sous-bois et notamment l'envahissement par les ronces, favorisées par l'eutrophisation par amendement, ou les fougères-aigles, favorisées par l'acidification par l'enrésinement (Dupont, 2001 ; Bal <i>et al.</i>, 2007 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Toutes ces modifications d'habitat participent à la fragmentation du milieu pour la <i>Bacchante</i> : réduction des surfaces favorables et isolement des populations restantes. Ainsi, les populations sont de plus en plus petites et de moins en moins connectées avec les populations voisines. De plus, Bergman & Landin (2002) considèrent que la faible dispersion de la <i>Bacchante</i> la rend particulièrement sensible à la fragmentation et pose un important problème à sa survie dans les paysages européens modernes. La probabilité d'extinction d'une population augmente avec la diminution des échanges avec les populations voisines (Bergman & Landin, 2001). Une population isolée aura donc plus de risque de subir une extinction, et le site aura plus de mal à être recolonisé. Pour les petites populations ce risque d'extinction sera en partie dû à la consanguinité. Les petites populations isolées sont plus sensibles aux variations d'abondances, dues par exemple aux conditions météorologiques lors de l'émergence, qui peuvent entraîner une extinction locale (Bergman & Kindvall, 2004). De plus, si l'habitat devient défavorable en paysage fragmenté, les distances entre les stations favorables dépassent les capacités de dispersion des femelles, empêchant la colonisation de nouveaux sites (Bergman & Landin, 2002). La recolonisation des populations éteintes (fonctionnement naturel pour une métapopulation) est également compromise. Bergman & Landin (2001) considèrent également que la tendance à une forte dispersion dans les petites populations peut fragiliser la colonie en cas d'isolement, et donc contribuer à faire accroître son risque d'extinction. Baguette & Schtitzelle (2006) estiment d'ailleurs qu'en situation d'isolement de la population, la dispersion est remplacée par une amélioration des performances reproductives (augmentation de la productivité). Ceci se traduit donc par une augmentation locale de la croissance de la population. Cependant, la population est alors plus vulnérable aux changements de son habitat, ce qui peut être problématique dans le cas d'une espèce de milieux de transition comme la <i>Bacchante</i>.
Importance de la structure paysagère D'après : Bal <i>et al.</i>, 2007 Bergman, 2001 Bergman & Kindvall, 2004 Bergman & Landin, 2001 Carron <i>et al.</i>, 2003 Claude, 2010 Dupont, 2001 Konvicka <i>et al.</i>, 2008 LSPN, 1987 Sachteleben <i>et al.</i>, 2010 Sardet, 2005 Streitberger <i>et al.</i>, 2012 Van Swaay <i>et al.</i>, 2012	Par la répartition des boisements et des zones plus ouvertes parmi ces boisements, le paysage structure les complexes de sites où la <i>Bacchante</i> est présente. La gestion conservatoire de cette espèce doit donc impérativement passer par une approche à l'échelle du paysage : il faut préserver un réseau de sites favorables (reproduction et circulation) permettant le fonctionnement de la métapopulation (Dupont, 2001). Pour cela, il faut maintenir un ensemble de différents stades de succession en préservant ou en restaurant un réseau d'habitats (sous-trame des bois clairs) tenant compte de la capacité de dispersion de l'espèce. Les stations éteintes proches des populations actuelles peuvent également être restaurées pour favoriser la recolonisation par les individus migrants (Konvicka <i>et al.</i>, 2008). De plus, pour rendre favorable les boisements trop fermés, des petites clairières (10 à 30 m de diamètre) peuvent être créées (Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). La répartition des pratiques de taillis sous futaie et futaie jardinée doit être impérativement considérée pour déterminer la trame fonctionnelle de l'espèce (Sardet, 2005 ; Bal <i>et al.</i>, 2007 ; Claude, 2010). Le pâturage extensif peut aussi permettre de maintenir une ouverture suffisante (Bergman & Kindvall, 2004 ; Konvicka <i>et al.</i>, 2008 ; Streitberger <i>et al.</i>, 2012). Bergman & Landin (2001) ont montré l'intérêt de petites stations d'habitat favorable pour la dispersion entre populations : même si ces stations sont trop petites pour accueillir une population viable, elles servent d'étapes pour les individus migrants. Ainsi, le modèle des « pas japonais » semble être très efficace pour cette espèce. Les auteurs conseillent une distance maximale de 700 mètres (jusqu'à 2 km éventuellement si les stations sont assez grandes : Bergman & Kindvall, 2004) entre les zones d'habitat favorable pour permettre des échanges d'individus suffisants à la survie locale de l'espèce. Un nombre important de stations favorables est nécessaire pour le fonctionnement en métapopulation. Ainsi, ils conseillent de gérer au minimum 10 à 30 stations (Bergman & Kindvall, 2004). Ils recommandent également de gérer en priorité les stations les plus proches des populations existantes et les plus grandes, afin de favoriser leur colonisation. Les stations des populations existantes doivent aussi être gérées afin

	d'empêcher une trop grande fermeture. Pour cela, la priorité doit être donnée aux populations les plus abondantes et ayant une position centrale au sein de la métapopulation pour permettre de nombreux échanges avec les stations voisines (Bergman & Kindvall, 2004). Etant donné que la Bacchante est principalement liée aux bordures boisées, il peut être intéressant de favoriser des lisières sinueuses et d'y préserver l'ourlet et la zone broussailleuse, que ce soit pour les clairières ou pour les bordures forestières (LSPN, 1987 ; Sardet, 2005 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Il faut également favoriser la dispersion des individus entre les sites gérés. Par exemple, les champs ouverts ne sont pas ou très peu traversés (Bergman & Landin, 2001) : ce paramètre peut être un critère de choix pour la sélection des populations à favoriser ou des stations à restaurer, ainsi que pour le choix des corridors à améliorer. Par ailleurs, les routes et layons forestiers ainsi que les cloisonnements constituent des zones favorables à la présence de papillons qui pourraient les utiliser comme corridors si leurs bordures sont gérées en conséquence (Carron <i>et al.</i>, 2003 ; Bal <i>et al.</i>, 2007 ; Sachteleben <i>et al.</i>, 2010).
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	La restauration des milieux ou le changement du mode d'exploitation sont à faire de préférence avant la disparition complète de la plante-hôte. En effet, une étude menée en Suède (où la plante hôte est <i>Carex montana</i>) a montré que la végétation favorable est lente à coloniser de nouvelles stations. L'intérêt pour la Bacchante d'une création de clairière ne sera donc pas immédiat (au moins quatre ans d'attente). Par contre, dans le cas d'une gestion d'une station existante en cours de fermeture, l'étude a montré une efficacité rapide pour la population de Bacchante (Bergman, 2001). Aucune étude de ce type ne semble avoir été faite dans d'autres régions avec d'autres plantes hôtes : il n'est donc pas possible de savoir si cette observation peut être généralisée. Cependant, Bal <i>et al.</i> (2007) estiment eux aussi qu'une coupe en taillis ne devient favorable que 10 à 30 ans après. Ils préconisent donc une gestion continue du couvert par un mode d'exploitation en taillis sous futaie permettant de maintenir en permanence un milieu favorable. Suite à un suivi en Lorraine, Claude (2010) conseille une gestion en futaie claire et préconise d'éviter une trop grande fermeture des zones de forêt qui ont été touchées par la tempête de 1999 afin de maintenir une mosaïque favorable. Dans ces zones touchées, il préconise également de conserver les îlots relictuels des anciens peuplements, car ils serviront de relais lors de la fermeture des surfaces régénérées.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Koschuh (2008) a pu observer une influence de la température : lorsqu'il fait frais, les individus s'éloignent plus fréquemment du couvert boisé pour rejoindre les zones les plus ouvertes des clairières. En Allemagne, Streitberger <i>et al.</i> (2012) ont bien observé que la Bacchante régresse en plaine, alors qu'elle se maintient en montagne. Mais si leur modèle montre une corrélation entre la répartition de la Bacchante et la température hivernale, cette corrélation reste faible, et les auteurs sont prudents sur un éventuel effet du changement climatique. En effet, c'est en montagne que les pratiques forestières et agricoles restent les plus traditionnelles, et cela pourrait également expliquer la modification de distribution observée. D'après Settele <i>et al.</i> (2008), la Bacchante pourrait disparaître de France à l'horizon 2080, selon les scénarios les plus négatifs. Dans tous les cas, il semble probable qu'elle régresse, se réfugiant en altitude (Massif central, Alpes et Jura notamment).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Bergman & Landin, 2002 ; Konvicka <i>et al.</i> , 2008). Elles ont donné des résultats intéressants et pourraient donc être reproduites. Des études génétiques pourraient également être envisagées.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
La Lucine (<i>Hamearis lucina</i>), malgré quelques différences dans les exigences écologiques, présente des similitudes avec la Bacchante. Cette espèce est en fort déclin dans le domaine atlantique, où elle est ciblée comme « priorité 2 » par le Programme national de restauration pour la conservation des Lépidoptères diurnes (Dupont, 2001). Elle fréquente les prairies (sèches à humides), marais et tourbières en bordure directe de boisements et parsemés de buissons, ainsi que lisières herbacées (ourlets), les clairières et les bois clairs (Lafranchis, 2000 ; Anthes <i>et al.</i>, 2008). Dans la partie Nord de la France, on la retrouve notamment sur des coteaux calcaires ensoleillés et plus ou moins embroussaillés (Duquet <i>et al.</i>, 2004 ; Dardenne <i>et al.</i>, 2008). Dans un contexte similaire, au Royaume-Uni, Turner <i>et al.</i> (2009) notent que cette espèce est moins exigeante sur son habitat tant que la plante hôte (des Primevères) est présente et suffisamment abondante. En montagne (jusqu'à 1 700 mètres, voire au-delà), elle affectionne les haies et lisières des zones d'agriculture extensive (LSPN, 1987 ; Lafranchis, 2000). La Lucine a le même besoin de mi-ombre que la Bacchante : les œufs et le développement larvaire sont conditionnés par une humidité suffisante (Anthes <i>et al.</i>, 2008), mais des zones ouvertes ensoleillées sont également nécessaires. De plus, comme la Bacchante, la Lucine présente une mobilité faible et une structure en métapopulation sensible à l'isolement et donc à la fragmentation (Leon-Cortés <i>et al.</i>, 2003). Turner <i>et al.</i> (2009) signalent qu'à l'échelle d'une réserve naturelle, il y a des échanges d'individus entre les zones favorables isolées à travers les espaces plus fermés par les	

broussailles. Ils préconisent donc une gestion par rotation fournissant différents stades de fermeture. Une telle gestion maintiendra le fonctionnement naturel de la métapopulation présentant des successions d'extinction et de recolonisation (Anthes *et al.*, 2008), comme cela a aussi été montré pour la Bacchante (Bergman & Landin, 2001).

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

André CLAUDE, Société Lorraine d'Entomologie
David DEMERGES, Oreina
Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Frédéric MORA, Opie Franche-Comté
Eric SARDET, Insecta

> Bibliographie consultée :

- ANTHES N., FARTMANN T. & HERMANN G. (2008). The Duke of Burgundy butterfly and its dukedom: larval niche variation in *Hamearis lucina* across Central Europe. *Journal of Insect Conservation*. Volume 12. Pages 3-14.
- BAGUETTE M. & SCHTICKZELLE N. (2006). Negative relationship between dispersal distance and demography in butterfly metapopulations. *Ecology*. Volume 87, numéro 3. Pages 648-654.
- BAL B., BEUCHAT S., GARNIER A., & SCHEURER Y. (2007). La Bacchante – *Lopinga achine*. Fiche espèce du Plan d'actions du Programme Interreg IIIA France-Suisse 2000-2006. 11 pages. Disponible en ligne sur : <http://www.eclecticmedia.fr/asters/cd/plans-faune.htm>
- BERGMAN K.-O. (1999). Habitat utilization by *Lopinga achine* (Nymphalidae : Satyrinae) larvae and ovipositing females : implications for conservation. *Biological Conservation*. Volume 88. Pages 69-74.
- BERGMAN K.-O. (2000). Oviposition, host plant choice and survival of a grass feeding butterfly, the Woodland Brown (*Lopinga achine*) (Nymphalidae: Satyrinae). *Journal of Research on the Lepidoptera*. Volume 35. Pages 9-21.
- BERGMAN K.-O. (2001). Population dynamics and the importance of habitat management for conservation of the butterfly *Lopinga achine*. *Journal of Applied Ecology*. Volume 38. Pages 1303-1313.
- BERGMAN K.-O. & KINDVALL O. (2004). Population viability analysis of the butterfly *Lopinga achine* in a changing landscape in Sweden. *Ecography*. Volume 27. Pages 49-58.
- BERGMAN K.-O. & LANDIN J. (2001). Distribution of occupied and vacant sites and migration of *Lopinga achine* (Nymphalidae : Satyrinae) in a fragmented landscape. *Biological Conservation*. Volume 102. Pages 183-190.
- BERGMAN K.-O. & LANDIN J. (2002). Population structure and movements of a threatened butterfly (*Lopinga achine*) in a fragmented landscape in Sweden. *Biological Conservation*. Volume 108. Pages 361-369.
- CARRON G., WERMEILLE E. & DUSEJ G. (2003). *Plan d'actions spécifique n° 12 : Bacchante* (*Lopinga achine*). Programme national de conservation des papillons diurnes prioritaires. Swiss Butterfly Conservation, c/o G. Carron, Genève. 87 pages.
- CLAUDE A. (2010). Contribution à l'étude de *Lopinga achine* (Scopoli, 1763) en Lorraine (Lepidoptera, Nymphalidae). *Bulletin de la Société lorraine d'Entomologie*. Numéro 13. Pages 28-29.
- COLLECTIF (à paraître). *Atlas des papillons de jours et zygènes de Bourgogne et Franche-Comté*. Société d'Histoire Naturelle d'Autun, Office pour les Insectes et leur Environnement de Franche-Comté, Conservatoire botanique national de Franche-Comté-Observatoire régional des Invertébrés.
- DARDENNE B., DEMARES M., GUERARD P., HAZET G., LEPERTEL N., QUINETTE J.-P. & RADIGUE F. (2008). *Papillons de Normandie et des îles Anglo-Normandes : Atlas des Rhopalocères et des Zygènes*. AREHN. 200 pages.
- DOVER J. & SETTELE J. (2009). The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation*. Volume 13. Pages 3-27.
- DUPONT P. (2001). *Programme national de restauration pour la conservation des Lépidoptères diurnes – Première phase : 2001-2004*. Office pour l'Information Eco-entomologique (Opie). 194 pages.
- DUQUEF M., FOURNAL M., PRUVOT D. (2004). *La Picardie et ses papillons. Tome 1, Les Rhopalocères*. Association des entomologistes de Picardie, Conservatoire des sites naturels de Picardie. 224 pages.

- KODANDARAMAIAH U., KONVICKA M., TAMMARU T., WAHLBERG N. & GOTTHARD K. (2012). Phylogeography of the threatened butterfly, the woodland brown *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae): implications for conservation. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 16. Pages 305-313.
- KONVICKA M., NOVAK J., BENES J., FRIC Z., BRADLEY J., KEIL J., HRCEK J., CHOBOT K. & MARHOUL P. (2008). The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation*. Volume 12. Pages 549-560.
- KOSCHUH A. (2008). Neues zu Verbreitung, Lebensraum und Lebensweise von *Lopinga achine* (SCOPOLI, 1763) (Lepidoptera: Satyrinae) in der Steiermark und angrenzenden Gebieten. *Beiträge zur Entomofaunistik*. Volume 9. Pages 107-122.
- LAFRANCHIS T. (2000). *Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope, 448 pages.
- LAFRANCHIS T. (2010). *Papillons d'Europe – Guide et clés de détermination des papillons de jour*. 2^{ème} édition. Diatheo, Paris. 379 pages.
- LEON-CORTES J.L., LENNON J.J. & THOMAS C.D. (2003). Ecological dynamics of extinct species in empty habitat networks. 1. The role of habitat pattern and quantity, stochasticity and dispersal. *Oikos*. Volume 102, numéro 3. Pages 449-464.
- LIGUE SUISSE POUR LA PROTECTION DE LA NATURE (LSPN), collectif. (1987). *Les papillons de jour et leurs biotopes*. Pro Natura, Bâle. 512 pages.
- LUGON A., WEBER G., MATTHEY Y., GONSETH Y. & WERMEILLE E. (2001). Influence des espèces animales bioindicatrices dans l'élaboration de plans de mesures d'aménagement et d'entretien des milieux naturels. *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*. Tome 124. Pages 198-209.
- NOGRET J.-Y. & VITZTHUM S. (2012). *Guide complet des papillons de jour de Lorraine et d'Alsace*. Editions Serpenoise, Metz. 296 pages.
- SACHTELEBEN J., FARTMANN T., WEDDELING K., NEUKIRCHEN M. & ZIMMERMANN M. (2010). *Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring*. Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). 206 pages.
- SARDET E. (2005). *Etude sur l'écologie et la répartition du papillon protégé : la Bacchante (Lopinga achine), sur l'ensemble forestier de Mondragon, St Léger et Longchamp (21). Année 2004*. Rapport d'étude pour Réseau Ferré de France. 31 pages.
- SETTELE J. et al. (2008). *Climatic Risk Atlas of European Butterflies*. Biorisk 1 (Special issue). Pensoft, Sofia-Moscow. 712 pages.
- STREITBERGER M., HERMANN G., KRAUS W. & FARTMANN T. (2012). Modern forest management and the decline of the Woodland Brown (*Lopinga achine*) in Central Europe. *Forest Ecology and Management*. Volume 269. Pages 239-248.
- TURNER E.C., GRANROTH H.M.V., JOHNSON H.R., LUCAS C.B.H., THOMPSON A.M., FROY H., GERMAN R.N. & HOLDGATE R. (2009). Habitat preference and dispersal of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) on an abandoned chalk quarry in Bedfordshire, UK. *Journal of Insect Conservation*. Volume 13, numéro 5. Pages 475-486.
- UICN France, MNHN, Opie & SEF (2012). *La Liste rouge des espèces menacées en France. Chapitre Papillons de jour de France métropolitaine*. Dossier de presse et résultats disponibles sur le site du comité français UICN (<http://www.uicn.fr/Liste-rouge-papillons-de-jour.html>).
- VAN SWAAY C., CUTTELOD A., COLLINS S., MAES D., LOPEZ MUNGUIRA M., SASIC M., SETTELE J., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M. & WYNHOFF I. (2010). *European Red List of Butterflies*. Publication Office of the European Union, Luxembourg. 60 pages.
- VAN SWAAY C., COLLINS C., DUŠEJ G., MAES D., MUNGUIRA M. L., RAKOSY L., RYRHOLM N., ŠAŠIĆ M., SETTELE J., THOMAS J. A., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M., WYNHOFF I. (2012). Dos and Don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. *Nature Conservation*. Volume 1. Pages 73–153.
- Site internet *Lepi'Net* : (<http://www.lepinet.fr>), consulté en mars 2012.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Bacchante (Lopinga achine (Scopoli, 1763)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 10 pages.



Photo François Dehondt

Le barbitiste ventru

Polysarcus denticauda

Le Barbitiste ventru

Polysarcus denticauda (Charpentier, 1825)

Insectes, Orthoptères, Tettigoniidés



Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Barbitiste ventru, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Barbitiste ventru appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



-  Région où l'espèce est absente ou très marginale
-  Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB
-  Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Dehondt & Mora, 2013 Detzel, 1995 Detzel, 1998 Kristin <i>et al.</i> , 2009 Smettan, 1991	Le Barbitiste ventru présente une répartition morcelée en Europe occidentale et semble principalement lié aux massifs montagneux du Centre et du Sud de l'Europe (Detzel, 1998 ; Bellmann & Luquet, 2009). En France, il se trouve en limite ouest de son aire de répartition majoritairement continentale (Smettan, 1991 ; Detzel, 1995). Il est présent sous la forme de populations isolées et naturellement fragmentées dans les régions montagneuses : Pyrénées, Massif central, Alpes, Jura, Vosges (Detzel, 1998 ; Kristin <i>et al.</i> , 2009 ; Dehondt & Mora, 2013).
Evolution récente D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Kristin <i>et al.</i> , 2009 Sardet & Defaut, 2004	Il est en recul sur l'ensemble de son aire de répartition, principalement en lien avec la disparition de son habitat due aux activités humaines (Bellmann & Luquet, 2009). Kristin <i>et al.</i> (2009) signalent qu'il était probablement présent et abondant également en plaine, en Europe centrale, dans le passé, mais qu'il est maintenant concentré en montagne et basse montagne car ce sont là que les habitats favorables persistent, notamment suite à l'intensification agricole. L'évaluation des priorités de conservation par domaine biogéographique, proposée par Sardet & Defaut (2004), le cite comme « espèce menacée à surveiller » à l'échelle nationale. En particulier, il est noté comme « proche de l'extinction » dans la moitié Nord de la France (incluant les Vosges et le Jura) et dans les Pyrénées. Par contre, il semble se maintenir dans le Massif central, où il n'est pas considéré comme menacé.
Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le Barbitiste ventru n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et structuration de l'espace	
Habitat D'après : Baur <i>et al.</i> , 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Boitier, 2003 Defaut, 1999 Dehondt & Mora, 2013 Detzel, 1998 Gonseth, 2010 Kristin <i>et al.</i> , 2009 Lumaret, 2010 Poniowski <i>et al.</i> , 2012 Rothhaupt, 1994 Sardet & Jacquemin, 2006	Le Barbitiste ventru se développe, en France, dans les prairies de montagne aux étages montagnard et subalpin (Defaut, 1999). Il est présent jusqu'à 1 900 mètres d'altitude dans les Pyrénées (Poniowski <i>et al.</i> , 2012) et de 1 100 à plus de 1 700 mètres en Auvergne (Boitier, 2003). Il peut également être trouvé en-dessous de 1 000 mètres. Par exemple, en Suisse, il descend jusque 550 mètres (Baur <i>et al.</i> , 2006) et en Allemagne, dans le Wurtemberg, il se répartit entre 400 et 1 000 mètres (Detzel, 1998). Ces altitudes sont reprises par Sardet & Jacquemin (2006) pour la Lorraine. En Franche-Comté, l'espèce est essentiellement répartie entre 800 et 1 070 mètres (Dehondt & Mora, 2013). L'habitat typique est constitué de prairies mésophiles riches en hautes graminées et autres plantes herbacées (Bellmann & Luquet, 2009). Exclusivement herbivore (Bellmann & Luquet, 2009), il se nourrit principalement de Rhinanthé, de Pissenlit, de Plantain et de Vesce (Baur <i>et al.</i> , 2006). La hauteur de végétation est préférentiellement entre 10 et 50 cm, parfois plus, mais très rarement moins de 10 cm (Kristin <i>et al.</i> , 2009). En Auvergne, Boitier (2003) a observé une hauteur moyenne d'environ 50 cm. Cet habitat correspond à des pâturages alpins, des prairies naturelles montagnardes ou des prairies à fauche tardive associées à une agriculture traditionnelle (Detzel, 1998 ; Baur <i>et al.</i> , 2006 ; Kristin <i>et al.</i> , 2009). Baur <i>et al.</i> (2006) signalent qu'il vit également dans la végétation en bordure d'éboulis. Afin d'être favorable, la fauche ne doit pas se faire avant mi-juillet, voire fin-juillet, ou en cas de fauche plus précoce (lors du pic d'abondance des adultes : juin, voire juillet en altitude), des zones refuges suffisamment grandes doivent être préservées. De même, l'enrichissement est à éviter (Detzel, 1998). Le pâturage ou la fauche pendant la période de présence des adultes semble également défavorable : Rothhaupt (1994) a pu observer la disparition de populations (migration ou destruction directe des individus) dès l'arrivée du bétail ou après la fauche. Il précise qu'en cas de pâturage pendant la présence des adultes, le chargement doit rester bas. Gonseth (2010) a étudié l'effet des pratiques pastorales sur les peuplements d'Orthoptères en Suisse. Il a observé que l'idéal pour le Barbitiste ventru est une ou deux fauches par an. Une fauche plus fréquente entraînerait une modification de la structure de la végétation (diminution de la hauteur) qui deviendrait défavorable à l'espèce. Un chargement de pâturage trop important peut également être responsable d'une telle modification de végétation. Lumaret (2010) précise aussi que le piétinement peut entraîner une destruction mécanique des œufs enterrés dans le sol. Rothhaupt (1994) émet aussi l'hypothèse qu'un sol frais gardant un certain taux d'humidité est nécessaire, car l'espèce serait sensible à une trop grande dessiccation des sols. Ainsi, dans sa région d'étude en Bavière, la plupart des populations de Barbitiste ventru sont situées à proximité immédiate d'un point d'eau (ruisseaux, mouillères...).
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.

Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés	Le Criquet palustre est inapte au vol : larves et adultes se déplacent par marche et par saltation parmi la végétation.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Baur <i>et al.</i>, 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Detzel, 1998 Rothhaupt, 1994 Smettan, 1991 Zechner & Koschuh, 2005	Il existe très peu de connaissances sur les mécanismes de déplacement de cette espèce. Les adultes sont inaptes au vol (organes de vol fortement réduits) et ne peuvent par conséquent pas atteindre des milieux favorables disjoints trop éloignés (Bellmann & Luquet, 2009). La phase grégaire qui apparaît lors des pics d'abondance est également aptère. La mobilité de la larve n'a jamais été étudiée. Toutes les informations existantes concernent donc les adultes. Ceux-ci sont visibles dès début juin. Après un pic en juillet, leur nombre diminue, mais certains persistent jusqu'à mi-octobre (Smettan, 1991 ; Baur <i>et al.</i>, 2006 ; Bellmann & Luquet, 2009). Au-dessus de 1 500 mètres d'altitude, ils apparaissent seulement en juillet (Zechner & Koschuh, 2005 ; Baur <i>et al.</i>, 2006). Le Barbitiste ventru se déplace généralement au sol dans la végétation basse, mais grimpe parfois sur des plantes plus hautes. Les mâles sont plus mobiles : ils se déplacent dans la végétation à la recherche des femelles (Baur <i>et al.</i>, 2006). Rothhaupt (1994) a réalisé une étude de capture-marquage-recapture. Les déplacements sont généralement faibles : la distance maximale parcourue par un individu pendant les 3 semaines de suivi est d'environ 700 mètres. Il a également pu observer un mâle chanteur parcourant 30 mètres en 20 minutes. Ces déplacements courts se font à l'intérieur de la surface d'habitat favorable. Certains auteurs citent des déplacements pouvant aller jusqu'à quelques kilomètres, mais ceux-ci concernent la dispersion entre populations. Étant inapte au vol, le Barbitiste ventru se déplace en marchant. Les déplacements se déroulent donc principalement dans une matrice de milieux favorables : prairies mi-hautes ou hautes gérées de manière raisonnée. Lors des « pullulations », une fauche trop précoce des prairies peut entraîner un déplacement des individus vers les habitats alentours. Si la prairie est en bon état de conservation et qu'elle n'est pas fauchée, elle peut nourrir l'ensemble de la population. Dans ce cas, il n'y a pas de déplacement massif d'individus (Detzel, 1998).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité	La territorialité n'a jamais été étudiée chez cette espèce.
Densité de population D'après : Adlbauer & Sackl, 1993 Bellmann & Luquet, 2009 Detzel, 1998 Rothhaupt, 1994	Le Barbitiste ventru est une espèce d'abondance généralement modérée, mais qui connaît parfois des densités très élevées lorsque les conditions sont favorables et que l'habitat n'est pas modifié. Au cours de ces phases dites de « pullulation », il développe une forme grégaire (Adlbauer & Sackl, 1993 ; Bellmann & Luquet, 2009). Une étude en Bavière estime la population de la zone d'étude entre 2 000 et 4 000 mâles adultes, ce qui correspond à une densité de 0,4 à 2,8 mâles adultes par 100 m² (Rothhaupt, 1994). Detzel (1998) précise qu'avec un habitat favorable, une population peut présenter une densité très forte d'individus. Dans son étude sur trois années, il a pu observer des densités variant de 0,66 à 5,2 individus par m² à l'échelle de l'ensemble de la parcelle. Les zones les plus peuplées de la parcelle abritaient entre 2 et 20 individus par m². Les valeurs maximales sont pour l'année 1948 qui correspondait à une « pullulation ». Même en dehors de l'année de « pullulation », ces densités sont très nettement supérieures à celles observées par Rothhaupt (1994). Cet auteur analyse d'ailleurs cette différence de densité en précisant que les populations qu'il a étudiées sont petites et que le milieu suivi par Detzel est probablement de très bonne qualité. Il estime également que l'année de pullulation a pu influencer sur les années suivantes en maintenant des densités plus fortes.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Detzel, 1998	La surface minimale pour la viabilité de la population n'a pas été étudiée chez cette espèce. Toutefois, en tenant compte des possibilités de pullulation, Detzel (1998) estime qu'une surface d'au moins 100 hectares peut accueillir une population.
Effectif minimum pour un noyau de population D'après : Rothhaupt, 1994	L'effectif minimum pour une population viable n'a jamais été étudié chez cette espèce. Cependant, Rothhaupt (1994) estime qu'une abondance de quelques milliers d'individus peut laisser supposer une assez bonne chance de survie pour la population.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Detzel, 1998	Aucune étude ne semble s'être intéressée à la structure interpopulationnelle de cette espèce. Cependant, Detzel (1998) estime qu'en conditions optimales, la population s'organise en un réseau de sous-populations correspondant au réseau d'habitats favorables. Cependant, dans les conditions actuelles (petites populations isolées), une étude poussée (notamment génétique) serait nécessaire pour préciser la structure interpopulationnelle.

Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Detzel, 1998 Rothhaupt, 1994	L'âge de la dispersion n'est pas connu : Rothhaupt (1994) et Detzel (1998) ne précisent pas si les migrations lors de perturbations de l'habitat concernent uniquement les adultes ou également les larves. De même, en dehors des migrations, les études de capture-marquage-recapture n'ont été faites que chez les adultes. Il n'y a pas d'éléments sur la mobilité des larves.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont jamais été étudiés.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation.
Fidélité au lieu de naissance	La fidélité au lieu de naissance est probablement forte. En effet, l'espèce est aptère et les œufs sont pondus dans le sol : les déplacements actifs sont faibles et il n'y a pas de dissémination passive.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Engel, 1951 Detzel, 1998 Rothhaupt, 1994 Vari & Szoevénye, 2007	À notre connaissance, les déplacements interpopulationnels n'ont jamais été étudiés chez cette espèce. Il a par contre été montré qu'en réponse à des perturbations de son habitat (fauche par exemple), le Barbitiste ventru peut se déplacer dans les zones voisines afin de se mettre à couvert car l'habitat est devenu inhospitalier. Ces déplacements sont plus ou moins longs, pouvant aller jusqu'à plusieurs kilomètres (Detzel, 1998). Lors de son étude de capture-marquage-recapture en Bavière, Rothhaupt (1994) a pu observer qu'entre 9 et 15 % (selon le site) des individus capturés dans la prairie ont été recapturés en bordure de la parcelle, indiquant une certaine mobilité. Cependant, il n'a prospecté qu'une bande large de 20 mètres autour de la prairie : s'il y a bien des déplacements dans l'environnement immédiat de l'habitat favorable, l'étude de permet pas de savoir si des individus s'éloignent régulièrement à de plus grandes distances. Les distances observées par Rothhaupt sont assez faibles, avec un maximum de 700 mètres. Par contre, pour Engel (1951), l'espèce est capable de se déplacer à plus de 2 kilomètres (Vari & Szoevénye, 2007). De même, lors de migrations suite à des perturbations du milieu, Detzel (1998) signale que les déplacements peuvent atteindre plusieurs kilomètres.
Fidélité au site D'après : Detzel, 1998 Rothhaupt, 1994	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée. Elle est probablement forte à cause de la faible mobilité. L'étude de Rothhaupt (1994) montre bien cette fidélité : il a observé que la plupart des déplacements (entre 85 et 91 % selon les sites) se faisaient dans la parcelle de prairie où l'individu a été marqué. Les autres ont été observés en bordure immédiate de la parcelle. Par contre, la fidélité au site peut être nulle ou très faible dans le cas des déplacements observés par Detzel (1998) suite à une perturbation du milieu (exploitation fourragère de la prairie par exemple).
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Detzel, 1998	Lors des migrations massives suite à des perturbations d'habitats, des observations ont montré qu'ils peuvent franchir des obstacles tels que des routes (Detzel, 1998). Cependant, comme il s'agit d'une espèce aptère, un réseau intact et homogène de sous-populations est nécessaire pour que les individus puissent coloniser un nouvel habitat favorable. Dans le paysage actuel, Detzel (1998) estime qu'une liaison continue entre habitats favorables est impossible à cause des routes et du manque de lisières forestières. En effet, l'écotone entre boisements et prairies favorise les déplacements car il est souvent moins exploité et bénéficie de conditions situationnelles souvent plus fraîches.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Dehondt <i>et al.</i>, à paraître Detzel, 1998 Kristin <i>et al.</i>, 2009 Rothhaupt, 1994 Sardet & Jacquemin, 2006 Weyer, 2011	Le Barbitiste ventru est menacé à l'échelle européenne par la disparition de l'agriculture traditionnelle, l'augmentation de la fertilisation et l'utilisation de pesticides (Detzel, 1998 ; Kristin <i>et al.</i>, 2009). En Lorraine par exemple, Sardet & Jacquemin (2006) considèrent que l'espèce est menacée par l'intensification de l'exploitation agricole de ses habitats (transformation en prairies artificielles). Un constat similaire est établi pour la Franche-Comté (Dehondt <i>et al.</i>, à paraître). Ces modifications entraînent la disparition directe de populations par destruction des habitats (Rothhaupt, 1994), ainsi qu'un isolement des populations restantes par fragmentation du paysage (Detzel, 1998). La fragmentation empêche la colonisation d'un nouvel habitat favorable lors d'une éventuelle migration suite à une perturbation (Detzel, 1998). Les autres effets de la fragmentation (isolement génétique...) n'ont pas été spécifiquement étudiés chez le Barbitiste ventru. Mais ils ont déjà pu être montrés chez d'autres insectes, notamment des Orthoptères, chez qui la fragmentation est responsable de disparitions locales (Weyer, 2011).

Importance de la structure paysagère D'après : Detzel, 1998 Kristin <i>et al.</i> , 2009 Rothhaupt, 1994	Afin de préserver le Barbitiste ventru, il est important de conserver ou restaurer un réseau de prairies favorables (Detzel, 1998). Pour cela, il faut maintenir ou rétablir une gestion extensive des prairies : préférer une fauche tardive ou un pâturage extensif et si possible tardif et proscrire l'emploi de fertilisants et/ou d'herbicides (Kristin <i>et al.</i> , 2009 ; Rothhaupt, 1994). Le paysage le plus favorable pour l'espèce est un réseau dense de pâturages et d'alpages montagnards gérés par une agriculture extensive. Le rôle des différentes structures paysagères pour les déplacements de l'espèce est mal connu. Cependant, Detzel (1998) estime que les routes ont un effet négatif, même si les individus peuvent les traverser, alors que les lisières forestières pourraient avoir un effet positif en proposant un milieu favorable.
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
La femelle pond ses œufs dans le sol. Il y hivernent et éclosent au printemps, au plus tôt deux ans après la ponte (Baur <i>et al.</i> , 2006). Le développement larvaire est ensuite généralement rapide mais il dépend de la température. Le froid peut occasionner un retard de développement et une entrée en dormance des larves (Detzel, 1998). Ainsi, en altitude, on peut observer des adultes jusque mi-octobre (Smettan, 1991). Aucune information n'a pu être trouvée sur un éventuel effet du changement climatique sur cette espèce.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Rothhaupt, 1994). Elles ont donné des résultats intéressants et pourraient donc être reproduites. Des études génétiques pourraient également être envisagées.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
On peut considérer de la même manière que le Barbitiste ventru les autres espèces montagnardes vivant dans des prairies à herbes hautes et disposant de faibles capacités de dispersion (aptères ou brachyptères). Parmi elles, on peut notamment citer la Miramelle alpestre (<i>Miramella alpina</i>) et le Criquet des genévriers (<i>Euthystira brachyptera</i>), qui sont désignés espèces de cohérence nationale pour la TVB dans respectivement 4 et 5 régions (Alsace, Auvergne, Franche-Comté et Rhône-Alpes, et Alsace, Champagne-Ardenne, Franche-Comté, Lorraine et Rhône-Alpes). Tous deux peuvent être trouvés en compagnie le Barbitiste ventru, car ils peuvent fréquenter les mêmes zones de montagne (Boitier, 2003 ; Zechner & Koschuh, 2005 ; Kristin <i>et al.</i> , 2009). De plus, ils ont tous les deux les organes de vol réduits ce qui leur donne probablement des capacités de dispersion assez similaires à celles du Barbitiste ventru. Néanmoins, une recherche spécifique de leurs comportements et de leur écologie demeurerait nécessaire pour connaître précisément leurs exigences en termes d'habitats, ainsi que les paramètres régissant la dispersion de ces deux espèces.	

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

David MORICHON, Association pour la Caractérisation et l'Etude des Entomocénoses (ASCETE)
Stéphane JAULIN, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)
François DEHONDT et Frédéric MORA, OPIE Franche-Comté
Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Remerciements :

Dr. Thomas FARTMANN (Institut für Landschaftsökologie, Münster) pour nous avoir transmis la publication de Engel (1951).

> Bibliographie consultée :

ADLBAUER K. & SACKL P. (1993). Zum Vorkommen und zur Verbreitung seltener Heuschrecken und Grillen in der Steiermark. *Mitt. Abt. Zool. Landesmuseum Joanneum*. Volume 47. Pages 55-66.

BAUR B., BAUR H., ROESTI C., ROESTI D. & THORENS P. (2006). *Sauterelles, Grillons et Criquets de Suisse*. Haupt, Berne. 352 pages.

- BELLMANN H. & LUQUET G. (2009). *Guide des Sauterelles, Grillons et Criquets d'Europe occidentale*. Editions Delachaux et Niestlé, Paris. 383 pages.
- BOITIER E. (2003). *Caractérisation écologique et faunistique des peuplements d'Orthoptères en montagne auvergnate*. Mémoire de Diplôme d'études et de recherches en Sciences de la Vie et de la Terre. Faculté des Sciences et Techniques de Limoges. 94 pages.
- DEFAUT B. (1999). *Synopsis des Orthoptères de France*. Hors-série de Matériaux entomocénétiques. 87 pages.
- DEHONDT F., MORA F. & SARDET E. (2006). Les Orthoptères et les Mantoptères de Franche-Comté. Bilan des connaissances et perspectives. *Falco*. Volume 37. Pages 21-36.
- DEHONDT F. & MORA F. (coordinateurs), BETTINELLI L., BRUGEL E., DASSONNEVILLE Ch., DELAFOLLYE L., PINSTON H., ROBERT J.Ci. (2013). *Atlas commenté des sauterelles, grillons et criquets de Franche-Comté*. Office pour les Insectes et leur Environnement de Franche-Comté, Naturalia publications. 190 pages.
- DETZEL P. (1995). Herkunft und Verbreitung der Heuschrecken in Baden-Württemberg. *Articulata*. Volume 10, numéro 2. Pages 107-118.
- DETZEL P. (1998). *Die Heuschrecken Baden-Württembergs*. Ulmer, Stuttgart. 580 pages.
- ENGEL, H. (1951): Orphania (*Polysarcus*) *denticauda* (Charp.) als Schadinsekt in der Baar. *Zeitschrift für Pflanzenbau und Pflanzenschutz*. Volume 2. Pages 22-41.
- GONSETH Y. (2010). Influence des pratiques pastorales sur les insectes herbivores opportunistes : les communautés d'orthoptères de Suisse. In : LUMARET J.-P., dir. (2010). *Pastoralisme et entomofaune*. Pastum hors-série. AFP, CEFÉ et Cardère éditeur. Pages 11-16.
- KRISTIN A., KANUCH P., FABRICIUSOVA V. & BALLA M. (2009). On distribution and ecology of the bush-cricket *Polysarcus denticauda* (Orthoptera, Tettigoniidae) in Slovakia. *Polish Journal of Entomology*. Volume 78. Pages 185-191.
- LUMARET J.-P. (2010). Pastoralisme et insectes : des relations complexes. In : LUMARET J.-P., dir. (2010). *Pastoralisme et entomofaune*. Pastum hors-série. AFP, CEFÉ et Cardère éditeur. Pages 11-16.
- PONIATOWSKI D., DEFAUT B., LLUCIA-POMARES D. & FARTMANN T. (2012). *The Orthoptera fauna of the Pynenean region – a field guide*. *Articulata* Beiheft. Numéro 14 (2009), seconde édition. 143 pages.
- ROTHHAUPT G. (1994). Die Situation der Wantschaftrecke *Polysarcus denticauda* in Bayern und Thüringen. *Articulata*. Volume 9, numéro 2. Pages 79-87.
- SARDET E. & JACQUEMIN G. (2006). Catalogue commenté des Orthoptères de la région Lorraine. *Matériaux orthoptériques et entomocénétiques*. Volume 11. Pages 65-86.
- SARDET É. & DEFAUT B., coord. (2004). Les Orthoptères menaces en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénétiques*. Volume 9. Pages 125-137.
- SMETTAN H.W. (1991). Erstnachweis der Wantschaftrecke (Saltatoria: *Polysarcus denticauda* Carp.) am Alpenrand. *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen*. Volume 40, numéro 1. Pages 30-32.
- VARI A. & SZOVENYI G. (2007). Populationsentwicklung und Mobilität von *Poecilimon brunneri* Frivaldszky, 1867 im Gödöller Hügelland in Ungarn. *Articulata*. Volume 22, numéro 1. Pages 17-31.
- WEYER J., WEINBERGER J. & HOCHKIRCH A. (2011). Mobility and microhabitat utilization in a flightless wetland grasshopper, *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825). *Journal of Insect Conservation*. Pages 1-12.
- ZECHNER L. & KOSCHUH A. (2005). Aktuelle und historische Nachweise ausgewählter Heuschreckenarten in der Steiermark, Österreich – Teil I : Ensifera (Saltatoria). *Joannea Zoologie*. Volume 7. Pages 179-201.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Barbitiste ventru (*Polysarcus denticauda* (Charpentier, 1825)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 6 pages.



Photo Estormiz

Le bouvreuil pivoine

Pyrrhula pyrrhula

Le Bouvreuil pivoine

Pyrrhula pyrrhula (Linnaeus, 1758)

Oiseaux, Passériformes, Fringillidés



Photo : René Dumoulin, www.oiseaux.net.

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Bouvreuil pivoine, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Bouvreuil pivoine appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Populations nicheuses

Situation actuelle D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 Frenoux, 2006 Géroutet, 1980 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le Bouvreuil pivoine est une espèce paléarctique qui se reproduit en Europe depuis la Scandinavie jusqu'aux montagnes du nord de l'Espagne, aux Apennins et aux Balkans (Géroutet, 1980). Son aire de reproduction s'étend également en Asie septentrionale jusqu'au Japon et en Transcaucasie, au nord de la Turquie et de l'Iran (Géroutet, 1980). En Europe occidentale, il existe 5 sous-espèces de Bouvreuil pivoine (Crouzier, 2005 <i>in</i> Frenoux, 2006) dont 3 sont présentes en France (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Frenoux, 2006) : - <i>P. pyrrhula pyrrhula</i> (uniquement dans l'est du Pays). <i>P. p. pyrrhula</i> niche de la Scandinavie à la Sibérie et dans le centre des Alpes, - <i>P. pyrrhula europoea</i> qui niche depuis le nord-ouest de l'Allemagne, à travers les Pays-Bas et la plus grande partie de la France, - <i>P. pyrrhula iberiae</i> que l'on trouve dans les Pyrénées. Le Bouvreuil pivoine est absent de Corse (Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Évolution récente D'après : EBCC, 2011 Jiguet, 2010 Joveniaux, 1993 UICN France <i>et al.</i>, 2011 Yeatman, 1976	Yeatman, en 1976, signale l'espèce en progression générale grâce à son adaptation non seulement aux boisements feuillus mais aussi localement à des habitats ouverts. Comme pour d'autres Fringillidés, ses effectifs varient selon les années et l'abondance des ressources alimentaires (Joveniaux, 1993). Joveniaux, indique en 1993 que le Bouvreuil est encore un oiseau commun qui ne subit pas de menace particulière. Dans les années 1990, la population nicheuse de France était estimée à environ 400 000 couples (UICN France <i>et al.</i>, 2011). Du fait d'un déclin de près de 60 % en moins de 20 ans, l'espèce est aujourd'hui classée « Vulnérable » dans la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine élaborée selon les critères de l'UICN (UICN France <i>et al.</i>, 2011). L'espèce est en effet en déclin marqué en France, accusant notamment deux importantes chutes d'effectifs, en 1992 et en 2001. L'indice d'abondance du programme Suivi Temporel des Oiseaux Commun (STOC) du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) indique une diminution de 68 % des effectifs de cette espèce depuis 1989 et de 45 % depuis 2001 (Jiguet, 2010). En effet, dans la moitié Sud de la France il semblerait que le Bouvreuil pivoine soit de plus en plus exclusif des zones de montagnes (com. pers. Comolet, 2012). D'après l'UICN France (2011), si les effectifs nationaux restent encore non négligeables, la rapidité du déclin des populations ne laisse pas présager d'amélioration future. La situation française semble plus préoccupante que la situation générale en Europe (Jiguet, 2010), qui subit pourtant elle-aussi un déclin important. En 2011, l'European bird census council (EBCC) mentionne en effet une diminution significative des effectifs de Bouvreuil pivoine de 58 % depuis 1980 et de 42 % depuis 1990.
Phylogénie et phylogéographie D'après : Töpfer <i>et al.</i>, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le genre <i>Pyrrhula</i> provient très certainement du sud-est de l'Asie (Töpfer <i>et al.</i>, 2011). La plupart des espèces actuelles sont apparues au cours des 600 000 dernières années, sûrement en interaction avec les refuges du Pléistocène et les mouvements de colonisation successifs à la dernière glaciation (Töpfer <i>et al.</i>, 2011). A l'origine, habitant des forêts de conifères à sous-bois épais et buissonnant des régions montagneuses, le Bouvreuil pivoine aurait progressé en France à partir des Vosges, du Jura et des Alpes (Boutet & Petit, 1987 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Populations hivernantes	
Populations en hiver D'après : Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	En hiver, l'espèce semble absente d'une frange méditerranéenne dans le Languedoc et le Roussillon. Elle est sûrement rare dans la vallée de la Garonne (Grolleau, 1991 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Comme en période de reproduction, le Bouvreuil pivoine n'atteint pas la Corse en hiver (Grolleau, 1991 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce D'après : Crouzier, 2005 Fox, 2006 Frenoux, 2006 Géroutet, 1980 Pennington & Meek, 2006 Summers, 1979 Svensson <i>et al.</i>, 1999 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Le statut internuptial de cet oiseau semble imprécis, les auteurs le qualifiant de migrateur, ou erratique, ou transhumant. Les populations du nord de l'Europe migrent, au moins en partie vers le Sud-Ouest (Grolleau, 1991 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). C'est ainsi que la France reçoit des populations d'Allemagne et de Pologne (Grolleau, 1991 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Durant l'hiver 2004-2005 (dans l'est de la France) et l'hiver 2005-2006 (Paul & Olioso, 2006 <i>in</i> Frenoux, 2006), des Bouvreuils pivoine dits « trompetteurs », originaires des forêts du nord de l'Asie et de l'Europe, ont envahi la France et l'Europe de l'ouest (Crouzier, 2005 ; Fox, 2006 ; Frenoux, 2006). Concernant les populations nicheuses françaises, il existe plusieurs situations : - Une grande partie de la population française est sédentaire, notamment en plaine où les individus se déplacent dans un secteur restreint (Géroutet, 1980). La plupart des individus peuvent donc être observés toute l'année sur le site où ils se reproduisent (Géroutet, 1980 ; Pennington & Meek, 2006 ; Svensson <i>et al.</i>, 1999). - En montagne, les individus transhument de manière irrégulière certainement en fonction de la disponibilité en ressource alimentaire (Géroutet, 1980). Ils restent parfois l'hiver entier sur les hauteurs et ne descendent pas en

	plaine ou bien se répandent fin septembre dans les régions basses jusqu'en mars (Géroudet, 1980). - Enfin, dans le Nord, l'espèce est migratrice partielle (Svensson <i>et al.</i>, 1999). La migration se fait vers le Sud-Ouest et vers l'Europe centrale (Géroudet, 1980). Ainsi, certains individus de <i>Pyrrhula pyrrhula</i> ont été retrouvés à plus de 25 km de l'endroit où ils ont été bagués (Summers, 1979). La sous-espèce <i>Pyrrhula pyrrhula europae</i>, bien que largement sédentaire, peut même effectuer des déplacements de plus de 500 km (Cramps & Perrins, 1994 <i>in</i> Pennington & Meek, 2006).
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Géroudet, 1980 Jiguet <i>et al.</i>, 2007 Svensson <i>et al.</i>, 1999 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le Bouvreuil pivoine est originellement un passereau forestier, spécialiste des milieux boisés qui comportent un sous-bois dense (Géroudet, 1980 ; Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Svensson <i>et al.</i>, 1999). A partir des zones de montagne il a pu s'installer en plaine là où il trouve des buissons denses avec ou sans arbre. Dans l'ouest de la France, il est ainsi devenu commun dans les marais boisés, les bosquets denses des zones cultivées, les jardins, les vergers et les cimetières (Géroudet, 1980 ; Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Ailleurs il reste nettement plus sylvicole, préférant les conifères avec un sous-bois épais et les forêts de montagne (Géroudet, 1980). Il habite préférentiellement les peuplements variés coupés de clairières mais affectionne également les plantations de résineux (Géroudet, 1980). Le maximum thermique étant évalué à 18,87 °C, le Bouvreuil pivoine ne semble donc pas avoir sa place dans les régions les plus chaudes (com. pers. Comolet, 2012 ; Jiguet <i>et al.</i>, 2007).
Taille du domaine vital	Aucune information.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Géroudet, 2010	Le Bouvreuil pivoine est un oiseau arboricole qui est presque toujours perché dans les branches et de préférence vers leurs extrémités où il arrive même à se suspendre (Géroudet, 2010). Il descend de temps en temps à terre pour y picorer des graines ou pour boire mais il sautille assez lourdement et n'y reste guère (Géroudet, 2010). En l'air il se déplace aisément suivant une trajectoire onduleuse (Géroudet, 2010).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier)	Aucune information propre au Bouvreuil pivoine n'a été trouvée concernant son cycle circadien hors mis le fait qu'il s'agirait d'une espèce essentiellement diurne et que ses déplacements ont donc lieu le jour.
Déplacements liés au rythme plurircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Bougerol, 1969 Géroudet, 1980 Joveniaux, 1993 Newton, 2000 Ruelle, 1995 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le Bouvreuil pivoine est un nicheur tardif car il dépend des graines de certaines plantes (plantains, pissenlits) pour nourrir ses jeunes. Les petites bandes hivernales se disloquent au plus tard fin mars (Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les couples se cantonnent en général en mars ou avril mais parfois dès février. La période de nidification peut débuter mi-avril pour terminer parfois en septembre ou même octobre (Bougerol, 1969). Le mâle choisirait l'emplacement du nid et ce serait ensuite la femelle qui le confectionnerait durant 2 à 10 jours (Géroudet, 1980 ; Ruelle, 1995). Le nid est généralement situé entre 1 m et 2 m de hauteur mais parfois bien plus bas ou plus haut, dans un jeune sapin touffu, un buisson épineux, des ifs, des charmes ou du lierre (Joveniaux, 1993 ; Ruelle, 1995). Une première ponte a lieu vers mai et une seconde vers juin (Joveniaux, 1993 ; Ruelle, 1995). Les œufs sont couvés par la femelle durant 13-14 jours (Géroudet, 1980). Les jeunes quittent le nid à l'âge de 16-18 jours (Ruelle, 1995). Deux couvées sont généralement élevées, suivies parfois d'une troisième au cours des étés longs et chauds (Ruelle, 1995). Durant la période de reproduction les Bouvreuils sont relativement sédentaires : ils restent généralement à proximité du site de ponte (74 % des individus se cantonnent à moins d'1 km) (Newton, 2000). Il arrive toutefois que certains individus puissent faire quelques kilomètres, le maximum observé est de 28 km (Newton, 2000). Ces déplacements sont principalement effectués par des mâles et peuvent certainement s'expliquer par la nécessité de trouver de la nourriture (Newton, 2000). Le succès reproducteur du Bouvreuil n'est pas élevé du fait d'une forte mortalité juvénile (Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Géroudet, 1980 Ruelle, 1995	On sait peu de choses sur le territoire d'un Bouvreuil pivoine car le mâle ne le marque ni par sa présence ni par son chant (Géroudet, 1980). Le mâle ne fait effectivement preuve d'aucun comportement territorial (Ruelle, 1995). Il est ainsi simplement possible de dire que le territoire d'un Bouvreuil semble se restreindre aux environs immédiats du nid (Géroudet, 1980).

Densité de population D'après : Géroudet, 1980 Joveniaux, 1993 Marquiss, 2007 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les populations de Bouvreuil pivoine peuvent être plus élevées en montagne qu'en plaine. Ainsi, dans les Alpes, les plus fortes densités relevées par Lebreton (1977) sont de 7,2 couples pour 10 ha (Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En plaine, Joveniaux (1993) cite une densité moyenne de 2 couples pour 10 ha en forêt de Chaux (Franche-Comté). La densité des populations de Bouvreuil pivoine est influencée par la disponibilité alimentaire et la configuration de l'habitat (Marquiss, 2007). Celle-ci apparaît donc très variable d'une année à l'autre (Géroudet, 1980).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Géroudet, 1980 Joveniaux, 1993 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les jeunes de Bouvreuil pivoine s'envolent en juin, à l'âge de 16-18 jours mais sont encore élevés pendant une dizaine de jours (Géroudet, 1980 ; Joveniaux, 1993). L'émancipation des jeunes a lieu ensuite en juillet (Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Distance de dispersion D'après : Paradis <i>et al.</i> , 1998	Les données de Paradis <i>et al.</i> (1998), indiquent une distance de dispersion juvénile très faible de l'ordre de 4,6 km en moyenne arithmétique mais de 0,850 km en moyenne géométrique avec surtout un écart type de 9,8 km.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance D'après : Paradis <i>et al.</i> , 1998	La très faible distance de dispersion juvénile (Paradis <i>et al.</i>, 1998) indique que le Bouvreuil pivoine est un oiseau plutôt fidèle à son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion des adultes post-reproduction D'après : Géroudet, 1980 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Après l'émancipation des jeunes, les adultes errent généralement par petits groupes familiaux (Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Entre septembre et avril le comportement de l'espèce semble déterminé par la ressource alimentaire (Géroudet, 1980). A la fin de l'hiver on peut observer des bandes pouvant atteindre une centaine d'individus (Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au site D'après : Paradis <i>et al.</i> , 1998	Les données de Paradis <i>et al.</i> (1998), indiquent une distance de dispersion des adultes entre saisons de reproduction de 2,5 km en moyenne arithmétique mais de 0,382 km en moyenne géométrique avec surtout un écart type de 5,2 km.
Fidélité au partenaire	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des	La fragmentation des habitats ne semble pas directement en cause dans le déclin du Bouvreuil pivoine. D'après

habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Proffitt <i>et al.</i> , 2004 Ruelle, 1995 Siriwardena <i>et al.</i> , 2001 Summers, 1979 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Proffitt <i>et al.</i> (2004), la cause de déclin des populations de Bouvreuil dans les milieux boisés et de cultures serait avant tout la détérioration de l'habitat (haies, bois en milieu agricole). Néanmoins, toute détérioration de l'habitat entraîne <i>de facto</i> une fragmentation des habitats restés favorables. Ainsi, la disparition du bocage et le débroussaillage des sous-bois peuvent éliminer une part non négligeable des habitats du Bouvreuil (Boutet et Petit, 1987 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). D'après plusieurs auteurs, l'effet négatif de l'intensification de l'agriculture sur la présence du Bouvreuil pivoine est donc important (Siriwardena <i>et al.</i> , 2001). En Grande-Bretagne par exemple, la période de plus fort déclin des populations de Bouvreuil observée coïncide avec la période d'intensification de l'agriculture (1977-1982) (Proffitt <i>et al.</i> , 2004). Dans la Sarthe il été observé que les Bouvreuils seraient sensibles aux traitements effectués sur les vergers industriels ce qui provoquerait une diminution des effectifs depuis une dizaine d'années (G.S.O., 1991 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En effet, le Bouvreuil est friand de bourgeon notamment d'arbres fruitiers si bien qu'au Royaume Uni Angleterre le Bouvreuil pivoine a parfois été considéré comme « peste aviaire » et a été piégé et détruit à ce titre (Ruelle, 1995 ; Summers, 1979).
Importance de la structure paysagère D'après : Fuller <i>et al.</i> , 2005 Marquiss, 2007 Siriwardena <i>et al.</i> , 2001	Le changement de gestion des haies et des arbres en milieu agricole ainsi que l'arrachage important de ces haies au cours de ces dernières décennies contribuent à diminuer l'abondance du Bouvreuil pivoine (Fuller <i>et al.</i> , 2005). En effet, le Bouvreuil est une espèce dépendante de milieux boisés (arbres, haies) qu'elle doit trouver au sein d'une matrice paysagère semi-ouverte et notamment agricole (Fuller <i>et al.</i> , 2005). La disponibilité alimentaire à proximité d'un milieu boisé (couvert protecteur) est effectivement un facteur déterminant dans la distribution des populations de Bouvreuil pivoine (Marquiss, 2007). Hinsley <i>et al.</i> (<i>in</i> Fuller <i>et al.</i> , 2005) montrent par exemple que la présence de Bouvreuil pivoine dans des petits bois de marais de l'est de l'Angleterre est liée à la quantité de haies autour du bois. La structure du paysage est donc fondamentale pour le Bouvreuil pivoine même si des travaux sur ce sujet sont à développer (Siriwardena <i>et al.</i> , 2001). En Grande-Bretagne, la structure des bois et des haies devrait être un paramètre à étudier pour expliquer pour partie le déclin du Bouvreuil pivoine selon Fuller <i>et al.</i> , 2005. Le milieu « optimal » pour le Bouvreuil pivoine en Grande-Bretagne est une mosaïque d'habitats possédant d'importantes ressources alimentaires différentes et disponibles à chaque saison (Marquiss, 2007).
Exposition aux collisions D'après : Girard, 2011 Summers, 1979	Dans son étude parue en 2011-2012 dans la revue <i>Alauda</i> , Girard ne mentionne aucun Bouvreuil pivoine parmi les 192 espèces pour lesquelles il a récolté 7 816 cadavres entre 1994 et 2009 (Girard, 2011). Toutefois, Summers (1979), indique, qu'avec l'augmentation du nombre de routes et du trafic, le nombre de Bouvreuils pivoine victimes de la route observés est croissant.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Pas d'expérience connue dédiée à cette espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Pas d'expérience connue dédiée à cette espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Le Bouvreuil pivoine résiste très bien au grand froid et à la neige car il trouve sa nourriture presque uniquement sur les arbres et les buissons (graines, bourgeons) (Géroudet, 2010). Ainsi, lorsque les individus descendent hiverner en plaine depuis les montagnes, c'est davantage pour répondre à une insuffisance de la fructification des plantes nourricières qu'aux rigueurs climatiques (Grolleau, 1994 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En revanche, des températures élevées ne sont pas propices à cette espèce paléarctique dont le maximum thermique est évalué à 18,87 °C : le Bouvreuil pivoine fait partie des 15 espèces au maximum thermique le plus faible suivies par le STOC. Il est utilisé à ce titre, comme indicateur des espèces sensibles au réchauffement climatique (Jiguet <i>et al.</i> , 2007). D'après l'UICN France <i>et al.</i> (2011), le Bouvreuil pivoine souffre d'une manière générale des changements globaux c'est-à-dire à la fois de la dégradation des habitats et du changement climatique. Selon les auteurs, la rapidité du déclin des populations de Bouvreuil pivoine ne laisse donc pas présager d'amélioration future dans un contexte de persistance du réchauffement global (UICN France <i>et al.</i> , 2011).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Le baguage des individus, réalisé dans cadre du STOC, permet de suivre les mouvements migratoires de l'espèce (Jiguet, 2010). L'utilisation de l'outil génétique permet de comprendre la phylogénie de l'espèce et l'histoire de sa répartition (Töpfer <i>et al.</i> , 2011).	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Autres espèces D'après : Allemand & Crouzier, 2003 Barbet-Massin <i>et al.</i> , 2011 Dubois & Rousseau, 2005 Duquet, 1992 EBCC, 2011 Géroudet, 1980 Géroudet, 1984 Géroudet, 2010 Jiguet, 2010	Le Grosbec casse-noyaux (<i>Coccothraustes coccothraustes</i> (Linnaeus, 1758)) est un Fringillidé présent en Europe, Afrique du nord, Russie et Sibérie, nord de la Turquie et Caucase (Duquet, 1992). Le Grosbec casse-noyaux hiverne au sud d'une ligne reliant le Danemark et la mer Noire (Duquet, 1992). En France, il se reproduit sporadiquement sur l'ensemble du territoire jusqu'à 1000 m d'altitude mais il est rare dans l'ouest et le sud du pays et surtout abondant dans le Nord-Est et le Massif central (Duquet, 1992). Comme le Bouvreuil pivoine, le Grosbec casse-noyaux possède des mœurs arboricoles et vit particulièrement en haut des arbres (Duquet, 1992 ; Géroudet, 1980) mais en automne et en hiver, les fruits étant tombés, l'espèce prélève la nourriture à même le sol (Ruelle, 1998). On le rencontre dans les futaies de hêtres et de chênes (Allemand & Crouzier, 2003). Il fréquente plus généralement les forêts et bois denses de feuillus ou mixtes avec un sous-bois de buissons et d'arbustes mais il évite presque toujours les formations pures de conifères (Duquet, 1992 ; Géroudet, 1980). A l'époque de la nidification, les boisements touffus, les futaies, les fourrés et les taillis que dominent les chênes et les charmes sont des lieux de

Jiguet <i>et al.</i>, 2007 Michelat <i>et al.</i>, 2003 Paradis <i>et al.</i>, 1998 Ruelle, 1998 UICN <i>et al.</i>, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	retraites privilégiées (Géroudet, 1980). Par extension, il s'installe aussi dans les parcs, les grands jardins et les vergers (Géroudet, 1980). Ses déplacements sont diurnes (Michelat <i>et al.</i>, 2003). Espèce peu grégaire il se tient souvent par couple ou en petits groupes mais ponctuellement il peut être observé en grande bande (300 individus en 1972 observés à l'Auberson en Suisse) (Michelat <i>et al.</i>, 2003 ; Duquet, 1992). Dans le courant de l'été, la recherche de ressources alimentaires regroupe les individus autour des cerisiers et des ifs (Duquet, 1992). En effet dehors de la saison de reproduction et notamment en été, les Gros becs s'observent en petits groupes familiaux qui ne montrent cependant pas de liens avec des groupes familiaux voisins (Ruelle, 1998). Le Gros-bec se déplace souvent en petites troupes lorsqu'il est en quête de nourriture (Ruelle, 1998). Si la nourriture est abondante, les Grosbecs retournent de jour en jour au même endroit (Ruelle, 1998). Le Grosbec casse-noyaux est en partie sédentaire, mais de nombreux oiseaux effectuent des mouvements migratoires vers le Sud Ouest en hiver (Duquet, 1992 ; Ruelle, 1998). Les populations septentrionales sont nettement plus migratrices que les méridionales et hivernent principalement dans la zone de répartition de l'espèce (Ruelle, 1998). Des oiseaux d'Europe septentrionale et centrale viennent ainsi hiverner en France d'octobre à mars (Ruelle, 1998 ; Dubois & Rousseau, 2005). Le Grosbec casse-noyaux est noté en migration au Col du Plafond (Vosges), au Col de Baracuchet (Loire), au Prat-de-Bouc (560 oiseaux par an) et à la Montagne de Serre (Puy-de-Dôme) (500 oiseaux par an environ) (Dubois & Rousseau, 2005). A l'automne, le Grosbec casse-noyaux est noté au Cap de la Hève-Sainte Adresse (Seine-Maritime), aux Conches/Ceyzériat (Ain) et au Pont-de-Roide (Doubs) (540 à 1065 oiseaux) et selon les années, des « invasions » sont observées au niveau des falaises de Carolles (Manche) (Dubois & Rousseau, 2005). Dès le mois de février le groupe hivernal est en proie à l'agitation pour défendre son perchoir ou sa nourriture, cela marque la formation des couples (Géroudet, 1980). Le Grosbec casse-noyaux effectue une ou 2 pontes par an, de fin mars à juin et l'incubation dure de 12 à 13 jours. Les jeunes quittent le nid à 10-14 jours (Duquet, 1992 ; Géroudet, 1980). Ils dispersent ensuite à 11 km environ (Barbet-Massin <i>et al.</i>, 2011). La reproduction du Grosbec dans un même site est très irrégulière d'une année à l'autre et donc, comme le Bouvreuil Pivoine, l'abondance du Grosbec casse-noyaux varie beaucoup d'une année à l'autre (Ruelle, 1998). La densité de nicheurs subit également de fortes variations (Ruelle, 1998). Cette fluctuation des effectifs rend difficile l'appréciation de leur tendance sur le long terme. Toutefois et contrairement au Bouvreuil pivoine, cette espèce semble en augmentation en France depuis 1989, mais la tendance est calculée à partir de faibles effectifs avant 2001 (Jiguet, 2010). Le nouveau plan d'échantillonnage du STOC-points d'écoute, et les nombreux sites suivis permettent cependant de préciser que le Grosbec casse-noyaux est bien en augmentation en France, malgré de fortes variations inter-annuelles : +129 % depuis 1989 et +42 % depuis 2001 (Jiguet, 2010). Le Grosbec casse-noyaux est inscrit dans la catégorie « Préoccupation mineure » de la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine réalisée selon les critères de l'UICN (UICN <i>et al.</i>, 2011). En Europe, l'espèce montre une diminution de 31 % depuis 1990 (EBCC, 2011). Le Grimpereau des bois (<i>Certhia familiaris</i> Linnaeus, 1758) est présent en Europe, Asie mineure, Russie, Sibérie, Chine et Japon. En France, cette espèce est présente entre 400 et 2000 m dans les Alpes, les Vosges, le Jura, les Ardennes, le Massif central, les Pyrénées mais aussi en Lorraine et dans les collines du Maine et du Perche en Normandie, au nord-est de Paris et jusqu'en Bretagne ainsi qu'en Corse (Duquet, 1992). Le Grimpereau des bois se cantonne dans les forêts surtout vieilles et denses et composées de conifères mais également dans les futaies de hêtre et dans les forêts mixtes (Géroudet, 1984 ; Duquet, 1992). Comme le Bouvreuil pivoine, son véritable domaine en France est la forêt de montagne mais on le trouve localement dans des bois de feuillus en plaine (Géroudet, 1984 ; Duquet, 1992). La densité moyenne des populations de Grimpereau des bois observée en Suisse est de 1 à 2 couples pour 10 ha (Géroudet, 1984). Il s'agit d'une espèce diurne et solitaire (Géroudet, 1984). Comme le Bouvreuil pivoine, il se tient volontiers dans la partie supérieure des conifères et montre une prédilection pour les cimes touffues (Géroudet, 2010). Le Grimpereau des bois est présent en France toute l'année (Géroudet, 1984). Les individus sont généralement sédentaires mais deviennent peut-être erratiques en hiver (Duquet, 1992). Les oiseaux du nord de l'Europe effectuent de longues migrations qui peuvent, pour quelques uns, les conduire au nord de la France en automne (Duquet, 1992), dans les petits bois côtiers (Dubois & Rousseau, 2005). Une à 2 pontes sont observées par an, d'avril à juin, et la femelle couve environ 15 jours. Les jeunes quittent le nid à 16-17 jours (Duquet, 1992). Ils se dispersent ensuite à 9 km environ (Barbet-Massin <i>et al.</i>, 2011). Le Grimpereau des bois est inscrit dans la catégorie « Préoccupation mineure » de la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine réalisée selon les critères de l'UICN (UICN <i>et al.</i>, 2011). Les données du programme STOC semblent également conclure à une stabilité de cette espèce septentrionale, mais la tendance illustrée depuis 2001 reste fondée sur de petits effectifs (Jiguet, 2010). Contrairement au Bouvreuil pivoine, l'espèce est stable en Europe, notamment grâce aux pays scandinaves (Jiguet, 2010). Les données de l'EBCC indiquent en effet en 2011 une diminution non significative de 3 % depuis 1980 et une augmentation non significative de 1 % depuis 1990. La Mésange boréale (<i>Parus montanus</i> Conrad von Baldenstein, 1827) est présente en Europe tempérée et boréale, Russie, Sibérie, Mongolie, Chine et Japon (Duquet, 1992). En France, la Mésange boréale se reproduit au nord est d'une ligne reliant les Alpes-Maritimes à la Corrèze et à l'Orne (Duquet, 1992). Elle est présente en plaine et jusqu'à 2 000 m (Duquet, 1992). Dans le massif alpin on observe la sous-espèce appelée « mésange alpestre » à partir de 700 m (Duquet, 1992). En hiver, l'aire de répartition de la Mésange boréale s'étend vers le Sud-Ouest du fait d'un erratisme saisonnier qui pousse les individus jusqu'à l'atlantique (Grolleau, 1991 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). En plaine, la Mésange boréale vit dans un milieu caractérisé par des sous-bois denses presque toujours de feuillus souvent près de terrains humides mais pas toujours car elle occupe volontiers des bosquets riches en taillis et ronces, les bosquets, haies, lisières forestières et clairières (Géroudet, 1984 ; Duquet, 1992). Dans le Jura et plus au Nord on la rencontre comme le Bouvreuil pivoine dans des résineux. Globalement, la Mésange boréale s'accommode de toute formation boisée pour son alimentation mais sa nidification dépend de la présence de troncs morts sur pied

	en nombre suffisant (Géroudet, 1984). L'humidité ne joue qu'un rôle secondaire en favorisant la pourriture du bois (Géroudet, 1984). Le plus souvent les couples de Mésange boréale sont localisés et dispersés, les territoires sont relativement vastes (4 couples pour 85 ha de forêt près de Bâle) (Géroudet, 1984). La Mésange boréale présente une densité maximale de 9 couples pour 20 ha près de Briançon (Le Louarn & Froissart in Gérardet, 1984). La Mésange boréale est une espèce diurne (Duquet, 1992). Elle recherche sa nourriture à faible hauteur parmi la végétation herbacée ou buissonnante comme aux extrémités des rameaux (Géroudet, 2010). Elle est présente en France toute l'année (Duquet, 1992). Elle est sédentaire mais comme certains Bouvreuil pivoine, elle est nettement erratique en hiver (Duquet, 1992) Elle quitte les lieux de reproduction au mois d'août et son erratisme est très marqué pendant 8 mois de l'année (Géroudet, 1984). On la voit ainsi apparaître jusque dans les haies en terrain découvert (Géroudet, 1984). C'est une espèce peu grégaire (Duquet, 1992). Les couples se cantonnent en avril après avoir mené une vie errante (Géroudet, 2010). Une ou deux pontes sont observées par an, de mi-avril à juin-juillet, et l'incubation dure 13-15 jours (Duquet, 1992). Les jeunes quittent le nid vers 17-19 jours (Duquet, 1992). Ils se dispersent ensuite à 5 km environ selon Barbet-Massin <i>et al.</i> (2011) et à 4,6 km environ selon Paradis <i>et al.</i> (1998). Après la reproduction les adultes se dispersent dans un rayon de 1,7 km (Paradis <i>et al.</i>, 1998). Le programme STOC permet d'observer un fort déclin des populations nationales de Mésanges boréales aussi bien selon les points d'écoute que les captures : -59 % depuis 1989 et -18 % depuis 2001 (Jiguet, 2010). Ce déclin français est de même amplitude qu'en Grande-Bretagne (Jiguet, 2010). Sur la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine réalisée selon les critères UICN, la Mésange boréale est néanmoins inscrite dans la catégorie « Préoccupation mineure » (UICN <i>et al.</i>, 2011). La situation de la sous-espèce alpine de la Mésange boréale n'est pas connue de manière précise même si une remontée des effectifs semble toutefois s'observer depuis quelques années (Jiguet, 2010). A l'échelle de l'Europe, la Mésange boréale est en déclin (Jiguet, 2010) : l'EBCC indique en 2011 une diminution de 64 % depuis 1980 et de 45 % depuis 1990 (EBCC, 2011). Comme le Bouvreuil pivoine, la Mésange boréale est une des 15 espèces suivies par le STOC au maximum thermique le plus faible. Son maximum thermique est évalué à 17,84 °C (Jiguet <i>et al.</i>, 2007).

> Rédacteurs :

Géraldine ROGEON, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Marcel RUELLE, éditeur de *L'ornithologue*, traducteur, critique de presse, auteur d'ouvrages ornithologiques sur les Fringilles.
Jean-Philippe SIBLET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

- ALLEMAND G. & CROUZIER J.-B. (2003). *Grosbec casse-noyaux. Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Éditions CORA. Page 272.
- BARBET-MASSIN M., THUILLER W. & JIGUET F. (2011). The fate of European breeding birds under climate, land use and dispersal scenarios. *Global change biology*. Volume 18. Numéro 3. Pages 881-890.
- BOUGEROL C. (1969). *Connaissance du Bouvreuil pivoine*. Connaissance des Oiseaux. Pages 31- 34.
- CROUZIER P. (2005). Afflux de Bouvreuils pivoine *Pyrrhula pyrrhula* « trompetteurs » en France (hiver 2004-2005). *Ornithos*. Volume 12. Pages 193-197.
- DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 559 pages.
- DUBOIS P.-J. & ROUSSEAU E. (2005). *La France à tire d'aile - Comprendre et observer les migrations d'oiseaux*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 263 pages.
- DUQUET M. (1992). *Inventaire de la faune de France*. Muséum National d'Histoire Naturelle. Éditions Nathan. Tours. 415 pages.
- EUROPEAN BIRD CENSUS COUCIL (2011). *Trends of common birds in Europe, 2011 update*. Disponible en ligne sur : <http://www.ebcc.info/index.php> (Consulté en mars 2012)
- FOX A.-D. (2006). Invasion of Bullfinches *Pyrrhula pyrrhula* in western Europe in 2004: a mix of local, 'trumpeting' birds and others of unknown origin. *Bird study*. Volume 53. Pages 294–302.
- FRENOUX J.-M. (2006). Invasion de bouvreuils "trompetteurs" (*Pyrrhula pyrrhula pyrrhula*) en Auvergne au cours de l'hiver 2005-2006. *Le grand-duc*. Numéro 68. Pages 31-32.

FULLER R.-J., NOBLE D.-G., SMITH K.-W. & VAN HINSBERGH D. (2005). Recent declines in populations of woodland birds in Britain: a review of possible causes. *British birds*. Volume 98. Pages 116-143.

GEROUDET P. (1980). *Les passereaux 3 : des pouillots aux moineaux*. Éditions Delachaux & Niestlé. Yverdon-les-bains. 275 pages.

GEROUDET P. (1984). *Les passereaux 2 : des mésanges aux fauvettes*. Éditions Delachaux & Niestlé. Yverdon-les-bains. 318 pages.

GEROUDET P. (2010). *Les passereaux d'Europe. Tome 2 - De la Bouscarle aux Bruants*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 512 pages.

GIRARD O. (2011). La mortalité aviaire due à la circulation routière en France (première partie). *Alauda*. Volume 80. Numéro 1. Pages 249-257.

JIGUET F. (2010). *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. Disponible en ligne sur : <http://www2.mnhn.fr/vigie-nature>. (Consulté en mars 2012)

JIGUET F., GADOT A.-S., JULLIARD R., NEWSON S.-E. & COUVET D. (2007). Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global change biology*. Numéro 13. Pages 1672-1684.

JOVENIAUX A. (1993). *Atlas des oiseaux nicheurs du Jura, département français du Jura*. Groupe ornithologique du Jura. Lons le Saunier. 430 pages.

MARQUISS M. (2007). Seasonal pattern in hawk predation on Common Bullfinches *Pyrrhula pyrrhula* : evidence of an interaction with habitat affecting food availability. *Bird study*. Numéro 54. Pages 1-11.

MICHELAT D. (coordinateur), DUQUET M., TISSOT B., LAMBERT J.-L., BESCHET L. & PEPIN D. (2003). *Les oiseaux de la montagne jurassienne*. Éditions Néo. Besançon. 367 pages.

NEWTON I. (2000). Movements of Bullfinches *Pyrrhula pyrrhula* within the breeding season. *Bird study*. Numéro 47. Pages 372-376.

PARADIS E., BAILLIE S.-R., SUTHERLAND W.-J. & GREGORY R.-D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of animal ecology*. Numéro 67. Pages 518-536.

PENNINGTON M.-G. & MEEK E.-R. (2006). The "Northern Bullfinch" invasion of autumn 2004. *British birds*. Numéro 99. Pages 2-24.

PROFFITT F.-M., NEWTON I., WILSON J.-D. & SIRIWARDENA G.-M. (2004). Bullfinch *Pyrrhula pyrrhula* breeding ecology in lowland farmland and woodland : comparisons across time and habitat. *Ibis*. Supplément 2. Numéro 146. Pages 78-86.

RUELLE M. (1995). Le Bouvreuil pivoine (*Pyrrhula pyrrhula*). *L'ornithologue*. Numéro 64. Pages 5-11.

RUELLE M. (1998). *Le Gros-bec casse-noyaux ((Coccothraustes c. coccothraustes) (Linné)) et ses cousins, les Gros-becs orientaux et américains*. Edité par la Fédération Ornithologique Wallonne. Horion-Hozémont, Belgique. 298 pages.

SIRIWARDENA G.-M., FREEMAN N. & CRICK H.-Q.-P. (2001). The decline of the Bullfinch *Pyrrhula pyrrhula* in Britain : is the mechanism known? *Acta 2*. Pages 143-152.

SUMMERS D.-D.-B. (1979). Bullfinch dispersal and migration in relation to fruit bud damage. *British birds*. Numéro 72. Pages 249-263.

SVENSSON L., MULLARNEY K., ZETTERSTRÖM D. & GRANT P.-J. (1999). *Le guide ornitho*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 399 pages.

TÖPFER T., HARING E., BIRKHEAD T.-R., LOPES R.-J., LIU SEVERINGHAUS L., MARTENS J. & PÄCKERT M. (2011). A molecular phylogeny of bullfinches *Pyrrhula* Brisson, 1760 (*Aves: Fringillidae*). *Molecular phylogenetics and evolution*. Numéro 58. Pages 271-282.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France. 28 pages.

YEATMAN L. (1976). *Atlas des oiseaux nicheurs de France*. Société ornithologique de France. Mayenne. 281 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1991). *Atlas des oiseaux de France en hiver 1977-1981*. Société ornithologique de France. Paris, France. 575 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris, France. 775 pages.

> Pour citer ce document :

ROGEON G. & SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Bouvreuil pivoine (Pyrrhula pyrrhula (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 8 pages.



Photo David Perez

Le campagnol amphibie

Arvicola sapidus



Le Campagnol amphibie

Arvicola sapidus Miller, 1908

Mammifères, Rongeurs, Muridés



Photo : Philippe Gourdain

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Campagnol amphibie, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Campagnol amphibie appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Noblet, 2012 Noblet, 2005 SFEPM, 2012 UICN <i>et al.</i>, 2009	Le Campagnol amphibie est présent en France, en Espagne et au Portugal (Noblet, 2005). La France métropolitaine représente plus de 40 % de l'aire de répartition mondiale de cette espèce (com. pers. Rigaux, 2012). La France héberge la sous-espèce <i>Arvicola sapidus tenebricus</i> qui est également présente dans le Nord de l'Espagne. La sous-espèce nominale <i>A. s. sapidus</i> n'est présente qu'en Espagne et au Portugal (Noblet, 2005). La répartition française du Campagnol amphibie est limitée au sud-ouest d'une ligne reliant la Somme à l'Isère puis aux Alpes-Maritimes (Noblet, 2012 ; Quéré & Le Louarn, 2011). Il est donc absent du Nord, de l'Est et de Corse (Noblet, 2005). Le Campagnol amphibie est classé « Vulnérable » sur la liste rouge mondiale des espèces menacées de l'Union internationale pour la conservation de la nature avec une tendance décroissante des populations (UICN Redlist, 2012). En France, l'espèce est classée dans la catégorie « Quasi menacée » de la liste rouge des Mammifères de métropole réalisée selon les critères UICN (UICN <i>et al.</i>, 2009). Néanmoins la situation de cette espèce en France reste encore mal connue (SFEPM, 2012).
Évolution récente D'après : Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 Noblet, 2012 Noblet, 2005 SFEPM, 2012	Le Campagnol amphibie était mentionné comme étant la cible d'aucune menace par l'Atlas des mammifères sauvages de France de 1984 (<i>in</i> Noblet, 2005). En 1993, les autorités ont commencé à être alertées, comme en témoigne une plaquette du Ministère en charge de l'écologie éditée en 1993, qui mentionne la disparition des populations denses de Campagnol amphibie remplacé par le Rat musqué dans les années 1970 et 1980 (<i>in</i> Noblet, 2005). Différents experts et atlas départementaux ont permis petit à petit de souligner localement une raréfaction ou une disparition de l'espèce : dans la Nièvre (Atlas de 1994 <i>in</i> Noblet, 2005), en Deux-Sèvres (Atlas 1995-2000 <i>in</i> Noblet, 2005), en Seine-et-Marne (Atlas de 2000 <i>in</i> Noblet, 2005), dans l'Allier, l'Aveyron, le Cantal, la Lozère, le Puy-de-Dôme et la Haute-Loire (Atlas de 1996 <i>in</i> Noblet, 2005) ou encore la Sarthe, la Mayenne et l'Ille-et-Vilaine (com. pers. Beaucournu, date inconnue <i>in</i> Noblet, 2005). Un tour de table sur la situation du Campagnol amphibie en France et sur l'activité des associations locales a été effectué par l'association Nature et Humanisme (Noblet, 2006 <i>in</i> Noblet, 2012). Le constat global de ce tour de table est celui d'une régression de l'aire de répartition et de la densité des observations sur le terrain (<i>in</i> SFEPM, 2012). Cette situation est préoccupante car cette évolution a été très rapide et importante pour une espèce à forte productivité (<i>in</i> SFEPM, 2012). Face aux inquiétudes et aux incertitudes révélées par ce tour de table, concernant l'état des populations françaises du Campagnol amphibie, une enquête nationale quantitative a été lancée par la SFEPM en 2008 et qui continue jusqu'en 2012 (SFEPM, 2012). Cette enquête nationale possède deux grands objectifs : connaître la répartition la plus détaillée possible du Campagnol amphibie en France et dans le même temps estimer son niveau de fragmentation et l'évolution de ses populations à court et moyen terme (SFEPM, 2012). A ce jour, cette enquête a déjà permis d'améliorer considérablement les connaissances sur la situation de l'espèce en France (SFEPM, 2012). Plus de 2 500 données de présence postérieures à 2000 ont été récoltées dans 400 carrés de prospection standardisée (SFEPM, 2012). En attendant les résultats complets fin 2012, les premiers résultats sont peu rassurants (SFEPM, 2012) : malgré de fortes disparités régionales, l'espèce serait globalement peu commune et très peu abondante en France (Noblet, 2012). Le Campagnol amphibie semble donc être en déclin ces dernières décennies en France (SFEPM, 2012) et Noblet (2012) considère cette espèce comme probablement l'un des mammifères français les plus menacés. La situation serait cependant très variable selon les régions. Les premiers résultats montrent que le Campagnol amphibie serait manifestement absent de grandes zones géographiques et, dans les zones où il est présent, sa répartition serait généralement fragmentaire (Noblet, 2012). Les résultats complets de l'enquête nationale sont nécessaires avant de conclure (SFEPM, 2012). A noter que cette espèce paraît d'une manière générale décliner dans toute une partie de son aire de répartition (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010) : un déclin similaire à celui suspecté en France semble être aussi constaté en Espagne et au Portugal (SFEPM, 2012).
Phylogénie et phylogéographie D'après : Centeno-Cuadros, 2009 Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b	Une étude génétique a été effectuée sur 130 localités entre la France et en Espagne sur la base de 228 échantillons récoltés (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Les résultats de l'étude mettent en évidence le fait que la Péninsule ibérique a joué le rôle de refuge pour le Campagnol amphibie lors des différentes périodes glaciaires passées (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b), déjà mis en évidence par Centeno-Cuadros dans sa thèse (2009). Les différentes glaciations ont donc à chaque fois conduit à l'existence plusieurs populations refuges ibériques isolées entre elles (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Néanmoins, sur le long terme, à l'échelle de l'ensemble des glaciations, les résultats de l'étude ne font pas apparaître d'isolement génétique marqué (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). La divergence phylogéographique des populations refuges fut en effet probablement tempérée pour deux raisons : des populations aux effectifs importants et une vitesse élevée de recolonisation ont impliqué que les différents refuges ont toujours été reconnectés durant les périodes interglaciaires,

	érodant ainsi les différenciations génétiques amorcées pendant les périodes glaciaires (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). A ce jour, les différences phénotypiques que l'on peut constater chez le Campagnol amphibie ne semblent donc pas ressortir sur un plan génétique et ne correspondent pas à des lignées intraspécifiques distinctes (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Au sein de l'espèce, il n'y a donc pas réellement de structuration génétique forte constatée aujourd'hui (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Toutefois, l'étude parvient à mettre en évidence sept « groupes » génétiques à l'échelle de l'aire de répartition (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Les échantillons prélevés en France définissent un groupe unique et distinct des autres, ce qui conclut que les populations françaises de Campagnol amphibie présentent une faible diversité génétique (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Seuls les échantillons prélevés dans les Pyrénées orientales définissent un second groupe distinct, à cheval sur les Pyrénées françaises et espagnoles (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Les cinq autres groupes génétiques identifiés concernent uniquement l'Espagne et le Portugal (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). L'étude fait ressortir une colonisation récente du Campagnol amphibie depuis l'Espagne vers la France, datée il y a environ 62 000 ans, soit avant la fin de la dernière glaciation (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). L'étude met donc en évidence un franchissement des Pyrénées par l'Est par le Campagnol amphibie de la même manière que ce qui est observé chez de nombreuses espèces ayant trouvé refuge dans Péninsule ibérique (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Les Pyrénées ne semblent donc pas constituer une barrière absolue pour le Campagnol amphibie (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Le Campagnol amphibie comme beaucoup d'espèce a donc progressé vers le Nord au fur et à mesure du retrait des glaces (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Aucune référence n'indique que le Campagnol amphibie pourrait effectuer des migrations annuelles, cette espèce semble donc être totalement sédentaire dans notre pays.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat de l'espèce D'après : Aulagnier <i>et al.</i> , 2010 Duquet & Maurin, 1992 Noblet, 2012 Noblet, 2005 Quéré & Le Louarn, 2011	Le Campagnol amphibie fréquente les ruisseaux, rivières, canaux, étangs, lacs, marais, mares (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2005 ; Noblet, 2012 ; Quéré & Le Louarn, 2011). Il habiterait toutefois préférentiellement les eaux stagnantes ou à faible courant (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012). Les eaux saumâtres ne lui sont pas défavorables (Quéré & Le Louarn, 2011). On le rencontre également dans les terres cultivées (Quéré & Le Louarn, 2011). Le Campagnol amphibie peut en réalité habiter tous les milieux aquatiques et humides à végétation hydrophile (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Noblet, 2005 ; Noblet, 2012 ; Quéré & Le Louarn, 2011) du moment que cette végétation est suffisamment dense pour lui procurer un couvert et suffisamment herbacée pour lui procurer de la nourriture (com. pers. Rigaux, 2012). Le Campagnol amphibie creuse ses terriers dans les berges des milieux qu'il fréquente (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2005 ; Noblet, 2012 ; Quéré & Le Louarn, 2011). Une ou plusieurs entrées (6 cm de diamètre) peuvent être submergées (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012 ; Noblet, 2005 ; Quéré & Le Louarn, 2011). Il peut aussi confectionner des nids cachés dans la végétation des berges au-dessus de l'eau, notamment en terrain marécageux (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Noblet, 2005 ; Noblet, 2012).
Taille du domaine vital D'après : Rigaux <i>et al.</i> , 2009a	Le domaine vital d'un Campagnol amphibie varie selon la configuration spatiale du milieu propice ; il peut ainsi correspondre à une zone linéaire (portion de cours d'eau et de ses berges) comme à une zone non linéaire (réseau de petits étangs par exemple) (Rigaux <i>et al.</i>, 2009a). Dans un inventaire de Campagnol amphibie par piégeage réalisé par le Groupe mammalogique d'Auvergne (GMA), le linéaire moyen régulièrement fréquenté par un individu adulte est de l'ordre de 80 à 150 m (Rigaux <i>et al.</i>, 2009a). La plus grande distance observée entre deux recaptures d'un individu est de 200 m (Rigaux <i>et al.</i>, 2009a). La distance la plus faible de recapture régulière (avec un taux de recapture élevé) est de 40 m et concerne un jeune (Rigaux <i>et al.</i>, 2009a). En milieu surfacique, la zone fréquentée par un individu adulte de Campagnol amphibie semble être d'au moins 3 600 m² (Rigaux <i>et al.</i>, 2009a).
Déplacements	
Modes de déplacements et milieux empruntés D'après : Aulagnier <i>et al.</i> , 2010 Duquet & Maurin, 1992 Noblet, 2012 Noblet, 2005 Quéré & Le Louarn, 2011	Le Campagnol amphibie est une espèce semi-aquatique (Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012). Il ne présente néanmoins pas d'adaptation particulière à cette vie semi-aquatique hormis une possibilité d'apnée de plusieurs minutes (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005 ; Quéré & Le Louarn, 2011). Il est donc tout à fait capable de plonger et de rester sous l'eau quelques instants (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2005 ; Quéré & Le Louarn, 2011). Le Campagnol amphibie nage également très bien en surface (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012 ; Noblet, 2005 ; Quéré & Le Louarn, 2011). Pour ce faire, il utilise ses quatre pattes (Quéré & Le Louarn, 2011). A terre, il circule dans des cheminements bien déterminés (Quéré & Le Louarn, 2011). Il parvient à creuser des

	coulées, soit dans la végétation haute, soit le long des racines et des berges (Quéré & Le Louarn, 2011). Il peut même se faire un nid dans la végétation parmi les plantes aquatiques et regagner l'entrée submergée d'un terrier en marchant sur le fond vaseux d'un étang (Quéré & Le Louarn, 2011).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Aulagnier <i>et al.</i> , 2010 Duquet & Maurin, 1992 Noblet, 2012 Quéré & Le Louarn, 2011	Le Campagnol amphibie est une espèce à la fois diurne et nocturne (Aulagnier <i>et al.</i> , 2010 ; Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012 ; Quéré & Le Louarn, 2011) mais plus active de nuit que de jour (com. pers. Rigaux, 2012). Les périodes privilégiées d'activité sont cependant très variables selon les individus et selon les régions (com. pers. Rigaux, 2012). Dans l'ouest de la France, l'animal serait davantage diurne (Noblet, 2012). Pour certains auteurs, ses pics d'activité se situeraient même en fin de matinée et en première moitié d'après-midi, avec deux périodes de repos principales en milieu de journée et au crépuscule (Noblet, 2012 ; Quéré & Le Louarn, 2011). Il pourrait également exister une variation saisonnière de l'activité circadienne avec des animaux plus actifs à l'aube en été (Quéré & Le Louarn, 2011).
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Duquet & Maurin, 1992 Noblet, 2012 Noblet, 2005 Pita <i>et al.</i> , 2010 Quéré & Le Louarn, 2011 Rigaux & Charruau, 2007	Le Campagnol amphibie est actif en été comme en hiver (Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012). La délimitation de la période de reproduction est très variable selon les auteurs. La saison de reproduction se situerait de mars à octobre (Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012 ; Noblet, 2005) ou plus souvent d'avril à septembre (Quéré & Le Louarn, 2011). Les mâles pourraient néanmoins garder une activité sexuelle toute l'année (Quéré & Le Louarn, 2011), avec par exemple une reproduction possible en hiver lorsque ceux-ci sont doux (Rigaux & Charruau, 2007). D'autres auteurs rapportent quant à eux qu'il existe un maximum de reproduction en automne et au printemps et que la reproduction est totalement absente en été ((Fedriana <i>et al.</i> , 2007 ; Roman, 2007) in Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011). Selon les mêmes auteurs, les déplacements en saison sèche sont de toutes les façons rares au sein des milieux occupés. Le Campagnol amphibie est essentiellement monogame même si des stratégies de reproduction multiples peuvent être constatées (Pita <i>et al.</i> , 2010). L'accouplement a lieu dans l'eau ou à proximité immédiate (Noblet, 2012). La gestation dure 3 semaines et on compte 3 à 4 portées par an avec une moyenne de 3,5 petits par portée (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005 ; Quéré & Le Louarn, 2011). La longévité observée est de 2 à 4 ans (Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012 ; Noblet, 2005).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Noblet, 2012 Noblet, 2005 Pita <i>et al.</i> , 2010 Quéré & Le Louarn, 2011 Rigaux <i>et al.</i> , 2009a	Le Campagnol amphibie vit en petits groupes familiaux (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005). Il est possible de supposer que les zones fréquentées ou régulièrement exploitées par un individu constituent pour lui un territoire. Cette espèce dépose en effet des crottes en monticules servant de marquage (Quéré & Le Louarn, 2011). Toutefois, il n'est pas évident que le Campagnol amphibie défende réellement un territoire contre des individus de la même espèce (Rigaux <i>et al.</i> , 2009a). Pita <i>et al.</i> (2010) indiquent que les territoires de Campagnol amphibie peuvent se chevaucher, surtout en période sèche, à la fois entre conspécifiques et avec d'autres espèces de rongeurs (Pita <i>et al.</i> , 2010). Ces chevauchements semblent par contre toujours concerner la périphérie des territoires, alors qu'une zone « cœur » reste, elle, toujours individualisée (Pita <i>et al.</i> , 2010).
Densité de population D'après : Aulagnier <i>et al.</i> , 2010 Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011 Noblet, 2012 Noblet, 2005 Quéré & Le Louarn, 2011 Rigaux & Christianne, 2008 Rigaux <i>et al.</i> , 2009a Rigaux <i>et al.</i> , 2009b	Dans de bonnes conditions, la densité locale, à l'échelle d'un site de présence de 100 m de long, peut atteindre 5 individus (Noblet, 2005 ; Noblet, 2012 ; Quéré & Le Louarn, 2011). Dans l'étude menée par le GMA (2009), la densité observée va de 2 à 2,7 individus adultes pour 100 m de linéaire occupé par l'espèce et de 0,3 à 1,2 individus adultes pour 100 m de linéaire prospecté. En mesure surfacique, Centeno-Cuadros <i>et al.</i> (2011), dans leur étude menée en Espagne, constatent une densité globale de 5 à 10 individus par km ² , à l'échelle d'un secteur au sein duquel les sites de présence sont ensuite ponctuels. La stabilité des densités dans le temps est variable selon les auteurs : pour certains auteurs les densités du Campagnol amphibie ne seraient pas soumises à des fluctuations saisonnières des effectifs de populations (Aulagnier <i>et al.</i> , 2010) et pour d'autres, des cycles de fluctuation longue durée (plus de 10 ans) ne seraient pas à exclure (Quéré & Le Louarn, 2011). En Auvergne, l'espèce a fait l'objet d'un suivi dans le bassin versant de la Sioule. Rigaux & Christianne (2008) et Rigaux <i>et al.</i> (2009a) constatent ainsi que des tronçons de rives peuvent être désertés d'une année sur l'autre si leur faciès se modifie (évolution de la végétation, bouleversement anthropique...) ; cela peut également être le cas sans qu'une cause n'ait pu être mise en évidence. Au bout des trois années de suivi effectués, Rigaux <i>et al.</i> (2009b) constatent que 71 % des tronçons suivis (n=66) sont stables, c'est-à-dire restent occupés ou restent inoccupés pendant les 3 ans. Ces résultats vont donc dans le sens d'une instabilité de l'occupation par le Campagnol amphibie, ceux-ci pouvant ne pas être occupés chaque année et/ou être colonisés temporairement ou non.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.

Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTE ET SUPRA RPOPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011	Le Campagnol amphibie semble suivre le modèle interpopulationnel de la métapopulation (Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011). Les auteurs constatent néanmoins une dynamique métapopulationnelle faible c'est-à-dire que les taux d'immigrations et d'émigrations entre populations voisines sont relativement faibles (Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011). Ces taux sont également fortement variables dans l'espace et dans le temps : le peu d'échanges constatés semble survenir en même temps et entre les mêmes populations (Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011). En dépit d'une dynamique faible, les auteurs constatent une différenciation génétique faible entre ces populations isolées (Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011). Les auteurs s'attendaient d'ailleurs à une différenciation plus importante compte tenu du contexte relativement sec de l'étude qui engendre de manière naturelle des populations cantonnées aux milieux humides isolés (Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011).
Dispersion et philopatrie des larves/juveniles	
Âge et déroulement de la dispersion D'après : Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011 Duquet & Maurin, 1992 Duquet & Maurin, 1992 Noblet, 2012 Noblet, 2005	L'émancipation a lieu entre 2 et 3 semaines (Duquet & Maurin, 1992). Les juvéniles semblent disperser uniquement durant la saison des pluies ((Fedriana <i>et al.</i> , 2007 ; Roman, 2007) <i>in</i> Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011). La maturité sexuelle est ensuite atteinte à 5 semaines (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005) voire pas avant 2 mois et demi (Duquet & Maurin, 1992).
Distance de dispersion D'après : Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011 Fisher <i>et al.</i> , 2009 GMB, 2010	Román (2007 <i>in</i> Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011) mesure, grâce à la technique de capture-marquage-recapture (CMR), des distances de dispersion de 838 m pour les mâles et 695 m pour les femelles. L'outil génétique donne des résultats relativement semblables avec une distance de dispersion de 668 m pour les mâles et de 661 m pour les femelles (Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011). Toutefois, l'outil génétique permet de mesurer une dispersion que si celle-ci est suivie d'un succès de reproduction (donc visible génétiquement dans les descendants). Dans les faits, la dispersion du Campagnol amphibie peut donc être potentiellement beaucoup plus élevée, de l'ordre de 2 à 3 km (com. pers. Rigaux, 2012). Le GMB (2010) souligne également que le Campagnol amphibie posséderait des capacités de dispersion assez importantes. Les distances mesurées par radiopistage vont d'ailleurs de 159 m jusqu'à 1,8 km même si la moyenne est de 553 m (Fisher <i>et al.</i> , 2009). La distance de dispersion semble être relativement identique entre les deux sexes avec éventuellement une distance plus courte chez les femelles. Selon Centeno-Cuadros <i>et al.</i> (2011), une plus faible distance de dispersion chez les femelles serait compensée par leur taux de survie élevé et leur forte reproduction.
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Fisher <i>et al.</i> , 2009	Fisher <i>et al.</i> (2009) ont procédé à une étude sur la dispersion juvénile en déplaçant manuellement des jeunes en âge de disperser dans des « patch » d'habitat favorable soit déjà occupés soit vacants. Les jeunes étaient ensuite suivis par télémétrie afin de constater leur comportement. Les résultats montrent que les juvéniles déposés ont tendance à rester dans les sites les moins densément peuplés. Dans le même temps, les jeunes déposés sur des sites vacants ont également fortement tendance à le quitter (80 % des cas), sauf si un autre jeune arrive rapidement sur ce site. Les auteurs pensent donc qu'il existe, jusqu'à une certaine densité, une « attraction sociale » chez le Campagnol amphibie. Le comportement des jeunes en phases de déplacement mis en évidence par l'étude semble confirmer cela. En effet, les jeunes en déplacement restent plusieurs jours dans cette phase de dispersion, en adoptant une trajectoire en « pas japonais », s'arrêtant longuement sur des sites successifs. Les auteurs interprètent ce comportement comme une stratégie destinée à localiser au final des « patchs » où des conspécifiques sont présents mais en faible densité, afin de former avec eux une nouvelle colonie.
Fidélité au lieu de naissance	Aucune information.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration	Au regard des éléments décrivant la structure interpopulationnelle, il semblerait que les adultes puissent émigrer vers d'autres populations. La métapopulation est ainsi soumise à une alternance d'extinction/colonisation de ses populations (Centeno-Cuadros <i>et al.</i> , 2011).
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au site	Aucune information.
Fidélité au partenaire	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	

La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 Noblet, 2012 Noblet, 2008 Noblet, 2005 Quéré & Le Louarn, 2011 Rigaux <i>et al.</i>, 2009a SFEPM 2012	Les causes de déclin du Campagnol amphibie ne sont pas clairement identifiées (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005 ; SFEPM 2012). Elles tiendraient à une forte mortalité directe du fait notamment : - des campagnes d'empoisonnement passées (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005 ; SFEPM 2012), - de la concurrence (Rat musqué (<i>Ondatra zibethicus</i> (Linnaeus, 1766)), Ragondin (<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782))) ou de la prédation (Vison d'Amérique (<i>Mustela vison</i> Schreber, 1777), Surmulot (<i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769))) par des espèces introduites (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; com. pers. Noblet, 2012 ; Noblet, 2012 ; Noblet, 2008 ; Noblet, 2005 ; Quéré & Le Louarn, 2011 ; SFEPM 2012), - du piégeage non sélectif des espèces qualifiées de « nuisibles » (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005). La modification des milieux du Campagnol amphibie serait également un facteur important de déclin. On note ainsi la modification des pratiques agricoles conduisant à l'usage de pesticides, au surpiétinement des berges par le bétail ou au drainage et au remblaiement des zones humides (Noblet, 2012 ; SFEPM 2012). Dans le même temps, de nombreuses modifications des milieux, néfastes à l'espèce, concernent directement la continuité rivulaire des milieux aquatiques occupés. La rectification des cours d'eau, leur busage, leur bétonnage, l'enrochement des berges et l'entretien des végétations de berges sont en effet défavorable au Campagnol amphibie (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005). Les barrages peuvent également être responsables de modifications et de variations trop fortes des niveaux d'eau et d'assèchement estival inadéquat pour le Campagnol amphibie (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005). Ces variations importantes de niveau d'eau peuvent rendre la colonisation du Campagnol amphibie impossible (Noblet, 2012). Les techniques d'entretien des canaux ont également leur importance et certaines peuvent être défavorables au Campagnol amphibie, que ce soit par l'utilisation de pesticides, le déclenchement d'incendies volontaires, le curage à l'aide de tractopelles qui provoquent un écrasement des berges sur une rive et le dépôt des matériaux de curage sur l'autre rive, ou la fauche de toute la végétation du site (Noblet, 2012). Par ailleurs la modification des techniques d'arrosage, passant de l'utilisation de petits canaux naturels à des tuyaux enterrés est un facteur important de menace pour le Campagnol amphibie (com. pers. Noblet, 2012). Enfin, le long des cours d'eau, certains obstacles peuvent s'avérer infranchissables pour le Campagnol amphibie tels que les vannes, seuils et busages importants (Noblet, 2012 ; Noblet, 2008). Ces modifications du réseau hydrographique peuvent entraîner une fragmentation des espaces favorables très préjudiciable à l'espèce. Le Campagnol amphibie semble en effet avoir tendance à ne pas être présent sur des portions de rives propices si elles sont complètement isolées (Rigaux <i>et al.</i>, 2009a). La disponibilité de portions de rives propices à proximité de portions occupées est donc un facteur favorisant la présence et le maintien d'une population de Campagnol amphibie à l'échelle d'une zone de quelques kilomètres de réseau hydrographique (Rigaux <i>et al.</i>, 2009a). A ce la s'ajoute le fait que, de manière spontanée, les portions de rives occupées peuvent ne représenter qu'une partie du linéaire d'habitat paraissant propice à l'espèce (Rigaux <i>et al.</i>, 2009a).
Importance de la structure paysagère D'après : Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 Centeno-Cuadros, 2009 Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011 CSRPN IDF, 2010 Duquet & Maurin, 1992 Noblet, 2012 Noblet, 2005 Pita <i>et al.</i>, 2010 Quéré & Le Louarn, 2011	La végétation des berges est très importante pour le Campagnol amphibie (Noblet, 2005). Si la végétation des berges se transforme en boisements de haute tige, elle empêche la végétation herbacée immergée ou installée sur les berges de pousser par manque de lumière (Noblet, 2012 ; Noblet, 2008 ; Quéré & Le Louarn, 2011). La berge devient alors hostile au Campagnol amphibie en le privant de nourriture (Noblet, 2012). Le Campagnol amphibie serait ainsi caractéristique des connexions maintenues entre les cours d'eau possédant une végétalisation des berges bien structurées (CSRPN IDF, 2010). La végétation est en partie utilisée par le Campagnol amphibie pour satisfaire son régime alimentaire essentiellement végétarien (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012 ; Noblet, 2005 ; Pita <i>et al.</i>, 2010) : il se nourrit des parties vertes des tiges aériennes ou submergées et des racines (Noblet, 2012 ; Noblet, 2005). Il consomme les joncs, roseaux, graminées (Duquet & Maurin, 1992 ; Noblet, 2012 ; Noblet, 2005). La végétation joue également un rôle de protection essentiel contre les prédateurs (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011 ; Pita <i>et al.</i>, 2010). Dans le même temps, l'étude génétique menée en Espagne par Centeno-Cuadros <i>et al.</i> (2011) semble traduire des conclusions différentes. Cette étude a été réalisée à partir de 142 individus prélevées sur 7 localités de Campagnol amphibie (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011). L'objectif était de constater l'existence ou non d'une structure génétique forte en fonction du paysage afin de mieux comprendre les capacités de dispersion du Campagnol amphibie entre les « patch » d'habitat favorable (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011). Les résultats suggèrent que la structure génétique est uniquement conditionnée par la distance entre les populations et que les facteurs paysagers n'expliquent donc pas cette structuration (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011), constat déjà mis en évidence par Centeno-Cuadros dans sa thèse en 2009. Ces résultats suggèrent donc que le Campagnol amphibie dispose de bonnes capacités de dispersion pour se déplacer dans un milieu hostile de type « matrice », entre « patch » habitats favorables. Ces résultats sont cependant sans doute à rattacher au contexte même de l'étude car des résultats contraires ont été obtenus par d'autres auteurs pour qui le relief par exemple constituait un facteur de différenciation des populations (Berthier <i>et al.</i>, 2005 in Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011). Rigaux (com. pers., 2012) souligne néanmoins que ce constat est très largement vérifié : le Campagnol amphibie est extrêmement dépendant d'un faciès précis de végétation pour son installation mais, les individus peuvent transiter dans tous types de faciès, même non propices, entre ces différents sites favorables.

Exposition aux collisions	Aucune étude de relevé de collisions n'a été trouvée sur le Campagnol amphibie. Rigaux (com. pers., 2012) rapporte néanmoins l'existence de quelques rares cas de Campagnol amphibie écrasés sur la route, mais ce phénomène serait donc très faible.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Les aménagements préconisés dans la littérature consultée visent essentiellement le maintien ou la restauration de la continuité écologique des cours d'eau et notamment des berges via de la replantation et/ou de l'entretien d'une végétation adaptée. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	La conception de passage à faune pour d'autres espèces semi-aquatiques telles que le Castor, la Loutre ou le Vison d'Europe peut théoriquement être bénéfique aussi au Campagnol amphibie. La littérature ne fait pas état de dimensionnements ou de critères particuliers pour cette espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Le Campagnol amphibie ne semble pas redouter le climat montagnard. En France, il est présent des plaines côtières jusqu'à plus de 2 000 m d'altitude (Noblet, 2012 ; Quéré & Le Louarn, 2011). En Espagne, l'espèce atteint même les 2 600 m d'altitude (Aulagnier <i>et al.</i> , 2010 ; Quéré & Le Louarn, 2011). A l'inverse, il est possible d'imaginer que les climats secs lui sont défavorables compte tenu des milieux aquatiques auxquels il est inféodé. Le réchauffement climatique pourrait donc être une menace pour le Campagnol amphibie.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
La présence du Campagnol amphibie est difficile à détecter et la difficulté est encore plus grande de suivre ses déplacements. Des méthodes indirectes sont employées pour déceler la présence de l'espèce. Les crottes disposées en crottières régulièrement alimentés sont en effet caractéristiques (vertes) (Noblet, 2005 ; Quéré & Le Louarn, 2011 ; Rigaux & Charruau, 2007 ; Rigaux <i>et al.</i>, 2009b). Ces méthodes sont intéressantes car elles permettent de mettre en évidence les sites d'installation et les colonies et donc d'identifier les sites à enjeu de conservation. Néanmoins, elles ne sont pas performantes pour l'étude de la dispersion ou des déplacements en général. Il en est de même des « réfectoires » qui constituent des zones dégagées par l'animal où il dépose les restes de ses repas (Noblet, 2005). Les pelotes de réjection de rapaces nocturnes est aussi une source d'informations sur la présence de l'espèce dans un secteur (Noblet, 2008). Pour cibler les déplacements, des méthodes peuvent être utilisées concernant les mouvements effectués au sein des sites de présence (Noblet, 2005) : - les allers et venus fréquents des individus sur leur site forment des galeries ou coulées dans la végétation des berges ou des marais faciles à repérer, - dans les cours d'eau lents avec une abondante végétation (cressonnière par exemple), il est aussi possible de déceler les passages aquatiques réguliers près d'un terrier submergés par la présence d'une eau troublée. L'utilisation de photopièges peut aussi a priori permettre de visualiser le passage d'individus sur des berges (com. pers. Vignon, 2012). Pour étudier les déplacements de type dispersion, entre sites, il existe d'autres méthodes. Le radiopistage a été utilisé avec succès chez cette espèce afin de mieux comprendre le comportement de dispersion et d'en mesurer la distance (Fisher <i>et al.</i>, 2009). La CMR peut également être utilisée dans ce sens (Román, 2007 <i>in</i> Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011). Enfin, l'outil génétique permet aussi de mesurer des distances de dispersion suivie de reproduction (Centeno-Cuadros, 2009 ; Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011). L'outil génétique peut par ailleurs permettre de mettre en évidence le degré d'isolement de populations (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011) ainsi que, à l'échelle de l'aire de répartition, de retracer son histoire et sa phylogéographie (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b). Les analyses génétiques peuvent être effectuées sur tissu frais récolté directement sur des individus capturés par piégeage puis relâchés après prélèvement d'un fragment d'oreille (« earpunching ») (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011). Les analyses génétiques peuvent aussi s'effectuer à partir d'os récoltés dans les pelotes de réjection des rapaces nocturnes et diurnes donc sans nécessité de capture d'individus (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b).	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Campagnol terrestre forme aquatique D'après : Centeno-Cuadros, 2009 Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011 Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009a Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b Noblet, 2012 Noblet, 2005 Quéré & Le Louarn, 2011	Dans le genre <i>Arvicola</i>, la France héberge une autre espèce de Campagnol, le Campagnol terrestre (<i>Arvicola terrestris</i> (Linnaeus, 1758)). L'étude de Centeno-Cuadros <i>et al.</i> (2009b) met en évidence une divergence monophylétique et nette entre le Campagnol terrestre et le Campagnol amphibie (10 % de divergence en moyenne). Cette divergence aurait eu lieu vers le milieu du Pléistocène (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009b), il y a environ entre 210 000 et 250 000 ans (Centeno-Cuadros, 2009 ; Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009a). Aucun flux de gène ne semble être détecté entre ces deux espèces malgré le fait qu'elle soit en contact en Espagne et en France (Centeno-Cuadros, 2009 ; Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2009a). Le Campagnol terrestre est présent en France sous une forme fouisseuse et sous une forme aquatique (com. pers. Rigaux, 2012 ; Noblet, 2005). La forme fouisseuse occupe la plus grande partie de la France et la forme aquatique est visible dans le nord et nord-est du pays : Nord-Pas-de-Calais, Picardie, Bourgogne, Champagne-Ardenne, Lorraine, Franche-Comté, Alsace (com. pers. Rigaux, 2012). La forme aquatique est néanmoins la plus répandue à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce (Italie, Grande-Bretagne, Pays de l'Est, ...) (Quéré & Le Louarn, 2011). Depuis 2005, ces deux formes sont reconnues comme deux espèces différentes : <i>Arvicola scherman</i> (Campagnol fouisseur) et <i>Arvicola terrestris</i> (Campagnol terrestre ou Campagnol terrestre forme aquatique (nom utilisée pour le reste de ce texte pour éviter toute ambiguïté)) (com. pers. Rigaux, 2012). Cette classification reste toutefois encore en discussion au sein de la communauté scientifique. <i>Arvicola amphibius</i> peut également être rencontré pour désigner le Campagnol terrestre forme aquatique. La forme aquatique du Campagnol terrestre partage de fortes similarités avec <i>Arvicola sapidus</i> (Centeno-Cuadros <i>et al.</i>, 2011). Comme le Campagnol amphibie, elle est inféodée aux milieux aquatiques et occupe les berges des rivières et canaux ainsi que les marais pourvus d'une végétation abondante (phragmites) où elle creuse avec les

	dents un terrier assez complexe (Quéré & Le Louarn, 2011). Le nid est dans le terrier et quelques fois dans la végétation dense au dessus de l'eau (Quéré & Le Louarn, 2011). Les mâles du Campagnol terrestre forme aquatique ont un domaine vital d'une taille double de celui des femelles : 300 m de rives en faible densité, 100 m dans le cas contraire (Quéré & Le Louarn, 2011). Comme le Campagnol amphibie, la forme aquatique du Campagnol terrestre dépose ses crottes en latrines pour marquer son territoire (Quéré & Le Louarn, 2011) ; les crottes sont de couleur très variable, parfois vertes (com. pers. Rigaux, 2012). La dispersion est plus importante chez les femelles adultes (2 km) que chez les juvéniles et plus faibles chez les mâles (Quéré & Le Louarn, 2011). La forme aquatique du Campagnol terrestre reste globalement méconnue dans notre pays, notamment en ce qui concerne la limite de sa distribution. Cette méconnaissance tient en partie au fait qu'elle peut être confondue avec le Campagnol amphibie (Noblet, 2012) ; par conséquent son aire de répartition est probablement plus étendue qu'on ne le pense (Quéré & Le Louarn, 2011). Les répartitions de ces deux taxons sont supposées être distinctes mais la connaissance disponible ne permet pas encore de l'affirmer à ce jour (com. pers. Rigaux, 2012). Dans le cadre de l'enquête nationale coordonnée par la SFEPM, des prospections sont effectuées pour tenter de délimiter précisément l'aire de répartition du Campagnol amphibie et de constater justement l'existence ou non d'une zone sympatrique avec le Campagnol terrestre forme aquatique (com. pers. Rigaux, 2012). A ce stade, aucune zone de contact entre les deux campagnols n'a été trouvée en Champagne-Ardenne ni Bourgogne (com. pers. Rigaux, 2012). Ces prospections réalisées par indice de présence et capture doivent néanmoins être confirmées par analyse génétique sur la base des prélèvements de poils effectués (com. pers. Rigaux, 2012). Un travail similaire est en cours en Picardie/Normandie notamment par Picardie Nature et le Groupe mammalogique Normand (com. pers. Rigaux, 2012). Dans certains pays le Campagnol terrestre forme aquatique est en régression et se trouve même au bord de l'extinction dans en Italie et en Grande Bretagne (Quéré & Le Louarn, 2011). En France, l'espèce est trop peu connue pour statuer. Les menaces qui peuvent peser sur ce taxon restent dans tous les cas les mêmes que celles pesant sur le Campagnol amphibie : dégradation des milieux aquatiques et de leur continuité, compétition avec certaines espèces introduites (Quéré & Le Louarn, 2011).
Autres espèces D'après : CSRPN Auvergne, 2010 CSRPN PDL, 2010 CSRPN RA, 2010 Noblet, 2008 Quéré & Le Louarn, 2011	Le Campagnol amphibie est considéré globalement comme un très bon indicateur de la connectivité des milieux aquatiques (CSRPN Auvergne, 2010, CSRPN RA, 2010). Il constitue une espèce intéressante pour répondre aux besoins de connectivité et de fonctionnalité des milieux (CSRPN PDL, 2010). Le Campagnol amphibie constitue lui-même une proie pour de nombreuses espèces nécessitant à leur tour une continuité aquatique et rivulaire, telles que la Loutre d'Europe (<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)) ou le Putois d'Europe (<i>Mustela putorius</i> Linnaeus, 1758) (Quéré & Le Louarn, 2011). La Chouette effraie (<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)) peut prélever un nombre non négligeable de Campagnol amphibie de même que le Hibou Grand-duc (<i>Asio otus</i> (Linnaeus, 1758)) (Noblet, 2008 ; Quéré & Le Louarn, 2011). La présence de Castor d'Europe (<i>Castor fiber</i> Linnaeus, 1758) devient alors un atout pour le Campagnol amphibie (Noblet, 2008). En effet le Castor d'Europe coupe les arbres des berges ce qui crée des poches de lumière et inonde en plus de nouvelles zones qui peuvent être favorables au Campagnol amphibie (Noblet, 2008). Ce cas est observé dans la vallée de l'Asse (04) (Noblet, 2008).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Patrick HAFFNER, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

Jean-François NOBLET, Nature & Humanisme

Pierre RIGAU, Groupe mammalogique d'Auvergne, Société française d'étude et de protection des mammifères sauvages

> Bibliographie consultée :

AULAGNIER S., HAFFNER P., MITCHELL-JONES A.-J., MOUTOU F. & ZIMA J. (2010). *Guide des mammifères d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient*. Editions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 270 pages.

CENTENO-CUADROS A. (2009). *Del individuo al especie: filogeografía y genética del paisaje de la rata de agua* (*Arvicola sapidus*). Thèse doctorale. Station biologique de Doñana. 200 pages.

CENTENO-CUADROS A., DELIBES M. & GODOY J.-A. (2009a). Dating the divergence between Southern and European water voles using molecular coalescent-based methods. *Journal of zoology*. Numéro 279. Pages 404-409.

CENTENO-CUADROS A., DELIBES M. & GODOY J.-A. (2009b). Phylogeography of Southern Water Vole (*Arvicola sapidus*): evidence for refugia within the Iberian glacial refugium?. *Molecular biology*. Numéro 18. Pages 3652-3667.

CENTENO-CUADROS A., ROMÁN J., DELIBES M. & GODOY J.-A. (2011). Prisoners in their habitat? Generalist dispersal by habitat specialists: A case study in Southern Water Vole (*Arvicola sapidus*). *PlosOne*. Volume 6. Numéro 9. Pages 1-11.

CONSEIL SCIENTIFIQUE REGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE LA REGION AUVERGNE (CSRPN Auvergne) (2010). *Avis N°1-2010 - Séance du 30 juin 2010 du CSRPN Auvergne - Propositions concernant les espèces déterminantes pour l'établissement de la Trame Verte et Bleue*. 18 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE REGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE LA REGION ÎLE-DE-FRANCE (CSRPN IDF) (2010). *Avis du CSRPN Île-de-France suite à sa consultation pour la définition d'un critère de cohérence nationale de la trame verte et bleue relative à des espèces dites « déterminantes TVB »*. Annexe 5. *Propositions Mammifères. Contributions de Jean-François JULIEN, Laurent TILLON et Vincent VIGNON*. 18 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE REGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE LA REGION PAYS-DE-LA-LOIRE (CSRPN PDL) (2010). *Consultation des CSRPN pour la définition d'une cohérence nationale de la Trame verte et bleue relative à des espèces dites déterminantes Trame verte et bleue*. 5 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE REGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE LA REGION RHÔNE-ALPES (CSRPN RA) (2010). *Avis sur les listes d'espèces déterminantes TVB*. CSRPN Rhône-Alpes du 8 décembre 2010 sous la présidence de M. Amoros. 3 pages.

DUQUET M. & MAURIN H. (1992). *Inventaire de la faune de France – Vertébrés et principaux invertébrés*. Muséum national d'Histoire naturelle. Éditions Nathan. Paris, France. 415 pages.

FISHER D., LAMBIN X. & YLETYINEN S. (2009). Experimental translocation of juvenile water voles in a Scottish lowland metapopulation. *Population ecology*. Numéro 51. Pages 289-295.

GROUPE MAMMALOGIQUE BRETON (2010). *Liste d'espèces déterminantes Trame verte et bleue*. 2 pages.

NOBLET J.-F. (2012). Sauvons le Campagnol amphibie. *Le Courrier de la nature*. Numéro 267. Pages 30-35.

NOBLET J.-F. (2008). *La situation du Campagnol amphibie (Arvicola sapidus) dans les Alpes de Haute Provence - France*. Nature & Humanisme. 20 pages + annexes.

NOBLET J.-F. (2005). *Sauvons le Campagnol amphibie*. Nature & Humanisme. 22 pages.

PITA R., MIRA A. & BEJA P. (2010). Spatial segregation of two vole species (*Arvicola sapidus* and *Microtus cabreræ*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *European journal of wildlife research*. Numéro 56. Pages 651-662.

QUÉRÉ J.-P. & LE LOUARN H. (2011). *Les rongeurs de France*. Éditions Quæ. Versailles, France. 311 pages.

RIGAUX P. & CHARRUAU P. (2007). *Le Campagnol amphibie Arvicola sapidus dans le bassin versant de la Sioule (Allier, Puy de Dôme et Creuse). Etat de la population, influence de facteurs naturels et anthropiques et apport général à l'étude des populations*. Groupe mammalogique d'Auvergne. Rapport d'étude. 55 pages.

RIGAUX P. & CHRISTIANNE L. (2008). *Le Campagnol amphibie Arvicola sapidus dans le bassin versant de la Sioule (Allier, Puy-de-Dôme, Creuse) : suivi 2008*. Groupe mammalogique d'Auvergne. Rapport d'étude. 13 pages.

RIGAUX P., CHALBOS M., AUVITY F., BRAURE E. & TROUILLET S. (2009a). *Éléments sur la densité locale et l'utilisation de l'espace du Campagnol amphibie (Arvicola sapidus) : exemple de trois sites en Auvergne*. Groupe mammalogique d'Auvergne. 23 pages.

RIGAUX P., CHALBOS M., AUVITY F., TROUILLET S., CHRISTIANNE L., BARTALUCCI A.-L. & BRAURE E. (2009b). *Trois années de suivi du campagnol amphibie (Arvicola sapidus) dans le bassin versant de la Sioule (Puy-de-Dôme, Allier, Creuse)*. Groupe mammalogique d'Auvergne. 16 pages.

UICN FRANCE, MNHN, SFPEM & ONCFS (2009). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Mammifères de France métropolitaine*. Paris, France.

> Sitographie consultée :

SOCIÉTÉ FRANÇAISE POUR L'ÉTUDE ET LA PROTECTION DES MAMMIFÈRES (SFPEM). *Le Campagnol amphibie*. Disponible en ligne sur : <http://www.sfpepm.org/Campagnolamphibie.htm> (consulté en juillet 2012)

UNION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE (UICN). *Arvicola sapidus*. Disponible en ligne sur : <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/2150/0> (consulté en juillet 2012)

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

AARS J., DALLAS J.-F., PIERTNEY S.-B., MARSHALL F., GOW J.-L., TELFER S. & LAMBIN X. (2006). Widespread gene flow and high genetic variability in populations of water voles *Arvicola terrestris* in patchy habitats. *Molecular ecology*. Numéro 15. Pages 1455-1466.

BERTHIER K., CHARBONNEL N., GALAN M., CHAVAL Y. & COSSON J.-F. (2006). Migration and recovery of the genetic diversity during the increasing density phase in cyclic vole populations. *Molecular ecology*. Numéro 15. Pages 2665-2676.

BERTHIER K., GALAN M., FOLTETE J.-C., CHARBONNEL N., COSSON J.-F. (2005). Genetic structure of the cyclic fossorial water vole (*Arvicola terrestris*): landscape and demographic influences. *Molecular ecology*. Numéro 14. Pages 2861-2871.

- CENTENO-CUADROS A. & GODOY J.-A. (2010). Structure, organization and nucleotide diversity of the mitochondrial control region and cytochrome b of southern water vole (*Arvicola sapidus*). *Mitochondrial DNA*. Volume 21. Numéro 2. Pages 48-53.
- FEDRIANA J.-M. (2002). Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Ecoscience*. Volume 9. Numéro 1. Pages 12-19.
- FEDRIANI J.-M., DELIBES M., FERRERAS P. & ROMAN J. (2002). Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Ecoscience*. Numéro 9. Pages 12-19.
- GAUFFRE B. (2009). *Flux géniques et dispersion chez un rongeur à démographie cyclique dans un paysage agricole intensif*. Thèse pour l'obtention du grade de Docteur en Biologie des populations et écologie de l'Université de Montpellier II. 188 pages.
- NOBLET J.-F. (2008). *La situation du Campagnol amphibie (Arvicola sapidus) dans les Alpes de Haute-Provence*. Nature et Humanisme. 20 pages + annexes.
- ROMÁN J. (2007). *Historia natural de la rata de agua (Arvicola sapidus) en Doñana*. Thèse dispensée à l'Université Autonome de Madrid. Madrid, Espagne. 192 pages.
- SAINT GIRON M.-C. (1973). *Les mammifères de France et du Benelux (faune marine exceptée)*. Doin. Paris, France. 481 pages.
- SAUCY F. (1998). Juvenile dispersal in the vole *Arvicola terrestris* during rainy nights: a preliminary report. *Bulletin de la Société vaudoise sciences naturelles*. Volume 84. Numéro 4. Pages 333-345.
- SPITZ F. (2007). A propos du Campagnol amphibie. *Mammifères sauvages*. Numéro 53. Société française pour l'étude et la protection des mammifères sauvages. Pages 25-26.
- STRACHAN R. & MOORHOUSE T. (2006). *Water vole conservation handbook*. Environnement agency. Second edition. Wildlife conservation Research Unit. 131 pages.
- STUART W.-A., PIERTNEY S.-B., DALLAS J.-F. (1998). Isolation and characterization of highly polymorphic microsatellites in the water vole, *Arvicola terrestris*. *Molecular ecology*. Numéro 7. Pages 1258-1259.
- STUART W.-A., PIERTNEY S.-B., LAMBIN X., TELFER S. & AARS J. (2005). Phylogeographic structure and postglacial evolutionary history of water voles (*Arvicola terrestris*) in the United Kingdom. *Molecular ecology*. Numéro 14. Pages 1435-1444.
- WOODDALL P.-F. (1993). Dispersion and habitat preference of the water vole (*Arvicola terrestris*). on the River Thames. *Zeitschrift für Säugetierkunde*. Numéro 58. Pages 160-171.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Campagnol amphibie (Arvicola sapidus Miller, 1908) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 10 pages.



Photo Vincent Vignon

Le cerf élaphe

Cervus elaphus

Le Cerf élaphe

Cervus elaphus Linnaeus, 1758

Mammifères, Ongulés, Cervidés

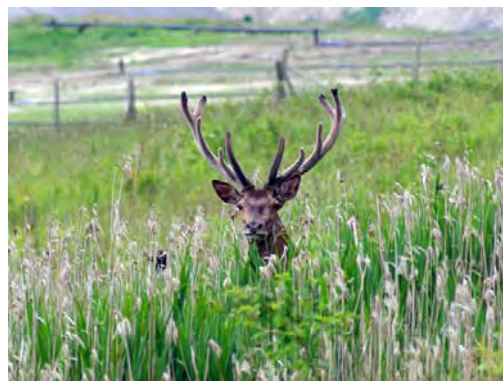


Photo : Philippe Gourdain

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Cerf élaphe, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Cerf élaphe appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :

Julien *et al.*, 2010
Pfaff & Saint-Andrieux, 2009
Pfaff *et al.*, 2008
Saint-Andrieux *et al.*, 2012
UICN *et al.*, 2009

Un inventaire zoogéographique des populations de Cerf élaphe est réalisé périodiquement depuis 1985 par le réseau ONCFS/FNC/FDC (Office national de la chasse et de la faune sauvage/Fédération nationale de chasse/Fédérations départementales des chasseurs) du Centre national d'étude et de recherche appliquée (CNERA) Cervidés-Sanglier (Saint-Andrieux *et al.*, 2012).

En 2005, le Cerf élaphe était présent dans 80 départements et occupait près de 137 000 km², soit 29 % du territoire national (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Pfaff *et al.*, 2008 ; Saint-Andrieux *et al.*, 2012). Les forêts de feuillus et les terres arables sont les milieux les plus représentés avec respectivement 23 % et 21 % de la superficie totale occupée par le Cerf élaphe en 2005 (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Pfaff *et al.*, 2008 ; Saint-Andrieux *et al.*, 2012). Le Cerf élaphe occupe au final 45 % des forêts françaises en 2005 (Saint-Andrieux *et al.*, 2012). En 2005, l'effectif national était compris entre 130 000 et 175 000 individus (avant naissances) (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Saint-Andrieux *et al.*, 2012). Le Cerf élaphe est classé dans la catégorie « Préoccupation mineure » de la liste rouge MNHN/UICN des mammifères de France métropolitaine élaborée en 2009 (UICN *et al.*, 2009).

Dans la mesure où le Cerf élaphe parcourt de grandes distances et occupe de grandes surfaces, ses populations françaises sont fréquemment partagées entre régions administratives voisines (Julien *et al.*, 2010). Par exemple, les noyaux de populations du Nord de l'Île-de-France sont fonctionnellement liés aux populations de Picardie (Julien *et al.*, 2010). D'autres continuités existent aussi entre les populations de Rambouillet et de la Normandie par la forêt de Dreux ou encore entre celles de l'Essonne et la forêt d'Orléans (Julien *et al.*, 2010). Le maintien de ces échanges interpopulationnels à large échelle est primordial au regard de la sensibilité à l'isolement que présente le Cerf élaphe (cf. item « Fragmentation » plus loin).

Évolution récente

D'après :

Aulagnier *et al.*, 2010
Duquet & Maurin, 1992
ONCFS, 2012a
Pfaff & Saint-Andrieux, 2009
Pfaff *et al.*, 2008
Saint-Andrieux *et al.*, 2012

Le Cerf élaphe était autrefois présent dans toutes les grandes forêts du pays (Aulagnier *et al.*, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992). Au XX^{ème} siècle, il a disparu de la moitié Sud de la France (Duquet & Maurin, 1992). En effet, après la révolution française, la libéralisation du droit de chasse de cette espèce réservée historiquement à l'aristocratie a provoqué une forte régression du Cerf élaphe sur notre pays (ONCFS, 2012a).

Depuis le début du XX^{ème} siècle, il a été réintroduit avec succès dans la plupart des massifs forestiers favorables en Gascogne, Alpes, Pyrénées, Massif central et ses effectifs se sont accrus, en particulier dans l'Est (Duquet & Maurin, 1992 ; ONCFS, 2012). Près de la moitié des 320 populations présentes aujourd'hui en France sont donc issues des repeuplements effectués à partir des années 50 (ONCFS, 2012a).

L'inventaire zoogéographique cité plus haut montre une forte progression de l'aire de répartition du Cerf élaphe en France (ONCFS, 2012a). Par exemple, en 1985, le Cerf élaphe n'occupait que 25 % des forêts françaises puis 39 % en 2000 (Saint-Andrieux *et al.*, 2012). De 1985 à 2005, l'aire de présence globale a été multipliée par 1,9 et l'estimation de l'effectif national par 3,9 (Pfaff *et al.*, 2008 ; Saint-Andrieux *et al.*, 2012).

C'est dans la moitié Sud de la France que les effectifs augmentent le plus, notamment en Midi-Pyrénées et Rhône-Alpes (Pfaff *et al.*, 2008). Trois départements ont vu leurs effectifs diminuer depuis 1985 : Territoire de Belfort, Jura et Calvados (Pfaff *et al.*, 2008). Le nombre de départements n'hébergeant aucune population de Cerf élaphe, lui, reste constant depuis 20 ans (Pfaff *et al.*, 2008).

Parallèlement à cette progression d'effectifs, les prélèvements cynégétiques ont eux aussi augmenté, multipliés par 3,8 depuis 1980 ; le Sud-Ouest étant le plus concerné par cette progression (ONCFS, 2012a). Les prélèvements cynégétiques étaient de 9 358 individus en 1985, 39 621 en 2005 puis 49 000 en 2009-2010 (ONCFS, 2012a ; Pfaff *et al.*, 2008).

La réintroduction du Cerf élaphe en Corse, d'où il avait disparu dans les années 60, a débuté en 1998 à partir d'individus de Sardaigne que l'on suppose être de la même origine génétique (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Pfaff *et al.*, 2008). En 2005, la population libre était estimée à 160 individus, occupant une superficie de 132 km² (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Pfaff *et al.*, 2008).

Phylogénie et phylogéographie

D'après :

Ludt *et al.*, 2004
Stankovic *et al.*, 2011

Le Cerf élaphe est, parmi les Cervidés, l'espèce dont l'aire de répartition est la plus étendue à travers le monde (Ludt *et al.*, 2004). Plus de 22 sous-espèces sont identifiées sur la base de caractères morphologiques (taille des bois par exemple) mais la frontière entre certaines sous-espèces est parfois floue et pas toujours reconnue par l'ensemble de la communauté scientifique (Ludt *et al.*, 2004).

Une étude génétique a été menée sur 50 populations du genre *Cervus*, échantillonnées de l'Europe à la Russie et également dans le Nord de l'Afrique, afin de mieux comprendre si une seule espèce *Cervus elaphus* existe et comprend plusieurs sous-espèces ou si plusieurs espèces sont en réalité identifiables génétiquement (Ludt *et al.*, 2004). Les résultats montrent que les populations étudiées forment deux groupes génétiquement distincts entre l'Est et l'Ouest de l'Eurasie qui pourraient ainsi correspondre à deux espèces différentes (Ludt *et al.*, 2004). Le groupe Est rassemble 3 sous-groupes génétiques et le groupe Ouest 4 sous-groupes (Europe de l'Ouest, Balkan, Afrique, Middle-Est) (Ludt *et al.*, 2004).

Les premiers Cervidés seraient apparus en Asie (région actuelle du Hindukush) entre l'Oligocène et le Miocène il y a 25 millions d'années (Ludt *et al.*, 2004). Au fil des transgressions et régressions maritimes et des multiples glaciations et réchauffements du climat, les Cerfs seraient arrivés en Europe depuis Hindukush (Ludt *et al.*, 2004) :

- de manière directe, en contournant les Alpes par le Nord et en se répandant en France, Angleterre et Espagne ;
- par bonds successifs, d'abord vers le Middle-Est puis de là, simultanément, vers l'Afrique et vers les Balkans.

Une fois l'aire de répartition étendue, les différentes populations ont subi des spéciations du fait des différentes barrières naturelles (montagnes, ...). Par exemple, parmi le groupe Ouest, les Alpes constituent une barrière entre les deux sous-groupes « Europe de l'Ouest » et « Balkans » (Ludt *et al.*, 2004).

Durant le Pléistocène, le Crimea (montagnes d'Ukraine) aurait servi de zones refuges et aurait donc joué un rôle majeur dans la recolonisation des Cervidés en Europe à la fin du Pléistocène (Stankovic *et al.*, 2011). Des os

	datant du Pléistocène ont récemment été retrouvés dans cette région et constituent les plus anciens échantillons d'ADN de Cerf élaphe connus à ce jour (Stankovic <i>et al.</i> , 2011).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce D'après : com. pers. Carsignol, 2012 Georgii, 1980 Kleveland, 2007 Luccarini <i>et al.</i> , 2006 Pépin <i>et al.</i> , 2008 Voelk & Glitzner, 1998	Dans les Alpes bavaroises (Sud ouest de l'Allemagne), Georgii (1980), observe deux comportements très différents chez le Cerf élaphe : - certains individus restent toute l'année au même endroit dans les vallées et les parties les plus basses des montagnes, - d'autres individus restent au même endroit dans la vallée, en automne, hiver et printemps puis migrent ensuite vers les hauteurs pour y passer l'été, avant de redescendre vers l'automne dans la vallée. Ces individus effectuent donc clairement une migration verticale (Georgii, 1980). Ce comportement migratoire permettrait aux individus de diversifier leurs ressources alimentaires au cours de l'année (Georgii, 1980). L'existence d'individus sédentaires et d'individus migrants au sein des populations de Cerf élaphe a également été constatée en Italie par Luccarini <i>et al.</i> (2006), en Norvège par Kleveland (2007) ou encore en Autriche (<i>in</i> Voelk & Glitzner, 1998). En France, des migrations verticales de même type sont observées dans la vallée de la Maurienne (Savoie) : les cerfs migrent au printemps vers des zones de plus grande altitude à la suite de la fonte des neiges puis font l'inverse à l'automne ; ils peuvent aussi effectuer des migrations de versant à versant (com. pers. Carsignol, 2012). Pépin <i>et al.</i> (2008) ont également constaté un comportement migratoire dans le Parc des Cévennes où une partie des individus effectuent des déplacements altitudinaux entre des quartiers d'été et des quartiers d'hiver en passant entre les deux par une zone de rut. Par contre, Pépin <i>et al.</i> (2008) observent à la fois des individus « montants » (altitude en été et vallée en hiver) et des individus « descendants » (altitude en hiver et vallée en été). Cette migration « inversée » pourrait s'expliquer par la présence de milieux d'altitude très escarpés et donc où l'enneigement ne tient pas ; or l'enneigement constitue en général ce qui pousse les Cerfs élaphe à migrer (Pépin <i>et al.</i>, 2008). Une migration inversée, et expliquée de la même façon, a déjà été observée chez le Cerf sika (<i>Cervus nippon</i> Temminck, 1838) au Japon par Igota <i>et al.</i> (2004 <i>in</i> Pépin <i>et al.</i>, 2008).
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Aulagnier <i>et al.</i> , 2010 Debeljak <i>et al.</i> , 2001 Duquet & Maurin, 1992 ONCFS, 2012a Patthey, 2003 Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 Pfaff <i>et al.</i> , 2008	Le Cerf élaphe habite les forêts de feuillus ou mixtes, les forêts méditerranéennes (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010), les friches épaisses (ONCFS, 2012a). Il recherche surtout les forêts denses (ONCFS, 2012a) au sous-bois épais (Duquet & Maurin, 1992), présentant un couvert herbacé lui aussi dense (Patthey, 2003). Pour Debeljak <i>et al.</i> (2001) le Cerf élaphe occupe les forêts comportant 42 à 49 % de conifères et caractérisées par un volume de bois de 150 m³/ha. En France, le type de forêt occupée par le Cerf élaphe a évolué : en 1985, les forêts de feuillus et de résineux étaient occupées dans des proportions similaires alors qu'en 2005, 50 % des forêts de conifères sont occupées contre 37 % de forêts de feuillus (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009). Cette évolution peut s'expliquer par le fait que le cerf a beaucoup plus progressé dans les zones de montagne où les forêts sont principalement résineuses (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009). Le Cerf élaphe fréquente aussi les zones ouvertes, pour son alimentation la nuit : les prairies et les landes (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010), les cultures et les clairières (ONCFS, 2012a). Au final, une zone à cerf se compose donc généralement de deux parties : une zone forestière à laquelle les cerfs sont inféodés et une zone périphérique majoritairement agricole qui est plus ou moins fréquentée par les animaux (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Pfaff <i>et al.</i>, 2008). Toutefois, l'utilisation des différents habitats disponibles varie suivant la classe altitudinale concernée (Pfaff <i>et al.</i>, 2008). Ainsi, en dessous de 600 m d'altitude, le cerf est nettement inféodé aux forêts de feuillus ou de résineux (Pfaff <i>et al.</i>, 2008). En moyenne et haute montagne, il sélectionne moins les habitats et les utilise proportionnellement aux disponibilités (Pfaff <i>et al.</i>, 2008). Au cours de son étude menée dans le Jura, Patthey (2003) constate que le Cerf élaphe ne sélectionne clairement pas les habitats ouverts de type prairies, pâtures ni même forêts ouvertes. Le Cerf élaphe recherche les forêts les plus tranquilles : sa distribution est négativement corrélée à la distance et à la fréquence en bâti (Patthey, 2003). Pour Debeljak <i>et al.</i> (2001), la distance minimale aux habitations ne descend pas en dessous de 600 m et peut aller jusqu'à 3,1 km. Les routes aussi sont évitées, aussi bien les grandes routes que les pistes de forêts dès qu'elles sont carrossables, alors que les voies pédestres n'ont qu'un faible effet (Patthey, 2003). La tolérance de l'espèce semble quand même pouvoir varier en fonction des contextes. Vignon (com. pers., 2012) a déjà observé des traces sur des chantiers de type TGV en construction, d'individus venus parcourir les mouvements de terrain en cours ou monter sur les buttes de matériaux récemment remaniés. La gêne pourrait aussi être fonction du caractère irrégulier et inhabituel de la nuisance. Ainsi, en forêt de Fontainebleau (Île-de-France), il est courant d'observer des cerfs ou des biches couchés à moins de 10 m de la RN7 (le trafic de plus de 20 000 véhicules/jour étant continu, il ne semble pas gêner les cerfs qui s'y habituent) (com. pers. Vignon, 2012) alors que des perturbations de type VTT, chasse ou joggers éloignent immédiatement les cerfs de par leur caractère inhabituel et occasionnel donc surprenant (com. pers. Carsignol, 2012).
Taille du domaine vital D'après :	En moyenne, le domaine vital d'un groupe matriarcal (biches adultes et leur progéniture de 1 et 2 ans) couvre 500 à 2000 ha et le domaine vital d'un groupe de mâles de 5-6 ans peut couvrir 1 100 à 3 000 ha (Strom & Hamann, 2009). Généralement, un domaine vital correspond pour 43 % à une surface forestière et pour 57 % à une surface

Georgii, 1980 Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 Pfaff <i>et al.</i>, 2008 Strom & Hamann, 2009	majoritairement agricole (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Pfaff <i>et al.</i>, 2008). Le domaine vital, notamment des mâles, est le plus souvent constitué d'un ensemble de sites de superficies variables qui ne sont pas contigus. Ils sont habituellement rejoints par les mêmes voies de passage (com. pers. Vignon, 2012). Certaines parties de son domaine vital sont préférées et fréquentées beaucoup plus souvent que d'autres par un individu (Georgii, 1980 ; Strom & Hamann, 2009). Elles forment une zone « cœur » qui couvre 10 à 15 % du domaine vital (Strom & Hamann (2009) mais qui change en général d'une année à l'autre (Georgii, 1980). Dans les Alpes, cette zone cœur correspond souvent aux boisements ouverts (Georgii, 1980). Selon leur caractère migrateur ou sédentaire, certains animaux possèdent un seul domaine vital utilisé toute l'année alors que d'autres en possèdent deux (Georgii, 1980). Certains individus en possèdent même trois, en raison de l'existence d'un domaine vital intermédiaire à mi-altitude, servant de halte entre le quartier de printemps/automne et celui d'été pour la migration verticale (Georgii, 1980). Les surfaces constatées par Georgii (1980) sont : - 65 ha +/- 22 ha pour le domaine vital hivernal qui est le plus petit de tous, - 167 ha +/- 45 ha pour celui de printemps et d'automne, qui est 2 à 3 fois plus grand que celui d'hiver, - 121 ha +/- 26 ha pour celui d'été. L'ensemble de ces valeurs n'incluent pas les surfaces utilisées comme routes migratoires entre les domaines vitaux. Pour les animaux non migrants, comportant donc un seul domaine vital, Georgii (1980) l'évalue à 171 ha +/- 20 ha, soit à peu près la taille de celui d'automne/printemps des animaux migrants.
Déplacements	
Modes de déplacements et milieux empruntés D'après : Carsignol, 2008 Duquet & Maurin, 1992 Edge & Marcum, 1985 Frair <i>et al.</i>, 2005 Hernandez & Laundré, 2005 Patthey, 2003 Pérez-Espona <i>et al.</i>, 2008 Ryckman <i>et al.</i>, 2010 Kie <i>et al.</i>, 2005 Vignon, 2009	Le Cerf élaphe peut effectuer des bonds jusqu'à 14 m de longueur et de 2 à 2,5 m de hauteur (Carsignol, 2008) voire jusqu'à 3 m de haut (Duquet & Maurin, 1992). Le Cerf élaphe peut également nager, au moins en eau douce (Pérez-Espona <i>et al.</i>, 2008). Un individu a également été vu en train de nager en mer à plusieurs centaines de mètres des côtes (com. pers. Vignon, 2012). D'une manière générale, les mouvements du Cerf élaphe sont conditionnés par la distribution des ressources alimentaires, de l'agriculture, de l'horticulture et des zones de loisirs au sein d'un paysage (Van Dyke <i>et al.</i> 1998 in Ryckman <i>et al.</i>, 2010). Pour Schwartz et Mitchell (1945 in Edge & Marcum, 1985) et pour Mackie (1970 in Edge & Marcum, 1985), la disponibilité et les préférences alimentaires constituent même le déterminant principal. Les éléments du paysage, y compris à large échelle, déterminent les voies de déplacements : dans l'étude de Ryckman <i>et al.</i> (2010), la présence d'un corridor hydro-électrique est utilisée par les individus comme couloir de dispersion car cet espace est long et large, il comprend une végétation rase et il n'est pratiqué que par des véhicules non motorisés. A l'inverse, les habitats agricoles, les parcelles forestières en régénération ainsi que les milieux très anthropisés sont évités (Ryckman <i>et al.</i>, 2010). La présence de rochers et de dénivelé n'attirent pas non plus les Cerfs, qui préfèrent disperser en paysage peu accidenté, en suivant la topographie (Kie <i>et al.</i>, 2005 ; McCorquodale <i>et al.</i> 1988 in Ryckman <i>et al.</i>, 2010). Le Cerf élaphe étant particulièrement sensible au dérangement comme cela a été indiqué (cf. item « habitat d'espèce »), les espaces utilisés comme corridors correspondent eux aussi aux zones les moins bâties ainsi qu'aux zones à forte densité d'arbres comme les forêts ou les bosquets (Alexander & Waters, 2000 in Patthey, 2003). Edge & Marcum (1985) ont étudié l'influence de nuisances de types activités humaines sur les déplacements des Cerfs élaphe aux États-Unis. Leur étude montre que les mouvements habituels des individus sont modifiés par l'activité forestière, qui constitue pour eux une nuisance (Edge & Marcum, 1985). Les mouvements observés entre chaque prise de données ainsi que les mouvements totalisés sur l'ensemble de l'étude sont plus importants à proximité des zones d'activités que dans les secteurs éloignés (Edge & Marcum, 1985). Visiblement, les animaux se déplacent de façon habituelle jusqu'à une certaine distance des zones d'activités forestières où un stimuli provoque brutalement un déplacement de fuite dans une direction aléatoire (Edge & Marcum, 1985). Ce comportement a déjà été noté par d'autres auteurs ((Beall, 1976 ; Lyon, 1979 ; Lieb, 1981) in Edge & Marcum, 1985). Au final, les Cerfs élaphe finissent par se maintenir à 2 km environ des zones d'activités avec une zone tampon de 500 à 1000 m de rayon environ (Edge & Marcum, 1985). Cette observation a également été faite par d'autres auteurs (estimation d'une zone tampon de 800 m pour Ward <i>et al.</i>, 1973 in Edge & Marcum, 1985). Cet effet longue distance des nuisances a pour conséquence de réduire considérablement les surfaces d'habitats favorables au Cerf élaphe de façon bien plus importante que la surface des activités forestières <i>stricto sensu</i> (Edge & Marcum, 1985). Lors d'arrêt des activités (week-end), cette zone d'évitement est réduite et certains individus peuvent même aller jusqu'à pénétrer dans la zone d'activité (Edge & Marcum, 1985). Ce retour de la zone d'activité peut être considéré comme une réappropriation du domaine vital initial et notamment des habitats forestiers normalement privilégiés. Par contre, le constat de distances parcourues par les animaux plus grandes près des zones d'activités reste le même entre semaine et week-end, ce qui suggère que les animaux pénètrent dans la zone d'activité le week end petit à petit, en conservant un comportement méfiant associé à des déplacements de fuite (Edge & Marcum, 1985). Dès la reprise des activités, les Cerfs élaphe quittent à nouveau la zone immédiatement (Edge & Marcum, 1985). Il est constaté néanmoins que les Cerfs élaphe peuvent montrer une certaine habitude à ce type de nuisances, notamment lorsque celles-ci sont répétitives (Edge & Marcum, 1985) et sont maintenues sur une longue période (Beall 1976 in Edge & Marcum, 1985), estimée à 5 ans minimum (Lyon, 1979 in Edge & Marcum, 1985) qui impose alors aux Cerfs de s'accoutumer pour pouvoir conserver des surfaces d'habitats suffisantes. Dans sa thèse, Patthey 2003 montre lui aussi que les cerfs s'établissent dans les forêts les plus tranquilles, à distance des habitations et des routes carrossables, aussi bien dans le massif jurassien que dans le bassin genevois.

	A l'intérieur des zones de présence, les reposées (endroits où les cerfs se couchent la journée pour ruminer) sont également établies dans les forêts les moins perturbées. Toutefois, en zone péri-urbaine, notamment en Île-de-France ou encore dans les grandes vallées alpines comme la Haute Maurienne, où tous les aménagements se concentrent, les animaux tolèrent davantage les odeurs humaines, celles des chiens, les zones perturbées et bâties (com. pers. Vignon, 2012). Ils peuvent alors passer dans des espaces très contraints au cœur de la nuit : en Île-de-France, des passages existent entre des maisons distantes de 70 m (Vignon, 2009). Les mouvements des Cerfs élaphe sont aussi conditionnés en partie par la prédation (Frair <i>et al.</i>, 2005 ; Hernandez & Laundré, 2005). Il est possible par conséquent de supposer qu'autrefois, les Cerfs élaphe en France se déplaçaient davantage qu'aujourd'hui, du fait des densités plus importantes de Loup gris (<i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758), d'Ours brun (<i>Ursus arctos</i> Linnaeus, 1758) et - dans une moindre mesure - de Lynx boréal (<i>Lynx lynx</i> (Linnaeus, 1758)), prédateurs du Cerf élaphe (com. pers. Vignon, 2012 ; com. pers. Haffner, 2012). Frair <i>et al.</i> (2005) ont constaté que les habitats de repos coïncidaient globalement aux lieux les moins fréquentés par le Loup gris. A une échelle encore plus fine au sein de la forêt, le Cerf élaphe se positionnerait au minimum à 50 m de toutes zones linéaires dégagées car généralement utilisées par le Loup gris lors de ses déplacements intraforestiers ou également par les humains causant un dérangement (Frair <i>et al.</i>, 2005). Ces corridors intraforestiers ne sont utilisés par le Cerf élaphe que pour ses propres déplacements, selon un compromis entre gain énergétique (mouvements plus faciles qu'en sous-bois dense) et risque de prédation/ dérangement (Frair <i>et al.</i>, 2005).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Ager <i>et al.</i>, 2003 Duquet & Maurin, 1992 Edge & Marcum, 1985 Georgii, 1980 Strom & Hamann, 2009	Le Cerf élaphe se caractérise par une activité journalière partagée entre ses habitats d'alimentation qu'il fréquente surtout la nuit et ses habitats de repos qu'il fréquente surtout le jour (Ager <i>et al.</i>, 2003). Dans la journée, il reste donc couché en forêt (Duquet & Maurin, 1992) alors que la nuit il s'alimente et peut alors être amené à sortir du couvert forestier et à tolérer aussi davantage une proximité aux routes (Ager <i>et al.</i>, 2003). En fonction de la tranquillité, il s'alimente aussi le jour, en adaptant ses déplacements au contexte (com. pers. Vignon, 2012). La transition entre ses deux habitats (repos et alimentation) s'effectue au crépuscule et à l'aube (Ager <i>et al.</i>, 2003), en général respectivement entre 17 h et 21 h puis entre 3 h et 7 h (Ager <i>et al.</i>, 2003). Ces heures varient selon les saisons - car elles dépendent de l'intensité lumineuse et des conditions météo (notamment le froid et la présence d'un couvert neigeux permanent qui rendent plus difficile la locomotion et l'accès à la nourriture) - et de la structure de l'habitat (répartition hétérogène ou non des zones d'alimentation) (Georgii, 1981). Globalement, au cours de 24 h, les individus sont actifs pendant 7 h en hiver et 15 h en été mais il existe des différences individuelles pouvant aller jusqu'à 6 h de décalage (Georgii, 1981). Le cycle journalier du Cerf élaphe est donc caractérisé par deux pics correspondant aux transitions entre habitats, pendant lesquelles les Cerfs élaphe s'activent ; ils peuvent alors atteindre une forte vitesse de déplacement et se déplacer sur des terrains pentus (Ager <i>et al.</i>, 2003). Dans l'étude d'Ager <i>et al.</i> (2003), les Cerfs élaphe quittent les fonds de vallées le matin pour monter vers des zones plus élevées avant de redescendre le soir dans les vallées pour rejoindre les cours d'eau (Ager <i>et al.</i>, 2003). La durée d'activité matinale est souvent plus longue, notamment à la faveur des températures modérées et de la persistance de la rosée, alors que l'activité crépusculaire est plus élevée mais sur une période plus courte (com. pers. Vignon, 2012). Du fait de ce comportement pendulaire, certaines parties du domaine vital d'un Cerf élaphe ne sont donc visitées que de nuit alors que d'autres ne sont visitées que de jour (Georgii, 1980). Toutefois, les zones d'alimentation et les zones de repos peuvent être confondues et il n'est donc pas toujours possible de distinguer de manière nette des habitats de jour et des habitats de nuit (Georgii, 1980). Notamment, dans les paysages où la végétation est structurée en mosaïque, le domaine vital est utilisé de façon plus uniforme entre jour et nuit que dans les habitats où il existe une séparation nette entre bois et prairies (Georgii, 1980). En général, une biche cherche à réduire la distance entre ses zones diurnes de repos et ses zones nocturnes d'alimentation pour optimiser le rapport coût (déplacement) / bénéfice (alimentation) (ONCFS, 2012a). Toutefois, cette distance dépend de nombreux facteurs liés par exemple au paysage mais aussi aux conditions de sécurité diurne (ONCFS, 2012a). Ainsi, en plaine, la chasse est l'un des facteurs importants des déplacements des femelles car celles-ci peuvent se réfugier temporairement sur des secteurs éloignés en période de chasse (ONCFS, 2012a). Au final, les distances parcourues en 24 h sont très variables selon les sources bibliographiques. Schoen (1977 <i>in</i> Edge & Marcum, 1985) mentionne que le Cerf élaphe se déplace rarement plus de 1,6 km en 24 h et Irwin (1978 <i>in</i> Edge & Marcum, 1985) indique même 1 km. Pour Duquet & Maurin (1992) en revanche, le Cerf élaphe peut effectuer des déplacements de 60 à 70 km au cours d'une seule nuit.
Déplacements liés au rythme plurircadien D'après : Georgii, 1980	Le Cerf élaphe n'exploite pas l'ensemble de son domaine vital en un jour (Georgii, 1980). La part du domaine vital parcourue au cours de 24 h est même relativement restreinte (Georgii, 1980). Cette surface dépend par ailleurs des saisons (Georgii, 1980). C'est en hiver que les animaux utilisent chaque jour le plus petit espace au sein de leur domaine vital (environ 14 ha +/- 2,4 ha (soit 21 % des 65 ha de domaine vital constaté à cette saison) (Georgii, 1980). En hiver, les animaux ne se déplacent en effet qu'en fin d'après midi pour rejoindre leur station d'alimentation et ils reviennent ensuite le matin sous le couvert forestier pour adopter ensuite une activité minimale (Georgii, 1980). Au contraire, pendant les autres saisons, les Cerfs élaphe vagabondent beaucoup plus au sein de leur domaine vital : au printemps et en automne le territoire parcouru chaque jour est de 24 ha +/- 9,4 ha (soit 14 % des 167 ha de domaine vital) (Georgii, 1980). En été, cette surface augmente encore à 29 ha +/- 10,4 ha (soit 25 % des 121 ha de domaine vital) alors même que dans le même temps la surface du domaine vital a diminué (Georgii, 1980).

Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Ager <i>et al.</i>, 2003 Baghila <i>et al.</i>, 2007 Désiré, 1998 Duquet & Maurin, 1992 Georgii, 1981 Georgii, 1980 Kleveland, 2007 ONCFS, 2012a Pépin <i>et al.</i>, 2008	> Le Cerf élaphe est actif toute l'année (Duquet & Maurin, 1992). Néanmoins, les déplacements des individus montrent de fortes variations saisonnières (ONCFS, 2012a). Chez les mâles notamment, il existe une zone de rut (de mi-août à novembre) et une zone de repousse des bois (février à juillet) généralement séparées de 5 km à 10 km (ONCFS, 2011). Entre octobre et janvier, les mâles circulent donc entre ces deux secteurs ce qui peut entraîner des déplacements importants (Désiré, 1998 ; ONCFS, 2012). A l'automne, les mâles brament pour marquer leur présence et tentent de s'approprier les hardes de biches, ce qui est constamment remis en cause par leurs concurrents ou par les biches elles-mêmes qui décident de rester ou de s'esquiver (com. pers. Vignon, 2012). Même sans présenter de réel comportement migratoire, le Cerf élaphe peut donc effectuer des déplacements saisonniers sur de longues distances (Baghila <i>et al.</i>, 2007). Dans les forêts de plaines où il y a parfois plusieurs jours de chasse par semaine, les déplacements peuvent être importants de l'automne à l'hiver (com. pers. Vignon, 2012). Comme indiqué précédemment, le Cerf élaphe peut aller jusqu'à effectuer une « vraie » migration (cf. item « Migration » plus haut). Les dates des mouvements migratoires restent les mêmes d'une année à l'autre : le départ du territoire de printemps se fait fin mai/début juin puis le départ des quartiers d'été se fait de fin juillet à septembre (Georgii, 1980). Les Cerfs élaphe restent donc de 2 à 4 mois dans les quartiers d'été (Georgii, 1980). La migration se fait en un jour, parfois elle s'étale sur quelques jours selon les distances entre les quartiers (Georgii, 1980 ; Kleveland, 2007). Cette distance peut aller de 250 m à 3 km (Georgii, 1980) voire jusqu'à 5 km observés dans les Cévennes (Pépin <i>et al.</i>, 2008). Très peu d'excursions à l'extérieur des domaines vitaux ont lieu en dehors de la migration : dans l'étude de Georgii (1980), 1 seul individu est allé de son domaine de printemps à celui d'été pendant 1 jour, 1 semaine avant d'effectuer réellement la migration. > La durée d'activité et sa répartition entre jour et nuit est également soumise à de fortes variations saisonnières. Globalement, on constate une augmentation de l'activité du Cerf élaphe depuis la fin de l'hiver jusqu'au début de l'été puis il existe un plateau pendant l'été et le début de l'automne, avant une réduction forte de l'activité à la fin novembre (Georgii, 1981). Au final, décembre et janvier sont les mois les moins actifs alors que l'activité maximale est atteinte de début juin à début juillet lors de la parturition (Georgii, 1981). L'activité en hiver est réduite de 50 % par rapport à l'été ce qui est considéré comme une adaptation pour conserver l'énergie en cette période de conditions défavorables (Georgii, 1981). La forte augmentation d'activité observée ensuite à la fin avril est sans doute causée par une forte demande en énergie à cette période-ci, correspondant aux deux dernières semaines de gestation (les vieilles femelles d'ailleurs conservent une activité plus basse) (Georgii, 1981). La réduction du domaine vital automnal et l'expansion du domaine vital hivernal observée par Georgii (1980) se font chacune en 2 semaines à peine (Georgii, 1980). Sur le plan du ratio jour/nuit, les animaux passent au cours de l'année d'une activité principalement nocturne en hiver à une activité de plein jour qui croît du printemps jusqu'à l'été puis décroît à nouveau à l'automne (Georgii, 1981). En été, l'intensité des deux pics d'activité au crépuscule et à l'aube est donc plus faible au profit d'une activité plus répartie sur les 24h du cycle jour/nuit (Georgii, 1981). Au final, c'est donc en hiver que les animaux sont les plus actifs de nuit, ce qui peut paraître paradoxal au vu des conditions que l'environnement doit offrir (Georgii, 1981). > Enfin, l'utilisation quotidienne de l'espace change elle aussi entre les mois de l'année. Par exemple, après les premières pluies au début du printemps ainsi qu'en automne, la recherche de prairies pour les ressources alimentaires entraîne une augmentation journalière de la vitesse de déplacement (Ager <i>et al.</i>, 2003). Pendant l'été par contre, le Cerf élaphe montre une vitesse réduite et fréquente davantage les forêts denses aussi bien le jour que la nuit (Ager <i>et al.</i>, 2003). Ces changements sont à relier à nouveau à une baisse de la qualité du fourrage dans les prairies qui amène les individus à se replier sur la forêt (Ager <i>et al.</i>, 2003). L'apparition des juvéniles, peu mobiles et devant être protégés, peut également expliquer un cantonnement au milieu forestier des femelles avec leurs jeunes (Unsworth <i>et al.</i>, 1998 in Ager <i>et al.</i>, 2003). Enfin, en plus des transitions entre habitats nocturne et diurne, il est constaté que le Cerf élaphe effectue aussi des déplacements journaliers sous le couvert forestier pendant le jour, dans le but de thermoréguler (Ager <i>et al.</i>, 2003). Ces mouvements interviennent essentiellement soit en période estivale vers midi (Ager <i>et al.</i>, 2003) soit au contraire durant les matinées hivernales (Patthey, 2003).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 Duquet & Maurin, 1992 Georgii, 1980 ONCFS, 2012b Storms & Hamann, 2009 Com. pers. Vignon, 2011 Vignon, 2011 Vignon, 1999	Le Cerf élaphe est une espèce grégaire, au comportement social élaboré et où chaque population possède une organisation spatiale définie (Storms & Hamann, 2009 ; Vignon, 2011). L'organisation est par contre toujours caractérisée par une ségrégation sexuelle forte, de type matriarcale, liée à plusieurs paramètres dont des exigences alimentaires et des risques de prédation différents entre mâles et femelles (Storms & Hamann, 2009) : - mâles et femelles adultes vivent séparés la majeure partie de l'année et se rencontrent pour l'accouplement (ONCFS, 2012b ; Storms & Hamann, 2009), - les femelles, très sociables se regroupent en « hardes », comprenant les jeunes (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992 ; Storms & Hamann, 2009), - les jeunes mâles forment de petits groupes plus lâches alors que les vieux mâles sont solitaires (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Duquet & Maurin, 1992). A l'échelle d'une population, l'organisation spatiale chez le Cerf élaphe est donc déterminée par la répartition des zones où se concentrent les femelles accompagnées de leurs jeunes et où se déroule généralement le brame (reproduction) (com. pers. Vignon, 2011). Ces noyaux de population sont caractérisés par une densité élevée et une faible proportion de mâles (Storms & Hamann, 2009 ; Vignon, 1999). Ces derniers utilisent davantage les zones périphériques des massifs forestiers dans un rayon de l'ordre de 10 à 20 km hors période de reproduction (Storms & Hamann, 2009 ; com. pers. Vignon, 2011).

	Dans son étude menée dans les Alpes bavaoises, Georgii (1980) constate que les domaines vitaux de plusieurs individus peuvent se chevaucher, d'autant plus dans le cas de femelles qui n'appartiennent pas à la même harde. Le pourcentage de chevauchement varie en fonction des saisons : 83 % en hiver, 69 % en automne/printemps et 43 % en été (Georgii, 1980). Le chevauchement peut aller jusqu'à 100 % parfois (Georgii, 1980). Par contre, le taux de chevauchement ne préjuge pas de la pression d'herbivorie exercée sur la zone car celle-ci dépend aussi de la façon dont chaque individu privilégie ou non certaines parties de son domaine vital (Georgii, 1980).
Densité de population D'après : Georgii, 1980 Pfaff <i>et al.</i>, 2008 Saint-Andrieux <i>et al.</i>, 2004 Storms & Hamann, 2009 Com. pers. Vignon, 2012	En France, en 2000, une densité supérieure à 2 cerfs par km² de forêts est observée dans 38 des départements où le l'espèce est présente, alors qu'une densité inférieure à 2 cerfs par km² de forêts était observée dans 87 % des départements en 1985 (Saint-Andrieux <i>et al.</i>, 2004). Les densités restent néanmoins très variables selon les départements. On constate en effet en 2005 des densités (Pfaff <i>et al.</i>, 2008) : - très faibles sur 16 départements : moins de 1 cerf/100 ha boisés, - faibles sur 27 départements : de 1 à 2 cerfs/100 ha boisés, - moyennes sur 20 départements : 2 à 4 cerfs/100 ha boisés, - fortes sur 17 départements : supérieures à 4 cerfs/100 ha boisés. Pour une même localité, les densités varient au fil des saisons (Storms & Hamann, 2009). Les animaux se regroupent en hiver : à la mauvaise saison, 30 à 50 individus peuvent se concentrer sur une même zone d'alimentation au sein d'une vallée, atteignant donc des densités localement élevées (Georgii, 1980). A l'inverse, au printemps, les individus se séparent en petits groupes de 3 à 7 individus d'où une répartition plus dilatée (Georgii, 1980). Les différents dérangements causés par les humains, le climat ou la présence d'autres espèces sont aussi susceptibles d'agir sur la taille des groupes et donc sur les densités (Storms & Hamann, 2009). Par ailleurs, il faut rappeler que la densité est un rapport entre l'effectif et la superficie utilisée par la population. Étant donné le caractère hétérogène de l'utilisation de l'espace par le Cerf élaphe – espèce sociale – la densité exprime une valeur moyenne qui ne correspond pas à la diversité des situations rencontrées à l'échelle d'une population. Ainsi, il est habituel de constater le regroupement de plus de la moitié de l'effectif d'une population dans moins de 20 % de la superficie totale utilisée. Les zones denses correspondent habituellement au noyau de populations essentiellement composés des biches et de leurs jeunes alors que les zones périphériques, davantage fréquentées par les mâles, présentent des densités beaucoup plus faibles (com. pers. Vignon, 2012). La densité est donc un critère difficile à mesurer : il n'existe pas véritablement de « référence » et les comparaisons entre forêts sont délicates (com. pers. Vignon, 2012).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population D'après : Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 Duquet & Maurin, 1992 Patthey, 2003	Le Cerf élaphe est surtout lié aux grands massifs (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Patthey, 2003) : selon Duquet & Maurin (1992), il occuperait plutôt des massifs de plus de 5000 ha, mais dans des régions peu boisées comme en Bretagne, certaines populations sont établies dans des forêts de moins de 4 000 ha (Hardouinais, Hunaudaye, Loudéac...) (com. pers. Vignon, 2012).
Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : ONCFS, 2012a Patthey, 2003 Pfaff <i>et al.</i>, 2008	A l'échelle interpopulationnelle, la distribution du Cerf élaphe peut être reliée à la végétation, à la topographie et aux facteurs de nuisances d'origines humaines (Patthey, 2003). Le Cerf élaphe étant un animal craintif et qui recherche la tranquillité, sa répartition va en effet dépendre aussi de ce paramètre. Ainsi, il est fréquent que les réserves ou les espaces peu chassés accueillent des densités plus importantes durant l'automne et l'hiver et que la distribution interpopulationnelle soit donc assez hétérogène à ces périodes de l'année (ONCFS, 2012a). Pour Patthey (2003), une organisation en métapopulation n'est pas automatique chez cet animal. L'occupation spatiale du Cerf élaphe, à l'état « naturel », se traduirait en effet par une répartition plutôt continue, qui certes varie selon la qualité des habitats à l'échelle du paysage mais sans que pour autant des frontières nettes entre populations puissent être distinguées. Pour Patthey (2003), l'existence de populations identifiées serait imposée artificiellement par les infrastructures humaines, notamment les autoroutes, qui constituent des barrières et segmentent l'espace. L'existence d'échanges entre ces populations, et donc d'un fonctionnement métapopulationnel, dépend ensuite de la perméabilité totale ou partielle de ces différentes infrastructures. Cette organisation spatiale dépend aussi de l'échelle considérée. Lors du traitement des données de l'enquête nationale de 2005, il est apparu qu'il était difficile voire impossible de continuer à agréger les zones à cerfs en massifs distincts (Pfaff <i>et al.</i>, 2008) (la notion de massif est ici à prendre comme le regroupement d'une ou plusieurs unités de population inter-départementales indépendantes les unes des autres). En effet, avec le développement des populations de cerfs, les liaisons entre les massifs sont de plus en plus fréquentes et la séparation des massifs devient une notion très arbitraire (Pfaff <i>et al.</i>, 2008).

Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Âge et déroulement de la dispersion D'après : Duquet & Maurin, 1992 Ryckman <i>et al.</i>, 2010 Strom & Hamann, 2009	La gestation dure 8 mois chez le Cerf élaphe puis la femelle met au monde 1 petit par an (plus rarement 2) en mai-juin (Duquet & Maurin, 1992). Quelques heures seulement après sa naissance, le nouveau-né est capable de se déplacer (Duquet & Maurin, 1992). Il reste allaité pendant 8-10 mois (Duquet & Maurin, 1992). Les faons restent généralement avec les femelles adultes pendant 1,5 à 2 ans avant de disperser ensuite au printemps de leur seconde année (Duquet & Maurin, 1992 ; Ryckman <i>et al.</i>, 2010 ; Strom & Hamann, 2009). Ils acquièrent la maturité sexuelle vers 3 ans (Duquet & Maurin, 1992). Les mâles peuvent rester erratiques plusieurs années avant de se fixer (Strom & Hamann, 2009). Dans tous les cas ils n'adoptent pas un domaine vital de type binucléé (zone de rut et de refait) avant l'âge de 5 à 6 ans (Strom & Hamann, 2009).
Distance de dispersion D'après : Patthey, 2003 Ryckman <i>et al.</i>, 2010 Strom & Hamann, 2009	Comme indiqué, les jeunes mâles de 2 à 4 ans n'ont pas de comportement spatial et sont extrêmement mobiles (Strom & Hamann, 2009). Après avoir quitté leur mère, ils entreprennent un périple de un ou deux ans, composé de déplacements permanents, parfois longs (Strom & Hamann, 2009). En forêt tempérée, Hamann et Klein (non publié in Patthey, 2003) rapportent des distances de dispersion natale de 60 km chez les mâles et de 10 km chez les femelles.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance D'après : ONCFS, 2012a Strom & Hamann, 2009	La jeune femelle est philopatrique et, après son deuxième faon, elle s'installe à proximité directe de sa mère avec laquelle elle garde des contacts toute sa vie durant (ONCFS, 2012a). Ainsi, les individus qui composent les grands groupes hivernaux sont généralement apparentés (ONCFS, 2012a). Concernant les mâles, certains jeunes quittent totalement le secteur de leur unité familiale et émigrent (ONCFS, 2012a). D'autres semblent erratiques sur un vaste secteur qui englobe celui de leur prime jeunesse pendant 2 à 3 ans puis se sédentarisent vers l'âge de 4 à 5 ans (ONCFS, 2012a). Strom & Hamann (2009) indiquent que près de 40 % des mâles de 2^{ème} année quittent leur zone d'origine pour s'installer sur des secteurs situés jusqu'à 60 km de leur lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Ryckman <i>et al.</i>, 2010	La dispersion d'individus relâchés a été étudiée aux États-Unis (Ryckman <i>et al.</i>, 2010). Même si cette situation est différente d'une dispersion naturelle (stress des individus, changement de milieu, etc.), elle permet d'obtenir des distances de dispersion indicatives. Ryckman <i>et al.</i> (2010) constatent que, de façon générale, les faons dispersent moins loin que les adultes : en moyenne 8 km +/- 13,1 km pour les jeunes mâles et 14,4 km +/- 20,4 km pour les jeunes femelles. Ryckman <i>et al.</i>, 2010 n'observent aucune différence significative entre les deux sexes chez les adultes dans les distances moyennes de dispersion parcourues par les individus relâchés : en moyenne 19,2 +/- 15 km pour les mâles et 19,1 +/- 19,2 km pour les femelles. Les plus grandes distances mesurées chez les adultes concernent néanmoins des femelles (28 à 42 km) (Ryckman <i>et al.</i>, 2010).
Fidélité au site D'après : Georgii, 1980 Ryckman <i>et al.</i>, 2010	Le(s) domaine(s) vital(aux) d'un individu reste(nt) le(s) même(s) d'année en année (Georgii, 1980). Par ailleurs, les frontières des domaines vitaux chez le Cerf élaphe étant généralement déterminées par des facteurs invariant du paysage (fossés, rivières, routes, crêtes), leur délimitation et leur surface évoluent également à la marge d'une année sur l'autre (Georgii, 1980). Dans l'étude de Ryckman <i>et al.</i> (2010), les individus gardés longtemps en captivité sur la zone de relâché avant d'être libérés (17 à 112 jours) restent finalement à proximité de cette zone alors que les individus gardés peu de temps en captivité (4 à 11 jours) dispersent loin après leur libération. Les auteurs concluent que le maintien forcé des Cerfs élaphe sur une certaine zone est à l'origine d'un comportement philopatrique (Ryckman <i>et al.</i>, 2010).
Fidélité au partenaire	Aucune information.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Ryckman <i>et al.</i>, 2010	Les résultats de Ryckman <i>et al.</i> (2010) montrent que les mouvements des Cerfs élaphe sont aussi influencés par des facteurs démographiques et sociaux. La présence de conspécifiques peut constituer un moteur d'attraction pour les individus dispersants (Ryckman <i>et al.</i>, 2010). Dans l'étude de Ryckman <i>et al.</i> (2010), des individus déjà présents sur une certaine zone auraient joué le rôle de guides ayant attiré les animaux dispersants en recherche de contact social notamment en période de rut (Ryckman <i>et al.</i>, 2010). Ce « pouvoir attractif » agirait jusqu'à 100 km (com. pers. Rosatte, date inconnue in Ryckman <i>et al.</i>, 2010).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce	La fragmentation de l'espace constitue une contrainte importante pour le Cerf élaphe (ONCFS, 2012a ; Tombal & Bonnet, 2009). En Europe, les populations de cette espèce voient leur taille et leur structure spatiale particulièrement affectées par ce phénomène (SETRA, 2000).

D'après : Boisaubert <i>et al.</i>, 1998 Devilleger <i>et al.</i>, 2010 Julien <i>et al.</i>, 2010 Frantz <i>et al.</i>, 2006 Hartl, 1998 Hartl <i>et al.</i>, 2005 Kuehn <i>et al.</i>, 2004 Kuehn <i>et al.</i>, 2003 ONCFS, 2012a Pérez-Espona <i>et al.</i>, 2008 Saint-Andrieux & Leduc, 2003 Sanchez-Prieto <i>et al.</i>, 2009 SETRA, 2000 Tombal & Bonnet, 2009 Zachos <i>et al.</i>, 2007	Le Cerf élaphe nécessite une circulation libre, exempt d'obstacles pour ses déplacements (Julien <i>et al.</i>, 2010). Parmi les principales contraintes aux déplacements, on retrouve d'une manière générale les infrastructures linéaires de transports (com. pers. Haffner, 2012 ; Pérez-Espona <i>et al.</i>, 2008 ; SETRA, 2000). Dans l'enquête nationale de 1996 sur les déplacements du Cerf élaphe en France, le réseau routier est le facteur identifié comme responsable dans 49 (soit plus de 75 %) des 64 espaces de libre circulation où les déplacements du Cerf sont devenus impossibles (Boisaubert <i>et al.</i>, 1998). Par contre, les caractéristiques de l'infrastructure routière (trafic, emprise grillagée ou non, ...) nuancent sensiblement leur imperméabilité (SETRA, 2000). Peu de données existent en France sur l'effet fragmentant du rail sur le Cerf élaphe. Les infrastructures étanches, que constituent les lignes TGV et les autoroutes, sont les plus préjudiciables (ONCFS, 2012a ; Voelk & Glitzner, 1998). Dans l'étude de Pérez-Espona <i>et al.</i> (2008), les voies ferrées (non TGV) ne semblent pas avoir un impact fragmentant significatif, ce qui peut être expliqué par leur faible densité sur la zone d'étude, leur caractère perméable, leur positionnement qui ne coupe pas de voies de déplacements et enfin la faiblesse de leur trafic notamment de nuit (Pérez-Espona <i>et al.</i>, 2008). Ces voies ferroviaires sont alors même identifiées par Pérez-Espona <i>et al.</i> (2008) comme des axes utilisés pour les déplacements du Cerf élaphe. Les montagnes fortement pentues constituent aussi des barrières importantes. Les lacs, les rivières, les canaux par contre peuvent être traversés à la nage par le Cerf élaphe et ne ressortent alors pas comme des éléments fragmentants (Pérez-Espona <i>et al.</i>, 2008), à condition toutefois que leurs berges ne soient pas abruptes (SETRA, 2000). Les zones industrielles et touristiques, golfs ou certains secteurs résidentiels ont aussi un effet barrière pour le Cerf élaphe (ONCFS, 2012a ; SETRA, 2000). Les zones de coupes forestières et de réglementation de chasse interdisant la migration ont également un effet (SETRA, 2000), comme les zones forestières isolées par des barrières (Pérez-Espona <i>et al.</i>, 2008 ; Sanchez-Prieto <i>et al.</i>, 2009). Au-delà de pouvoir représenter des obstacles imperméables, certains éléments peuvent aussi effrayer cette espèce qui s'avère être assez facilement effarouchée par la simple présence d'objets qu'il ne connaît pas (de simples drapeaux (fladry) sur une corde tendue par exemple). Cette technique est utilisée pour canaliser les animaux lors de chasse en battue (com. pers. Vignon, 2012). Une étude menée en Espagne a montré qu'en plus d'arrêter les individus, les barrières forestières perturbent d'une manière générale leurs déplacements dans les zones adjacentes (Sanchez-Prieto <i>et al.</i>, 2009). Les Cerfs élaphe modifient en conséquence leurs routes de transit entre les zones de repos et d'alimentation et la dynamique végétale est altérée dans un périmètre bien plus large que la seule barrière incendie (Sanchez-Prieto <i>et al.</i>, 2009). > A court terme, la fragmentation des habitats interdit ou réduit l'accès aux zones de quiétude et aux zones d'alimentation régulièrement fréquentées impliquant une concentration de la pression d'herbivorie sur certains espaces (Boisaubert <i>et al.</i>, 1998 ; Devilleger <i>et al.</i>, 2010 ; ONCFS, 2012a). De nombreux paramètres influent, ne serait-ce que la date de la pose de la clôture de protection d'une infrastructure qui, si elle a lieu en été, empêchent certains mâles adultes en refait sur des zones périphériques parfois éloignées de revenir sur les secteurs de rut (ONCFS, 2012a ; Tombal & Bonnet, 2009). > A long terme, le cloisonnement de l'espace par les infrastructures linéaires limite les échanges génétiques nécessaires aux métapopulations de Cerf élaphe et réduit la diversité génétique (Boisaubert <i>et al.</i>, 1998 ; ONCFS, 2012a). Le Cerf élaphe est en effet une espèce particulièrement sensible à l'isolement de ses populations, qui entraîne une dépression de consanguinité (SETRA, 2000). Lorsqu'elle survient, la dépression de consanguinité est un phénomène rapide : le taux de consanguinité s'accroît de 7 % à chaque génération dans l'étude de Zachos <i>et al.</i> (2007). Hartl (1998) a également montré dans les Vosges que des différences sur le plan génétique entre deux populations séparées sont visibles en deux générations seulement. La consanguinité s'accompagne de problèmes tels que la hausse de la mortalité juvénile ou la baisse de fertilité des adultes et ces phénomènes sont plus accentués dans la nature encore qu'en captivité (SETRA, 2000). De très nombreuses études basées sur l'outil moléculaire ont permis de mettre en évidence ces phénomènes. En Allemagne, une série d'étude a permis de montrer une perte de divers allèles pouvant très probablement être attribuée à l'isolement de population comportant un nombre d'individus relativement faible (<i>in</i> Hartl, 1998). Une étude génétique a été menée sur 16 populations françaises de cerfs principalement dans la moitié Nord de la France (Hartl <i>et al.</i>, 2005). Les résultats montrent une très forte différenciation génétique entre les populations étudiées, ce qui suggère un isolement génétique important causé par la fragmentation, alors même que ces populations peuvent être proches géographiquement (Hartl <i>et al.</i>, 2005). Les résultats obtenus excluent toute possibilité d'un isolement par la simple distance et mettent en évidence un effet fragmentant dû à la structure du paysage (Hartl <i>et al.</i>, 2005). Ce constat est particulièrement marqué entre les populations d'Île-de-France, région fortement anthropisée (Hartl <i>et al.</i>, 2005). A l'intérieur de chaque population, les individus échantillonnés ne marquent par contre aucune différence génétique significative (Hartl <i>et al.</i>, 2005). Une autre étude, menée à cheval sur le Luxembourg, l'Allemagne et la Belgique, a montré que la présence de zones urbanisées, d'autoroutes et de zones cultivées (viticultures) constituaient une barrière pour le Cerf élaphe (Frantz <i>et al.</i>, 2006). Celles-ci s'avèrent être responsables d'un isolement génétique de la population concernée, qui est indépendant de la distance avec les populations alentours (Frantz <i>et al.</i>, 2006). Une autre étude menée sur 9 populations de Cerf élaphe en Bavière (Allemagne) a montré que la fragmentation des habitats favorables à l'espèce et les réductions drastiques d'effectifs opérées au milieu du XIX^{ème} siècle avaient conjointement causé une segmentation génétique (Kuehn <i>et al.</i>, 2003). Les chercheurs constatent aujourd'hui l'existence de plusieurs populations génétiquement différenciées, en lieu et place d'anciennes populations échangeant entre elles et ayant une répartition continue (Kuehn <i>et al.</i>, 2003). L'étude montre là encore que la distance génétique entre ces populations n'est pas liée à la distance géographique qui les sépare mais bien à l'existence de barrières (Kuehn <i>et al.</i>, 2003). En plus de l'apparition de ces barrières, la réduction des effectifs a fait que ces populations récemment isolées possèdent chacune une faible variabilité génétique du fait d'un goulot

	d'étranglement accentué (Kuehn <i>et al.</i>, 2003). A l'inverse, une étude génétique menée en Suisse/Liechtenstein/Autriche/Allemagne/Italie a montré que des échanges peuvent se maintenir entre populations très éloignées à cheval sur plusieurs pays si des corridors de milieu favorable existent et sont pérennes (Kuehn <i>et al.</i>, 2004). Dans ce cas, les échanges permettent de maintenir une forte variabilité génétique à l'intérieur des différentes populations grâce à l'apport régulier de nouveaux allèles (Kuehn <i>et al.</i>, 2004). Pour Zachos <i>et al.</i> (2007), une population n'est viable que si celle-ci est suffisamment importante, ce qui est corrélé à l'existence de massifs forestiers de grande superficie et/ou de possibilités d'échanges entre populations permettant d'assurer un brassage génétique. Le Cerf élaphe est ainsi dépendant de continuités macropaysagères forestières (Julien <i>et al.</i>, 2010). En 1996, une étude a été réalisée en France par l'ONCFS et plusieurs partenaires, afin de voir si les cerfs pouvaient encore se déplacer d'un massif à l'autre malgré les infrastructures qui se développaient (autoroutes ou lignes TGV clôturées, urbanisation...) (<i>in</i> (Boisaubert <i>et al.</i>, 1998 ; Devilleger <i>et al.</i>, 2010 ; Saint-Andrieux & Leduc, 2003)). L'objectif était de disposer d'informations nationales permettant de tenir compte des besoins de circulation de la grande faune dans les schémas d'aménagement du territoire, et de créer ou de rétablir ces « espaces de libre circulation » (Saint-Andrieux & Leduc, 2003). Cette enquête a identifié 1 005 espaces de libre circulation dans 75 départements (15 départements n'accueillaient pas de cerfs et 5 départements n'ont pas identifié d'espace de libre circulation). Pour 185 de ces espaces, soit 18,5 %, cette circulation est fortement menacée à court terme et pour 64 autres (6 %) la circulation n'est plus du tout possible (Boisaubert <i>et al.</i>, 1998). Cette enquête a également permis de calculer pour chaque département un indice de fragmentation à partir de la longueur des équipements linéaires et cours d'eau, rapportée aux surfaces occupées par le Cerf élaphe (Boisaubert <i>et al.</i>, 1998). Les départements ayant l'indice de fragmentation le plus élevé (donc où cette menace est la plus forte) sont situées en Île-de-France, Picardie, Haute-Normandie, Centre, dans le nord du Languedoc-Roussillon et dans l'est de la région Rhône-Alpes (Boisaubert <i>et al.</i>, 1998). A l'inverse, les zones à cerfs peu fragmentées sont situées dans le Sud-Ouest, l'Ouest et le nord de la France (Boisaubert <i>et al.</i>, 1998).
Importance de la structure paysagère D'après : Ager <i>et al.</i>, 2003 Julien <i>et al.</i>, 2010 Morellet & Guibert, 1999 Patthey, 2003 Pérez-Espona <i>et al.</i>, 2008	D'une manière générale, la structure du paysage influe fortement sur la répartition et les déplacements du Cerf élaphe et sur la structure génétique et la viabilité de ses populations (Pérez-Espona <i>et al.</i>, 2008). Le Cerf élaphe est une espèce dont le territoire est composé d'une mosaïque de forêts et de milieux non boisés sur des superficies qui dépassent habituellement plusieurs milliers d'hectares sans obstacle aux déplacements (clôture, infrastructures...) (Julien <i>et al.</i>, 2010). Cette alternance de milieux boisés et non boisés paraît fondamentale au regard des caractéristiques des cycles journalier et annuel de l'activité du Cerf élaphe décrits précédemment (cf. items « Déplacements liés aux cycles circadien et circanien » plus haut). Un suivi a été effectué dans le Parc national des Cévennes par Morellet & Guibert (1999) dans le but de mieux comprendre comment le Cerf élaphe utilise les ressources forestières en hiver à l'échelle du paysage. L'étude montre que les individus consomment pour plus de 50 % de Callune (<i>Calluna vulgaris</i>), d'espèces du genre <i>Vaccinium</i> et de Hêtre (<i>Fagus sylvatica</i>) mais que ces ressources sont consommées de manière inégale dans l'espace (Morellet & Guibert, 1999). Leur consommation se concentre dans certaines zones qui sont également différentes pour les trois espèces végétales citées (Morellet & Guibert, 1999). La pression d'herbivorie exercée par le Cerf élaphe est donc spatialement très hétérogène et parfois inattendue (Morellet & Guibert, 1999). Pour le Hêtre par exemple, les individus semblent en consommer essentiellement en dehors des forêts de Hêtre car celles-ci hébergeraient des peuplements mûres non adaptés à son alimentation (Morellet & Guibert, 1999). Comme indiqué, pour sa thermorégulation, le Cerf élaphe nécessite également des microhabitats, à l'intérieur même du couvert forestier (Ager <i>et al.</i>, 2003 ; Patthey, 2003).
Exposition aux collisions D'après : Baghila <i>et al.</i>, 2007 Carsignol, 2003 Désiré, 1998 Désiré, 1990 Dunoyer, 2009 Dussault <i>et al.</i>, 2005 Putman, 1997 SETRA, 2000 Vignon & Barbarreau, 2008	Le premier recensement national (1974) des collisions véhicules/grands ongulés (Cerf élaphe, Sanglier et Chevreuil européen) évaluait les pertes sur le réseau routier français à 1 790 animaux tués (<i>in</i> Carsignol, 2003). Dix ans plus tard, la direction des Routes a réalisé un recensement national qui comptabilisait 11 055 collisions avec les ongulés en 3 ans entre 1984 et 1986 (<i>in</i> Carsignol, 2003), parmi lesquelles 9 % concernaient le Cerf élaphe (SETRA, 2000). En 1993-94, un recensement partiel réalisé sur un échantillon de 25 départements révèle plusieurs constats (<i>in</i> Carsignol 2003) : - le nombre des collisions a été multiplié par 3 depuis le recensement précédent, - la plupart des collisions a lieu sur les routes départementales, mais leur proportion augmente sur les autoroutes (de 6,8 % en 1984-86, elles passent à 18,3 % en 1993-94). Les collisions sur routes nationales n'ont pas évolué (18,2 % en 1984-1986 et 18,6 % en 1993-1994) (Désiré, 1998), - les accidents se produisent en forêt, mais aussi en zone agricole, ce qui rend plus difficile leur prévention. Une nouvelle estimation réalisée en 2006 a comptabilisé 1 500 cadavres de Cerf élaphe sur 23 300 collisions de Cerf élaphe, Sanglier et Chevreuil européen recensées, soit 6 % environ (Vignon & Barbarreau, 2008). D'après une étude de l'office de Génie Ecologique, le nombre de collisions annuelles avec les ongulés a augmenté d'un facteur multiplicateur de 6 entre 1984 et 2004. La part du Cerf élaphe dans le nombre total de collisions reste toutefois minoritaire (6,5%) mais ces accidents demeurent les plus lourds en terme de gravité (Dunoyer, 2009). Aucune donnée n'a été trouvée concernant l'impact du trafic ferroviaire.

	Ces chiffres peuvent être globalement considérés comme représentatifs de la réalité compte tenu de la taille d'un Cerf élaphe et donc du choc de la collision, qui implique que le nombre de collisions réelles et le nombre de collisions recensées sont proches (SETRA, 2000). Toutefois, certains auteurs estiment que les pertes constatées doivent être majorées par un coefficient multiplicateur de 2 pour le Cerf élaphe afin de tenir compte des animaux morts et emportés et des animaux blessés non retrouvés (Carsignol, 2003 ; Désiré, 1998). Dans tous les cas, il est possible d'affirmer que le Cerf élaphe est concerné par les collisions avec les véhicules. Au-delà d'un nombre de collisions sur l'ensemble du réseau, il est également important de s'intéresser plus localement à la problématique car cette mortalité peut être plus ou moins forte selon les tronçons (Baghila <i>et al.</i>, 2007). Parmi les autoroutes par exemple, certaines seraient plus concernées que d'autres, comme l'A72 (Loire), l'A6 (Yonne), l'A40, l'A41 (Haute-Savoie) et l'A43 (Isère) (Désiré, 1998). Bien que la littérature sur le sujet soit abondante, il apparaît impossible d'identifier des causes universelles au phénomène des accidents routiers impliquant les Cervidés (De Bellefeuille & Poulin, 2003 <i>in</i> Dussault <i>et al.</i>, 2005). Cependant, on peut facilement cerner des facteurs influents, liés (Dussault <i>et al.</i>, 2005) : - aux animaux eux-mêmes (densité de populations, comportement), - à la route et à son environnement (volume du trafic routier, végétation des abords), - aux conditions météorologiques (qui affectent la visibilité ou le comportement des animaux), - aux conducteurs (inattention, fatigue). Par contre, les relations entre ces paramètres et le nombre de collisions ne sont pas directes, y compris concernant la densité des populations et le volume du trafic qui n'engendrent pas automatiquement des accidents plus nombreux (Dussault <i>et al.</i>, 2005). Plusieurs facteurs peuvent expliquer l'accroissement des collisions au fil des années, au moins concernant les autoroutes. Il pourrait s'agir de l'augmentation du nombre et de la longueur de ce type de voirie en France entre les recensements ainsi que de l'accroissement du nombre d'usagers et de leur vitesse de circulation (Désiré, 1998 ; ONCFS, 2012). Quelle que soit l'année, des pics de collisions sont toujours présents en avril-mai et à l'automne du fait du rythme saisonnier des animaux (Désiré, 1998). Hebdomadairement, la majorité des collisions a lieu en début et fin de semaine (vendredi, samedi, dimanche et lundi) car il s'agit des jours où le trafic routier est le plus dense et au cours desquels les animaux sont les plus dérangés (promenade, chasse...) d'où un accroissement de leurs déplacements (Désiré, 1998). Comme indiqué précédemment, dans certains contextes, le trafic lui-même n'engendre pas de collision car les cerfs ne tentent pas de traverser : ce sont des perturbations occasionnelles sur les abords de la route où se remettent les cerfs (joggers, VTT, chasse, ...) qui engendrent une fuite des cerfs, les amenant à traverser brusquement et donc souvent dans ce cas à entrer en collision avec un véhicule (com. pers. Carsignol, 2012). Il faut noter que dans certains cas, l'infrastructure linéaire constitue une barrière complète parce qu'elle ne permet aucun passage ou que les Cerfs élaphe ne tentent même pas de la franchir ; elle n'est alors pas source de collisions mais pour autant d'une fragmentation totale (Désiré, 1990 ; Putman, 1997).
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : ONCFS, 2012a ONCFS, 2010 Vittori <i>et al.</i>, date inconnue	Durant longtemps, la gestion de l'équilibre sylvo-cynégétique était conduite par le seul prélèvement cynégétique des animaux et ignorait totalement l'impact de la gestion de l'espace sur la capacité d'accueil du milieu (ONCFS, 2012a). La prise en compte du Cerf élaphe et des ongulés en général dans l'aménagement et la gestion des forêts s'est ainsi développée ces dernières décennies (ONCFS, 2012a). Ces plans d'aménagement développés visent globalement à améliorer la capacité d'accueil des forêts (tout en évitant les dégâts du gibier sur la régénération naturelle) et à permettre des déplacements libres des cerfs au sein des massifs nécessaires à leur cycle de vie (alimentation, repos, ...) (ONCFS, 2012a ; ONCFS, 2010 ; Vittori <i>et al.</i>, date inconnue,). Maintenir une mosaïque de paysages connectés entre eux et préserver la connectivité entre les massifs forestiers font donc partie des mesures préconisées (ONCFS, 2010). Concrètement, les actions connues relèvent de la distribution homogène dans l'espace des zones en régénération, qui sont aussi les remises diurnes, pour conduire à une exploitation optimale des ressources alimentaires (ONCFS, 2012a). Les éclaircies, les cloisonnements et l'entretien des prairies et sommières sont également expérimentées (Vittori <i>et al.</i>, date inconnue).
Franchissement d'ouvrages	> Différentes mesures existent pour éviter les collisions entre Cerf élaphe et véhicule : - certaines mesures visent à empêcher les individus de pénétrer sur les chaussées (de façon permanente ou à l'approche des véhicules). Pour cela, l'utilisation de réflecteurs, de miroirs, de répulsifs ou de dispositifs ultrasons est possible (Carsignol, 2003 ; Désiré, 1990 ; Putman, 1997 ; Putman <i>et al.</i>, 2004) mais l'efficacité de ces techniques est limitée (com. pers. Carsignol, 2012 ; com. pers. Vignon, 2012). La pose de clôtures s'avère par contre très efficace, interdisant tout passage des Cerfs de part et d'autre de la voie (Désiré, 1990 ; Putman, 1997). Pour cette raison, les clôtures doivent être utilisées là où les risques d'accidents sont préoccupants parce qu'en contrepartie elles instaurent de fait une fragmentation totale du territoire (Désiré, 1990 ; Devilleger <i>et al.</i>, 2010 ; Putman, 1997 ; Voelk & Glitzner, 1998). Par ailleurs, les cerfs peuvent avoir le réflexe de longer les clôtures jusqu'à leur terme puis de franchir finalement la voie ; au final, certains animaux peuvent se retrouver prisonniers sur l'emprise de la voie dans la zone de clôture (Désiré, 1990). Enfin, l'engrillagement des voies peut provoquer une concentration des passages des animaux sur les rares zones laissées ouvertes qui deviennent par conséquent fortement « accidentogènes » (Devilleger <i>et al.</i>, 2010) ;

- il est possible de travailler sur l'habitat en entretenant un milieu défavorable pour eux aux abords des voies afin de dissuader les animaux de fréquenter les emprises (Carsignol, 2003). L'éclaircissage de la végétation des abords de la voie permet aussi d'élargir le champ de vision de l'animal comme de l'automobiliste et réduit donc les risques de collisions (Désiré, 1990). L'élimination du couvert végétal aux abords strict de la voie peut diminuer l'intérêt de ces lieux pour les cerfs qui suivent en règle général la végétation (haies, talus) ou qui tout simplement peuvent être attirés par cette végétation comme source de nourriture (Désiré, 1990) ;

- il est possible de travailler plutôt sur le comportement des automobilistes en limitant leur vitesse, en les avertissant de l'approche d'un danger potentiel et d'une manière générale par l'information et l'éducation (Carsignol, 2003 ; Désiré, 1990 ; ONCFS, 2012 ; Putman, 1997). Toutefois, les panneaux « classiques » indiquant au conducteur qu'il se situe dans une zone à cerfs se révèlent peu efficaces car les conducteurs n'y font plus réellement attention (com. pers. Carsignol, 2012). En revanche, à l'étranger, la pose de panneaux lumineux munis de détecteurs et avertissant le conducteur uniquement lorsqu'un cerf s'approche de la route a été expérimentée et s'avère plus efficace (com. pers. Carsignol, 2012). Récemment, un dispositif embarqué dans le véhicule et avertissant le conducteur, y compris de nuit, de la présence d'un Cerf élaphe sur le bord de la route a aussi été testé mais son efficacité n'est pas encore évaluée (Putman *et al.*, 2004) ;

- il est possible de modifier sur le réseau routier lui-même (doublement, élargissement, rectification des courbes) pour permettre une meilleure visibilité des conducteurs par exemple (Désiré, 1990).

Des enquêtes récentes montrent que le recours à l'une ou l'autre de ces différentes mesures se généralise (Carsignol, 2003). Toutefois, pour certaines de ces mesures, leur efficacité n'est pas démontrée par des tests de contrôle crédibles (Carsignol, 2003). Par ailleurs, c'est souvent la mise en place d'une politique globale associant une combinaison de différentes mesures qui permet d'atteindre une certaine efficacité (ONCFS, 2012 ; Putman *et al.*, 2004).

La régulation par les êtres humains des populations de Cerf élaphe est parfois évoquée comme une mesure pour éviter les collisions dans la bibliographie. Toutefois, au-delà du fait qu'elle supprime le problème plus qu'elle ne le résout, cette mesure peut se révéler sans intérêt car la relation entre le nombre d'accidents et les effectifs de population n'est pas clairement démontrée et s'avère même inexacte dans certains cas (Putman *et al.*, 2004) ; celle-ci dépend en effet de différents facteurs tel que le type de site traversé (Carsignol, 2003). Pour un massif forestier par exemple, cette mesure semble efficace (Carsignol, 2003).

> Des mesures sont également possibles pour tenter de rétablir un franchissement sécurisé des voies par le Cerf élaphe en construisant des passages à faune et en grillageant les abords. C'est le seul moyen de garantir les échanges chez ce grand herbivore dont les déplacements sont généralement ritualisés à l'intérieur du domaine vital (Carsignol, 2006).

Pour le Cerf élaphe, il est recommandé de construire des ouvrages de grande taille, de 12 à 25 m de large minimum, de type pont vert restituant un couloir biologique de libre circulation suffisamment large (*in* Carsignol, 2006). Pour Tombal & Bonnet (2009), 20 m de largeur serait même un minimum pour le Cerf élaphe.

Ce type d'ouvrage a été mis en place par exemple sur l'A5 en Champagne-Ardenne : un passage spécifique végétalisé a été installé pour rompre l'isolement d'un isthme forestier de 600 ha utilisé par les Cerfs élaphe en période d'estive et qui présente une importance biologique forte dans l'organisation spatiotemporelle de la population des Cerfs élaphe (Carsignol, 2006). Ce passage mesure 8 m au centre et 28 m aux extrémités (Carsignol, 2006). Après sa construction et depuis la pose des clôtures le long de l'autoroute A5, une modification des déplacements saisonniers de la grande faune sauvage a été constatée (Carsignol, 2006). Pendant 5 années de suivi (1991-1995), 16 traversées de cerfs et de biches ont été observées sur ce passage (Carsignol, 2006).

Des passages spécifiques pour le Cerf élaphe ont également été mis en place dans la vallée de la Maurienne afin de diminuer l'impact de l'autoroute A43 passant dans la vallée sur le comportement migratoire des cerfs dans cette région (com. pers. Carsignol, 2012). Il existe notamment un passage mixte sans doute unique en France associé à un pont canal et cet ouvrage se trouve emprunté chaque année par des dizaines de cerfs (com. pers. Carsignol, 2012).

Il est très important que ces ouvrages soient suffisamment pensés en amont car un dimensionnement trop étroit et surtout un mauvais positionnement peuvent les rendre totalement inefficaces (Carsignol, 2006 ; ONCFS, 2012 ; Tombal & Bonnet, 2009 ; Voelk & Glitzner, 1998). C'est le cas par exemple de la passerelle de Saverne sur l'A4 en bois lamellé collé (60 m de long, 10 m de large) qui s'est révélé inutilisable par les cerfs pour ces deux raisons (*in* Carsignol, 2006) : Le passage d'Urcel près de Laon, de 15 m de large, s'est lui aussi avéré inefficace car trop étroit (Tombal & Bonnet, 2009).

Au-delà de la largeur, de nombreux paramètres sont à prendre en compte pour optimiser la probabilité que le passage soit emprunté (pose de parapets antiphères, maintien de microhabitats sur le pont reliés aux habitats hors du pont, ...) (Tombal & Bonnet, 2009). La réalisation de schémas de pré-aménagement peut permettre d'assurer une meilleure efficacité de ces « bioponts » (Tombal & Bonnet, 2009).

D'après les suivis effectués, lorsque des passages supérieurs et des passages inférieurs sont construits à proximité, les cerfs préfèrent utiliser les passages supérieurs (luell *et al.*, 2007). Pour les passages inférieurs, la hauteur minimale pour le Cerf élaphe est de 2,2 m (de préférence entre 2,6 à 2,8 m) (luell *et al.*, 2007).

La construction d'un ouvrage doit s'accompagner de la pose adaptée d'un grillage afin de leur interdire la traversée de la voie autrement que par le passage et de les guider vers ce dernier.

Ce grillage doit mesurer 2,5 à 2,8 m de hauteur (Carsignol, 2008 ; Putman *et al.*, 2004). La distance entre les poteaux tenant le grillage doit être de 4 à 6 m (Carsignol, 2008 ; luell *et al.*, 2007), jusqu'à 10 m dans un paysage plat (luell *et al.*, 2007). Le treillis soudé ou noué à maille régulière ou progressive est largement utilisé dans le domaine autoroutier et ferroviaire (Carsignol 2008). Une largeur de maille de 152,4 mm et une hauteur de maille minimale à la base de 50,8 mm ou 76,2 mm puis 203,2 mm en haut sont adaptées pour le Cerf élaphe (Carsignol, 2008 ; Putman

et al., 2004). Le matériau du treillis doit avoir une épaisseur de 2,5 mm (Putman *et al.*, 2004). Il existe des treillis à poser sur le sol ou des treillis à enterrer, les deux sont adaptés pour arrêter les cerfs car ceux-ci ne passent pas dessous (Carsignol, 2008) mais il peut être nécessaire d'enterrer le treillis (de 20 à 40 cm) pour ne pas que d'autres espèces, notamment les sangliers, forcent le passage et suppriment donc petit à petit l'utilité du grillage (Putman *et al.*, 2004). L'installation d'un bavolet n'est pas conseillée dans la mesure où il n'est pas indispensable pour le Cerf, qu'il est contraignant à l'entretien et que le dépôt de neige peut fragiliser l'ensemble de la clôture (Carsignol, 2008).

Grigor *et al.* (1997) ont testé les préférences du Cerf élaphe pour ses déplacements sur des voies aménagées. Les chercheurs ont ainsi fait parcourir (longitudinalement) à des Cerfs élaphe des portions de routes aux caractéristiques différentes (largeur, rectitude, éclairage). Les résultats montrent l'existence d'un moment d'attente des animaux avant que ceux-ci s'engagent sur la voie et ce laps de temps varie significativement en fonction de la largeur de la voie : entre 2,7 et 6,9 s respectivement pour une voie large (1,5 m) ou étroite (50 cm). Le temps est également diminué si la voie est incurvée (4,2 s) par rapport à une voie rectiligne (5,4 s). Par contre, le niveau de luminosité de la voie n'influence par ce temps d'attente.

Une fois engagés sur la voie, les animaux parcourent plus rapidement les voies larges (10,3 s) que les voies étroites (13,6 s). Par contre, la forme de la voie et son taux d'éclairement n'influent pas sur la vitesse du parcours.

Les individus se suivent de moins près dans le cas des voies étroites (1 m entre chaque cerf et toujours en file indienne) que dans le cas des voies larges (50 cm entre chaque cerf voire plusieurs cerfs sur un même front).

Enfin, il semble qu'il y ait un apprentissage des Cerfs à la configuration d'une voie et que cet apprentissage se fasse très rapidement : les individus parcourent les voies plus rapidement le 2ème d'expérimentation que le 1er jour et ce comportement plus assuré reste ensuite acquis les jours suivants.

INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT

D'une manière générale, la dynamique de population du Cerf élaphe peut être affectée par le climat. En Norvège, Forchhammer *et al.* (1998) ont montré que, aussi bien la forte chaleur que les hivers neigeux étaient associés à un déclin de l'abondance de populations du fait d'une surmortalité. En revanche, ce type de climat extrême posséderait un effet positif à retardement par un accroissement de la fécondité l'année suivante (Forchhammer *et al.*, 1998). La dynamique revient ensuite à la normale au bout de la troisième année (Forchhammer *et al.*, 1998).

L'épaisseur de neige au sol est un paramètre influant sur la répartition et sur les déplacements du Cerf élaphe et ce constat a été fait par de nombreux auteurs. Banfield (1949 in Sweeney & Sweeney, 1984) rapporte qu'une épaisseur de 56 cm en octobre provoquait le retrait de nombreux Cerfs. Pour Anderson (1954 in Sweeney & Sweeney, 1984), 15 à 25 cm de neige suffisent même à initier un mouvement migratoire des cerfs. Craighead *et al.* (1973 in Sweeney & Sweeney, 1984) rapportent que les Cerfs élaphe peuvent marcher dans 120 à 150 cm de neige mais rarement sur plus de 275 m. Leege & Hickey (1977 in Sweeney & Sweeney, 1984) observent que le Cerf élaphe préfère les zones où la neige ne dépasse pas 45 cm d'épaisseur mais peut occasionnellement utiliser des sites avec 60 cm de couverture neigeuse. Sweeney & Sweeney (1984) ont procédé à plus de 1 200 observations et ont constaté que des épaisseurs de neige de 40 et 70 cm constituent des seuils décisifs. Les sites avec plus de 70 cm sont rarement utilisés et s'ils le sont, cette épaisseur constitue un sérieux handicap pour le Cerf dans ses mouvements car les individus ne peuvent se déplacer que par bonds (Sweeney & Sweeney, 1984). Une épaisseur de 40 cm ne constitue pas un handicap physique pour le Cerf élaphe dans ses déplacements mais provoque une mise en mouvement vers des zones moins enneigées (Sweeney & Sweeney, 1984).

En plus d'être une contrainte au mouvement, la neige est également un facteur limitant l'accès à la nourriture. En automne, c'est donc l'apparition de la neige qui provoque la réduction du domaine vital observée par Georgii (1980). A l'inverse au printemps, c'est la réapparition de la végétation qui entraîne le réagrandissement du domaine vital (Georgii, 1980).

Par ailleurs, la nourriture étant moins accessible en hiver, l'été est une période cruciale pour emmagasiner des réserves pour le passage de cette saison. Pour Coulson *et al.* (1997), le principal facteur qui détermine si un individu survivra ou non à un hiver est sa condition physique à la fin de l'été. En particulier, les faons ont besoin d'accroître rapidement leur masse corporelle pendant leur premier été pour être en capacités de passer l'hiver (Clutton-Brock *et al.*, 1982 in Coulson *et al.*, 1997).

En cas de conditions climatiques rudes en hiver, les Cerfs élaphe peuvent rester confinés dans les forêts de conifères, essentiellement dans les peuplements d'Épicéa âgés de 15 à 35 ans (Debeljak *et al.*, 2001). Ces formations végétales formant un couvert végétal dense limite l'accumulation de neige au sol et rendent les ressources alimentaires plus accessibles, tout en protégeant les individus contre les prédateurs (Debeljak *et al.*, 2001). Ce sont également les conditions climatiques rudes qui peuvent amener les cerfs à migrer : dans la vallée de la Maurienne, les cerfs migrent d'un versant à l'autre selon les conditions d'ensoleillement et d'enneigement (com. pers. Carsignol, 2012) et la migration inversée constatée dans les Cévènnnes est également expliquée par les caractéristiques de l'enneigement (Pepin *et al.*, 2008).

Pour Debeljak *et al.* (2001), l'altitude idéale pour le Cerf élaphe se situe entre 413 et 712 m : en-dessous de 400 m l'urbanisation et l'artificialisation des milieux sont souvent trop importantes et, au-dessus de 800 m, les conditions climatiques commencent à devenir montagnardes donc plus hostiles au Cerf élaphe. Toutefois, dans les faits, le Cerf élaphe peut fréquenter des altitudes très variées. Il a par exemple été observé sur la plage en France dans le camp militaire de Biscarosse (Landes) et également sur le bord de mer en Écosse (com. pers. Vignon, 2012). A l'opposé, il est présent en été au-dessus des arbres jusqu'à plus de 2 000 m (Aulagnier *et al.*, 2010) et même à plus de 3000 m en Autriche (com. pers. Vignon, 2012). Ces dernières années, le Cerf élaphe a même surtout colonisé des zones montagnardes : en 20 ans, ses effectifs ont été multipliés par 9 dans le Massif central, les Alpes et les Pyrénées contre une multiplication par 3 sur l'ensemble du territoire national (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Pfaff *et al.*, 2008 ; Saint-Andrieux *et al.*, 2012). En 2005, il occupait 100 000 km² en plaine, 30 000 km² en moyenne montagne (600 à 1500 m) et 7000 km² en haute montagne (> 1500 m) (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Saint-Andrieux *et al.*, 2012). On estime que 40 % de la surface disponible au dessus de 1 500 m est occupée (Pfaff & Saint-Andrieux, 2009 ; Pfaff *et al.*, 2008 ; Saint-Andrieux *et al.*, 2012).

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

Les déplacements du Cerf élaphe peuvent être suivis à l'aide de pièges photographiques ou vidéos (Carsignol 1998). Le recours à la photosurveillance ou à la vidéosurveillance offre des possibilités intéressantes d'études comportementales en particulier pour suivre l'utilisation des ouvrages de

franchissement, qu'ils soient dédiés au passage de la faune ou qu'il s'agisse d'ouvrages ordinaires pouvant servir à leur déplacement (Carsignol 1998). Cette technologie est très utile à la fois pendant la conception, la gestion puis l'évaluation des ouvrages (Carsignol 1998). Il est également possible d'avoir recours à des pièges à traces (bandes sableuses par exemple) afin d'identifier le passage de Cerf élaphe sur un ouvrage de franchissement (Carsignol 2006). Il est également possible de procéder à des comptages par approche et affût combinés (ONCFS, 2012a).

Le radiopistage a déjà été effectué sur le Cerf élaphe à l'étranger, comme aux États-Unis (Ager *et al.*, 2003 ; Edge & Marcum, 1985), au Canada (Ryckman *et al.*, 2010), en Allemagne (Georgii, 1981 ; Georgii & Schroder, 1983), en Italie (Luccarini *et al.*, 2006), en Norvège (Kleveland, 2007). Basée sur le repérage radio d'individus équipés d'émetteurs, la technique de radiotracking permet de mieux comprendre les mouvements du Cerf élaphe dans l'espace et dans le temps (mouvements saisonniers ou journaliers, ...) ou encore la dispersion. L'émetteur radio peut-être posé à l'animal sous la forme d'un collier (Georgii, 1980).

La pose de collier GPS a également été expérimentée sur le Cerf élaphe au Canada (Frair *et al.*, 2005), en Norvège (Kleveland, 2007) et en France (Pépin *et al.*, 2008). Cette technique se révèle efficace pour suivre les mouvements routiniers comme saisonniers et d'une manière générale l'activité des individus équipés.

L'outil moléculaire a été utilisé à plusieurs reprises sur le Cerf élaphe (Frantz *et al.*, 2006 ; Kuehn *et al.*, 2004 ; Kuehn *et al.*, 2003 ; Ludt *et al.*, 2004 ; Zachos *et al.*, 2007), y compris en France, dans les Vosges (Hartl *et al.*, 2005 ; Hartl, 1998). Des études sont en cours en Bretagne, Centre et Île-de-France (com. pers. Vignon, 2012).

Les analyses peuvent se faire à partir de prélèvement de tissus sur des animaux morts (foie, cœur, rein) (Hartl *et al.*, 2005 ; Kuehn *et al.*, 2004 ; Kuehn *et al.*, 2003 ; Zachos *et al.*, 2007), à partir des bois (Ludt *et al.*, 2004) ou encore à partir d'indices de présence récoltés sur le terrain (poils, sang, fragment de tissus) (Frantz *et al.*, 2006 ; Szabolcsi *et al.*, 2008). L'outil moléculaire permet de comprendre la phylogénie et la phylogéographie des Cervidés à plusieurs échelles (Frantz *et al.*, 2006 ; Kuehn *et al.*, 2004 ; Ludt *et al.*, 2004), d'évaluer l'état de fragmentation de plusieurs populations y compris à l'échelle d'un pays (Hartl *et al.*, 2005) ou encore de mesurer la diversité génétique d'une population (Kuehn *et al.*, 2003 ; Zachos *et al.*, 2007).

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Chevreuril européen

D'après :

Barbarreau & Vignon, 2008
Carsignol 2006
Carsignol 2003
Désiré, 1998
Duquet & Maurin, 1992
ONCFS, 2012b
SETRA, 2000

Le Chevreuril européen (*Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758)) fréquente les milieux où alternent massifs boisés (surtout feuillus) et zones dégagées (cultures, champs), les bocages, les bois avec nombreuses clairières situés dans des régions d'enneigement réduit (en durée et en hauteur) (Duquet & Maurin, 1992). Cette espèce s'est adaptée également aux grandes plaines cultivées (Duquet & Maurin, 1992). Elle atteint la limite supérieure des forêts en montagne (2 400 m dans les Alpes) (Duquet & Maurin, 1992).

Le Chevreuril européen possède des capacités de déplacements importantes : il court, saute et nage aussi très bien (Duquet & Maurin, 1992). Au moment de la reproduction les mâles témoignent d'un comportement de déplacement particulier en formant des ronds ou des huit à la poursuite de femelles (Duquet & Maurin, 1992).

Contrairement au Cerf élaphe, le Chevreuril européen est une espèce peu sociable : les individus vivent seuls, en couple ou en petits groupes (jusqu'à 10-15 individus surtout en hiver) (Duquet & Maurin, 1992). Le fonctionnement des populations chez le Chevreuril européen est donc très différent de celui observé chez le Cerf élaphe. Espèce territoriale, le Chevreuril européen ne vit pas ou très peu dans des espaces où les animaux se concentrent et ses domaines vitaux forestiers sont petits, inférieurs à quelques dizaines d'hectares (com. pers. Vignon, 2011). En automne hiver, mâles et femelles utilisent des domaines vitaux de taille similaires de l'ordre de 20 ha en milieu forestier et de 100 à 150 ha en milieu agricole. Le territoire d'un brocard adulte couvre une surface de l'ordre de 35 ha délimitée par des marquages visuels et olfactifs (ONCFS, 2012b).

Comme le Cerf élaphe, le Chevreuril européen est actif surtout au crépuscule, la nuit et à l'aube (Duquet & Maurin, 1992 ; ONCFS, 2012b) et dans la journée il demeure lui aussi caché en forêt (Duquet & Maurin, 1992).

Il est actif toute l'année (Duquet & Maurin, 1992). Les accouplements ont lieu en juillet août (Duquet & Maurin, 1992). La gestation débute en décembre/janvier et dure 5 mois (Duquet & Maurin, 1992). Les naissances arrivent en mai/juin (Duquet & Maurin, 1992). Généralement les femelles produisent 2 petits qu'elle allaite pendant 2-3 mois (Duquet & Maurin, 1992). Après une phase cryptique de quelques semaines, ils accompagnent progressivement la mère dans ses déplacements (ONCFS, 2012b) puis s'émancipent vers 6-7 mois (Duquet & Maurin, 1992). Ils quittent le territoire de naissance et recherchent un domaine personnel durant une période erratique variant de 6 mois à un an (ONCFS, 2012b). Ils acquièrent la maturité sexuelle à 2 ans (Duquet & Maurin, 1992).

Comme pour le Cerf élaphe, le développement croissant des infrastructures de transport routier et ferroviaire limite les échanges entre les populations et pose le problème des collisions dont la fréquence montre une forte corrélation avec l'augmentation des populations. Le Chevreuril européen est même beaucoup plus concerné encore que le Cerf élaphe par le phénomène des collisions. Ainsi :

- le recensement du SETRA de 1984 révèle 80 % de Chevreuril européen parmi les 11 055 cadavres des trois Cervidés comptabilisés (SETRA, 2000) ;
- dans l'enquête de 1993-1994, le Chevreuril européen est l'espèce la plus concernée avec 75 % des collisions (Carsignol 2003) ;
- l'étude de Barbarreau & Vignon (2008) aboutit à 16 300 Chevreurils européens sur les 23 300 collisions recensées, soit 70 % environ.

Les collisions sont maximales en avril et mai, alors même que les effectifs sont les moins importants (avant naissances) (Désiré, 1998). Cette période correspond à l'éclatement de la cellule familiale, et à une plus forte activité chez les mâles et les jeunes (Désiré, 1998). L'autre période où les collisions sont importantes est l'automne ce qui s'explique par un dérangement plus important des animaux : recherche de nourriture en raison des conditions climatiques plus défavorables, dérangements liés à la fréquentation de la forêt (champignons, chasse...) (Désiré, 1998).

	Comme pour le Cerf élaphe, la mise en place de passages spécifiques peut permettre de réduire le phénomène en rétablissant un franchissement sécurisé des voies routières. Pour le Chevreuil européen, des passages de 7 à 12 m suffisent (Carsignol 2006). En France, le Chevreuil européen fut exterminé de départements entiers au XIX^{ème} siècle (Duquet & Maurin, 1992). Aujourd'hui, il est présent sur tout le territoire sauf en Corse (Duquet & Maurin, 1992).
Autres espèces D'après : CEEP, 2010 Devilleger <i>et al.</i>, 2010 Julien <i>et al.</i>, 2010 Iravani <i>et al.</i>, 2011 Luell <i>et al.</i>, 2007 Schutz <i>et al.</i>, 2003 Vignon, 2011 Zanella, 2007 Zanella <i>et al.</i>, 2008a Zanella <i>et al.</i>, 2008b	Le Cerf élaphe est une espèce représentative du milieu forestier au sens large et peut être considérée comme une espèce parapluie (Julien <i>et al.</i>, 2010 ; CEEP, 2010) voire indicatrice d'un continuum boisé forestier (Devilleger <i>et al.</i>, 2010). Cette espèce, plus grand mammifère terrestre de la plaine en France, possède de grandes exigences en termes de déplacement (besoins et sensibilité aux contraintes) (com. pers. Vignon, 2011). Sa capacité de colonisation et la dimension des domaines vitaux font du Cerf élaphe l'un des meilleurs indicateurs des continuités forestières, sensible aux effets de coupure des grandes infrastructures de transport, des extensions urbaines et des clôtures qui entravent ses déplacements (com. pers. Vignon, 2011). Il n'y a pas d'équivalent, notamment parmi les autres espèces de la plaine française, pour utiliser des mosaïques d'habitats à l'échelle des grands paysages (com. pers. Vignon, 2011). Par exemple, les zones de tranquillité mises en place pour le Cerf élaphe peuvent être utiles pour un cortège important d'autres espèces (ongulés, carnivores, micromammifères...) (Julien <i>et al.</i>, 2010). Le régime herbivore du Cerf élaphe apparaît nettement comme un moteur dans la dynamique végétale des prairies subalpines étudiées en Suisse par Schutz <i>et al.</i> (2003). Les auteurs ont constaté que la succession végétale est plus rapide dans les zones où le Cerf élaphe s'alimente et que la végétation s'est adaptée à la pression d'herbivorie avec une diminution de sa croissance en hauteur (Schutz <i>et al.</i>, 2003). Dans le même temps, l'abondance en espèce que le cerf ne consomme pas a augmenté avec l'apparition d'espèces possédant des défenses morphologiques ou présentant des méthodes d'évitement spatial (croissance très près du sol par exemple) ou temporel (plantes annuelles à durée de vie courte) (Schutz <i>et al.</i>, 2003). Il en résulte donc une forte augmentation de la richesse spécifique du milieu : entre 1917 et 1999, le nombre d'espèces de plantes a doublé en moyenne parallèlement à l'augmentation des densités de cerfs (Schutz <i>et al.</i>, 2003). Le Cerf élaphe participe lui-même au déplacement d'autres espèces par un transport passif de graines et d'invertébrés sur de très longues distances (Vignon, 2011). Le transport peut se faire via le pelage ou les pattes auxquels s'accrochent les hôtes (Vignon, 2011). Ainsi, les Cerfs qui se souillent dans les mares (ce que ne font pas les Chevreuils), mettent en relation, avec les sangliers, la faune et la flore des zones humides (Vignon, 2011). Le transport de graines peut aussi avoir lieu par ingestion des graines puis rejet dans les excréments (Iravani <i>et al.</i>, 2011). Iravani <i>et al.</i> (2011) qui ont mené une étude en Suisse ont comptabilisés 47 espèces végétales dans leurs soit 40 % des espèces identifiées par inventaire botanique sur les sites. Iravani <i>et al.</i> (2011) constatent que ce transport concerne essentiellement des espèces végétales herbacées rases et possédant des petites graines. En les dispersant entre sites différents, le Cerf élaphe joue donc un rôle fondamental dans la dynamique végétal des prairies (Iravani <i>et al.</i>, 2011). Ces facultés de dissémination peuvent également amener le Cerf élaphe à véhiculer des agents pathogènes. Des lésions macroscopiques évoquant la tuberculose bovine (<i>Mycobacterium bovis</i>) ont été observées en 2001 chez trois cerfs tués à la chasse en forêt de Brotonne en Normandie (Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, 2008). Il ne suffit pas cependant que la maladie soit présente chez une espèce pour dire qu'elle en est un réservoir (Zanella, 2007). Par ailleurs, l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) a montré que le facteur qui a le plus d'influence sur le contrôle de l'infection est le ramassage des viscères des animaux tués par la chasse. L'infection peut en effet être totalement contrôlée lorsque ce ramassage est parfait, ce qui n'est plus le cas lorsqu'il est imparfait (ni a fortiori lorsqu'il n'est pas mis en œuvre) (Zanella <i>et al.</i>, 2008). Les viscères contaminés laissés sur place par les chasseurs représentent ainsi la principale source d'infection de <i>M. bovis</i> car, en plus du comportement charognard des sangliers, les cerfs semblent eux-aussi pouvoir s'infecter en « examinant » par curiosité des viscères d'animaux infectés abandonnés par les chasseurs (Zanella <i>et al.</i>, 2008b ; Lugton <i>et al.</i>, 1997 in Zanella, 2007). Il faut noter toutefois que le Cerf élaphe semble d'une manière générale peu affecté par les épizooties et peut supporter des charges parasitaires élevées sans manifester de troubles apparents (ONCFS, 2012a). Enfin, les mesures permettant le rétablissement d'un franchissement sécurisé pour le Cerf élaphe peuvent servir dans le même temps pour d'autres espèces. Ainsi, un passage au-dessus d'une autoroute, construit pour protéger la voie de migration du Cerf élaphe, peut aussi assurer la connectivité des habitats des populations d'invertébrés (insectes) ou de petits vertébrés (lézards ou souris) (Luell <i>et al.</i>, 2007).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jean CARSIGNOL, Centre d'études techniques de l'équipement (CETE) de l'Est
Audrey SAVOURÉ-SOUBELET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Vincent VIGNON, Office de génie écologique

> Bibliographie consultée :

- AGER A.-A., JOHNSON B.-K., KERN J.-W. & KIE J.-G. (2003). Daily and seasonal movements and habitat use by female Rocky mountain elk and Mule deer. *Journal of mammalogy*. Volume 84. Numéro 3. Pages 1076-1088.
- AULAGNIER S., HAFFNER P., MITCHELL-JONES A.-J., MOUTOU F. & ZIMA J. (2010). *Guide des mammifères d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient*. Editions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 270 pages.
- BAGHLI A., MOES M. & WALZBERG C. (2007). Les corridors faunistiques du cerf (*Cervus elaphus*) au Luxembourg. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois*. Numéro 108. Pages 63-80.
- BOISAUBERT B., LANDRY P. & MOURON D.. Le Cerf élaphe instrument de mesure de la fragmentation de l'espace. Pages 107-114. In: CETE DE L'EST. 3ème rencontre « Routes et faune sauvage ». Strasbourg du 30 septembre au 2 octobre 1998. Actes du colloque. Ministère de l'équipement, des transports et du logement et Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. 460 pages.
- CARSIGNOL J. (2008). *Clôtures routières et faune – Critères de choix et recommandations d'implantation*. Note d'information. Service d'études techniques des routes et autoroutes. 22 pages.
- CARSIGNOL J. (2006). *Routes et passages à faune - 40 ans d'évolution*. Bilan d'expériences. Service d'études techniques des routes et autoroutes. 57 pages.
- CARSIGNOL J. (2003). *Systèmes et mesures visant à réduire le nombre de collisions avec les grands ongulés*. Service d'études techniques des routes et autoroutes. 8 pages.
- CARSIGNOL J. (1998). *Surveillance automatique des passages pour la faune : piégeage photographique et suivi vidéo*. Service d'études techniques des routes et autoroutes. 8 pages.
- CONSERVATOIRE - ÉTUDES DES ECOSYSTÈMES DE PROVENCE - ALPES DU SUD (CEEP) (2010). *Liste des espèces déterminantes pour la Trame Verte et Bleue de la région PACA Listes argumentées des espèces complémentaires proposées par le CSRPN*. 15 pages.
- COULSON T., ALBON S., GUINNESS F., PEMBERTON J. & CLUTTON-BROCK T. (1997). Population substructure, local density, and calf winter survival in Red deer (*Cervus elaphus*). *Ecology*. Volume 78. Numéro 3. Pages 852-863.
- DEBELJAK M., DZEROSKI S., JERINA K., KOBLER A. & ADAMIC M. (2001). Habitat suitability modelling for red deer (*Cervus elaphus* L.) in South-central Slovenia with classification trees. *Ecological modelling*. Numéro 138. Pages 321-330.
- DESIRE (1998). *Collisions véhicules grands mammifères sauvages. Évolution entre les inventaires de 1984-1986 et 1993-1994*. Note d'information. Service d'études techniques des routes et autoroutes. 8 pages.
- DESIRE (1990). *Collisions véhicules grands mammifères sauvages. Les mesures de protection*. Note d'information. Service d'études techniques des routes et autoroutes. 6 pages.
- DEVILLEGER C., ROULET J.-J., DAVID Y., SERRE D., LESAGE C. & REVERCHON S. (2010). Fragmentation du territoire par les clôtures : une dynamique préoccupante dans le Loiret - Etude d'impact sur le Cerf élaphe. *Faune sauvage*. Numéro 189. Pages 39-46.
- DUNOYER F. (2009). Analyse des risques liés à l'évolution des populations de cerf en France In: KLEIN F., BEDARIDA G. & GUIBERT B. (eds). Symposium Cerf. Dijon 18 - 19 avril 2008. Actes du colloque. ANCGG - FNC - ONCFS. Paris. Pages 30-38.
- DUQUET M. & MAURIN H. (1992). *Inventaire de la faune de France – Vertébrés et principaux invertébrés*. Muséum national d'Histoire naturelle. Éditions Nathan. Paris, France. 415 pages.
- DUSSAULT C., POULIN M., OUELLET J.-P., COURTOIS R., LAURIAN C., LEBLOND M., FORTIN J., BRETON L. & JOLICOEUR H. (2005). Existe-t-il des solutions à la problématique des accidents routiers impliquant la grande faune ? *Le naturaliste canadien*. Volume 129. Numéro 1. Pages 52-67.
- EDGE W.-D. & LES MARCUM C. (1985). Movements of Elk in relation to logging disturbances. *The Journal of wildlife management*. Volume 49. Numéro 4. Pages 926-930.
- FORCHHAMMER M.-C., STENSETH N.-C., POST E. & LANDVATN R. (1998). Population dynamics of Norwegian red deer: density dependence and climatic variation. *Proceedings of the Royal society of London*. Numéro 265. Pages 341-350.
- FRAIR J.-L., MERILL E.-H., VISSCHER D.-R., FORTIN D., BEYER H.-L. & MORALES J.-M. (2005). Scales of movement by elk (*Cervus elaphus*) in response to heterogeneity in forage resources and predation risk. *Landscape ecology*. Numéro 20. Pages 273-287.
- FRANTZ A.-C., POURTOIS T., HEUERTZ M., SCHLEY L., FLAMAND M.-C., KRIER A., BERTOUILLE S., CHAUMONT F. & BURKE T. (2006). Genetic structure and assignment tests demonstrate illegal translocation of red deer (*Cervus elaphus*) into a continuous population. *Molecular ecology*. Numéro 15. Pages 3191-3203.
- GEORGII B. (1981). Activity patterns of female Red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. *Oecologia*. Numéro 49. Pages 127-136.
- GEORGII B. (1980). Home range patterns of female Red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. *Oecologia*. Numéro 47. Pages 278-285.

GRIGOR P.-N., GODDARD P.-J. & LITTLEWOOD C.-A. (1997). The movement of fanned red deer through raceways. *Applied animal behaviour science*. Numéro 52. Pages 171-178.

HARTL G.-B.. Les conséquences de la fragmentation du paysage sur les mammifères : bilan des études génétiques - Étude de cas 1 : Le Cerf européen en liberté. Pages 39-40. In: CETE DE L'EST. 3ème rencontre « Routes et faune sauvage ». Strasbourg du 30 septembre au 2 octobre 1998. Actes du colloque. Ministère de l'équipement, des transports et du logement et Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. 460 pages.

HARTL G.-B., ZACHOS F. & NADLINGER K. (2003). Genetic diversity in European red deer (*Cervus elaphus* L.): anthropogenic influences on natural populations. *Compte rendus Biologies*. Volume 326. Supplément 1. Pages 37-42.

HARTL G.-B., ZACHOS F.-E., NADLINGER K., RATKIEWICZ M., KLEIN F. & LANG G. (2005). Allozyme and mitochondrial DNA analysis of french Red deer (*Cervus elaphus*) populations : genetic structure and its implications for management and conservation. *Mammalian biology*. Volume 70. Numéro 1. Pages 24-34.

HERNÁNDEZ L. & LAUNDRÉ J.-W. (2005). Foraging in the 'landscape of fear' and its implications for habitat use and diet quality of elk *Cervus elaphus* and bison *Bison bison*. *Wildlife biology*. Volume 11. Numéro 3. Pages 215-220.

IRAVINI M., Schütz M., Edwards P.-J., Risch A.-C., Scheidegger C. & Wagner H.-H. (2011). Seed dispersal in red deer (*Cervus elaphus* L.) dung and its potential importance for vegetation dynamics in subalpine grasslands. *Basic and applied ecology*. Numéro 12. Pages 505-515.

IUELL B., BEKKER H.-G.-J., CUPERUS R., DUFEK J., FRY G., HICKS C., HLAVAC V., KELLER V., ROSELL C., SANGWINE T., TORSLOV N. & WANDALL B. (2007). *Faune et trafic - Manuel européen d'identification des conflits et de conception de solutions*. Rapport COST 341 - Fragmentation des habitats due aux infrastructures de transport. Traduction assurée par le Service d'études techniques des routes et autoroutes. 179 pages.

JULIEN J.-F., TILLON L. & VIGNON V. (2010). *Propositions du Conseil scientifique régional du patrimoine naturel (CSRPN) sur le choix des espèces déterminantes Trame verte et bleue en Île-de-France. Annexe 5 - Propositions Mammifères*. 5 pages.

KIE J.-G., AGER A.-A. & BOWYER R.-T. (2005). Landscape-level movements of North American elk (*Cervus elaphus*): effects of habitat patch structure and topography. *Landscape ecology*. Numéro 20. Pages 289-300.

KLEVELAND K. (2007). *Seasonal home ranges and migration of red deer (Cervus elaphus) in Norway*. Thèse de Master. Université d'Oslo, Norvège. 42 pages.

KUEHN R., HALLER H., SCHROEDER W. & ROTTMANN O. (2005). Genetic roots of the Red deer (*Cervus elaphus*) population in Eastern Switzerland. *Journal of heredity*. Volume 95. Numéro 2. Pages 136-143.

KUEHN R., SCHROEDER W., PIRCHNER F. & ROTTMANN O. (2003). Genetic diversity, gene flow and drift in Bavarian Red deer populations (*Cervus elaphus*). *Conservation genetics*. Numéro 4. Pages 157-166.

LUCCARINI S., MAURI L., CIUTI S., LAMBERTI P. & APOLLONIO M. (2006). Red deer (*Cervus elaphus*) spatial use in the Italian Alps: home range patterns, seasonal migrations, and effects of snow and winter feeding. *Ethology, ecology & evolution*. Volume 18. Numéro 2. Pages 127-145.

LUDET C.-J., SCHROEDER W., ROTTMANN O. & KUEHN R. (2004). Mitochondrial DNA phylogeography of Red deer (*Cervus elaphus*). *Molecular phylogenetics and evolution*. Numéro 31. Pages 1064-1083.

MORELLET N. & GUIBERT B. (1999). Spatial heterogeneity of winter forest resources used by Deer. *Forest ecology and management*. Numéro 123. Pages 11-20.

ONCFS (2010). *Fiche espèce sur le Cerf élaphe*. 2 pages. Disponible en ligne sur : http://www.franche-comte.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/M_Cerf_cle162cde.pdf

PATTHEY P. (2003). *Habitat and corridor selection of an expanding Red deer (Cervus elaphus) population*. Thèse de doctorat présentée à la Faculté des sciences de l'Université de Lausanne. Lausanne, Suisse. 158 pages.

PÉPIN D., ADRADOS C., JANEAU G., JOACHIM J. & MANN C. (2008). Individual variation in migratory and exploratory movements and habitat use by adult Red deer (*Cervus elaphus* L.) in a mountainous temperate forest. *Ecological research*. Numéro 23. Pages 1005-1013.

PÉREZ-ESPONA S., PÉREZ-BARBERÍA F.-J., MCLEOD J.-E., JIGGINS C.-D., GORDON I.-J. & PEMBERTON J.-M. (2008). Landscape features affect gene flow of Scottish Highland Red deer (*Cervus elaphus*). *Molecular ecology*. Numéro 17. Pages 981-996.

PFAFF E., KLEIN F., SAINT-ANDRIEUX C. & GUIBERT B. (2008). La situation du Cerf élaphe en France. Résultat de l'inventaire 2005. ONCFS. *Faune Sauvage*. Numéro 280. Pages 40-50.

PFAFF & SAINT-ANDRIEUX (2009). Le développement récent du cerf élaphe en France In: KLEIN F., BEDARIDA G. & GUIBERT B. (eds). Symposium Cerf. Dijon 18 - 19 avril 2008. Actes du colloque. ANCGG - FNC - ONCFS. Paris. Pages 10-18.

PUTMAN R.-J. (1997). Deer and road traffic accidents: options for management. *Journal of environmental management*. Numéro 51. Pages 43-57.

PUTMAN R.-J., LANGBEIN J. & STAINES B.-W. (2004). *Deer and road traffic accidents: a review of mitigation measures: costs and cost-effectiveness*. Report for the Deer Commission for Scotland; Contract RP23A. 96 pages.

- RYCKMAN M.-J., ROSATTE R.-C., MCINTOSH T., HAMR J. & JENKINS D. (2010). Postrelease dispersal of reintroduced Elk (*Cervus elaphus*) in Ontario, Canada. *Restoration ecology*. Volume 18. Numéro 2. Pages 173-180.
- SAINT-ANDRIEUX C., BARBOIRON A., CORTI R. & GUIBERT B. (2012). La progression récente des grands ongulés sauvages en France. ONCFS. *Faune Sauvage*. Numéro 294. Pages 10-17.
- SAINT-ANDRIEUX C., KLEIN F., LEDUC D., LANDRY D. & GUIBERT B. (2004). La progression du Cerf élaphe en France depuis 1985. ONCFS. *Faune Sauvage*. Numéro 264. Pages 19-24.
- SAINT-ANDRIEUX C. & LEDUC D. (2003). *Le suivi patrimonial des cervidés - sanglier*. Office national de la chasse et de la faune sauvage. 7 pages.
- SANCHEZ-PRIETO C.-B., CARRANZA J., PEREZ-GONZALEZ J., ALARCOS S. & MATEOS C. (2010). Effects of small barriers on habitat use by Red deer: Implications for conservation practices. *Journal for nature conservation* [In press].
- SCHUTZ M., RISCH A.-C., LEUZINGER E., KRUSI B.-O., ACHERMANN G. (2003). Impact of herbivory by Red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest ecology and management*. Numéro 181. Pages 177-188.
- SERVICE D'ÉTUDES TECHNIQUES DES ROUTES ET AUTOROUTES (SETRA) (2000). *Fragmentation de l'habitat due aux infrastructures de transport – État de l'art*. Rapport de la France – Action COST 341 Transport. 196 pages.
- STANKOVIC A., DOAN K., MACKIEWICZ P., RIDUSH B., BACA M., GROMADKA R., SOCHA P., WEGLENSKI P., NADACHOWSKI A. & STEFANIAK K. (2011). First ancient DNA sequences of the Late Pleistocene Red deer (*Cervus elaphus*) from the Crimea, Ukraine. *Quaternary international*. Numéro 245. Pages 262-267.
- STORMS D. & HAMANN J.-L. (2009). L'occupation de l'espace par le Cerf élaphe In: KLEIN G., BEDARIDA G. & GUIBERT B. (eds). Symposium Cerf. Dijon 18 - 19 avril 2008. Actes du colloque. ANCGG - FNC - ONCFS. Paris. Pages 45-50.
- SWEENEY J.-M. & SWEENEY J.-R. (1984). Snow depths influencing winter movements of Elk. *Journal of mammalogy*. Volume 65. Numéro 3. Pages 524-526.
- SZABOLCSI Z., EGYED B., ZENKE P., BORSY A., PADAR Z., ZOLDAG L., BUZAS Z., RASKO I., OROSZ L. (2008). Genetic identification of Red deer using autosomal STR markers. *Forensic science international: genetics supplement*. Series 1. Pages 623-624.
- TOMBAL P. & BONNET G. (2009). Le cloisonnement de l'espace et l'avenir du Cerf. Biocorridors interforestiers et bioponts majeurs In: Klein F., BEDARIDA G. & GUIBERT B. (eds). Symposium Cerf. Dijon 18 - 19 avril 2008. Actes du colloque. ANCGG - FNC - ONCFS. Paris Pages 160-169.
- UICN FRANCE, MNHN, SFEPM & ONCFS (2009). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Mammifères de France métropolitaine*. Paris, France.
- VIGNON V. (2011). Impact des infrastructures humaines sur les continuités écologiques et les moyens mis en œuvre pour les minimiser. *Courrier de la nature*. Numéro 264. Spécial Corridors écologiques.
- VIGNON V. (2009). *Expertise sur les voies de circulation de la grande faune dans la commune de Viarmes (60)*. Office de génie écologique pour le Parc naturel régional Oise – Pays de France. 14 pages.
- VIGNON V. (1999). Le cerf et l'aménagement du territoire dans le sud ouest de l'Île-de-France. Pages 337-342. Actes des 3èmes rencontres « routes et faune sauvage ». Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.
- VIGNON V. & BARBARREAU H. (2008). Collisions entre véhicules et ongulés sauvages : quel coût économique ? Tentative d'évaluation. *Faune sauvage*. Numéro 279. Pages 19-23.
- VITTORI I., KLEIN F. & GACHET V. (date inconnue). *Pour un meilleur équilibre sylvo-cynégétique ; aménagement permettant d'accroître la capacité d'accueil d'un milieu de production ligneuse*. ONF & ONCFS. 31 pages.
- VOELK F. & GLITZNER I.. Évaluation des effets barrières des autoroutes sur le Cerf en Autriche. Pages 385-389. In: CETE DE L'EST. 3ème rencontre « Routes et faune sauvage ». Strasbourg du 30 septembre au 2 octobre 1998. Actes du colloque. Ministère de l'équipement, des transports et du logement et Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. 460 pages.
- WOLF M., FRAIR J., MERRILL E. & TURCHIN P. (2009). The attraction of the known: the importance of spatial familiarity in habitat selection in wapiti *Cervus elaphus*. *Ecography*. Numéro 32. Pages 401-410.
- ZACHOS F.-E., ALTHOFF C., STEYNITZ Y.-V., ECKERT I. & HARTL G.-B. (2007). Genetic analysis of an isolated red deer (*Cervus elaphus*) population showing signs of inbreeding depression. *European journal of wildlife research*. Numéro 53. Pages 61-67.
- ZANELLA G. (2007). *Tuberculose bovine dans une population de cerfs et de sangliers sauvages : épidémiologie et modélisation*. Thèse soutenue pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Paris XI. Faculté de médecine de Paris-Sud. 199 pages.
- ZANELLA G., DURAND B., HARS J., MOUTU F., GARIN-BASTUJI B., DUVAUCHELLE A. & FERME M. (2008a). Premier foyer de tuberculose à *M. bovis* dans une population de cerfs et de sangliers sauvages en France. *Bulletin épidémiologique de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire et des Aliments*. 8 pages.

ZANELLA G., DURAND B. & MOUTU F. (2008b). *Évolution de la tuberculose à M. bovis dans la forêt de Brotonne-Mauny : analyse épidémiologique du programme de surveillance 2007-2008*. Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, Unité Épidémiologie, Laboratoire d'études et de recherches en pathologie animale et zoonoses, Maisons-Alfort. 1 page.

> Sitographie consultée :

OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE ET DE LA FAUNE SAUVAGE (2012a). *Le Cerf élaphe (Cervus elaphus)*. Disponible sur : <http://www.oncfs.gouv.fr/Connaître-les-especes-ru73/Le-Cerf-elaphe-ar978> (consulté en août 2012)

OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE ET DE LA FAUNE SAUVAGE (2012b). *Le chevreuil (Capreolus capreolus L.)*. Disponible sur : <http://www.oncfs.gouv.fr/Connaître-les-especes-ru73/Le-Chevreuil-ar977> (consulté en août 2012)

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

ALBON S.-D., CLUTTON-BROCK T.-H., GUINNESS F.-E. (1987). Early development and population dynamics in Red deer. II. Density-independent effects and cohort variation. *Journal of animal ecology*. Volume 56. Numéro 1. Pages 69-81.

ANDERSON D.-P., FORESTER J.-D., TURNER M.-G., FRAIR J.-L., MERRILL E.-H., FORTIN D., MAO J.-S. & BOYCE M.-S. (2005). Factors influencing female home range sizes in elk (*Cervus elaphus*). *Landscape ecology*. Numéro 20. Pages 257-271.

BOYCE M.-S. (1991). Migratory behavior and management of Elk (*Cervus elaphus*). *Applied animal behaviour science*. Volume 29. Numéros 1-4. Pages 239-250.

BRUINDERINK G. & HAZEBROEK E. (1996). *Ungulate traffic collisions in Europe*. Volume 10. Numéro 4. Pages 1059-1067.

CUARTAS P., GORDON I.-J., HESTER A.-J., PÉREZ-BARBERÍA F.-J. & HULBERT I.-A.-R. (2000). The effect of heather fragmentation and mixed grazing on the diet of Sheep *Ovis aries* and Red deer *Cervus elaphus*. *Acta Theriologica*. Volume 45. Numéro 3. Pages 309-320.

DANIELSON B.-J. & HUBBARD M.-W. (1998). *A literature review for assessing the status of current methods of reducing deer-vehicle collisions*. Report prepared for the Task Force on Animal Vehicle Collisions, the Iowa Department of Transportation & the Iowa Department of Natural Resources. 30 pages.

DARLING F.-F. (2008). *A herd of Red deer: a study in animal behaviour*. 213 pages.

DESIRE (1990). *Collisions véhicules grands mammifères sauvages. Résultats du recensement*. Note d'information. Service d'études techniques des routes et autoroutes. 6 pages.

GAGNON J.-W., THEIMER T.-C., DODD N.-D., BOE S. SCHWEINSBURG R.-E. (2006). Traffic volume alters Elk distribution and highway crossings in Arizona. *The journal of wildlife management*. Volume 71. Numéro 7. Pages 2318-2323.

GEORGII B. & SCHRODER W. (1983). Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. *Oecologia*. Numéro 58. Pages 238-248.

GUINNESS F.-E., CLUTTON-BROCK T.-H. & ALBON S.-D. (1978). Affecting calf mortality in Red deer (*Cervus elaphus*). *Journal of animal ecology*. Volume 47. Numéro 43. Pages 817-832.

LANG G. (1987). *Gestion des populations de cervidés. Réflexions sur des problèmes de polymorphisme génétique*. Thèse de Doctorat en Pharmacie. Université Louis Pasteur Strasbourg. 150 pages.

LOWE V.-P.W. (1969). Population dynamics of the Red deer (*Cervus elaphus* L.) on Rhum. *Journal of animal ecology*. Volume 38. Numéro 2. Pages 425-457.

MOSHEH W., FRAIR J., MERRILL E. & TURCHIN P. (2009). The attraction of the known: the importance of spatial familiarity in habitat selection in wapiti *Cervus elaphus*. *Ecography*. Numéro 32. Pages 401-410.

MYSTERUD A. (2004). Temporal variation in the number of car-killed Red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife biology*. Volume 10. Numéro 3. Pages 203-211.

RATCLIFFE P.-R. (1984). Population dynamics of Red deer (*Cervus elaphus* L.) in Scottish commercial forests. *Proceedings of the Royal society of Edinburgh*. Numéro 82. Pages 291-302.

RUEDIGER W.-B.-C., WALL K. & WALL R. (2005). Effects of highways on Elk (*Cervus elaphus*) habitat in the Western United States and proposed mitigation approaches. In: *Proceedings of the 2005 International conference on ecology and transportation*. Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for transportation and the environment. North Carolina State University, Raleigh, NC. Pages 269-278.

SLATE J., KRUUK L.-E.-B., MARSHALL T.-C., PEMBERTON J.-M. & CLUTTON-BROCK T.-H. (2000). Inbreeding depression influences lifetime breeding success in a wild population of Red deer (*Cervus elaphus*). *Proceedings of the Royal society of London*. Numéro. 267

STAINES B.-W. (1978). The dynamics and performance of a declining population of Red deer (*Cervus elaphus*). *Journal of zoology*. Volume 184. Numéro 3. Pages 403-419.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Cerf élaphe (Cervus elaphus Linnaeus, 1758) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 20 pages.



Photo Vincent Vignon

Le chat forestier

Felis silvestris



Le Chat forestier

Felis silvestris Schreber, 1775

Mammifères, Carnivores, Félidés



© Vincent Vignon

Photo : Vincent Vignon

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Chat forestier, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Chat forestier appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Ariagno & Erome, 2009 Arrighi & Salotti, 1999 Léger <i>et al.</i>, 2008 Lustrat & Vignon, 1991 Lustrat, 2002	Le Chat forestier d'Europe (<i>Felis silvestris</i>) occupe actuellement une aire de distribution disjointe sur le continent européen. En France, la présence du Chat forestier est établie de façon certaine dans 44 départements dont 9 avec des présences seulement marginales (Léger <i>et al.</i>, 2008). Deux aires de présence, sans relation aucune, sont à distinguer sur notre territoire : l'aire du grand quart nord-est de la France et l'aire pyrénéenne. Enfin, le Chat forestier est également présent en Corse (Arrighi & Salotti, 1988). Le quart nord-est : Les plaines et plateaux de Lorraine, d'Alsace, de Bourgogne, de Champagne, des Ardennes, de Franche-Comté, ainsi que les secteurs de moyenne montagne des Vosges et du Jura, constituent les véritables bastions du Chat forestier en France. Cette population trouve des prolongements dans les Alpes du nord (Haute-Savoie essentiellement), dans le Centre, la Picardie et l'Île-de-France (Lustrat & Vignon, 1991 ; Lustrat, 2002). Au delà des frontières françaises, cette vaste aire du quart nord-est français se poursuit en Allemagne, notamment en Rhénanie-Palatinat et en Sarre (Raimier, 1994 in Léger <i>et al.</i>, 2008), en Belgique (Le Proux de la Rivière et Libois, 2007 in Léger <i>et al.</i>, 2008), au Luxembourg (Moes, 1994 in Léger <i>et al.</i>, 2008) et en Suisse (Libereck, 1999 in Léger <i>et al.</i>, 2008 ; Ariagno & Erome, 2009). L'aire pyrénéenne : Le deuxième noyau français, beaucoup moins important que le premier, se trouve dans les Pyrénées. Le Chat forestier est signalé dans l'ensemble des six départements pyrénéens (Pyrénées-Atlantiques, Hautes-Pyrénées, Haute-Garonne, Ariège, Pyrénées-Orientales et Aude). Dans ces départements, l'espèce n'est vraiment régulière que dans les piémonts. Les observations se raréfient avec l'altitude et l'espèce est absente de la haute montagne (observée jusqu'à la limite supérieure de la forêt, à des altitudes atteignant au maximum 1700 m - 1800 m). L'aire totale occupée recouvre un peu plus de 13 000 km². Cette zone de présence trouve son prolongement jusqu'au sud de l'Espagne et au Portugal (Stahl & Artois, 1994 in Léger <i>et al.</i>, 2008). Outre ces deux aires de présence prédominantes, de très faibles populations relictuelles semblent également encore subsister dans le sud-est du pays (départements du Var, des Alpes-Maritimes, des Alpes-de-Haute-Provence et des Hautes-Alpes). On peut ainsi signaler par exemple l'existence probable d'une petite population dans le massif de l'Estérel inventoriée dans la ZNIEFF 83189100 de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur.
Évolution récente D'après : Arthur, 2011 CSRPN Auvergne, 2010 CSRPN Centre, 2010 CSRPN Midi-pyrénées, 2010 Léger <i>et al.</i>, 2008 Say <i>et al.</i>, 2011	L'espèce semble avoir été très largement répartie depuis l'Holocène jusqu'au Moyen-âge où ses populations ont commencé à décliner (Say <i>et al.</i>, 2011). Après une longue phase de disparition menant l'espèce au bord de l'extinction, ses populations reconstituent actuellement peu à peu leurs effectifs et l'aire de répartition commence à se ré-étendre vers le sud et le centre de la France. C'est depuis le milieu du XX^{ème} siècle que la tendance semble s'être inversée et que le statut du Chat forestier s'est amélioré dans différents pays européens (Stahl & Artois, 1994 in Léger <i>et al.</i>, 2008). Dès les années 1970, les Ardennes belges sont citées comme le lieu d'une extension marquée des Chats forestiers vers le sud et l'ouest (Parent, 1975 in Léger <i>et al.</i>, 2008). Cette extension semble s'être produite à partir des « zones rouges » de Lorraine, dévastées durant la guerre de 1914-1918 et laissées en friche ensuite. L'enquête menée en 2008 par Léger <i>et al.</i> a permis de mettre en évidence l'existence d'un hiatus entre les deux noyaux de population du nord-est et des Pyrénées en France. Ce hiatus pourrait se réduire voire se refermer petit à petit sous l'effet de la recolonisation en provenance du nord-est constatée ces dernières années. Ce front de recolonisation cependant progresse lentement selon les régions, l'espèce semblant plutôt contourner le cœur du Massif Central par l'ouest, sans doute à cause de son aversion pour l'altitude et les enneigements prolongés (Conseil scientifique régional du patrimoine naturel d'Auvergne, 2011). A ce jour, dans la population du nord-est, les stations les plus au sud-ouest sont situées en Creuse, en Corrèze, dans le Puy-de-Dôme, le Cantal et l'Allier. Les limites sud-est de la répartition actuelle passent par la Loire, le Rhône, l'Ain et l'Isère, ainsi que sur les franges occidentales des départements de la Savoie et de la Haute-Savoie. L'espèce colonise également progressivement la région Centre selon un gradient Est-Ouest depuis les années 1970. Sa présence du Chat est désormais certaine dans le Cher, l'Indre, l'Est du Loiret, le sud du Loir-et-Cher et de l'Indre-et-Loire (Conseil scientifique régional du patrimoine naturel du Centre, 2010). Au sud du Massif central (Haute-Loire, Ardèche, Lozère, Aveyron, Gard, Tarn, Lot, Tarn-et-Garonne), aucune information certaine n'a pu être obtenue durant l'enquête de Léger <i>et al.</i> (2008). L'espèce pourrait revenir bientôt en Aveyron avec sa progression dans le nord du Massif central et sa présence dans le Limousin (Arthur, 2011). La population pyrénéenne, qui est donc pour le moment sans connexion avec celles du nord-est de la France, ne peut dépendre pour sa survie que des conditions locales car les points de contact avec les populations espagnoles sont de leur côté certainement réduits aux seuls points où les zones forestières de part et d'autres ne sont pas séparées par de vastes espaces de haute montagne (Conseil scientifique régional du patrimoine naturel de Midi-Pyrénées, 2011).
Phylogénie et phylogéographie D'après : Stahl & Léger, 1992	Les données paléontologiques actuelles ne permettent pas de retracer en détail la phylogénèse de <i>Felis silvestris</i> qui est encore fortement soumise à débat entre les scientifiques. En revanche, il semble avéré que l'ancêtre du Chat forestier (probablement <i>Felis lunensis</i>) était déjà présent en Europe au début du Pléistocène (Stahl & Léger, 1992). C'est au moment de la dernière glaciation puis au postglaciaire que <i>Felis silvestris</i> commence à devenir commun dans les dépôts géologiques (Stahl & Léger, 1992). L'aire de répartition du Chat forestier dans ces temps historiques couvrait donc probablement toute l'Europe occidentale, centrale et méridionale ainsi que l'Asie mineure et le Caucase (Stahl & Léger, 1992). Puis, le morcellement de l'aire de cette répartition originelle, accompagnant les changements climatiques et la régression des massifs forestiers s'est sans doute produit peu à peu pour s'accélérer au XVIII^{ème} siècle (Stahl & Léger, 1992).

	Aujourd'hui, sur le continent européen, le Chat forestier se rencontre dans des régions bien distinctes et, à l'intérieur même de ces zones, la distribution est souvent elle-même fragmentée (Stahl & Léger, 1992). Les données paléontologiques suggèrent que le Chat forestier d'Europe (<i>silvestris</i>) et le Chat sauvage d'Afrique (<i>lybica</i>) (dont provient le Chat domestique (<i>catus</i>)) auraient divergé il y a environ 20 000 ans (Stahl & Léger, 1992). Le rang d'espèce de ces trois lignées n'est en revanche pas totalement confirmé (Stahl & Léger, 1992). Il pourrait s'agir de sous-espèces de <i>Felis silvestris</i>, faisant donc de cette dernière une espèce polytypique dont la répartition couvre l'Eurasie et l'ensemble du continent africain (Stahl & Léger, 1992).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le Chat forestier est une espèce sédentaire.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Léger <i>et al.</i> , 2008	Le Chat forestier est une espèce forestière, occupant principalement des forêts de feuillus et mixtes d'altitude modeste. Il se rencontre ainsi essentiellement dans les régions boisées de plaine, de colline, de basse ou de moyenne montagne et des piémonts. Bien que lié aux zones largement boisées, le Chat forestier n'est pas un véritable prédateur forestier puisque les petits campagnols des milieux ouverts et semi-ouverts (hors spécialisations locales sur le lapin de garenne) constituent une part importante de sa nourriture. La littérature mentionne ainsi que le Chat forestier nécessite, dans le milieu forestier qu'il occupe, de nombreuses et vastes clairières et surtout de fréquentes lisières avec des zones herbacées basses (prairies naturelles principalement). Les milieux jugés optimaux pour l'espèce constituent donc les massifs forestiers associés à des prairies naturelles (Léger <i>et al.</i>, 2008). Enfin, le Chat forestier a également besoin d'abris de gîte et de reproduction sous forme de cavités naturelles, le plus souvent de vieux arbres creux ou des cavités sous racines d'arbres âgés ou sous chablis. Au sein du territoire, il y a plusieurs gîtes diurnes (de deux à une dizaine) occupés parfois régulièrement, parfois temporairement par les Chats sauvages. Durant la mauvaise saison, ces gîtes sont protégés et abrités : ce sont des terriers ou des abris sous roches ; tandis qu'en été, il ne s'agit pas d'un emplacement précis (arbre, bosquet dense, parcelle forestière). Les troncs couchés au sol sont empruntés par le Chat forestier lors de ses déplacements et jouent sans doute un rôle important en cas de couvert neigeux comme supports structurant (com. pers. Spenlehauer, 2012).
Taille du domaine vital D'après : Kraft, 2008 Schauenberg, 1981 Stahl, 1986 Stahl & Léger, 1992	Les chiffres avancés concernant le domaine vital des Chats forestiers sont extrêmement variables selon les études. Il semblerait en effet que la taille des territoires varie fortement entre les régions et les pays car celle-ci dépend avant tout de la structure du paysage et de l'offre alimentaire (Schauenberg, 1981). Par exemple, une étude réalisée en Ecosse estime entre 81 et 172 ha la taille du territoire d'un mâle et entre 9 et 169 ha pour une femelle (Schauenberg, 1981) alors que des études effectuées en Lorraine ont estimé la taille du territoire vital d'un mâle entre 242 ha et 1274 ha et entre 135 et 271 ha pour une femelle (Stahl, 1988 <i>in</i> Kraft, 2008). De manière générale, on peut toutefois dire que le Chat forestier occupe des territoires relativement vastes et que le territoire du mâle est souvent plus étendu que celui de la femelle. Le mâle est en effet plus mobile et vagabond que les femelles qui, elles, se tiennent dans un périmètre restreint (Schauenberg, 1981). Il est important de noter également qu'il existe au sein des aires des Chattes, une « core area » ou « zone centrale » à partir de laquelle les déplacements ont une forte tendance centripète. Cette caractéristique est moins vraie chez les mâles (Stahl, 1986). Outre cette différence entre mâle et femelle, la territorialité du Chat forestier est également inhérente à l'âge et à la saison (Schauenberg, 1981). Concernant l'âge, ce sont les jeunes Chattes qui possèdent le domaine vital le plus réduit (38 ha en moyenne) alors que les jeunes mâles ont au contraire un comportement extrêmement nomade et ne s'établissent pas dans un domaine défini. Ils résident quelques jours seulement dans un système de vallées particulier avant d'émigrer dans les vallées voisines (Corbett <i>in</i> Schauenberg, 1981). Concernant les saisons, une périodicité annuelle s'établit, selon laquelle le domaine vital est plus réduit en été qu'en hiver et qu'au premier printemps, périodes où se produisent les accouplements et où les proies sont rares. Le domaine vital hivernal peut, lui, devenir extrêmement vaste (Schauenberg, 1981).
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés	D'après Schauenberg, 1981, lorsqu'il se déplace dans son domaine, le Chat forestier marche de préférence dans les traces d'autres mammifères : il emprunte ainsi volontiers les sentiers, chemins et pistes tracés par les cervidés et sangliers ainsi que les routes forestières sur lesquels ils cheminent dans les ornières des véhicules. Le Chat forestier sait aussi très bien nager (com. pers. Spenlehauer, 2012).

Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Hainard, 1997 Mac Donald & Barrett, 2006 Schauenberg, 1981 Stahl, 1986 Stahl & Léger, 1992	Le Chat forestier possède une période d'activité au lever du jour, suivie d'une période de somnolence de 2h environ après le lever du soleil (com. pers. Spenlehauer, 2012). Au cours de la journée, le Chat se repose en des lieux de prédilection, se déplaçant de l'un à l'autre en fonction des conditions météorologiques. Cette phase de somnolence dure jusqu'au coucher du soleil. Tard dans l'après-midi le Chat forestier entre en activité. Le crépuscule constitue la période principale d'entrée en chasse. Durant leur période d'activité, les animaux, à la recherche de nourritures, alternent périodes de déplacements importants (longues excursions de 10 à 20 km) et périodes de calme où l'animal se déplace très peu. Lors de pénurie alimentaire, il arrive que les individus réalisent des périple en dehors du domaine vital. Une période de sommeil profond occupe ensuite une grande partie de la nuit. Ce rythme d'activité typique subit des variations lorsqu'une Chatte doit pourvoir sa portée en alimentation. Chez le mâle, pendant le rut et durant la phase d'erratismes des jeunes de l'année, le cycle peut s'écarter fortement de ce découpage. Des conditions météorologiques extrêmes influent également de façon nette sur le rythme d'activité des Chats forestiers et en particulier, les premières chutes de neige peuvent entraîner une activité limitée ou nulle pendant 48 heures ou plus ((Corbett, 1979 ; Stahl, 1986) in Stahl & Léger, 1992). Selon les individus et les saisons, la longueur moyenne du déplacement circadien d'un Chat varie entre 4,2 km et 12,1 km par 24 heures ; il s'agit d'une estimation minimum de la distance parcourue par radiopistage (Stahl & Léger, 1992). Les femelles et les mâles qui utilisent des domaines vitaux restreints ont des déplacements circadiens moyens de faible amplitude et relativement lents ; inversement, plus le domaine vital est important plus la longueur et la vitesse moyenne des déplacements est élevée (Mac Donald & Barrett, 2005 ; Stahl, 1986). Ces différences traduisent des formes de parcours et des modes de chasse différents. Les Chats à faible territoire effectuent rarement des trajets rectilignes ; leur chasse est vraisemblablement une chasse à l'affut impliquant peu de distances et des déplacements lents (225 à 1065 m/heure) (Stahl & Léger, 1992). Les Chats utilisant un vaste domaine semblent pratiquer plus fréquemment une chasse itinérante, impliquant des déplacements linéaires et rapides (1215 à 2031 m/heure avec des pointes de vitesse relevées entre 3 et 6 km/heure. Ces Chats suivent ainsi des itinéraires de patrouilles entrecoupés de visites de terriers et d'activités de marquage (Stahl & Léger, 1992). En Artois, la surface utilisée quotidiennement par un Chat a été estimée entre 30 à 330 ha et, en une saison, entre 185 à 900 ha (Hainard, 1997).
Déplacements liés au rythme plurircadien D'après : Kraft, 2008 Stahl, 1986 Stahl & Léger, 1992	Plus les dimensions de l'aire vital d'un Chat augmentent, moins l'animal pourra le parcourir dans son ensemble en 24h, et ce malgré l'augmentation de la capacité de déplacement pointée ci-dessus (Stahl, 1986). Ainsi, les femelles et, à un moindre degré les mâles qui couvrent de petites surfaces, retournent fréquemment à des gîtes proches les uns des autres. Cette tendance est très marquée chez les femelles en hiver. A l'inverse, les autres mâles utilisent successivement plusieurs gîtes éloignés les uns des autres. Ces mêmes gîtes peuvent également être utilisés par des femelles. Plusieurs jours, voire une semaine, sont donc nécessaires pour que les mâles visitent la totalité de leur domaine. Cette durée est d'autant plus longue que l'animal réutilise plusieurs jours de suite le même site de repos et elle s'accroît lorsque l'activité locomotrice est plus faible, c'est-à-dire de la fin de l'automne à la fin de l'hiver. En conclusion, il semble exister deux stratégies différentes d'utilisation de l'espace chez le Chat forestier : une utilisation potentielle journalière de l'aire d'activité corrélée à des superficies de petite taille (chez les femelles et certains mâles) et une utilisation pluri-journalière d'une aire de grande dimension (certains mâles) (Stahl, 1986).
Déplacements liés au rythme circannuel (cycle annuel) D'après : Stahl & Léger, 1992 Schauenberg, 1981	La principale période de rut chez le Chat forestier s'étend entre début janvier et fin février mais la période d'activité sexuelle peut être beaucoup plus longue (de fin décembre à fin juin) et des accouplements plus précoces ou plus tardifs ne sont donc pas rares ((Conde & Schauenberg, 1969 ; Conde & Schauenberg, 1974 ; Heptner & Naumov, 1980) in Stahl & Léger, 1992). La majorité des mises-bas se produisent au début du printemps (Conde & Schauenberg, 1974 in Stahl & Léger, 1992) ; les deux tiers des naissances ont lieu de la mi-mars à la fin du mois d'avril. Il existe des naissances, rares certes, en janvier ou février : au moins deux cas sont avérés dans le Jura alsacien et Jura suisse proche (com. pers. Spenlehauer, 2012). La femelle élève seule sa portée de 1 à 6 Chatons pendant le printemps et l'été. Durant cette période, les femelles sont donc très sédentaires. Une femelle accompagnée de trois juvéniles a ainsi été observée à de nombreuses reprises durant toute la période d'élevage toujours sur les mêmes lieux (Schmidt, 1963 in Schauenberg, 1981). Seuls les jeunes manifestent des tendances à l'erratismes ainsi que des mâles en rut non encore accouplés qui vagabondent à la recherche d'une partenaire en circulant sur les domaines de plusieurs femelles. La courbe démographique annuelle atteint ainsi son maximum en été et jusqu'au cours de l'automne. Les jeunes sont ensuite rejetés par les Chattes et nomadisent. Dès le début de la saison hivernale, l'équilibre numérique de la population résidente paraît s'établir.
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	

Territorialité D'après : Stahl & Léger, 1992 Stahl, 1986	Le chevauchement entre domaines vitaux de Chats voisins est possible mais variable selon les régions et les pays. La nature différente des ressources alimentaires exploitées par le Chat forestier semble là encore être ce qui détermine cet usage exclusif ou non de l'espace. Ce chevauchement est également variable selon les sexes : les femelles adultes semblent avoir tendance à utiliser des aires ne se chevauchant pas ou peu (Stahl, 1986). Chez les mâles, cette tendance semble être moins stricte. En Lorraine, des études ont montré que des individus nomades peuvent traverser temporairement une partie du territoire d'un individu sédentaire. Néanmoins, il existe bien aussi un partage de l'espace entre mâles sédentaires : chaque mâle utilise un domaine vital sur lequel les mâles voisins ne pénètrent que rarement (Stahl & Léger, 1992). En revanche, le territoire d'un mâle recouvre en général ceux de plusieurs femelles, y compris en dehors de la période de reproduction, et chacun de ces territoires femelles peut lui-même être recouvert par deux mâles. Il semblerait que le territoire d'un mâle puisse couvrir ceux de 2 à 3 Chattes voire jusqu'à ceux de 6 Chattes. Cette superposition des domaines des mâles et des femelles suppose une utilisation partagée de certaines ressources : emplacements de repos, zones de chasse (Stahl & Léger, 1992). Les deux sexes partagent ainsi les mêmes terrains de chasse et lieux de repos ; des gîtes diurnes d'un mâle et d'une femelle peuvent même être très proches. En conclusion, la répartition des mâles dépend de celle des femelles qui dépend elle-même fortement de celle des proies.
Densité de population D'après : Kraft, 2008 Schauenberg, 1981 Stahl, 1988 Stahl & Léger, 1992	Au regard de ces diverses fluctuations de la taille des territoires liées à l'âge, au sexe, à l'offre alimentaire et à la saisonnalité, la densité des populations de Chat forestier au sein d'un massif forestier est donc très difficile à estimer et à généraliser. Une enquête réalisée en 1975, a estimé la densité de Chats forestiers pour 100 ha de forêt entre 0,03 et 0,27 individus dans le bas-Rhin et entre 0,03 et 0,7 dans le Haut-Rhin (Baumgart <i>in</i> Schauenberg, 1981). En Allemagne, la densité de population a été observée entre 0,3 et 0,5 individus pour 100 ha dans la zone centrale du territoire vital et de 0,2 individus pour 100 ha dans les bordures du territoire (Kraft, 2008). Selon d'autres études on peut obtenir d'autres chiffres encore : entre 0,2 et 0,5 ind/km² en zone centrale et entre 0,1 et 0,3 ind/km² en bordure (Hermann & Vogel, 2005 <i>in</i> Kraft, 2008).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population viable D'après : Kraft, 2008	En partant d'un effectif de 50 adultes fertiles, Kraft (2008) mentionne qu'un habitat favorable et connecté d'environ 20 000 ha serait donc nécessaire pour assurer la survie d'une population de Chats forestiers (ce qui sous-entend dans le calcul un domaine vital moyen de 400 ha mâles et femelles confondus car les domaines des mâles se superposent généralement à deux des femelles). En prenant un effectif minimum de 500 individus, cette taille d'habitat adapté c'est-à-dire de forêt bien structurée et non fragmentée est alors de 165 000 ha. C'est dans un territoire de cette taille que les conditions biotiques et abiotiques peuvent jouer leur rôle important de sélection et non d'extinction (Grabe & Worel, 2011 <i>in</i> Kraft, 2008). Ces superficies sont théoriques et constituent des valeurs indicatives.
Effectifs minimum pour une population viable D'après : Kraft, 2008	Ce type de données est difficile à trouver dans la littérature. Kraft (2008) traite cette question en considérant cependant des données générales qui ne sont pas spécifiques pour le Chat forestier. Dans son étude, Kraft (2008) mentionne ainsi que le minimum viable d'une population de Chats forestiers (à considérer comme le nombre d'individus minimum estimés pour que la survie de la population soit assurée à 95% pendant au moins 100 ans) est estimé à 50 individus adultes et fertiles qui ne sont pas apparentés entre eux, sous des conditions optimales et dans un temps restreint (Grabe & Worel, 2001 <i>in</i> Kraft, 2008). Ce chiffre de 50 correspond donc à la taille effective de la population minimale et il n'est pas dit combien d'effectifs compterait cette population minimale si l'on y inclut les jeunes et les adultes non reproducteurs. Toutefois, Kraft (2008) mentionne que le chiffre de 50 individus n'est pas suffisant si l'on prend en compte dans le calcul de la viabilité les facteurs biotiques et abiotiques qui influencent les populations telles que le climat, les maladies ou les impossibilités d'alimentation. Le minimum viable est alors porté à 500 individus.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure suprapopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Kraft, 2008 Stahl & Léger, 1992	Au bout de 4 semaines, les Chatons quittent l'abri de la grotte ou du terrier où la femelle a mis bas. Les subadultes occupent une partie du territoire familial durant un certain temps. La maturité des mâles et des femelles est atteinte au cours du dixième mois avant la fin de la croissance physique (Schauenberg, 1980 <i>in</i> Stahl & Léger, 1992). Durant le premier automne/hiver, les jeunes mâles se dispersent à la recherche d'un territoire alors que la plupart des jeunes femelles restent près de leur lieu de naissance.
Distance de dispersion D'après : Kraft, 2008 Stahl & Léger, 1992	Il semble que les mâles se dispersent plus loin et plus tôt que les femelles du fait sans doute que les jeunes mâles subordonnés sont incapables de se reproduire tant qu'un mâle adulte occupe le territoire (Piechocki, 1990 <i>in</i> Kraft, 2008). En Allemagne, dans le Harz, des jeunes mâles ont été retrouvés à une distance variant de 3 à 55 kilomètres de leur lieu de naissance (Stahl & Léger, 1992). Des jeunes mâles ont même déjà pu être observés jusqu'à 80 km du territoire de la mère (Piechocki, 1990 <i>in</i> Kraft, 2008).

Milieux empruntés et facteurs influents	Les tas de bois sous forme de branchages, grumes, souches, etc., sont prisés pour le gîte des jeunes (com. pers. Spenlehauer, 2012).
Fidélité au lieu de naissance	Aucune information.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration	Il est rapporté qu'occasionnellement, les adultes tant mâles que femelles quittent leur domaine vital personnel et gagnent une nouvelle région éloignée de plusieurs kilomètres.
Fidélité au site	Ces excursions peuvent durer plusieurs jours mais les individus réintègrent généralement ensuite leur domaine habituel (Corbett, 1978 in Schauenberg, 1981). Un ou deux Chats capturés en Bourgogne puis relâchés au pied du jura suisse ont gagné un massif forestier du Gros-de-Vaud à 15 km du lieu de la remise en liberté (Besson, 1977 in Schauenberg, 1981).
Fidélité au partenaire	Aucune information.
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : CSRPN Auvergne, 2010 Stahl, 1986 Stahl et Léger, 1992 Vignon, 2012	D'après CSRPN Auvergne, 2010, la très forte régression qu'ont subie dans le passé les populations de Chats forestiers est en grande partie liée à la déforestation opérée au cours des siècles passés, aggravée par une forte pression de destruction sur l'espèce. Suite à la reforestation durant les dernières décennies, le Chat forestier recolonise lentement une partie des territoires abandonnés. L'urbanisation semble être un facteur compromettant fortement la présence du Chat forestier. Ainsi, l'ensemble des individus suivis par Stahl dans son étude (1986) ont systématiquement évité les habitats de type « Maisons et jardins » (villages et leurs alentours, habitations, friches, vergers, ...) le jour comme la nuit : aucun animal, quelque soit la proportion de ce type d'habitat sur l'aire étudiée n'utilise la périphérie des villages ou même des habitations isolées. Aucun habitat humain groupé n'est inclus dans les aires des Chats forestiers étudiés par Stahl ; ces aires se distribuent de part et d'autre des villages mais ne les contournent jamais. Stahl et Léger (1992) soulignent ainsi un caractère relativement anthropophobe de l'espèce. Partant de ce postulat, il est aisé de comprendre le caractère fragmentant que peut avoir l'urbanisation sur les populations de Chat forestier. Il faut cependant noter le cas particulier des clairières-village du Jura où des Chats viennent chasser malgré la proximité des habitations, d'autant plus que la mosaïque d'habitats intra-forestiers est parfois limitée dans les forêts résineuses assez denses (com. pers. Vignon, 2012). Des observations similaires sont faites dans le Jura alsacien (com. pers. Spenlehauer, 2012). Par ailleurs, l'hybridation du Chat forestier avec l'espèce introduite le Chat domestique (<i>Felis catus</i> Linnaeus, 1758) semble également représenter une menace importante voire la menace principale pesant sur le maintien à long terme du Chat forestier d'Europe ((Suminski, 1962 ; Röben, 1974 ; Corbett, 1979 ; French <i>et al.</i>, 1988) in Stahl & Léger, 1992). Bien que les deux espèces soient sympatriques depuis plus de 2 000 ans, leur hybridation fréquente pourrait constituer un phénomène récent, datant seulement du XX^{ème} siècle et la fragmentation des habitats sensiblement apparue à partir de cette époque pourrait en être l'une des causes principales. Le risque d'hybridation est en effet largement favorisé par la proximité du Chat forestier avec des habitations humaines (Arthur, 2011) et cette augmentation du phénomène d'hybridation serait donc pour beaucoup d'auteurs directement issue du morcellement de l'aire de répartition du Chat forestier et de la chute des effectifs de ses populations (Stahl & Léger, 1992). Cela est particulièrement vrai dans les secteurs de montagne où le Chat est présent et en faible densité (Arthur, 2011).
Importance de la structure paysagère D'après : CSRPN Auvergne, 2010 Kraft, 2008 Lozano, <i>et al.</i>, 2003 Mölich <i>et al.</i>, date inconnue Vignon, 2012	La présence du Chat forestier est indicatrice d'une continuité fonctionnelle des zones boisées possédant des arbres âgés (dont les cavités sont favorables au gîte) et également fortement imbriquées avec de nombreuses zones ouvertes (terrains de chasse) (CSRPN Auvergne, 2010). Le Chat forestier est donc le témoin d'un certain type de paysage, relativement complexe, qui n'est pas exclusivement forestier (Lozano <i>et al.</i>, 2003). Cependant, la présence de milieux ouverts associés, tout aussi importante qu'elle soit, doit néanmoins rester une mosaïque dans un paysage qui reste à dominante boisée. Ainsi, des terrains agricoles sans possibilité de couvert peuvent selon des études télémétriques, constituer des barrières infranchissables pour le Chat forestier (com. pers. Mölich, 2008 in Kraft, 2008). Ces études ont montré qu'à proximité de terres à agriculture intensive, la femelle ne s'éloigne de son habitat qu'à une centaine de mètres de la forêt. Les mâles, plus aventureux, peuvent par contre quitter l'abri de la forêt jusqu'à une distance de 1.3 km (Kraft, 2008). La présence de Chat forestier a même été rapportée dans des bosquets de plaine de culture intensive en Champagne crayeuse, parfois à plusieurs kilomètres des camps militaires qui constituent les derniers habitats boisés et tranquilles (com. pers. Vignon, 2012).

	Ce besoin d'un couvert forestier pour le Chat forestier est multiple : l'espèce a besoin d'un couvert contre les prédateurs, d'un abri contre les facteurs climatiques défavorables au moment de l'élevage des petits et d'une structure suffisamment dense de sous-bois pour pouvoir se cacher lors de la chasse (le Chat se cache peu en prairie (com. pers. Vignon, 2012). Le Chat forestier est également un animal sensible aux perturbations et recherche les endroits calmes pour le repos. L'habitat du Chat forestier doit donc être fortement structuré (Kraft, 2008). Les études télémétriques ont par ailleurs montré que les lieux où le Chat forestier chasse le plus sont les lisières intérieures ou extérieures des forêts. L'habitat peut ainsi s'étendre sur plusieurs petites forêts à la condition celles-ci soient raccordées les unes aux autres par des haies ou des structures de fonctions comparables qui permettent cet effet « lisière ». Le caractère « décousu », irrégulier, des lisières, qui garantit une diversité structurale et une richesse en taxons botaniques et classes d'âges, est un critère de qualité pour le Chat forestier (com. pers. Spenlehauer, 2012). Dans des régions non forestières d'Allemagne, ou avec de petites forêts sans connexion les unes aux autres et avec une forte densité d'habitations humaines, aucune colonisation de Chats forestiers n'a pu être observée (Kraft, 2008). Dans les zones de vallées, le couvert formé par les ripisylves est très fréquemment utilisé par les Chats forestiers si ces ripisylves sont diversement structurées et comportent des amas de bois morts (com. pers. Spenlehauer, 2012). La préservation du Chat forestier doit donc passer par la prise en compte de cette complexité paysagère qu'exige cette espèce (Lozano <i>et al.</i>, 2003). Toutes ces exigences font du Chat forestier un bon indicateur d'un réseau boisé fonctionnel (Mölich <i>et al.</i>, date inconnue).
Exposition aux collisions D'après : Lups, 1995 Schauenberg, 1981 Stahl & Léger, 1992	Dès 1958, de nombreux accidents mortels survenant à des Chats forestiers étaient déjà signalés, sur les routes traversant les forêts d'Allemagne (Leuw, 1958 <i>in</i> Schauenberg, 1981). Les heures de la soirée semblent les plus meurtrières du fait de l'activité crépusculaire des Chats forestiers. Compte tenu des distances parcourues lors de la dispersion des jeunes, cette phase du développement comporte vraisemblablement une mortalité par collision élevée chez ces jeunes Chats vagabonds et inexpérimentés. Les mâles adultes semblent également relativement exposés à ce phénomène pendant la période de rut qui les amène à se déplacer davantage à la recherche d'une femelle (Lups, 1995). De manière générale, le trafic routier semble représenter une cause non négligeable dans la mortalité de l'espèce. En 1988, Riols indique que 34% des individus morts qu'il a recensés ont été heurtés par des véhicules (contre 46% de piégés et 19% de tirés) (<i>in</i> Stahl & Léger, 1992). En 1986, Piechocki rapporte qu'en Allemagne de l'est, plus de 85% des cas de mortalité recensés sur 34 années sont d'origine humaine et que 23% d'entre eux sont dus au trafic routier (<i>in</i> Stahl & Léger, 1992), soit près de 20% de la mortalité totale. Enfin, dans certaines régions, où le Chat forestier pourrait effectuer une recolonisation, le réseau routier et son trafic peuvent constituer un frein certain. En Île-de-France par exemple, où le Chat forestier atteint sa limite d'aire de répartition, le tissu routier extrêmement dense doit freiner considérablement cette progression, et même peut-être l'empêcher totalement (Lustrat, 1997).
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Pas d'action connue dédiée à l'espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages D'après : Berne & Vanpeen, 2003 Carsignol, 2008	De manière à diminuer le risque de collision, des clôtures peuvent être posées en bord d'infrastructure linéaire. Le Chat forestier étant sauteur et grimpeur, ces clôtures doivent mesurer 1,8 m de hauteur (Carsignol, 2008). Un rabat de 10 cm au sommet est préconisé (Carsignol, 2008). Il est conseillé d'utiliser un treillis à simple torsion avec des mailles de 3 cm de côté. Pour rétablir un franchissement sécurisé d'une infrastructure linéaire, la construction de passages est efficace, que ces passages soient en inférieur ou en supérieur (Berne & Vanpeen, 2003).
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
D'après Kraft, 2008, la quantité de neige qui tombe annuellement est un facteur important dans l'habitat du Chat en ce sens qu'il lui limite l'accessibilité en rongeurs, ses proies principales. Une épaisseur de neige supérieure à 20 cm en moyenne pendant plus de 100 jours/an semble être un maximum pour cette espèce. Des possibilités de migration dans des zones de climats favorable, via la présence de corridors boisés, sont donc nécessaires lors d'hivers froids pour assurer la survie des individus d'une population.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Le suivi télémétrique a été visiblement très utilisé sur le Chat forestier afin de comprendre son mode d'organisation de l'espace et son rythme d'activité (Kraft, 2008 ; Stahl, 1986 ; Stahl & Léger, 1992). L'outil moléculaire est également à la base des connaissances sur la phylogénèse de cette espèce (Stahl & Léger, 1992).	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Autres félidés D'après : Assmann, 2011	La France héberge une autre espèce de félidés sauvages, le Lynx boréal (<i>Lynx lynx</i> L., 1758). Le Lynx boréal et le Chat forestier sont tous les deux des félidés solitaires (par opposition aux Lions qui vivent en bande). Les grands traits de l'organisation spatiale décrits ici pour le Chat forestier sont donc également valables pour le Lynx boréal (Stahl & Vandel, 1998). Par conséquent, comme pour le Chat forestier, de manière générale : les domaines des

Breitenmoser-Wursten <i>et al.</i>, 2007 Stahl & Vandel, 1998	mâles et ceux des femelles sont utilisés de façon plus ou moins exclusive vis-à-vis des individus du même sexe ; les mâles occupent de vastes domaines qui recouvrent ceux de plusieurs femelles et la répartition des mâles dépend de celle des femelles qui dépend elle-même de celle des proies (Sandell, 1989 <i>in</i> Stahl & Vandel, 1998). Le Lynx boréal est étroitement associé aux vastes massifs forestiers (Stahl & Vandel, 1998) et évite les zones ouvertes (Assmann, 2011). L'espèce semble ainsi plus étroitement liée à la forêt que ne l'est le Chat forestier dont nous avons précisé qu'il nécessitait avant tout une mosaïque de forêts et de milieux prairiaux. Cette relation plus étroite entre le Lynx boréal et la forêt est due à sa technique de chasse et à la répartition de ses proies principales (ongulés), souvent inféodées aux espaces forestiers et aux lisières (Stahl & Vandel, 1998). Par ailleurs, comme chez le Chat forestier, le couvert forestier permet au Lynx boréal de trouver des gîtes de mise-base et constitue un refuge contre le dérangement (Stahl & Vandel, 1998). La taille du domaine vital du Lynx boréal ne semble pas plus grande que celle du Chat forestier : dans les Alpes suisses, les domaines vitaux couvrent de 275 à 450 km² pour les mâles et de 130 à 425 km² pour les femelles mais les tailles des domaines vitaux sont variables selon les régions (Stahl & Vandel, 1998). Le Lynx boréal et le Chat forestier peuvent fréquenter les mêmes territoires. Des cas de prédation du Lynx boréal sur le Chat forestier ont même été rapportés mais leur importance reste à prouver (Stahl & Vandel, 1998). Le Lynx boréal peut stationner pendant plusieurs jours d'affilée sur un secteur de moins de 200 ha, par exemple lorsqu'il consomme un ongulé, puis effectue ensuite des changements de zones (maximum = 32 km) (Stahl & Vandel, 1998). Le Lynx boréal pratique par ailleurs deux types de déplacements : des déplacements rectilignes sur plusieurs centaines de mètres voire des kilomètres souvent en empruntant les chemins et les sentiers ainsi que des déplacements de chasse présentant de nombreux allers-retours et zigzag (Stahl & Vandel, 1998). Concernant la dispersion, les jeunes de l'année sont laissés par leur mère vers fin-mars/début-avril ; ceux-ci restent 4 semaines en moyenne dans le territoire de leur mère où ils effectuent leurs premières tentatives de chasse puis le quittent définitivement (Stahl & Vandel, 1998). Les distances de dispersion à partir du domaine vital maternel varient entre 11 et 98 km (distances à vol d'oiseau) et ces distances semblent sensiblement identiques pour les deux sexes (Stahl & Vandel, 1998). Le Lynx boréal comporte de bonnes capacités de franchissement de certaines barrières pourtant importantes. Par exemple, les cours d'eau ne constituent pas des obstacles pour le Lynx boréal qui peut les traverser à la nage (y compris sur plusieurs dizaines de mètres et en cas de courant fort) et le Lynx boréal est également capable de franchir des chaînes de montagne (Alpes) (Stahl & Vandel, 1998). Malgré ces fortes capacités, la fragmentation des populations reste un problème aigu en Europe de l'ouest du fait de la disparition de corridors naturels permettant la dispersion et les échanges entre populations (Stahl & Vandel, 1998). Par exemple, en France, la population des Vosges est dans une dynamique beaucoup moins importante que la population du Jura relativement active (Assmann, 2011). Une reconnexion de ces deux noyaux de populations serait donc très bénéfique (Assmann, 2011). Elle permettrait l'apport de nouveaux individus dans les Vosges et un brassage génétique. De manière générale, un vaste réseau de surfaces boisées reliées entre-elles est favorable à l'espèce (Capt, 1995 <i>in</i> Stahl & Vandel, 1998). Par ailleurs, la circulation routière semble être une cause extrêmement importante de mortalité chez le Lynx boréal. Dans le Jura, les collisions routières peuvent constituer jusqu'à 30% de la mortalité de l'espèce (Breitenmoser-Wursten <i>et al.</i>, 2007). De plus, cette mortalité peut rester importante même en présence de passages installés car l'espèce ne les utilise pas toujours (Stahl & Vandel, 1998). Les collisions routières sont relativement importantes en phase de dispersion (Stahl & Vandel, 1998).
Autres espèces	D'une manière générale, le Chat forestier est une espèce typique des boisements non gérés et non dérangés, possédant des vieux arbres. Les forêts hébergeant du Chat forestier sont en ce sens des forêts à forte diversité car beaucoup d'espèces peuvent tirer profit de ce type de milieux (Mölich <i>et al.</i>, date inconnue).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Audrey SAVOURÉ-SOUBELET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Vincent VIGNON, Office de génie écologique

> Bibliographie consultée :

ARIAGNO D. & EROME G. (2009). Le Chat forestier, *Felis silvestris*, Schreber, 1775 en région Rhône-Alpes (France) et aires limitrophes. *Le Bièvre*. Numéro 22. Pages 17-30.

ARRIGHI J. & SALOTTI M. (1988). Le Chat sauvage (*Felis silvestris* Schreber, 1777) en Corse. Confirmation de sa présence et approche taxonomique. *Mammalia*. Numéro 52. Pages 123-125.

ARTHUR C.-P. (2011). *Le Chat forestier*. In : JACQUOT E. (coord) (2011). *Atlas des Mammifères sauvages de Midi-Pyrénées*. Livret 3 - Carnivores. Coll. Atlas naturalistes de Midi-Pyrénées. Edition Nature Midi-Pyrénées. 96 pages.

ASSMANN C. (2011). *Etude de la connectivité des massifs des Vosges et du Jura au niveau de la trame forestière*. Travail présenté lors de la journée d'échanges Trame verte et bleue de la fédération des Parcs naturels régionaux.

BERNE B. & VANPEEN S. (2003). *Rapport de synthèse de l'étude « Evaluation de l'efficacité de passages à faune et mise en relation avec le concept de corridor biologique » - Application à l'axe de Bièvre*. Conseil général de l'Isère. 87 pages.

BREITENMOSER-WURSTEN C., VANDEL J.-M., ZIMMERMANN F. & BREITENMOSER U. (2007). Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains. *Wildlife biology*. Pages 356-364. DOI : 13: 381-392.

CARSIGNOL J. (2008). *Clôtures routières et faune – Critères de choix et recommandations d'implantation*. Note d'information. Service d'études techniques des routes et autoroutes. 22 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE REGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE LA REGION AUVERGNE (2010). *Avis N°1-2010 - Séance du 30 juin 2010 du CSRPN Auvergne - Propositions concernant les espèces déterminantes pour l'établissement de la Trame Verte et Bleue*. 18 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE REGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE LA REGION CENTRE (2010). *Projet de liste d'espèces déterminantes « Trame verte et bleue » pour la région Centre – Proposition d'CSRPN Centre*. 7 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE REGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE LA REGION MIDI-PYRENEES (2010). *Contribution du CSRPN Midi-Pyrénées aux listes d'espèces déterminantes Trame verte et bleue*. 10 pages.

HAINARD R. (1997). *Mammifères sauvages d'Europe*. Edition Delachaux et Niestlé. Paris. 670 pages.

LÜPS P. (1995). *Felis silvestris* Schreber, 1777. Pages 412-416. In : HAUSSER J. (1995). *Mammifères de la Suisse : Répartition Biologie Ecologie*. Birkhäuser Verlag. Bâle-Boston-Berlin. 501 pages. ISBN : 3-7643-5194-2.

KRAFT S. (2008). *Relevé de la présence du Felis s. silvestris (Schreber, 1777) dans le Kaiserstuhl et les forêts rhénanes limitrophes. A l'aide de la méthode des pièges à poils*. Mémoire de fin d'études d'ingénieur forestier de l'ENGREF AgroParisTech. 142 pages.

LEGER F., STAHL P., RUETTE S. & WILHELM J.-M. (2008). *La répartition du Chat forestier en France : évolutions récentes*. Faune sauvage n° 280. Pages 24-39.

LOZANO J., VIRGO E., MALO A.-F., HUERTAS D.-L. & CASANOVAS J.-G. (2003). Importance of scrub–pastureland mosaics for wildliving cats occurrence in a Mediterranean area : implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity and conservation*. Numéro 12. Pages 921–935.

LUSTRAT P. (1997). Le Chat sauvage en forêt de Fontainebleau. *La Voix de la forêt*. Numéro 2. Pages 24-25.

LUSTRAT P. (2002). Nouvelle observation de Chat sauvage *Felis silvestris* en forêt de Fontainebleau. *La Voix de la forêt*. Numéro 2. Pages 28-29.

LUSTRAT P. & VIGNON V. (1991). Nouvelles données concernant la répartition du Chat sauvage (*Felis sylvestris*) en limite ouest de son aire de répartition. *Bulletin mensuel de l'Office national de la chasse*. Numéro 160. Pages 34-35.

MAC DONALD D.-W. & BARRETT P. (2005). *Guide complet des mammifères de France et d'Europe*. Edition Delachaux et Niestlé. Paris. 304 pages.

MÖLICH T., HÖSTERMANN M., KLAR N. & VOGEL B. (date inconnue). *Biotope networks in Germany : the wildcat corridor map – a strategic instrument of nature conservation*. 20 pages.

SAY L., DEVILLARD S., LEGER F., PONTIER D. & RUETTE S. (2011). Distribution and spatial genetic structure of European wildcat in France. *Animal Conservation*. Pages 1-10. DOI : 10.1111/j.1469-1795.2011.00478.x.

SCHAUENBERG P. (1981). Éléments d'écologie du Chat forestier d'Europe. *La Terre et la Vie*. Numéro 35. Pages 3-36.

STAHL P. (1986). *Le Chat forestier d'Europe (Felis silvestris, Schreber 1777) – Exploitation des ressources et organisation spatiale*. Thèse présentée à l'Université de Nancy 1 pour obtenir le grade de Docteur de l'Université de Nancy. 357 pages.

STAHL P. & LEGER F. (1992). *Le Chat sauvage d'Europe*. Encyclopédie des carnivores de France. Société française d'étude et de protection des mammifères. 50 pages.

STAHL P. & VANDEL J.-M. (1998). *Le Lynx boréal*. Encyclopédie des carnivores de France. Société française d'étude et de protection des mammifères. Paris. 65 pages.

> Bibliographie non consultée pouvant intéresser le lecteur :

FERNEX M. (2002). Wildcat (*Felis s. silvestris*) status in the Alsatian Jura. *Säugetierkundliche Informationen* 5/26. Pages 225-228.

HINTERMANN & WEBER AG, SCHLUSSBERICHT (2008). *Entwicklung und Anwendung einer neuen Wildkatzen-Nachweismethode*. 29 pages.

KERY M., GARDNER B., STOECKLE T., WEBER D. & ROYLE J.A. (2011). Use of Spatial Capture-Recapture Modeling and DNA Data to Estimate Densities of Elusive Animals. *Conservation biology*. Volume 25. Numéro 2. Pages 356-364.

LIBERER M. (1999). *Eco-éthologie du chat sauvage Felis s. silvestris, Schreber 1777 dans le Jura vaudois (Suisse). Influence de la couverture neigeuse*. Thèse de l'Université de Neuchâtel. Institut de zoologie. 299 pages.

MEIKE HÖTZEL, NINA KLAR, SILKE SCHRÖDER, CAROLINE STEFFEN & CHRISTINE THIEL (2007). *Die Wildkatze in der Eifel -Habitat, Ressourcen, Streifgebiete-*. Ökologie der Säugetiere. Numéro 5. Laurenti Verlag. ISBN 978-3-933066-35-0.

NUSSBERGER B., WEBER D., HEFTI-GAUTSCHI B. & LÜPS P. (2007). *Neuester Stand des Nachweises und der Verbreitung der Wildkatze (Felis s. silvestris) in der Schweiz*. Sonderdruck aus "Mitteilung der Naturforschenden Gesellschaft in Bern", Band 64.

RAYDELET P. (2009). Le chat forestier. Les sentiers du naturaliste. Editions Delachaux et Niestlé, Paris.

RAYDELET P. (2006). Le lynx boréal. Les sentiers du naturaliste. Editions Delachaux et Niestlé, Paris.

RUDOLF PIECHOCKI & DIE WILDKATZE (1990). *Die neue Brehm-Bücherei*. A.Ziemsen Verlag. ISBN 3-7403-0226-7

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Chat forestier (Felis silvestris Schreber, 1775) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 10 pages.

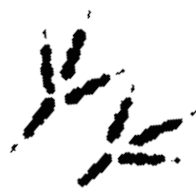


Photo Artur Mikołajewski

La chouette chevêche

Athene noctua

10



La Chouette chevêche

Athene noctua (Scopoli, 1769)

Oiseaux, Rapaces nocturnes, Strigidés



Photo : Philippe Gourdain

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques de la Chouette chevêche, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Chouette chevêche appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :

Anonyme 1, à paraître
Détroit *et al.*, 2010
Dubois *et al.*, 2008
Duchenne *et al.*, 2008
Fauvel *et al.*, 2007
Génot *et al.*, 2002
Masson & Nadal, 2010
Mebs & Scherzinger, 2006
Mérionalis, 2003
Paul, 2008
De Thiersant & Deliry, 2008
Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994

L'aire de répartition de la Chouette chevêche s'étend du bassin méditerranéen à la Chine (Anonyme 1, à paraître), limitée au Nord par le 55^{ème} parallèle (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). L'essentiel de la population européenne est concentré dans la péninsule ibérique, en France, en Italie, en Roumanie, en Ukraine et dans la partie européenne de la Russie (Mebs & Scherzinger, 2006). Les effectifs européens sont estimés entre 560 000 et 1 300 000 couples (Anonyme 1, à paraître).

En France, l'aire de répartition de la Chouette chevêche est assez vaste, bien que l'espèce soit absente des zones de haute montagne et des grands massifs forestiers (Génot *et al.*, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Les effectifs ne sont par contre pas très importants, en comparaison d'autres rapaces nocturnes : la population française est estimée entre 11 000 et 33 000/35 000 couples, ce qui représentait 10 % des effectifs nicheurs européens (Anonyme 1, à paraître, Génot *et al.*, 2002, Mebs & Scherzinger, 2006). Ils ont été évalués entre 20 000 et 60 000 par BirdLife International (Anonyme 1, à paraître). Il faut souligner néanmoins le fait que la connaissance à ce jour reste lacunaire et qu'il n'existe pas de vision d'ensemble relativement exhaustive ou statistiquement étayée (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012)

A titre indicatif, en France, la Chouette chevêche est absente des îles de Bretagne (Guermeur & Monnat, 1980 *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) et elle est rare en Corse (Thibault, 1983 *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) et sur les îles d'Hyères trop boisées (Vidal, 1986 *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Elle est par contre bien présente sur l'île d'Oléron avec une densité estimée à 65-70 couples (Bavoux & Burneleau, 1983 *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En 1986, ses effectifs étaient stables sur l'île de Frioul au large de Marseille avec au moins 3 couples (Cheylan, 1986 *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Un individu aurait été vu en 1990 sur l'île de Ouessant (Dubois *et al.*, 2008).

Évolution récente

D'après :

Anonyme 1, à paraître
Détroit *et al.*, 2010
Jiguet, 2010
UICN *et al.*, 2011
Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994

La Chouette chevêche est considérée comme « En déclin », continu mais modéré, en Europe (Anonyme 1, à paraître).

En France, la tendance des effectifs est également à la baisse ces dernières décennies. Les effectifs nationaux ont été estimés entre 5 000 et 50 000 couples par l'atlas des oiseaux nicheurs 1985-1989 alors qu'ils étaient estimés entre 10 000 et 100 000 couples quinze ans plus tôt (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

L'atlas des oiseaux nicheurs 1985-1989 mentionne que l'espèce est en régression dans de nombreux départements ou régions de France : en Nord-Pas-de-Calais, dans la Somme, en Champagne-Ardenne, en Alsace, dans le Jura, en Bretagne, dans la Sarthe, dans l'Orne, en Eure-et-Loir, en Loir-et-Cher, dans l'Allier, dans le Tarn, dans le Puy-de-Dôme, en Aquitaine et encore en Charente (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Cette régression a commencé avant les années 1960, alors attribuée aux hivers rigoureux, et s'est poursuivie depuis. L'atlas des oiseaux nicheurs 1985-1989 mentionne qu'aucune zone suivie n'indique une augmentation des effectifs, au mieux ceux-ci se stabilisent (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Pour autant, l'espèce est inscrite dans la catégorie « Préoccupation mineure » sur la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine élaborée en 2011 selon la méthodologie UICN (UICN *et al.*, 2011). On peut également mentionner que dans le cadre du Suivi temporel des oiseaux communs (STOC) de Vigie-Nature, quelques individus sont détectés chaque année lors des sessions diurnes ce qui permet de tracer un indice de variations d'abondance et que cet indice indique une augmentation en dents-de-scie des contacts de Chouette chevêche, globalement de 102 % entre 2001 et 2009 (Jiguet, 2010). Toutefois, cet indice reste peu fiable pour cette espèce essentiellement nocturne.

En 1999, l'espèce était classée dans la catégorie « En déclin » de la liste rouge nationale mais cette dernière était donc réalisée avant la définition des nouveaux critères UICN qui date de 2001 et également avant la méthodologie des listes régionales qui date de 2003 (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Par conséquent, les comparaisons entre les deux listes sont difficiles, notamment pour les catégories « en déclin » et « localisée » de l'ancienne liste qui n'ont plus d'équivalent avec les nouveaux critères si elles ne se traduisent pas par un risque d'extinction (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Par ailleurs, d'une manière générale, nous manquons d'états de référence permettant de comparer des situations espacées dans le temps (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).

Ceci étant, les populations de Chouette chevêche semblent être revenues à un état de quasi stabilité depuis le début des années 2000 mais cette évolution positive peut être liée aux multiples actions de préservation dont a bénéficié l'espèce au cours de ces dix dernières années (Détroit *et al.*, 2010) comme à une meilleure prospection surfacique (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). A l'échelle de la « métapopulation nationale » et de son fonctionnement, le statut de la Chouette chevêche est sans doute moins alarmant qu'il n'y paraît (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). En revanche, il est incontestable que le statut de l'espèce reste fragile dans plusieurs régions comme en témoigne le classement de l'espèce dans les listes rouges régionales. Par exemple l'espèce est classée « En danger » sur la liste rouge de Franche-Comté (Paul, 2008) et « Vulnérable » sur celles de Champagne-Ardenne (Fauvel *et al.*, 2007) et de Rhône-Alpes (De Thiersant & Deliry, 2008). Elle est classée « En déclin » en Pays-de-la-Loire (Duchenne *et al.*, 2008) et en Languedoc-Roussillon (Mérionalis, 2003). Néanmoins, il faut souligner là encore que le classement dans la catégorie « En déclin » relève de critères non UICN (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).

De manière objective, les menaces qui pèsent sur la Chouette chevêche n'ont à l'évidence pas disparu (Détroit *et al.*, 2010 ; Masson & Nadal, 2010) : certaines ont pu diminuer localement (baisse d'intrants, augmentation des proies, replantation de haies, ...) mais d'autres sont apparues ou se sont renforcées comme le trafic routier ou l'éclairage nocturne.

Phylogénie et phylogéographie D'après : Génot <i>et al.</i> , 2002	Une étude a analysé les empreintes génétiques de Chouette chevêche provenant de divers centres de soin en France (Génot <i>et al.</i> , 2002). Les faibles différenciations génétiques notées témoignent d'une absence d'effets mesurables d'une fragmentation de la métapopulation en populations disjointes, malgré un taux de renouvellement des générations élevé : en 6 à 7 ans, une génération est totalement renouvelée (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). A l'échelle du déclin des populations, amorcé selon la littérature dans les années 60, cela représente donc 6 ou 7 générations au moins (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Toutefois, cette analyse a été réalisée avec un échantillonnage faible (9 chouettes seulement) et un échantillonnage plus important serait nécessaire pour compléter ces premiers résultats (Génot <i>et al.</i> , 2002). D'autres études sont à venir (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce D'après : Dubois <i>et al.</i> , 2008 Mebs & Scherzinger, 2006 Svensson & Grant, 2009 Yeatman-Berthelot, 1991	La Chouette chevêche est un oiseau strictement sédentaire (Dubois <i>et al.</i> , 2008 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Svensson & Grant, 2009). Les populations présentes en France restent donc dans notre pays tout au long de l'année et la France n'accueille pas non plus d'individus d'autres pays qui viendraient hiverner chez nous (Yeatman-Berthelot, 1991).
ECHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Baudvin <i>et al.</i> , 1995 Génot <i>et al.</i> , 2002 Mebs & Scherzinger, 2006 Svensson & Grant, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Zabala <i>et al.</i> , 2006	La Chouette chevêche est une espèce typique des steppes arborées à végétation basse ou clairsemée (Mebs & Scherzinger, 2006). L'espèce recherche en effet les paysages ouverts et peu enneigés en hiver qu'elle trouve généralement en dessous de 200 m d'altitude (Mebs & Scherzinger, 2006). Par conséquent, l'habitat naturel de la Chouette chevêche correspond aux steppes et aux déserts d'Asie centrale et du bassin méditerranéen. Par la suite, l'espèce a colonisé les milieux cultivés d'Europe centrale (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Svensson & Grant, 2009). Les défrichements des forêts qui occupaient largement la France, au profit d'espaces agricoles semi-ouverts, ont ainsi largement profité à la Chouette chevêche (Génot <i>et al.</i>, 2002). Les bocages constituent les paysages agricoles optimaux pour la Chouette chevêche (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les paysages bocagers lui apportent en effet les différents éléments dont elle a besoin pour son alimentation (champs et prairies pâturées riches en proies) et pour sa nidification (bosquets, haies, murets sources de cavités). La Chouette chevêche peut également nicher dans le bâti qui accompagne ces paysages (granges, chapelles, étables, caves à vin) (Mebs & Scherzinger, 2006). Toutefois, il faut noter qu'un bocage trop dense est très probablement un milieu défavorable à la Chouette chevêche car proche d'un milieu forestier, inapproprié, et comprenant des prédateurs potentiels supplémentaires (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Un bocage optimal est donc basé, en ce qui concerne le maillage de haies, sur un degré subtil de densité permettant un paysage mixte, réellement semi-ouvert, répondant aux exigences de l'espèce. Par ailleurs, les pratiques agricoles elles-mêmes ont une importance considérable (usage ou non de produits phytosanitaires, types d'assolements, ...). Ainsi, à niveau de maillage identique, deux bocages peuvent comporter des caractéristiques écologiques très différentes (disponibilités alimentaires, flux trophiques et énergétiques) (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Toute variabilité dans la gestion des unités de la mosaïque du bocage (fauchage, moisson, semis décalés dans le temps d'une parcelle à l'autre) sera un atout pour la présence de Chouette chevêche (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Génot <i>et al.</i> (2002) classent en quatre catégories les milieux fréquentés par les Chouettes chevêches : - les prairies pâturées humides à saules taillés en têtards, - les vastes pâturages et prairies avec peu d'arbres comme les steppes des grands Causses au sud du Massif central, - les cultures avec îlots favorables à proximité des villages ou bâtiments isolés, dans les régions du Centre et de l'Ouest, - les secteurs de polycultures et d'élevage avec des vergers traditionnels comme en Alsace ou en Normandie. L'espèce peut aussi occuper d'autres milieux comme certains parcs périurbains, les falaises et carrières, les périphéries des villages ou les bordures de rivière (Loire) (Svensson & Grant, 2009, Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette chevêche habite donc des milieux extrêmement variés mais présentant deux caractéristiques vitales pour l'espèce : 1- la présence de cavités pour nicher : vieux arbres, murailles, carrières, bâtiments, saules têtards, vieux arbres fruitiers, trous de murs, tas de pierre (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Svensson & Grant, 2009). Dans quelques rares cas, la chevêche peut nicher au sol dans des terriers de lapins ou de renards (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Sur 530 nids comptés lors d'une étude en France, 42 % étaient dans des arbres, 32 % dans des bâtiments et 26 % dans d'autres sites (nichoirs, murs, tas de pierres, carrière, ...) (Génot, 1992 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Un couple a besoin de plusieurs cavités sur son domaine vital pour se maintenir à moyen long termes (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Génot <i>et al.</i>, 2002). Il nécessite en effet des cavités pour la reproduction mais aussi des cavités servant de gîte diurne, de garde-manger ou de refuge en cas de dérangement (Génot <i>et al.</i>, 2002) ;

	2- la présence d'espaces dégagés à végétation basse ou rase pour la chasse (pâturage, champs, pelouses, steppes, ...) et de postes d'affût appropriés c'est-à-dire en hauteur pour jouir d'une visibilité dégagée (haies, arbres isolés, piquets, bâti, ...) (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Par contre, la Chouette chevêche ne se rencontre que très rarement en forêt du fait que ce milieu fermé n'est pas du tout optimal pour elle (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Zabala <i>et al.</i>, 2006). Dans une étude menée en Espagne, la présence de forêt, et notamment les forêts de types plantations de conifères, est l'un des facteurs expliquant l'absence de Chouette chevêche sur les sites étudiés (Zabala <i>et al.</i>, 2006). La Chouette chevêche peut toutefois être présente en lisières (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Génot <i>et al.</i>, 2002).
Taille du domaine vital D'après : Framis <i>et al.</i>, 2001 Génot <i>et al.</i>, 2002 Mebs & Scherzinger, 2006	Le domaine vital de la Chouette chevêche est assez réduit ; par exemple dans la basse vallée du Rhin, le domaine vital d'un individu s'étend en moyenne sur 1 ha à 2 ha (Mebs & Scherzinger, 2006). Néanmoins, la plupart des informations disponibles recouvrent des réalités diverses et peu documentées dans la durée (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). La taille du domaine vital dépend en réalité beaucoup de la répartition des proies et de la richesse en nourriture du secteur (Génot <i>et al.</i>, 2002). Les nouveaux arrivants au sein d'une population semblent avoir tendance à occuper des territoires plus grands (entre 3,1 ha et 37,1 ha soit une moyenne de 13 ha en période estivale de 30 ha en période hivernale) (Mebs & Scherzinger, 2006). Ceci est certainement dû à une méconnaissance du terrain de la part des nouveaux arrivés (Mebs & Scherzinger, 2006). La taille du domaine vital peut varier sensiblement au cours de l'année (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Dans la basse vallée du Rhin, la taille des territoires variait au cours de l'année entre 1,6 ha et 17,5 ha (Mebs & Scherzinger, 2006). En moyenne, en période estivale (mai à octobre) les territoires s'étendraient sur 5 ha et en période hivernale (novembre à avril) sur 17 ha (Mebs & Scherzinger, 2006). En Espagne, Framis <i>et al.</i> (2001) trouvent une taille maximale de domaine vital entre mars et début août mais précisent que la disponibilité en proies importante dans leur zone d'étude peut expliquer cette inversion : les domaines vitaux sont souvent plus importants en hiver du fait que les individus doivent explorer plus d'espaces pour trouver une nourriture suffisante. Par suivi radiopistage dans les Vosges, cette périodicité dans la taille du domaine vital a pu être affinée (Génot <i>et al.</i>, 2002) : - sur une année : la chevêche semble cependant exploiter une même zone de cœur tout au long de l'année comme si elle se réservait une partie de son domaine vital stable qui lui permette d'assouvir ses besoins alimentaires quoi qu'il arrive ; - sur un mois : le domaine vital varie entre 5 et 107 ha avec une moyenne à 31 ha (pour 29 domaines d'activité suivis) en fonction de la saison et du sexe. Ainsi les oiseaux occupent des domaines plus grands en hiver et en automne et les mâles exploitent des domaines plus vastes que ceux des femelles ; - sur un jour : les oiseaux n'exploitent intensément qu'une partie de leur domaine vital mensuel. En une soirée, la surface exploitée par une Chouette chevêche peut être égale à un tiers de son domaine vital. Par ailleurs, la taille du domaine vital peut également changer d'une année sur l'autre en fonction de nombreux critères (disponibilité alimentaire, individus, pratiques agricoles,...) (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Génot <i>et al.</i>, 2002 Mebs & Scherzinger, 2006	La Chouette chevêche possède un comportement énergique et fougueux qui se traduit par un vol saccadé mais rapide et puissant (Mebs & Scherzinger, 2006). Sur une courte distance, le vol est rectiligne ; sur une distance plus grande il est onduleux (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette chevêche vole généralement à faible hauteur (Mebs & Scherzinger, 2006). Le vol est bruyant en raison des rémiges rigides et relativement courtes de l'oiseau (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette chevêche est capable de voler sur place, par exemple au dessus d'une proie, et de planer (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette chevêche se déplace assez fréquemment sur le sol en trotinant ou en marchant à grands pas et peut courir en sautillant, par exemple pour poursuivre une proie ou se réfugier dans une cachette (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). La chevêche est capable d'effectuer de grands bonds (Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette chevêche pratique la chasse à l'affût au sol ou en vol (Mebs & Scherzinger, 2006). Au sol, elle peut ainsi alterner la marche, la course et le sautillement pour scruter les environs (Mebs & Scherzinger, 2006). En vol, elle combine patrouille et vol stationnaire (Mebs & Scherzinger, 2006). Lorsqu'une proie est repérée, l'individu s'y précipite par des battements d'ailes puissants et file en ligne droite (Mebs & Scherzinger, 2006).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Génot <i>et al.</i>, 2002 Mebs & Scherzinger, 2006 Svensson & Grant, 2009	La Chouette chevêche est une espèce au mode de vie surtout crépusculaire et nocturne mais l'espèce peut être active de jour et donc partiellement diurne, notamment dans les milieux méditerranéens (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Dans tous les cas, la Chouette chevêche peut être observée en journée : lorsqu'elle n'est pas au repos dans une cavité, elle se tient souvent plus ou moins à découvert, perchée dans un arbre ou près d'un bâtiment (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Svensson & Grant, 2009). En Europe, les individus quittent leur reposoir environ 15 à 35 minutes après le coucher du soleil mais cette heure de sortie est variable au cours d'une année (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). En hiver et en période de nidification et d'élevage, l'activité commence généralement plus tôt (Mebs & Scherzinger, 2006). L'activité de la Chouette chevêche se déroule en deux phases : une première phase du crépuscule jusqu'à minuit environ puis, après un repos, la Chouette chevêche entreprend une deuxième phase d'activité avant l'aurore (Génot

	<i>et al.</i>, 2002) qui peut se poursuivre jusqu'en journée en période de nidification (Mebs & Scherzinger, 2006). En pleine nuit la Chouette chevêche est donc généralement inactive (Mebs & Scherzinger, 2006). La recherche de nourriture ne se fait pas selon des trajets fixes mais les oiseaux peuvent néanmoins utiliser souvent les mêmes perchoirs surtout dans les zones où ils sont peu nombreux (Génot <i>et al.</i>, 2002). Dès déplacements importants peuvent se produire ponctuellement (Génot <i>et al.</i>, 2002). Certains soirs, des oiseaux peuvent s'éloigner de plus de 1 km de leur cavité (Génot <i>et al.</i>, 2002). Généralement le mâle et la femelle n'empruntent pas les mêmes parcours mais ils peuvent se déplacer en synchronisation parfaite (Génot <i>et al.</i>, 2002). La majorité des déplacements entre deux perchoirs est inférieure à 150 m. Le rayon d'action des adultes par rapport au nid ou à la cavité principale occupée et presque identique pour le mâle et pour la femelle (Génot <i>et al.</i>, 2002). Ses déplacements se limitent principalement à des trajets courts entre deux perchoirs en rasant le sol (Génot <i>et al.</i>, 2002).
Déplacements liés au rythme plurircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Génot <i>et al.</i> , 2002 Mebs & Scherzinger, 2006 Svensson & Grant, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Un cycle annuel se découpe de la façon suivante chez la Chouette chevêche, avec tous les déplacements qu'il implique (Génot <i>et al.</i>, 2002) : - <i>entre février et avril a lieu la délimitation du territoire et l'accouplement ;</i> La majorité des parades ont lieu de fin-février à la mi-avril (Mebs & Scherzinger, 2006) mais la formation des couples peut commencer de décembre à mars (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Des études récentes ont montré localement une très forte mobilité des mâles pendant cette période avant le cantonnement des couples (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). - <i>entre avril et juillet ont lieu les pontes et l'élevage des jeunes ;</i> Les pontes ont généralement lieu de la mi-avril à la mi-mai (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Une ponte de remplacement est possible jusqu'en juin mais il n'y a généralement qu'une ponte par an (Mebs & Scherzinger, 2006). Après l'accouplement puis la ponte, seule la femelle couve (Mebs & Scherzinger, 2006). Le mâle assure l'essentiel de l'approvisionnement en proies à partir du moment où le couple est formé mais la femelle peut également chasser de temps en temps en interrompant la couvaison (Mebs & Scherzinger, 2006). Pendant le nourrissage des jeunes la chevêche peut devenir partiellement diurne (Génot <i>et al.</i>, 2002), les allers et retours des adultes sont nombreux pour nourrir les jeunes mais cette recherche de nourriture se fait dans un rayon limité à 150 m autour du nid (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Dans les Vosges, les distances parcourues en moyenne entre deux perchoirs en 1 heure sont les plus faibles en automne et les plus élevées en été (période d'élevage des jeunes) du fait justement d'une chasse plus intensive pour nourrir les jeunes (Génot <i>et al.</i>, 2002). Par contre, le rayon d'action est plus faible en été et plus élevé en hiver (Génot <i>et al.</i>, 2002) car en hiver, les ressources alimentaires sont plus faibles et la recherche de nourriture nécessite de parcourir des distances plus grandes (Génot <i>et al.</i>, 2002). - <i>entre août et novembre a lieu la mue ainsi que la dispersion des jeunes ;</i> Les déplacements de cette phase du cycle sont traités plus loin. - <i>entre décembre et janvier a lieu un repos hivernal.</i> Selon Génot <i>et al.</i> (2002), la longévité d'une Chouette chevêche en milieu naturel serait de 12 ans en moyenne. Cependant, dans les données de baguage en Île-de-France (plus de 1000 oiseaux sur 20 ans), aucune Chouette chevêche n'a atteint cet âge (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Une étude dans les Vosges montre que la moitié des oiseaux d'une population ont plus de 3 ans (Génot <i>et al.</i>, 2002). Il semblerait donc qu'une fois passé le stade jeune marqué par une forte mortalité (85,2 % de mortalité la première année dans les Vosges du Nord), le taux de survie soit relativement bon (36,3 % de mortalité chez les adultes dans les Vosges du Nord) (Génot <i>et al.</i>, 2002).
ECHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Génot <i>et al.</i> , 2002 Mebs & Scherzinger, 2006 Svensson & Grant, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les deux partenaires d'un couple fréquentent les mêmes reposoirs, rejoignent la même cavité et parcourent leur territoire ensemble (Mebs & Scherzinger, 2006). Même si l'espèce présente une certaine propension au gréganisme remarqué depuis longtemps, elle est très territoriale (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Les territoires des couples appariés sont bien délimités et ne chevauchent pas sur les territoires de chasse des voisins (Mebs & Scherzinger, 2006). Les chevêches marquent leur territoire acoustiquement (en chantant) et en les survolant (Mebs & Scherzinger, 2006). En lien avec cette forte territorialité, les individus témoignent d'une forte agressivité à l'égard des rivaux de la même espèce quels que soient l'âge et le sexe (même si les individus vont rarement jusqu'au contact physique (Génot <i>et al.</i>, 2002)) ainsi qu'à l'égard des autres espèces (rapaces diurnes, autres rapaces nocturnes, mustélidés, ...) (Mebs & Scherzinger, 2006). La défense du territoire est la plus prononcée en mars-avril (Génot <i>et al.</i>, 2002).

	Pour autant, malgré des territoires bien séparés, la disponibilité contrainte en cavités favorable peut conduire à des proximités fortes entre couples (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Des distances faibles entre couples ont ainsi été notées à plusieurs reprises dans diverses observations (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Dans de tels cas, les couples exploitent alors des territoires aux formes dissymétriques (plutôt allongés et s'éloignant du nid) (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Dans les Vosges, malgré la faible densité des couples, les distances restent également courtes : environ 350 à 500 m entre deux nids (Génot <i>et al.</i>, 2002). En Seine-et-Marne deux couples ont été notés séparés par 50 m à peine (Lecomte, date inconnue in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) mais dans ce cas présent ces deux couples étaient séparés par une « barrière » physique (bâtiment agricole) limitant notamment les échanges vocaux (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).
Densité de population D'après : Mebs & Scherzinger, 2006 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	C'est d'abord la capacité d'accueil (alimentaire) du territoire qui conditionne la densité puis, compte tenu de sa capacité d'adaptation, la chevêche adopte ensuite avec plus ou moins de facilité les cavités disponibles (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Si ces conditions sont optimales, les densités peuvent être élevées (Mebs & Scherzinger, 2006). A l'inverse, de très grandes superficies homogènes <i>a priori</i> favorables (Aubrac par exemple) abritent de faibles densités de populations voire n'hébergent pas l'espèce, sans explication satisfaisante (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Voici quelques exemples de densités rapportées dans des milieux différents (Mebs & Scherzinger, 2006) : - en basse vallée du Rhin, les densités en 1987 étaient estimées à 21 territoires pour 10 km² et dans les zones les plus denses, la densité de mâles chanteurs était de 5 ou 6 individus par km², - dans une garrigue en périphérie de Marseille, 32 mâles chanteurs ont été recensés sur 33 km², - dans le Causse de Méjean, 30 à 40 couples ont été recensés sur 120 km², - dans le Grésivaudan, 7 couples par km² ont été recensés. Certains secteurs peuvent accueillir des densités particulièrement élevées : - 6 couples par km² dans la plaine de Scarpe-Escaut (Nord-Pas-de-Calais) (Génot, 1992 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), - 9 couples sur 2 km² en Haute-Loire (Joubert, 1992 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En Auvergne, des inventaires menés en dans le Puy-de-Dôme en 1999 et 2000 montrent que 70 % des effectifs se trouvent rassemblés sur la moitié de la surface prospectée soit environ 27 km², ce qui amène à une densité pouvant aller jusqu'à 1,33 mâles chanteur par km² par rapport à une densité de 0,18 mâle chanteur par km² sur l'ensemble de la zone d'étude prospectée (55 km²) (Martin, 2000). Ce phénomène traduit bien une répartition des couples en îlots, les individus se concentrant là où les sites offrent encore le minimum vital (Martin, 2000).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population D'après : Génot <i>et al.</i>, 2002	Il semblerait qu'une population comptant 5 couples ou moins soit menacée d'extinction à court terme (Génot <i>et al.</i>, 2002).
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Génot <i>et al.</i>, 2002 Martin, 2000	La Chouette chevêche fonctionne en métapopulation (Génot <i>et al.</i>, 2002). Les individus se regroupent en îlots par attraction sociale (Génot <i>et al.</i>, 2002). Ceci explique que, même dans les zones à faibles effectifs, les densités peuvent atteindre plusieurs couples au km². A toutes les échelles, l'organisation spatiale des Chouette chevêches se traduit en noyaux de populations denses séparés par des zones de liaisons moins denses (Génot <i>et al.</i>, 2002). Les densités de Chouette chevêches ne sont donc pas uniformes : il existe une hétérogénéité « naturelle » dans l'organisation spatiale des populations de Chouette chevêches qui ne doit pas être associée à une « mauvaise santé » de ces populations. Lorsque les conditions se dégradent, ce sont d'abord les populations « relais » moins denses qui en accusent les conséquences. Les populations « noyaux » plus denses sont alors préservées à court terme mais peuvent, à moyen long terme, se retrouver déconnectées et entrer à leur tour dans une spirale d'extinction (Génot <i>et al.</i>, 2002). En Île-de-France, un programme intitulé « Biologie de la conservation de la Chevêche d'Athéna en région parisienne » a été initié en 1991 par P. Lecomte et a été repris depuis 2005 par M. Penpeny (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Cette étude est menée dans le cadre d'un programme personnel de baguage avec le Centre de recherche par le baguage des populations d'oiseaux (CRBPO) du MNHN (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Les premiers résultats de cette étude et les premières études sur l'espèce dans la région en 1981 confirment l'importance des populations relais dans le fonctionnement effectif des métapopulations (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Au-delà de populations relais, il s'agit de couples-relais (isolés au sein de la matrice agricole et qui assurent la continuité de la population de proche en proche en reliant ainsi des populations importantes séparées par une matrice défavorable) (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).

	Dans certains cas, on note un modèle zones « sources » et zones « puits » : certains noyaux sont ainsi reliés à sens unique avec d'autres noyaux c'est-à-dire que certains noyaux « puits » reçoivent des individus d'autres noyaux « sources » sans en fournir (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Ce fonctionnement est lié aux capacités de dispersion induites par la structure paysagère favorable ou non aux déplacements (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Dans ce fonctionnement, la métapopulation n'est pérenne que si les noyaux « sources » et les noyaux « puits » alternent respectivement au bout d'un certain temps, sans quoi les noyaux « sources » finissent par disparaître (com. pers. Baguette, 2012).
Dispersion et philopatrie des larves/juveniles	
Âge et déroulement de la dispersion D'après : Génot <i>et al.</i>, 2002 Mebs & Scherzinger, 2006 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les poussins de Chouette chevêche passent 30 à 35 jours dans le nid (Mebs & Scherzinger, 2006). Ils quittent ensuite la cavité parentale, entre la fin-juin et la mi-juillet, avant de savoir bien voler mais sont capables de courir et de voler sur de faibles distances (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Une semaine après leur sortie, les poussins volent correctement mais sont encore nourris pendant 4 à 5 semaines par leurs parents (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Par la suite, les jeunes commencent à manifester entre eux des velléités d'indépendance et se mettent à agresser leurs frères et sœurs (Mebs & Scherzinger, 2006). En automne, les parents effectuent une parade destinée à chasser les jeunes et donc à préserver pour eux les ressources alimentaires de l'hiver suivant (Mebs & Scherzinger, 2006). A l'âge de 2-3 mois environ (soit entre 90 et 100 jours), les jeunes quittent alors le territoire de leurs parents et se dispersent, habituellement en septembre jusqu'à la mi-octobre (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La maturité sexuelle est atteinte vers la fin de la première année (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Le succès de reproduction de la ponte jusqu'à l'envol des jeunes semblent être relativement faible chez la Chouette chevêche : dans les Vosges, une étude menée sur 40 couples nicheurs a montré que sur 131 œufs pondus une année par l'ensemble des couples, seuls 51 œufs sont parvenus jusqu'à l'éclosion (soit 3,64 jeunes éclos par couple) et seulement 20 jeunes sont allés jusqu'à l'envol (soit 1,45 jeunes envolés par couple) (in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Mebs & Scherzinger (2006) rapportent un taux de mortalité de 65 % en moyenne la première année puis de 30 % les années suivantes.
Distance de dispersion D'après : Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Génot <i>et al.</i>, 2002 Mebs & Scherzinger, 2006 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les jeunes de Chouette chevêche dispersent sur de courtes distances (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Génot <i>et al.</i>, 2002). Globalement, la majorité des jeunes (60 % environ) s'installe à moins de 10 km de leur lieu de naissance (Mebs & Scherzinger, 2006). Quelques données rapportées : - dans les Vosges du Nord la dispersion natale a été estimée à 12 km en moyenne (Génot, 1992 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Néanmoins, ces résultats ne sont pas représentatifs d'une situation « moyenne » (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012) ; - près du lac de Constance, les distances réalisées mesurées par les jeunes ont été de 4,5 km en moyenne pour les mâles et 4 km en moyenne pour les femelles (Génot <i>et al.</i>, 2002). - des jeunes bagués au nid en Allemagne se sont installés dans le Pays de Bitche à des distances de 4 à 18 km du lieu de naissance. Un jeune a quitté l'Alsace bossue pour aller nicher à 25 km dans un autre noyau de population au delà de Sarreguemines.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Génot <i>et al.</i>, 2002 Mebs & Scherzinger, 2006	Les distances évoquées ci-dessus montrent que les échanges entre populations éloignées sont extrêmement réduits (Mebs & Scherzinger, 2006). Néanmoins, de grandes variabilités existent selon la structure paysagère locale ou régionale, la répartition spatiale des milieux favorables à différentes échelles, la connectivité entre ces milieux, les individus ou encore le sexe des oiseaux (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Par ailleurs, les chevêches dispersent généralement en suivant la topographie : les oiseaux franchissent rarement les montagnes ou les mers (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Génot <i>et al.</i>, 2002). Les distances peuvent être différentes entre frères et sœurs mais une même nichée se déplace généralement dans la même direction (Génot <i>et al.</i>, 2002). Sous réserve de biais liés à la plus grande difficulté de capturer les mâles, il semblerait néanmoins que ceux-ci se dispersent moins loin que les femelles (parfois avec des rapports de distance maximale parcourue supérieurs à 10). Mebs & Scherzinger (2006) mentionnent des distances d'environ 2,3 km pour les mâles et de 6,3 km pour les femelles. Ce phénomène pose la question de la recolonisation de territoire momentanément désertés à de longues distances (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Si cette tendance est réelle, elle traduirait en effet une recolonisation plutôt de proche en proche par les mâles et plutôt en « tête de pont » par les femelles (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).
Fidélité au lieu de naissance D'après : Génot <i>et al.</i>, 2002 Mebs & Scherzinger, 2006	Une toute petite partie des jeunes (# 10 %), semble s'éloigner de plus de 100 km du lieu de naissance (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Des déplacements exceptionnels ont en effet été notés comme 297 km entre Allemagne et Autriche ou 600 km entre Allemagne et Pologne (Génot <i>et al.</i>, 2002). Ces cas de dispersion sur de très longues distances concernent probablement des oiseaux issus de populations très isolées qui vont tenter de fonder une nouvelle population dans des endroits plus peuplés (Génot <i>et al.</i>, 2002).

Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Tous les déplacements entre populations de Chouette chevêche ne sont donc pas limités à la dispersion juvénile (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Après la reproduction, certains adultes peuvent changer de domaine vital (Wilhelm <i>et al.</i> , 1991 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Chez les femelles, environ 10 % peuvent changer de territoire sans dépasser toutefois 40 km. Même si ce phénomène d'émigration concerne des effectifs faibles, il peut avoir une influence non négligeable sur la dispersion des gènes. Le passage d'un oiseau de temps en temps entre deux populations éloignées suffit à assurer un brassage génétique satisfaisant (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).
Fidélité au site D'après : Baudvin <i>et al.</i> , 1995 Génot <i>et al.</i> , 2002	Tous les auteurs ayant étudié l'espèce confirment que l'espèce est fidèle à son territoire au cours du temps (c'est-à-dire qu'elle niche dans des cavités distantes de moins de 1 km pendant au moins deux ans) (Génot <i>et al.</i>, 2002). Toutefois, Kampfer & Lederer (date inconnue) ont montré qu'en Westphalie, 10 % des mâles et 2 % des femelles se déplacent de 1,7 km en moyenne d'une année sur l'autre (in Génot <i>et al.</i>, 2002). Dans le cas de déplacements de moins de 1 km, ceux-ci sont généralement liés au remplacement d'un site laissé vacant à la suite de la mort d'un individu. Ces déplacements s'effectuent en automne ou en hiver. Si la Chouette chevêche est fidèle à son territoire, l'occupation pluriannuelle d'une même cavité naturelle semble par contre rare. Cela tient sans doute au fait que les cavités occupées par la chevêche peuvent rapidement devenir inutilisables en raison de l'humidité, de la décomposition des reliquats de proies, de l'accumulation des fientes (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Génot <i>et al.</i>, 2002) ou encore du développement de parasite qui peut être une conséquence de ces trois raisons (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Dans les Vosges du Nord, une étude menée entre 1984 et 1991 a montré que 20 % seulement des nids étaient occupés 3 années d'affilées. (Génot <i>et al.</i>, 2002). En Hollande cependant, certains nids ont été occupés pendant 10 ans (Génot <i>et al.</i>, 2002). En bâtiment, la fidélité au nid est plus prononcée, sans doute du fait des conditions plus durable qu'offre le bâti. Par exemple, certains propriétaires accueillant une chevêche dans leur bâtiment ont constaté sa présence pendant plusieurs dizaines d'années (Génot <i>et al.</i>, 2002). En nichoirs, la fidélité est également plus importantes sans doute car ceux-ci sont souvent nettoyés annuellement par les humains (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012 ; com. pers. Comolet-Tirman, 2012) D'une manière générale, la durée de vie des adultes dans une population est un élément qui favorise ou défavorise la fidélité à un site (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).
Fidélité au partenaire D'après : Génot <i>et al.</i> , 2002 Mebs & Scherzinger, 2006	La Chouette chevêche vit en couple, y compris en dehors de la période de nidification et les couples sont généralement unis pour toute leur vie (Génot <i>et al.</i> , 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Ils ne se défont qu'à la disparition d'un des deux partenaires (Génot <i>et al.</i> , 2002).
Milieus empruntés et facteurs influents	Le phénomène d'émigration est sans doute en partie corrélé à l'âge : en Île-de-France, les déplacements les plus lointains ont été le fait de femelles contrôlées deux ans après leur baguage juvénile (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANT ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Anonyme 1, à paraître Baudvin <i>et al.</i> , 1995 Deslandres, 2006 Flamant, 2008 Flamant, 2006 Génot <i>et al.</i> , 2002 Génot <i>et al.</i> , 2001 Hernandez, 1988 Lecomte, 1995 Letty <i>et al.</i> , 2001 Mebs & Scherzinger, 2006 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Zabala <i>et al.</i> , 2006	Le déclin de la Chouette chevêche est essentiellement lié à la modification, la dégradation et la destruction de son habitat engendrées par l'intensification de l'agriculture (utilisation de pesticides, arasage de haies à vieux arbres, ...) (Génot <i>et al.</i>, 2001 ; Mebs & Scherzinger, 2006). L'urbanisation, et notamment les modifications qu'elle implique en périphérie des villages, est également un facteur important (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Génot <i>et al.</i>, 2001, Zabala <i>et al.</i>, 2006). La Chouette chevêche peut être présente quand même dans certaines villes comme Rouen, Tourcoing, Marseille (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Cette présence tient à la survivance de certains jardins, prés ou parcs ou bien à l'adoption de milieux de substitutions comme les terrains de sports, les pelouses les zones industrielles (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Au début du siècle, plusieurs auteurs notaient apparemment la présence de Chouette chevêche en ville en hiver ; considérant cet habitat comme un lieu « d'hivernage » (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). La transformation de nombreuses zones rurales en espaces urbanisés et la déprise agricole qui ferme les milieux et les rend défavorables à l'espèce (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La mise en culture des prairies, la suppression des vergers traditionnels, les remembrements (Anonyme 1, à paraître). Enfin, la pollution lumineuse peut également agir comme un facteur repoussant l'espèce et donc participer d'une fragmentation du paysage nocturne. Dans le Parc naturel régional des Causses du Quercy, la pollution lumineuse nocturne est mentionnée comme ayant un impact potentiel sur la Chouette chevêche, pouvant lui provoquer des éblouissements, une perturbation des cycles biologiques et une fragmentation de l'espace nocturne (Deslandres, 2006). En Espagne, l'étude de Hernandez (1988) recensant les collisions de Chouettes chevêches sur le réseau routier indique que seul 2,3 % des 418 collisions qu'il a recensées ont eu lieu sur des routes éclairées alors que dans le même temps la route ressort dans son étude comme la première cause de mortalité. Cette indication pourrait donc laisser supposer qu'une route éclairée agit pour la Chouette chevêche comme une barrière infranchissable : si elle n'occasionne pas de mortalité directe, elle isole par contre peut-être les individus de part et d'autre et possède donc un effet à long terme. Un manque cruel de connaissance existe sur ce sujet pour comprendre précisément cette situation.

	Toutes ces modifications peuvent engendrer une diminution des effectifs par certains endroits voire une disparition localement des populations. Au final, les populations restantes se retrouvent isolées et deviennent menacée à leur tour. La difficulté de trouver un partenaire en raison des faibles effectifs, du morcellement des sites et de leur éloignement et de l'isolement des couples peut conduire à un fort risque de consanguinité (problèmes liés aux petites populations) (Génot <i>et al.</i>, 2001). Il existe également des secteurs où l'espèce disparaît sans que les milieux soient transformés. Dans de nombreux secteurs de l'Est du pays, les populations ont été fragmentées et deviennent relictuelles (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Isolés, les couples disparaissent faute de recrutement et peut-être par manque de stimulation sociale (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La fragmentation des populations réduisant les échanges entre individus augmente les risques de consanguinité des petites populations isolées (Anonyme 1, à paraître). Les échanges entre populations, numériquement faibles, sont indispensables pour assurer leur survie grâce au brassage génétique qui permet d'éviter le phénomène de consanguinité (Génot <i>et al.</i>, 2002). Dans certains secteurs isolés par des montagnes, très forestiers ou très urbanisés, certaines populations sont désormais sans apport. Dans les Vosges du Nord, les études menées par Letty <i>et al.</i> (2001) montrent que trois noyaux de populations sont présents avec peu ou pas d'échange ni entre eux ni avec des populations voisines (Letty <i>et al.</i>, 2001). Dans des régions très urbanisées, la fragmentation des populations est un phénomène très important mettant en péril la pérennité de l'espèce. En Île-de-France par exemple, certaines anciennes ceintures maraîchères à 20 km de Paris peuvent encore héberger quelques couples lorsque des parcelles de luzernes et des vergers sur prairies demeurent mais certaines populations peuvent alors se retrouver sans apport depuis 10 ans car séparés par de vastes étendues de cultures intensives ou urbanisées (Génot <i>et al.</i>, 2001 ; Lecomte, 1995). En Île-de-France, certaines vallées permettent d'assurer encore une certaine continuité entre des noyaux isolés grâce à la présence de couples en chapelets distants de moins de 2 km (Lecomte, 1995). Dans le sud de la Seine-et-Marne, les populations identifiées paraissent parfois isolées alors qu'elles ne sont pas physiquement éloignées (Flamant, 2008 ; Flamant, 2006). Les résultats des inventaires menés par l'Association naturaliste de la vallée du Loing (ANVL) en 2006 et 2007 mettent par exemple en évidence une barrière séparant plusieurs contacts pourtant proches à vol d'oiseau : au nord-ouest de la zone étudiée, le massif de Fontainebleau juxtaposé à l'agglomération melunaise semble créer un véritable obstacle tant certains sites occupés sont isolés (couples nicheurs de la plaine de Bière) et les oiseaux ne semblent pas parvenir à contourner ces barrières par le nord (Flamant, 2008 ; Flamant, 2006). Par ailleurs, le recensement standardisé des populations de Chouette chevêche en Île-de-France, que mène le Centre ornithologique d'Île-de-France en partenariat avec certains membres du Réseau Chevêche Île-de-France, montre que le secteur de la petite couronne n'est aujourd'hui plus favorable à la Chouette chevêche (com. pers. Huot-Daubremont, 2012). Toutefois, compte tenu des capacités d'adaptation de l'espèce, il est possible que l'espèce se maintienne avec des effectifs très faibles dans des endroits improbables (friches industrielles ou urbaines, parcs, jardins,...) (com. pers. Lecomte, 2012). Certains traits de l'écologie et de la biologie de l'espèce présentés précédemment peuvent favoriser l'entrée d'une population de Chouette chevêche dans un cercle vicieux comme : son faible taux de reproduction, sa propension à occuper des systèmes âgés et stables et enfin son faible rayon de dispersion (Génot <i>et al.</i>, 2001). Les populations peuvent donc rapidement être exposées aux effets de stochasticité démographique (effets dus au hasard) et s'éteindre (Génot <i>et al.</i>, 2001).
Importance de la structure paysagère D'après : Anonyme 1, à paraître Génot <i>et al.</i>, 2001 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Si l'habitat est la variable primordiale qui conditionne la présence de l'espèce, la structuration du paysage (matrice, tâches, connectivités) y contribue au moins autant (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). L'espèce présente en effet une forte dépendance à une mosaïque de milieux favorables (cultures variées, haies, points d'eau, prairies, vieux bâti, ...) reliés entre eux (Génot <i>et al.</i>, 2001). Sur cette thématique, le Centre ornithologique d'Île-de-France travaille sur l'occupation du territoire autour des nids (com. pers. Huot-Daubremont, 2012). Le déclin généralisé de l'espèce est très lié aux modifications opérées dans les paysages agricoles, se traduisant de manière générale par une suppression des éléments fixes et une homogénéisation de ces paysages : arrachage des haies et des arbres creux, transformation des prairies en cultures, comblement des points d'eau, uniformisation des types de cultures (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Selon Lecomte & Penpeny (com. pers., 2012), une population de Chouette chevêche nécessite : - une matrice paysagère ou des tâches de milieux favorables structurées sur un mode mosaïque et disposant de cavités (permettant l'existence et le maintien de noyaux de plusieurs couples en densité relativement élevée) ; - une matrice périphérique composée de tâches de milieux favorables disposant de cavités (permettant l'existence et le maintien de couples plus distants les uns des autres) ; - un réseau de tâches même de faible surface, entourée d'une mosaïque variée (permettant la présence de couples isolés et, de proche en proche, les échanges d'individus, de gènes,...) entre des populations plus importantes mais séparées par des matrices défavorables (matrice agricole intensive ou forestière par exemple) ; - un réseau de continuités écologiques entre les matrices et tâches précédemment décrites (maillage de chemins et arbres au moins épars, ou haies), facilitant la dispersion des jeunes en leur assurant des ressources alimentaires et des abris contre les prédateurs ou des conditions climatiques aléatoires. Toutefois, il convient de rappeler la très forte capacité d'adaptation de la Chouette chevêche à des habitats, à des matrices paysagères et à des connectivités très variables, ainsi qu'à des conditions biogéographiques, climatiques et trophiques également très variables. Une caractéristique majeure de la Chouette chevêche est sa capacité à

	s'adapter à des contextes très différents, pourvu qu'existe une mosaïque de milieux variés, même de petite surface (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). La structure paysagère (au sens de l'écologie du paysage) joue donc un rôle majeur (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Par exemple, si la Chouette chevêche recherche les paysages ouverts à semi-ouverts, elle est néanmoins capable de modifier son mode de chasse en fonction de la végétation (Mebs & Scherzinger, 2006). Ainsi, elle chasse au sol si la vue est bien dégagée grâce à une végétation rase ou bien pratique une chasse à l'affût depuis un poste élevé si la végétation est haute (Mebs & Scherzinger, 2006). Par conséquent, il convient d'adapter tout diagnostic à chaque contexte local, pour proposer des mesures au cas par cas (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). La mise en place de « recettes standard » n'aura en effet pas nécessairement les conséquences escomptées sur les populations et leur fonctionnement (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). A l'intérieur même de certaines régions, la situation de la Chouette chevêche d'un département à un autre est très dissemblable (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).
Exposition aux collisions D'après : Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Clec'h, 2001 Déroît <i>et al.</i>, 2010 Génot <i>et al.</i>, 2001 Génot <i>et al.</i>, 2002 Glue, 1971 Hernandez, 1988 Lecomte, 1995 Mebs & Scherzinger, 2006 Moisson & Nadal, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Zabala <i>et al.</i>, 2006	Du fait du développement du réseau routier et de l'accroissement du nombre de véhicules en circulation, les collisions avec les voitures constituent une part non négligeable de la régression des Chouettes chevêches (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Quelques données rapportées : - Baudvin <i>et al.</i> (1995) estiment qu'entre 16 % et 27 % des cas de mortalité sont dus à la route, - dans les Vosges du Nord, une étude menée entre 1984 et 2000 montre que sur 16 individus morts, 9 sont dus au trafic routier soit 56 % environ de la mortalité (ce qui en fait la première cause de mortalité sur l'échantillon, avant la prédation (8 individus sur les 16)) (Génot <i>et al.</i>, 2002), - dans son étude sur la mortalité de la Chouette chevêche en France, Génot (1991) considère que la route est responsable à 52,6 % de la mortalité de l'espèce (<i>in</i> Clec'h, 2001). D'autres indices permettent de souligner l'importance de la mortalité routière sur la Chouette chevêche : - la route apparaît comme la seconde cause d'accueil de Chouettes chevêches en centres de soins (Moisson & Nadal, 2010), - les causes de reprises des bagues recensées depuis 2000 par le MNHN, confirment la prééminence du facteur collision routière (Moisson & Nadal, 2010). En Espagne, la mortalité routière de la Chouette chevêche a été étudiée par Hernandez en 1988. La route est estimée par l'auteur comme représentant 82 % de la mortalité non-naturelle de l'espèce. Localement, la route peut constituer une des plus fortes menaces (Génot <i>et al.</i>, 2001 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Génot <i>et al.</i>, 2002 vont jusqu'à parler de « puits biologique » car la mortalité routière entraîne la vacance d'un territoire aussitôt comblé par un jeune en dispersion qui sera donc à son tour victime du trafic routier et ainsi de suite (Génot <i>et al.</i>, 2002). En Île-de-France, la mortalité routière est peut-être l'un des facteurs déterminants du déclin de l'espèce (Lecomte, 1995). La mortalité routière peut en effet atteindre de tels niveaux que la production de jeunes ne compense plus les pertes (Lecomte, 1995). Dans certains secteurs, la disparition de l'espèce aurait été constatée en parallèle d'une augmentation des collisions recensées (com. pers. Jarry, date inconnue <i>in</i> Lecomte, 1995). Les valeurs de mortalité obtenues par le recensement des cadavres sont probablement sous-estimées du fait de la petite taille de la Chouette chevêche et des difficultés d'identification des cadavres en bord de routes (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). De plus, la configuration de la collision entre les véhicules et cette espèce fait que les cadavres de Chouette chevêche gisent sur la chaussée et non sur les bas côté et que leur visibilité diminuent donc rapidement au fil de la circulation (Clec'h, 2001). Enfin, de nombreux oiseaux peuvent être blessés par la collision et aller mourir plus loin ou en centres de soins et ne sont donc pas comptés sur la route (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Pour ces raisons, Clec'h (2001) considère que le recensement des cadavres n'est pas adapté pour évaluer la mortalité routière de la Chouette chevêche. Clec'h (2001) a alors proposé une autre méthode en croisant une analyse du réseau et le recensement des couples de Chouettes chevêches, afin de localiser les routes les plus « désertantes ». Son étude montre que les routes communales, même si elles ne sont pas sans danger, semblent ne pas entraîner la disparition des couples. En revanche, les routes à fréquentation élevée (autoroutes, voies rapides, départementales) entraînent une désertification des Chouettes chevêches de part et d'autres des voies (Clec'h, 2001). La largeur des zones désertées le long des voies dépend de l'intensité du trafic, de la vitesse des véhicules et de l'intégration de la route dans le paysage (Clec'h, 2001). Cette largeur est estimée en moyenne à 2 km pour une nationale et entre 500 à 600 m pour une départementale (Clec'h, 2001). Selon Lecomte & Penpeny, (com. pers. 2012), un trafic irrégulier très faible a peu d'impact alors qu'un trafic irrégulier moyen occasionne un impact maximum. Enfin, un trafic régulier quasi permanent génère un véritable « mur » qui contraint les oiseaux à le franchir en hauteur pour éviter les véhicules lorsqu'ils y parviennent (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). En Espagne, Zabala <i>et al.</i> (2006) ont mis en évidence que la densité de routes constituait localement l'un des facteurs expliquant l'absence de Chouettes chevêches du fait de la mortalité directe engendrée. Les caractéristiques de chasse de l'espèce peuvent expliquer cette exposition forte de la Chouette chevêche aux collisions routières : - le fait que les Chouettes chevêches volent souvent à basse altitude (hauteur des voitures) (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006), - le fait que les individus volent surtout de perchoirs en perchoirs ; or, du fait de l'arasage des éléments fixes du paysage dans les cultures, les perchoirs restants sont souvent associés aux routes (piquets, lignes téléphoniques, ...) (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Glue, 1971),

	- les habitudes qu'a la Chouette chevêche à chasser sur les bas-côtés des routes car ces zones présentent une végétation rase (fossés, talus, ...) (Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Hernandez, 1988). Hernandez (1988) montre en effet dans son étude que 62,5% des collisions ont lieu lorsque la végétation est inférieure à 50 cm et qu'aucune collision n'est recensée lorsque la végétation se situe entre 1 m et 3 m, - le fait que les proies recherchées par la Chouette chevêche abondent souvent sur les bas-côtés des routes : insectes, vers, campagnols (Génot <i>et al.</i>, 2002), - le fait que la lumière des phares éblouit les individus tentant de franchir une voie et les condamne ainsi encore plus à la collision qu'en pleine journée (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Labisky, 1960 <i>in</i> (Hernandez, 1988 ; Glue, 1971)). En Espagne, la totalité des collisions recensées par Hernandez (1988) ont eu lieu de nuit alors que l'on sait par ailleurs que la Chouette chevêche peut avoir une activité diurne. Le risque de collision est particulièrement fort chez les jeunes après leur émancipation (Génot <i>et al.</i>, 2001). Dans son étude, Hernandez (1988) observe que le nombre de collisions montre un pic net en été, au moment de la dispersion des jeunes : sur 378 cas de mortalités étudiés 63,2 % ont été recensés entre le 1^{er} août et le 15 août (Hernandez, 1988). Par ailleurs, Hernandez (1988) indique que 7 % seulement des cadavres recensés entre le 1^{er} juillet et le 1^{er} novembre étaient des adultes. Les adultes semblent par contre fortement exposés avant cette période, lorsqu'ils sont amenés à se déplacer souvent pour nourrir les jeunes (Génot <i>et al.</i>, 2002). Enfin, au-delà de la mortalité directe, la route pourrait engendrer une désertification des Chouettes chevêches du fait de la pollution sonore qu'elle provoque. Celle-ci diminuerait l'efficacité des cris territoriaux et d'alarme des Chouettes chevêches (ce qui occasionne une gêne pour les relations sociales et territoriales) ainsi que la détection des prédateurs et des proies (ce qui occasionne une gêne pour la chasse) et une difficulté à l'appariement des couples (Génot <i>et al.</i>, 2001). Au final, on pourrait donc assister localement à une fuite des individus vers des zones plus calmes et donc à une désertification de certaines zones bruyantes où pourtant l'habitat <i>stricto sensu</i> est favorable (Génot <i>et al.</i>, 2001). Moins de données sont disponibles concernant la mortalité ferroviaire de la Chouette chevêche. Il semblerait que globalement les rapaces nocturnes ne soient pas épargnés par la mortalité ferroviaire : une étude menée par Spencer en 1965 sur trois sections ferroviaires a trouvé que sur 116 cadavres recensés, 35 % étaient des rapaces nocturnes (<i>in</i> Glue, 1971). En Bourgogne, 23 des 29 cas de mortalité de Chouette chevêche recensés en Saône-et-Loire sont issus de collisions, dont 21 dus au trafic routier (Détroit <i>et al.</i>, 2010) ce qui peut laisser sous-entendre que 2 collisions sur les 23 sont dues au trafic ferroviaire. Une étude menée en Angleterre sur les causes de mortalité des oiseaux bagués repris mentionne que sur la totalité des Chouettes chevêches comptabilisées entre 1910 et 1969, 12 % proviennent de la route et 10 % du rail soit une mortalité routière et ferroviaire mesurée sensiblement égale (Glue, 1971). Ce constat est similaire pour l'ensemble des rapaces nocturnes étudiés dans l'étude. Or, en tenant compte du fait que les bas-côtés des voies ferrées sont nettement moins accessibles aux observateurs que les bas-côtés des routes, Glue (1971) conclut que le rail pourrait même être plus meurtrier que la route. Les raisons évoquées pour la route pour expliquer le taux de mortalité élevé peuvent se retrouver pour le rail (bas-côtés dégagés et riches en proies) mais le rail possède par ailleurs des risques supplémentaires à la route, ce qui pourrait aller dans le sens d'une mortalité ferroviaire encore plus importante que la mortalité ferroviaire : - la présence des lignes électrifiées alimentant les trains est une source de collision supplémentaire au train lui-même. Olsson (1958) a montré que sur 371 cadavres de chouettes récupérées entre 1911 et 1954 en Fennoscandinavie, 6 % des individus provenaient de collisions avec le rail et que plusieurs individus avaient été retrouvés morts brûlés, sous-entendu par le bras électrique du train ou les câbles l'alimentant (<i>in</i> Glue, 1971), - si l'on rapporte les conclusions d'Hernandez (1988) mentionnant que les routes les plus meurtrières sont les routes non éclairées, les voies ferrées étant peu éclairées, cela pourrait expliquer qu'elles soient davantage meurtrières que les routes. La littérature mentionne peu les mesures possibles pour réduire la mortalité sur des points de conflits identifiés préalablement entre le réseau de transport et les déplacements de la Chouette chevêche. Il semble possible néanmoins de se référer à ce qui est proposé pour l'Effraie des clochers dont la problématique est sensiblement identique ; ces mesures sont présentées plus loin.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : Génot <i>et al.</i>, 2002	Le plan national d'action pour la Chouette chevêche (Génot <i>et al.</i>, 2002) liste toute une série d'action permettant de préserver ou de rétablir un habitat favorable à cet oiseau en travaillant sur les différents éléments du paysage nécessaire à cette espèce sous forme de mosaïque, tels que : - les vergers : maintenir les vergers à hautes tiges et les arbres à cavité (protection face à l'urbanisation, au remembrement, réflexion en terme de filière, etc.), planter des arbres hautes tiges du terroir en remplacement d'arbres éliminés, conserver des bandes enherbées entre les rangs de fruitiers de nouveaux vergers, - les prairies et saules têtards : protéger et maintenir les prairies naturelles par fauche et/ou pâturage, sans pesticides ni fertilisants, sans drainage des zones humides et en étéant régulièrement les saules. Le plan national d'action souligne également l'importance de mesure directement liées à la connectivité telle que la conservation/restauration des talus, fossés et haies « entomofaunes » en lisière de certaines parcelles de manière à maintenir des connexions entre les différentes zones naturelles. Certaines actions ont vocation à limiter le niveau de fragmentation des paysages agricoles via la création d'ilôts non traités chimiquement ou la réduction des grands blocs de culture.
Franchissement d'ouvrages	Pas d'expérience connue dédiée à cette espèce. En revanche, les préconisations formulées pour la Chouette effraie,

	autres rapaces nocturnes de milieux semi-ouverts, peuvent sans doute être bénéfique à la Chouette chevêche. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
En Europe, les hivers enneigés et rigoureux limitent la répartition de l'espèce en latitude et en altitude car l'espèce est sédentaire (Génot <i>et al.</i>, 2002). Du fait du caractère sédentaire de la Chouette chevêche, les conditions climatiques, notamment en hiver, semblent en effet jouer un rôle important comme facteur limitant la densité des individus (Détroit <i>et al.</i>, 2010 ; Génot <i>et al.</i>, 2001 ; Génot <i>et al.</i>, 2002 ; Mebs & Scherzinger, 2006). L'atlas des oiseaux nicheurs 1985-1989 mentionne que la Chouette chevêche est présente sur tout le territoire à l'exception des massifs montagneux, notamment parce que les montagnes où la neige séjourne longtemps ne lui conviennent pas (Yeatman-Berthelot, 1994). En fait, la limite altitudinale de la répartition des Chouettes chevêches varie selon les massifs. La Chouette chevêche ne dépasse pas l'étage collinéen en région Rhône-Alpes, déserte les sites à plus de 850 m dans le Jura et évite totalement la montagne dans les Vosges. Bien qu'étant d'affinité méditerranéenne, la Chouette chevêche peut supporter des hivers rigoureux, en zone de moyenne altitude par exemple, comme cela a été constaté dans le Causse de Méjean en Lozère (Yeatman-Berthelot, 1991). Néanmoins, des longues périodes de gel ou de neige compliquent la recherche de nourriture (Détroit <i>et al.</i>, 2010). Des déplacements importants peuvent alors être effectués par les adultes sur des distances pouvant atteindre 10 km en moyenne (Génot <i>et al.</i>, 2002). Par ailleurs, les jeunes apparaissent comme très sensibles aux variations du climat et celui-ci influe donc aussi sur le taux de survie juvénile (Letty <i>et al.</i>, 2001). L'hiver froid de 1977-1978 semble avoir eu un impact non négligeable sur les populations françaises de Chouette chevêche (Gody, 1994 in Détroit <i>et al.</i>, 2010). En Aubrac et dans les Cévennes, la Chouette chevêche est présente jusqu'à 1200 m et plus (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Néanmoins, les faibles densités constatées de Chouette chevêche sont faibles et cela pourrait être dû à des conditions climatiques rudes (dont la neige) qui conduit peut-être à un taux de survie faible des oiseaux (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). En effet, à la suite d'un ou de plusieurs hivers fortement enneigés durant une longue période, la population chute rapidement jusqu'à atteindre des seuils très bas (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). Elle se concentre alors à proximité des villages et la reprise des effectifs est d'autant plus rapide que les connexions avec d'autres populations des vallées non soumises aux aléas climatiques ont été préservées ou pas (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Un suivi des individus est possible par radiopistage. Cette technique a par exemple été employée dans la basse vallée du Rhin où une quarantaine de Chouettes chevêches ont été équipées d'émetteurs sensibles aux mouvements (Mebs & Scherzinger, 2006) ainsi qu'en Espagne (Framis <i>et al.</i>, 2001). La pose de nichoirs si elle s'accompagne du baguage des jeunes et des adultes est également une des meilleures solutions pour à la fois palier provisoirement à un manque de cavités et permettre un suivi rigoureux de l'espèce en termes de présence, d'écologie et de déplacements (analyse des pelotes de réjection, distances parcourues des individus bagués, taille des territoires, ...). Cette technique est mise en œuvre dans de plusieurs régions de France (Moisson & Nadal, 2010), par exemple en Bourgogne (Détroit <i>et al.</i>, 2010). Enfin, l'outil génétique permet d'étudier l'impact de l'isolement géographique sur des individus de populations différentes. Il permet ainsi une réflexion à large échelle (Génot <i>et al.</i>, 2002). Comme cela a été dit précédemment, pour identifier les points de conflits entre les déplacements de la Chouette chevêche et le réseau routier, la méthode de recensement des cadavres chez la Chouette chevêche peut être mise en place mais sous-estime l'impact réel (Clec'h, 2001).	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Autres rapaces nocturnes de milieux semi-ouverts D'après : Anonyme 2, à paraître Anonyme 3, à paraître Anonyme 4, à paraître Dubois <i>et al.</i>, 2008 Dubois & Rousseau, 2010 Girard, 2012 Girard, 2011 Glue, 1971 Guinard & Pineau, 2006 Martinez & Zuberogioitia, 2010 Mebs & Scherzinger, 2006 Soufflot <i>et al.</i>, 2010 Svensson & Grant, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	D'autres rapaces nocturnes peuvent fréquenter des milieux occupés par les Chouettes chevêches. C'est en particulier le cas de l'Effraie des clochers ou Chouette effraie (<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)). L'Effraie des clochers occupe des milieux sensiblement identiques à ceux de la Chouette chevêche : les bocages, les zones de cultures avec bosquets friches et vergers, les petits villages (Anonyme 2, à paraître ; Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Svensson & Grant, 2009 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Comme la Chouette chevêche, l'espèce niche dans des cavités rocheuses, des trous d'arbres ou des bâtiments (notamment les clochers d'église, les combles, les granges) et nécessite la présence de zones ouvertes pour sa chasse (Anonyme 2, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Svensson & Grant, 2009 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Comme la Chouette la chevêche, l'Effraie des clochers a par conséquent largement prospéré en Europe centrale à partir du Moyen-âge, grâce à la mise en place d'une agriculture qualifiée aujourd'hui de « traditionnelle », qui lui a offert des conditions favorables à son mode de vie (Mebs & Scherzinger, 2006). Et, comme pour la Chouette chevêche, l'intensification agricole commencée il y a quelque décennies a fortement impacté les populations de Chouette effraie (Mebs & Scherzinger, 2006). Comme pour la Chouette chevêche, le climat possède une forte influence sur la Chouette effraie car cette dernière ne peut constituer de fortes réserves de graisses et est donc très sensible aux rigueurs de l'hiver et aux forts enneigements (Mebs & Scherzinger, 2006). L'espèce est donc présente essentiellement en plaine (en dessous de 600 m à 1000 m) et ses effectifs peuvent diminuer très fortement en hiver (jusqu'à 90 %) (Anonyme 2, à paraître ; Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). L'Effraie des clochers n'est pas armée pour les épisodes froids et les longues périodes neigeuses lui sont fatales (Soufflot <i>et al.</i>, 2010). Les conditions climatiques influent également sur l'abondance de proies qui a donc à son tour des répercussions sur les populations de Chouettes effraies (Soufflot <i>et al.</i>, 2010). De plus, l'Effraie des clochers est beaucoup plus sensible que la Chouette chevêche à la disponibilité en proies compte tenu de son régime moins éclectique (com. pers. Lecomte & Penpeny, 2012). L'Effraie des clochers est essentiellement nocturne, davantage que la Chouette chevêche, mais en période de nourrissage des jeunes, elle peut commencer à chasser de jour (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). En journée elle est assoupie dans sa cavité et l'activité commence une heure après le coucher du soleil (Mebs & Scherzinger, 2006). Comme chez la Chouette chevêche, l'activité de chasse semble intense surtout en début de nuit, s'interrompant par des périodes de repos au cœur de la nuit, pour reprendre avant l'aube (Anonyme 2, à paraître). La Chouette effraie est une espèce très agile en vol : elle est capable de vol plané, de sur place, de piqués. L'Effraie des clochers chasse en vol, par vol battu entrecoupé de vol plané, à environ 1 m à 4 m du sol (Mebs & Scherzinger,

2006). Elle peut aussi pratiquer une chasse à l'affut (Mebs & Scherzinger, 2006). En patrouille, le vol est élégant et souple (Mebs & Scherzinger, 2006). Pour se déplacer, la Chouette effraie suit toujours les mêmes trajets en s'orientant grâce à des repères sur le sol avec une très grande précision ; elle possède ainsi une mémoire très importante des trajets qu'elle emprunte très fréquemment (Mebs & Scherzinger, 2006). Dans un environnement familier, la Chouette effraie est aussi capable de grimper et de marcher, même en pleine obscurité, elle peut faire de grandes enjambées, sauter à pied joint jusqu'à 60 cm de haut ou se glisser dans de petites ouvertures (Mebs & Scherzinger, 2006).

La taille du domaine vital d'une Effraie des clochers varie au cours d'une année comme celui de la Chouette chevêche mais il reste globalement beaucoup plus vaste que chez cette dernière. La taille du domaine vital dépend aussi largement de la quantité de proies et des sites de nidification potentiels. On compte globalement entre 90 ha et 136 ha pendant la période de reproduction et entre 363 ha et 465 ha après l'élevage des jeunes jusqu'à la fin novembre (Mebs & Scherzinger, 2006).

La Chouette effraie est globalement un oiseau sédentaire et les adultes sont fidèles à leur domaine vital (Anonyme 2, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Svensson & Grant, 2009 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Certains adultes peuvent néanmoins changer de site de nidification d'une année sur l'autre (par exemple, en Bourgogne, 20 % des individus se sont installés en 2010 à 3 km environ de leur site de nidification 2009 (Soufflot *et al.*, 2010)), y compris par des déplacements longs (460 km déjà enregistrés) (Mebs & Scherzinger, 2006). Les mâles semblent toutefois plus attachés à leur territoire que les femelles : après la phase d'errance de leur premier hiver, ils se fixent quasiment à vie sur un territoire ; ils peuvent changer de site d'une année à l'autre, mais dans un rayon assez réduit (très rarement plus de 5 km) (Soufflot *et al.*, 2010). Enfin, certains individus vont jusqu'à pratiquer une migration sur plusieurs centaines voire plusieurs milliers de kilomètres (Anonyme 2, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) ; le plus long déplacement enregistré est de 2 272 km (Mebs & Scherzinger, 2006).

L'Effraie des clochers est essentiellement solitaire et possède des reposoirs attirés (Mebs & Scherzinger, 2006). Elle évite en général tout contact avec ses congénères sauf en période d'appariement et de ponte (Mebs & Scherzinger, 2006). Cependant, il existe une tolérance entre voisins, en migration et lorsque les sites de nidification sont rares (Mebs & Scherzinger, 2006). En période de reproduction, la territorialité est particulièrement importante (Mebs & Scherzinger, 2006). La polygamie est possible, notamment la polygynie (Mebs & Scherzinger, 2006).

A l'âge de 40 à 45 jours, les jeunes quittent le nid (Mebs & Scherzinger, 2006). Bien que non volants, ils peuvent réaliser de grands bonds et les parents continuent de les nourrir (Mebs & Scherzinger, 2006). En Europe centrale, les jeunes Chouettes effraies dispersent à l'automne (Mebs & Scherzinger, 2006). En Bourgogne, les jeunes dispersent environ à 10 km de leur lieu de naissance et la distance est sensiblement identique entre mâles et femelles (Soufflot *et al.*, 2010). Mebs & Scherzinger (2006) mentionnent que la moitié des jeunes ne dépasse généralement pas un rayon de 20 à 25 km dans l'Est de la France. Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) mentionnent que 25 % des reprises de jeunes bagués au nid ont lieu à plus de 100 km du lieu de naissance en Alsace-Lorraine. La dispersion ne se fait pas dans une direction privilégiée (Dubois *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) ; les zones montagneuses par contre sont évitées (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

La population française de Chouette effraie était de l'ordre de 20 000 à 50 000 couples dans les années 2000 (Dubois *et al.*, 2008). Les populations d'Effraies régressent depuis plusieurs décennies (Mebs & Scherzinger, 2006). Cette régression est due en grande partie aux transformations des pratiques agricoles évoquées précédemment ainsi que, comme pour la Chouette chevêche, au trafic routier qui est un facteur majeur de mortalité directe si ce n'est le principal (Anonyme 2, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006). En France, on estime que 50 % de la mortalité de l'espèce est due au trafic de transport routier (Guinard & Pineau, 2006) et que l'on trouve en moyenne 0,25 à 5,4 oiseaux morts par km et par an sur l'ensemble du réseau (Anonyme 2, à paraître). Le réseau autoroutier est le plus concerné : on compte, en moyenne, entre 0,5 et 1,2 oiseaux morts par km et par an (EPA, 1986 *in* Guinard & Pineau, 2006) et on considère que sur une autoroute avec un trafic de 400 poids lourds par heure, la probabilité de collision d'une Chouette effraie est de 1 sur 20 (Guinard & Pineau, 2006). Les réseaux nationaux et départementaux ne sont pas non plus épargnés (Guinard & Pineau, 2006). En tout, des estimations donnent le nombre de 10 000 à 20 000 effraies tuées chaque année sur les routes de France (Housset, 1992 *in* Guinard & Pineau, 2006 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Les bilans du Centre de recherche sur la biologie des populations d'oiseaux (CRBPO) du MNHN indiquent que la Chouette effraie est l'oiseau bagué le plus touché par les collisions routières (661 sur 2 292 oiseaux morts par collision signalés depuis 1953 de 138 espèces différentes) (*in* Guinard & Pineau, 2006). Dans son recensement de cadavre d'oiseaux sur 5 parcours routier dans l'ouest de la France, Girard (2011), comptabilise 2174 Effraies sur 7 816 cadavres d'oiseaux recensés. L'effraie représente ainsi l'espèce la plus comptabilisée avec environ 28 % des cadavres recensés. Ce pourcentage très important de mortalité routière peut être expliqué pour des raisons sensiblement similaires à celles de la Chouette chevêche (Guinard & Pineau, 2006) : elle fréquente elle aussi souvent les fossés et les talus le long des routes où les rongeurs sont abondants surtout s'ils contrastent avec des cultures intensives ; - elle est éblouie par les phares des voitures ; elle vole à hauteur des véhicules.

Les périodes automnale et hivernale sont les plus meurtrières (Anonyme 2, à paraître ; Guinard & Pineau, 2006), notamment parce que (Massenin, 1996 *in* Guinard & Pineau, 2006) : elles correspondent à la période de déplacements des juvéniles lors de leur dispersion automnale ; la nourriture est plus rare à cette période et les bordures d'autoroutes plus favorables aux micromammifères attirent donc les effraies des clochers ; la nuit est plus longue à cette période et tombe au moment de la pointe du trafic routier vers 17 h - 20 h (Guinard & Pineau, 2006).

Quelques exemples : 72 % de la mortalité annuelle se fait entre novembre et mars sur l'autoroute A36, 79 % de la mortalité annuelle en mauvaise saison sur l'autoroute Dijon/Toul/Nancy et 84 % sur l'autoroute Strasbourg/Metz (*in* Guinard & Pineau, 2006). La configuration de la voie et la nature des milieux qu'elle traverse sont prépondérants dans la fréquence des collisions (Guinard & Pineau, 2006). Les collisions sont ainsi plus fréquentes sur les portions en remblais (66 % de la mortalité par collision se déroulant sur une zone en remblai en rase campagne) (Guinard & Pineau, 2006). Il est donc possible d'agir sur ces facteurs afin de diminuer les risques de collision. Des mesures peuvent être mises en place comme :

- limiter l'attractivité des dépendances routières par des plantations arbustes, de buissons ou des pratiques d'entretiens favorisant la végétation buissonnante et arbustive spontanée,
- hausser et diriger le vol des oiseaux afin d'éviter les collisions directes et l'éblouissement par des plantations d'arbres et d'arbustes et, en zones urbaines, des murs antibruit, ainsi que des écrans adaptés sur les ouvrages d'art,
- limiter la construction des routes en remblais.

Cependant, il faut noter que la présence d'une végétation buissonnante ou arborée le bord des routes a comme contrepartie d'offrir des perchoirs aux rapaces et des sites de nidifications aux passereaux et donc finalement d'augmenter leur mortalité (Baudvin *et al.*, 1998 in Girard, 2012). Pour limiter la mortalité de l'Effraie, Baudvin *et al.* (1998 in Girard, 2012) suggère donc au contraire un fauchage régulier des bords de routes voire l'entretien d'un sol nu et labouré afin d'agir directement sur la présence des proies.

Dans l'étude menée en Angleterre par Glue (1971), la Chouette effraie est l'espèce la plus comptabilisée parmi les oiseaux bagués trouvés morts entre 1910 et 1969 et, comme pour la Chouette chevêche, la mortalité due au rail (11 %) est sensiblement identique à celle due à la route (12 %).

La Chouette effraie est marquée par une forte fécondité : un couple peut produire jusqu'à 6 jeunes par an notamment lorsqu'il effectue deux nichées ce qui est assez fréquent (Anonyme 2, à paraître ; Soufflot *et al.*, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le succès de reproduction connaît cependant des fluctuations de 1 à 10 en fonction notamment de la dépendance aux conditions climatiques indiquée précédemment (Soufflot *et al.*, 2010). En dépit de cette forte fécondité, la mortalité juvénile est « naturellement » très importante chez la Chouette effraie (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) ce qui aboutit globalement à un équilibre. L'augmentation de la mortalité due au trafic routier ajoutée à une légère baisse de la fécondité constatée sans doute à cause de polluants divers engendrent donc un déséquilibre et laissent craindre une menace pour la survie de l'espèce à long terme. La Chouette effraie, généralement considérée comme une espèce « ordinaire », est d'ores et déjà pointée dans plusieurs régions comme une espèce à surveiller voire menacée. Par exemple, « A surveiller » en Champagne-Ardenne (Fauvel *et al.*, 2007) et en Pays-de-la-Loire (Marchadour & Séchet, 2008) et « Vulnérable » en Rhône-Alpes (De Thiersant & Deliry, 2008). L'espèce est présente dans plusieurs régions insulaires comme en Corse (Dubois *et al.*, 2008) ou sur l'île d'Ouessant (Dubois *et al.*, 2008).

La Chouette effraie, comme la Chouette chevêche est également touchée par le phénomène de fragmentation de ses habitats. La présence de milieux agricoles intensivement cultivés peut isoler des populations et empêcher également des possibilités de reconquête de zones désertées à la suite d'hiver défavorable. En Bourgogne par exemple, l'hiver 2008-2009 semble avoir décimé les populations d'Effraie des clocher sur le plateau châtillonnais et ce secteur n'a visiblement pas été recolonisé depuis, malgré qu'il constitue un habitat favorable (Soufflot *et al.*, 2010). Ce phénomène pourrait être le reflet d'une fragmentation de la population (Soufflot *et al.*, 2010).

Dans une moindre mesure deux autres rapaces nocturnes peuvent également être étudiés conjointement à la Chouette chevêche : le Hibou moyen-duc (*Asio otus* (Linnaeus, 1758)) et le Hibou des marais (*Asio flammeus* (Pontoppidan, 1763)).

Le Hibou moyen-duc peut occuper des milieux fréquentés par la Chouette chevêche, notamment les paysages agricoles semi-ouverts comme les bocages. L'espèce s'installe en effet sur les lisières ou près des grandes clairières des forêts et il chasse dans les milieux ouverts (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). L'habitat préférentiel est constitué d'une forte proportion de prairies naturelles à végétation courte, de champs cultivés entrecoupés de bois, de boqueteaux, de haies hautes et d'arbres isolés (Anonyme 4, à paraître) ce qui est globalement équivalent à l'habitat de la Chouette chevêche. Néanmoins, la littérature laisse supposer qu'une certaine densité d'arbres semble être plus importante chez le Hibou moyen-duc que chez la Chouette chevêche : les arbres sont nécessaires au Hibou moyen-duc pour se reposer et y élever les jeunes (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le Hibou moyen-duc niche essentiellement dans d'anciens nids de Pies ou de Corneilles situés de préférence dans un conifère entre trois et dix mètres de hauteur ; la reproduction dans les cavités des arbres reste occasionnelle (Anonyme 4, à paraître). Le Hibou moyen-duc occupe donc avant tout les régions où il trouve des bois, bosquets, haies et parcs (Dubois *et al.*, 2008) et il peut aussi nicher dans les boqueteaux des grandes plaines agricoles (Beauce, Champagne) ou dans les forêts largement clairiérées composées de feuillus et ponctuées de résineux touffus (Anonyme 4, à paraître), dans des parcs boisés ou dans des marais boisés (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il semble exister néanmoins un seuil de fermeture au-delà duquel le Hibou moyen-duc n'est plus présent car les grands massifs forestiers compacts semblent peu visités (Anonyme 4, à paraître). Subtilement, il pourrait donc être conclu que le Hibou moyen-duc rechercherait davantage des milieux semi-boisés que des milieux semi-ouverts. Martinez & Zuberogoitia (2010) ont étudié en Espagne les points de convergences et de différences en termes d'habitat occupé entre le Hibou moyen-duc et la Chouette chevêche à trois échelles différentes. Leur étude conclut que :

- à l'échelle du site de nidification, le Hibou moyen-duc recherche avant tout les zones boisées avec peu de routes alors que la Chouette chevêche porte surtout son attention sur la présence de milieux secs de types plantations et cultures (olives, amandiers, caroubiers, agrumes, orges, tournesol), et recherche la proximité avec d'autres couples déjà installés,
- à l'échelle du domaine vital, le Hibou moyen-duc recherche les zones avec des zones de forêt et des zones de plantations et cultures sèches reliées par des réseaux de haies ; il recherche également les zones avec le moins de dérangement humain et la présence de congénères. La Chouette chevêche de son côté recherche surtout les plantations et cultures sèches présentant une part importante de haies/boisements linéaires et la proximité des villages,
- à l'échelle encore plus large (paysage/macro), le Hibou moyen-duc recherche les milieux boisés et la Chouette chevêche les milieux cultivés.

Le Hibou moyen-duc est une espèce partiellement migratrice. Les oiseaux des pays nordiques sont plus franchement migrateurs (Anonyme 4, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008). Le baguage a montré que des Hiboux moyens-ducs nés dans des pays allant de la Belgique à l'ex-Yougoslavie venaient hiverner en France (Dubois *et al.*, 2008). Les

distances parcourues atteignent au maximum 2300 kilomètres (Anonyme 4, à paraître). Il semble que les oiseaux français, jeunes comme adultes, eux, soient sédentaires ou du moins se déplacent peu (Anonyme 4, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008). Cependant des déplacements de plusieurs centaines de km ont déjà été notés de Champagne-Ardenne vers la Vienne et la Mayenne par exemple et il existe également des mouvements en montagne des cols vers les vallées (Anonyme 4, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008). Le Hibou moyen-duc constitue donc en tous cas un hivernant régulier de septembre à mai dans notre pays, excepté en Corse où il est peu commun (Dubois *et al.*, 2008). En hiver, les Hibou moyens-ducs se rassemblent pour constituer des dortoirs diurnes comptant en général 10 à 30 oiseaux, pouvant atteindre jusqu'à 100-200 individus. Les dortoirs peuvent se situer en ville dans des cimetières boisés, des parcs, des allées d'arbres ou dans des massifs forestiers, le plus souvent résineux (sapins et pins) (Anonyme 4, à paraître).

Les jeunes s'installent souvent pour nicher non loin de leur lieu de naissance ; en France surtout, la dispersion semble être de courte distance (Anonyme 4, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les résultats de baguages montrent par exemple qu'un jeune né dans l'Oise était retrouvé en octobre à 12 km. Une partie des jeunes cependant dispersent dans un rayon de 50 à 100 kilomètres voire peuvent parcourir plusieurs centaines de kilomètres (Anonyme 4, à paraître). Un jeune du Puy-de-Dôme se trouvait en décembre 200 km au sud et un oiseau né dans la Marne a été repris au printemps suivant dans la Somme à 165 km (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Le Hibou moyen-duc est une espèce assez commune en France (Dubois *et al.*, 2008). Il est répandu dans tout le pays à l'exception d'une grande partie de la Bretagne, du Sud-Ouest et du quart Sud-Est où il est plus localisé ainsi qu'en Corse (Anonyme 4, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008). La population nationale était estimée à 10 000 à 30 000 couples en 2000 (pour une population européenne estimée entre 380 000 et 810 000 couples (Anonyme 4, à paraître)) ; mais ses effectifs sont très fluctuants en fonction de l'abondance en rongeurs (Dubois *et al.*, 2008). De plus, bien que considéré comme stable, les tendances d'évolution de la population de l'hexagone, Corse comprise restent très mal connues (Anonyme 4, à paraître). Comme la Chouette chevêche et la Chouette effraie, il est indéniable que l'intensification de l'agriculture (suppression des haies, des petits bosquets, des arbres isolés) n'est pas favorable au Hibou moyen-duc (Anonyme 4, à paraître). Par ailleurs, chez cette espèce aussi, l'augmentation du trafic routier entraîne une mortalité croissante des oiseaux par collisions (Anonyme 4, à paraître).

Le Hibou des marais vit dans des milieux qui peuvent ressembler structurellement à ceux occupés par la Chouette chevêche : milieux ouverts à végétation basse mais offrant un couvert suffisant (Mebs & Scherzinger, 2006). Pour autant les milieux occupés par le Hibou des marais sont souvent différents car l'espèce recherche les milieux humides. On le retrouve ainsi dans les milieux de types landes, friches et prairies humides, marais et tourbières, zones d'envasement, zones dunaires, marécages (Anonyme 3, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Svensson & Grant, 2009). Toutefois, le Hibou des marais peut aussi nicher en milieux secs et herbeux, landes sèches et steppes et à l'occasion dans des coupes et clairières ou des jeunes plantations de conifères, voire champs de céréales (Mebs & Scherzinger, 2006).

Contrairement à la Chouette chevêche, le Hibou des marais établit un nid rudimentaire à terre (Svensson & Grant, 2009). La taille d'un territoire de chasse peut aller jusqu'à 2 km autour du nid (Mebs & Scherzinger, 2006). Le domaine vital est de 15 ha en moyenne en Allemagne, 42 ha (en hiver), 112 ha (en été) en Ecosse (Mebs & Scherzinger, 2006).

Contrairement à la Chouette chevêche totalement sédentaire, le Hibou des marais est migrateur au nord de l'Europe et sédentaire ailleurs (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Svensson & Grant, 2009). En Europe centrale, la migration automnale atteint son apogée en novembre. La migration pré-nuptiale est maximale en mars (Mebs & Scherzinger, 2006). Les Hiboux des marais peuvent accomplir de longs périple à travers aussi bien les zones d'hivernage que les zones de nidification (Mebs & Scherzinger, 2006). Quand ils trouvent une zone favorable ils peuvent interrompre leur migration en automne comme au printemps voire y mettre fin s'ils se trouvent sous une latitude leur permettant d'hiverner ou de nicher (Mebs & Scherzinger, 2006). Si ces conditions perdurent une partie de ces hivernants nicheront sur place (Mebs & Scherzinger, 2006). L'espèce est marquée par un comportement de nomadisme. Il arrive cependant que des individus soient fidèles à leur lieu de naissance (Mebs & Scherzinger, 2006).

Des leur émancipation, les jeunes Hiboux des marais migrent très loin, parfois à plusieurs centaines de kilomètres de distance. Quelques exemples : un individu né en Bavière a ensuite été noté à 1 350 km de son lieu de naissance, en Lettonie (Mebs & Scherzinger, 2006), un individu né dans l'Aisne a été retrouvé en Astrakan (Russie) (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), un individu bagué au nid en Vendée a été retrouvé en Italie en septembre (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les adultes nicheurs peuvent aussi changer de territoire de plusieurs centaines à plusieurs milliers de kilomètres (Mebs & Scherzinger, 2006).

Chez le Hibou des marais, le couple n'est apparié que pour une saison de nidification, les oiseaux étant peu fidèles (Anonyme 3, à paraître). Vers douze jours, les poussins commencent à sortir du nid et à se disperser dans les environs ; les parents continuent à leur apporter des proies (Mebs & Scherzinger, 2006). Les jeunes sont très mobiles (Mebs & Scherzinger, 2006) mais il reste à proximité du nid, sous le couvert végétal (Anonyme 3, à paraître). L'éclatement de la famille survient habituellement quand les oiseaux quittent le territoire de nidification en automne (Mebs & Scherzinger, 2006).

En dehors de la période de reproduction, les Hiboux des marais ont tendance à se rassembler ; sinon, ils affichent un comportement très territorial (Mebs & Scherzinger, 2006). Même dans un couple, les congénères ne recherchent pas de contacts étroits et se reposent seuls. Les couples ne se forment que saisonnièrement (Mebs & Scherzinger, 2006).

Comme la Chouette chevêche le Hibou des marais est partiellement diurne en France (Svensson & Grant, 2009). En période de reproduction, l'activité diurne peut représenter jusqu'à 65 % du cycle circadien des oiseaux et en hiver, il est très courant d'observer un Hibou des marais chassant en plein jour (Anonyme 3, à paraître).

Le Hibou des marais pratique surtout la chasse en vol (Svensson & Grant, 2009) et peu la chasse à l'affut (simplement par mauvais temps ou en cas de neige au sol) (Mebs & Scherzinger, 2006). Le vol du hibou des marais est chaloupé, entre 50 cm et 2 mètres du sol ; il s'agit d'un vol très lent, entrecoupé de planés et de surplace (Mebs &

	Scherzinger, 2006). Le Hibou des marais est une espèce nordique, surtout présente en Russie, Finlande, Suède, Norvège ; nord de la Grande Bretagne (Mebs & Scherzinger, 2006). En France, la population nicheuse était estimée entre 10 et 100 couples en 1997 (Anonyme 3, à paraître). On constate des zones de nidification régulière – que l'on pourrait qualifier de noyaux - (uniquement au nord du pays : littoral du Nord-Pas-de-Calais et de Picardie ; Ardennes) (Dubois <i>et al.</i>, 2008). La reproduction est plus irrégulière en Poitou-Charentes, Centre, Alsace, Bourgogne, Loire-Atlantique, Vendée, Finistère (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Ailleurs la reproduction est occasionnelle (Dubois <i>et al.</i>, 2008). L'espèce, dans son statut nicheur, est considérée comme « Vulnérable » sur la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine élaborée selon les critères de l'UICN (UICN <i>et al.</i>, 2011). La France accueille par contre un nombre plus important d'individus des pays nordiques venant hiverner (Anonyme 3, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006). La population hivernale française était évaluée dans une fourchette allant de 200 à 500 individus en 1997 mais elle subit de fortes variations d'une année à l'autre (Anonyme 3, à paraître). Des effectifs importants de Hiboux des marais sont visibles en passage automnal au Cap Ferret (Dubois & Rousseau, 2010). Il est à noter que cette espèce présente un nomadisme marqué durant toute l'année, si bien que les apparitions en France peuvent se produire pendant toute l'année (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Pour hiverner, les Hiboux des marais peuvent se rassembler en dortoirs de plusieurs dizaines d'individus (Mebs & Scherzinger, 2006). D'une manière générale, le statut de conservation du Hibou des marais en Europe est provisoirement considéré comme défavorable en raison d'un déclin historique dans les années 1970-1990 à la suite duquel l'espèce se maintient à un niveau relativement faible (Anonyme 3, à paraître). Ce déclin est essentiellement dû à la perte et à la dégradation des habitats de l'espèce, en particulier au drainage des zones humides et des marais côtiers et intérieurs (Anonyme 3, à paraître). Bien que moins important, l'impact du trafic routier ne doit pas être négligé (Anonyme 3, à paraître).
Autres espèces D'après : Mebs & Scherzinger, 2006 Svensson & Grant, 2009	Pendant la saison chaude, la Chouette chevêche se nourrit d'insectes (papillons de nuit, carabes) et lombrics (Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette chevêche consomme également des micromammifères, et notamment du Campagnol des champs (<i>Microtus arvalis</i> (Pallas, 1778)), mais aussi de petits oiseaux, des reptiles et des amphibiens (Svensson & Grant, 2009). Elle est ainsi caractéristique d'un écosystème riche et d'une agriculture « traditionnelle » (Mebs & Scherzinger, 2006).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Patrick LECOMTE & Murielle PENPENY, Études Chevêche

> Bibliographie consultée :

ANONYME 1 (à paraître). *Chevêche d'Athéna*, *Athene noctua* (Scopoli, 1769). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 2 (à paraître). *Effraie des clochers*, *Tyto alba* (Scopoli, 1769). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 3 (à paraître). *Hibou des marais*, *Asio flammeus* (Pontoppidan, 1763). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 4 (à paraître). *Hibou moyen-duc*, *Asio otus* (Linné, 1758). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

BAUDVIN H., GÉNOT J.-C. & MULLER Y. (1995). *Les rapaces nocturnes*. Éditions Sang de la terre. Seconde édition. Paris. 301 pages.

CLECH D. (2001). Impact de la circulation routière sur la Chevêche d'Athéna *Athene noctua*, par l'étude de la localisation de ses sites de reproduction. *Aulauda*. Numéro 69. Pages 255-260.

DESLANDRES B. (2006). *Étude d'impact de la pollution lumineuse nocturne sur la faune et la flore*. Rapport de stage réalisé au parc naturel régional du Quercy. 50 pages.

DE THIERSANT M.-P. & DELIRY C. (2008). *Liste rouge résumée des vertébrés terrestres de la région Rhône-Alpes*. CORA Faune Sauvage. 9 pages.

DÉTROIT C., SIRUGUE D., BOUZENDORF F., MORANT T. & MEZANI S. (2010). *La Chevêche d'Athéna en Bourgogne - Bilan des connaissances 2010*. Étude et protection des oiseaux en Bourgogne (EPOB). Pages.

- DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 559 pages.
- DUBOIS P.-J. & ROUSSEAU E. (2010). *La France à tire d'aile - Comprendre et observer les migrations d'oiseaux*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 263 pages.
- FAUVEL B., TERNOIS V., LE ROY E., BELLENOUE S., SAUVAGE A. & THIOLLAY J.-M. (2007). *Liste rouge de Champagne-Ardenne - Oiseaux nicheurs*. Validée le 14 avril 2007 par l'avis n°2007-1 du Conseil scientifique régional du patrimoine naturel. 3 pages.
- FLAMANT N. (2008). Compléments de prospections des populations nicheuses de Chouettes chevêches, *Athene noctua*, dans le sud Seine-et-Marnais en 2007. *Bulletin de l'association naturaliste de la vallée du Loing (ANVL)*. Volume 84. Numéro 2. Pages 68-72.
- FLAMANT N. (2006). Prospections des populations nicheuses de Chouettes chevêches, *Athene noctua*, dans le sud Seine-et-Marnais en 2006. *Bulletin de l'association naturaliste de la vallée du Loing (ANVL)*. Volume 82. Numéro 2. Pages 74-79.
- FRAMIS H., HOLROYD G.-L. & MAÑOSA S. (2011). Home range and habitat use of little owl (*Athene noctua*) in an agricultural landscape in coastal Catalonia, Spain. *Animal biodiversity and conservation*. Volume 34. Numéro 2. Pages 369-378.
- GÉNOT J.-C., LAPIOS J.-M. & LECOMTE P. (2001). *Plan national de restauration de la Chouette chevêche en France* *Athene noctua* (Scopoli, 1769). Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement - Direction de la nature et des paysages. 65 pages.
- GÉNOT J.-C. & LECOMTE P. (2002). *La chevêche d'Athéna - biologie, mœurs, mythologie, protection*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 143 pages.
- GIRARD O. (2012). La mortalité aviaire due à la circulation routière en France (deuxième partie). *Alauda*. Volume 80. Numéro 1. Pages 3-12.
- GIRARD O. (2011). La mortalité aviaire due à la circulation routière en France (première partie). *Alauda*. Volume 80. Numéro 1. Pages 249-257.
- GLUE D.-E. (1971). Ringing recovery circumstances of small birds of prey. *Bird study*. Volume 18. Numéro 3. Pages 137-146.
- GUINARD E. & PINEAU C. (2006). *Mesures de limitation de la mortalité de la Chouette effraie sur le réseau routier*. Service d'études techniques des routes et autoroutes (SETRA). 11 pages.
- HERNANDEZ M. (1988). Road mortality of the little owl (*Athene noctua*) in Spain. *Journal of raptor research*. Volume 22. Numéro 3. Pages 81-84.
- JIGUET F. (2010). *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. Disponible en ligne sur : <http://www2.mnhn.fr/vigie-nature>. (Consulté en mars 2012)
- LECOMTE P. (1995). Le statut de la Chevêche d'Athéna, *Athene noctua*, en Île-de-France. *Alauda*. Numéro 63. Pages 43-50.
- LETTY J., GÉNOT J.-C. & SARAZIN F. (2001). Viabilité de la population de Chevêche d'Athéna *Athene noctua* dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord. *Alauda*. Numéro 69. Pages 359-372.
- MARCHADOUR B. & SECHET E. (coord.) (2008). *Avifaune prioritaire en Pays de la Loire*. Coordination régionale Ligue de protection des oiseaux (LPO) de Pays-de-la-Loire & Conseil régional des Pays-de-la-Loire. 227 pages.
- MARTIN Y. (2000). A la recherche de la Chouette chevêche (*Athene noctua*) en zone périurbaine de cultures intensives (Plaine de la Limagne et périphérie de l'agglomération de Riom, Puy-de-Dôme). *Le Grand-duc*. Numéro 57. Pages 2.
- MARTÍNEZ J.-A. & ZUBEROGOITIA I. (2004). Habitat preferences for long-eared owls *Asio otus* and little owls *Athene noctua* in semi-arid environments at three spatial scales. *Bird Study*. Numéro 51. Pages 163-169.
- MASSON L. & NADAL R. (2010). *Bilan du plan national d'action Chevêche d'Athéna 2000 - 2010*. Ligue pour la Protection des Oiseaux - Mission rapaces / Birdlife France. 61 pages.
- MEBS T. & SCHERZINGER W. (2006). *Encyclopédie des rapaces nocturnes*. Éditions Broché. 400 pages.
- MERIDIONALIS (2003). *Liste rouge des oiseaux nicheurs en Languedoc-Roussillon au cours des 20 dernières années*. Union des associations naturalistes du Languedoc-Roussillon. 6 pages.
- PAUL J.-P. (2008). *Liste rouge des mammifères (hors chiroptères), oiseaux, reptiles et amphibiens*. Liste préalable au projet d'Atlas de la faune menacée de Franche-Comté. Document de travail - Version de Janvier 2008. Ligue de protection des oiseaux (LPO) de Franche Comté. 12 pages.
- PENPENY (2005). La Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) dans le Vexin français – Problématique et enjeux. *Courrier Scientifique du Parc naturel régional du Vexin français*. Numéro 1. Pages 34-38.
- SOUFFLOT J., SOUFFLOT P. & CHENESSEAU D. (2010). *Bilan Chouette effraie 2010*. La Choue. 10 pages.
- VAN ROOYEN C. (2009). Bird impact assessment study - Kusile railway line and associated infrastructure. Randburg, South Africa. 28 pages.
- SVENSSON L. & GRANT P.-J. (2008). *Le guide ornitho*. Editions Delachaux & Niestlé. Les guides du naturaliste. Paris, France. 398.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France. 28 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris, France. 775 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1991). *Atlas des oiseaux de France en hiver 1977-1981*. Société ornithologique de France. Paris, France. 575 pages.

ZABALA J., ZUBEROGOITIA I., MARTÍNEZ-CLIMENT J.-A., MARTÍNEZ J.-E., AZKONA A., HIDALGO A. & IRAETA A. (2006). Occupancy and abundance of Little Owl *Athene noctua* in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis fennica*. Numéro 83. Pages 97-107.

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

BAUDVIN H. (1991). *Les chouettes et les hiboux*. Atlas visuel. Éditions Payot Lausanne. Série « Comment vivent-ils ? ». Lausanne, Suisse.

BAUDVIN H. & JACOB H. (2008). *Mortalité animale liée à l'autoroute - Bilan 1992-2005*. Bourgogne Nature. Numéro 8. Pages 96-100.

BLACHE S. (2005). *La Chevêche (Athene noctua) en zone d'agriculture intensive (Plaine de Valence, Drôme) : habitat, alimentation, reproduction*. Thèse, Ecole Pratique des Hautes Ecoles. Montpellier. 110 pages.

BOUCHY P. (2004). *Analyse démo-génétique de viabilité dans le cas de petites populations fragmentées : application à la Chouette chevêche (Athene noctua)*. Thèse. Université Paris 6 Pierre et Marie Curie. 154 pages.

CRAMP S., SIMMONS K., SNOW D.-W. & PERRINS C.-M. (2006). *The Birds of the Western Palearctic; interactive BWPi 2.0 (2006 update)*. BirdGuides. Sheffield. UK.

DE BEAULIEU Y. (1999). *Mesures de rattrapage sur le réseau existant en faveur de l'effraie des clochers*. Centre d'études techniques et de l'équipement (CETE) de l'Ouest – Services d'études techniques des routes et autoroutes (SETRA). 6 pages.

DUNTHORN A.-A. & ERRINGTON F.-P. (1964). Casualties among birds along a selected road in Wiltshire. *Bird study*. Volume 11. Numéro 3. Pages 168-182.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1986). *Influence de la réalisation d'une Autoroute sur la faune. Étude de la mortalité de la faune sur la section Beaune-Dole de l'autoroute A 36*. Ministère délégué chargé de l'environnement, Délégation à la qualité de la vie, Atelier central de l'environnement. 64 pages.

GENOT J.-C. (2005). La Chevêche d'Athéna, *Athene noctua*, dans la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord de 1984 à 2004. *Ciconia*. Numéro 29. Pages 1-272.

GÉNOT J.-C. (1990). Habitat et sites de nidification de la Chouette chevêche, *Athene noctua scop.*, en bordure des Vosges du Nord. *Ciconia*. Numéro 17. Pages 85-115.

GÉNOT J.-C. & FROCHOT B. (1992). *Contribution à l'écologie de la Chouette chevêche, Athene noctua (scop.) en France*. Thèse de Doctorat soutenue à l'Université de Dijon. 215 pages.

GÉNOT J.-C. & LECOMTE P. (1998). Essai de synthèse sur la population de Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) en France. *Ornithos*. Volume 5. Numéro 3. Pages 124-131.

GÉROUDET P. (2000). *Les rapaces d'Europe, diurnes et nocturnes*. 7^{ème} édition. Editions Delachaux et Niestlé. 446 pages.

HOUSSET P. (1992). *Avifaune et routes*. Université de Rouen. Rapport de MST. 53 pages.

JUILLARD M. (1984). *Eco-éthologie de la Chouette chevêche, Athene noctua (Scop) en Suisse*. Thèse. Université de Neuchâtel, Suisse. Sempach : Station ornithologique de Sempach ; Prangins : Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux. 243 pages.

LABISKY R.-F. (1960). A technique for capturing birds and mammals. *Biological notes*. Numéro 40. National history survey division of university III.

LECOMTE P. (2009). 25 ans d'étude et de conservation de la Chouette chevêche en Île-de-France : et maintenant ? *Le Courrier de la nature*. Numéro 246. Pages 20-27.

LECOMTE P. (2000). Balade en Aubrac sur la piste de la chouette aux yeux d'or. *Le Courrier de la nature*. Numéro 186. Pages 33-37.

LECOMTE P. (1995). *Les aménagements écologiques et les rapaces. Mortalité routière et rapaces*. In : Actes du Colloque « Les pratiques du génie écologique » organisé à la Maison du Parc naturel régional des Vosges du Nord par l'Association française des Ingénieurs écologues les 14 et 15 septembre 1995. Pages 53-67.

LECOMTE P., VAN ACKER B. & LAPIOS J.-M. (1996). *Mesures conservatoires pour la sauvegarde de la Chouette chevêche en Essonne*. DIOMEDEA, Bureau d'étude en écologie appliquée. 81 pages.

LÉCUREUR F., RENVOISÉ J.-Y. & AMELINE M. (2009). La Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) : résultats de dix années de recensement, de protection et de sensibilisation. Ligue de protection des oiseaux (LPO) de la Sarthe & Parc naturel régional Normandie-Maine. *Le tarier pâle*. Numéro 9. Pages 2 à 30.

LESTANVILLE H. (2005). La Chevêche d'Athéna *Athene noctua* dans l'Oise (1999-2004). *L'Avocette*. Volume 29. Numéro3. Pages 5-14.

MASSENIN S. (1996). *Structure de la population et état nutritionnel des Chouettes effraies tuées sur les autoroutes en France*. Centre national de la recherche scientifique (CNRS) - Centre d'écologie et physiologie énergétique de Strasbourg. Ministère de l'environnement. 12 pages.

MEBS T. (1994). *Guide de poche des rapaces nocturnes*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 400 pages.

NICOLAI J. (1995). *Rapaces diurnes et nocturnes*. Collection Nature. Éditions Nathan. Paris, France. 155 pages.

SPENCER K.-G. (1965). Avian casualties on railways. *Bird Study*. Volume 3. Numéro 12. Pages 257.

TISSIER D. (2010). La Chevêche d'Athéna : répartition et densité dans l'Ouest lyonnais en 2010 comparée à 2000. *L'Effraie – la revue du CORA-Rhône*. Numéro 29. Pages 4-26.

TISSIER D. (2010). Essai d'estimation de la population de Chevêche d'Athéna du Rhône. *L'Effraie – la revue du CORA-Rhône*. Numéro 29. Pages 27-31.

TISSIER D. (2000). La Chevêche d'Athéna : répartition et densité dans l'Ouest lyonnais en 2000. *L'Effraie – la revue du CORA-Rhône*. Numéro 15. Pages 3-15.

VALLEE J.-L. (1999). *La Chouette effraie – Description, mœurs, observation, protection, mythologie*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 208 pages.

VAN NIEUWENHUYSE D., GÉNOT J.-C. & JOHNSON D.-H. (2008). *The Little Owl. Conservation, ecology and behavior of Athene noctua*. Cambridge, United Kingdom. 574 pages.

> Pour citer ce document :

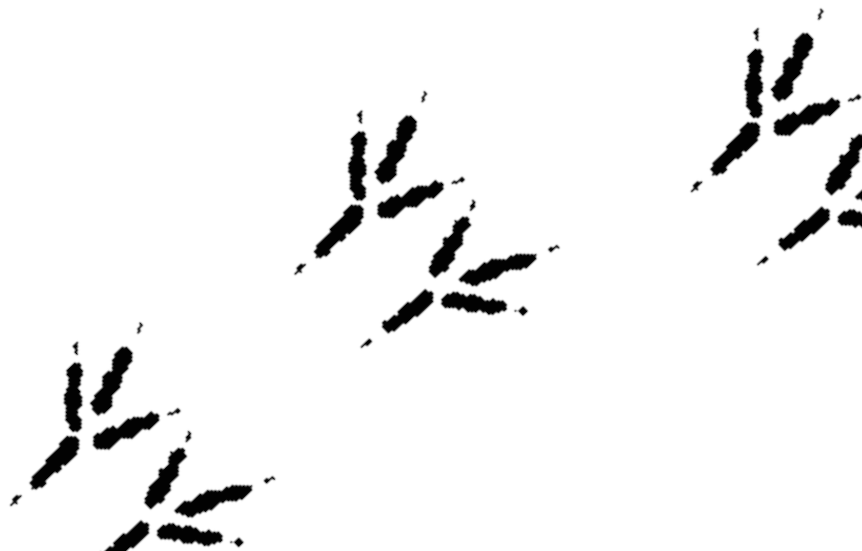
SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Chouette chevêche (Athene noctua (Scopoli, 1769)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 19 pages.



Photo Pierre-Alain Ravussin

La chouette de Tengmalm

Aegolius funereus



La Chouette de Tengmalm

Aegolius funereus (Linnaeus, 1758)

Oiseaux, Rapaces nocturnes, Strigidés



Photo : Pierre-Alain Ravussin

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques de la Chouette de Tengmalm, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Chouette de Tengmalm appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :

Anonyme 2, à paraître
Baudvin *et al.*, 1995
Chiffaut *et al.*, 2010
CSRPN Alsace, 2010
CSRPN MP, 2010
Dubois *et al.*, 2008
Mebs & Scherzinger, 2006
Prodon *et al.*, 1990
UICN *et al.*, 2011
Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991

L'aire de répartition mondiale de la Chouette de Tengmalm forme une ceinture plus ou moins régulière de 2 000 km à 3 000 km de large recouvrant les zones forestières froides de l'hémisphère Nord (Anonyme 2, à paraître). En Europe et jusqu'à l'Oural, on retrouve la sous-espèce nominale *A. f. funereus* (Mebs & Scherzinger, 2006).
La répartition de cette sous-espèce dessine une bande continue de la Scandinavie à la Russie (Anonyme 2, à paraître). En Europe, sa distribution coïncide à quelques nuances près avec celle de l'Épicéa (*Picea abies* (L.) H.Karst., 1881) (Glutz Von Blotzheim & Bauer, 1980 *in* Anonyme 2, à paraître). Au centre et au sud-est de l'Europe, l'espèce habite surtout les régions montagneuses couvertes de vastes forêts mais on retrouve aussi la Chouette de Tengmalm en plaine (Mebs & Scherzinger, 2006).
En France, la Chouette de Tengmalm est présente à l'est d'une ligne Bayonne/Ardennes (Dubois *et al.*, 2008). Elle occupe les régions montagneuses (Vosges, Jura, Massif central, Préalpes, Alpes, Pyrénées) et les principaux plateaux de l'Est (Ardennes, plateaux lorrain, champenois et bourguignon, Morvan) (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin *et al.*, 1995). Toutefois, elle n'est vraiment répandue que dans les massifs des Alpes du nord et du Jura au-dessus de 800 m (Dubois *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Elle est aussi assez bien représentée dans les forêts des Pyrénées centrales et orientales (Prodon *et al.*, 1990). L'espèce est absente de Corse (Dubois *et al.*, 2008).
La population française est estimée entre 1 500 et 2 500 couples (Anonyme 2, à paraître ; Joveniaux, 1999 *in* Mebs & Scherzinger, 2006) soit moins de 10 % de la population européenne (Anonyme 2, à paraître). Entre 15 et 50 couples seraient présents en Bourgogne (LPO Côte d'Or *in* Chiffaut *et al.*, 2010), peut-être plus de 100 couples certaines années (Baudvin *et al.*, 1995) mais les résultats récents donnent moins de 10 couples (com. pers. Baudvin, 2012).
La Chouette de Tengmalm est inscrite dans la catégorie « Préoccupation mineure » de la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN *et al.*, 2011).

Néanmoins, la France connaît des enjeux importants concernant la répartition de la Chouette de Tengmalm.
En effet, de part le caractère nomade d'une partie des individus et la surface relativement importante des domaines vitaux, la Chouette de Tengmalm est souvent concernée par des enjeux interrégionaux. En Alsace par exemple, le CSRPN a ainsi souligné l'importance de maintenir des continuités supra-régionales avec les populations limitrophes (CSRPN Alsace, 2010).
Par ailleurs, dans la mesure où la Chouette de Tengmalm est, en France, présente en grande partie dans des massifs montagneux partagés avec des pays voisins, les enjeux transfrontaliers sont forts. Par exemple, les effectifs des Pyrénées françaises sont naturellement parties prenantes des populations vivant sur le versant ibérique de la chaîne (CSRPN MP, 2010).
Enfin, certaines populations sont très isolées comme dans le Massif central (Dubois *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991), en Côte d'Or (Mebs & Scherzinger, 2006), dans les Vosges, dans la plaine alsacienne (bas-Rhin), en Champagne-Ardenne, en Lorraine et en Provence (Ventoux, Vaucluse) (Dubois *et al.*, 2008). Il est toutefois possible que ces populations isolées soient connectées entre elles et jouent également le rôle de zones relais avec les populations plus importantes. On peut ainsi supposer que, via le Massif central, les populations des Pyrénées soient connectées avec celles de l'est de la France (Vosges, Jura, Bourgogne, Alpes) (CSRPN MP, 2010 ; Prodon *et al.*, 1990). Les populations de Bourgogne pourraient elles aussi être connectées avec les populations montagnardes ou nordiques (Chiffaut *et al.*, 2010).

Évolution récente

D'après :

Anonyme 2, à paraître
Baudvin *et al.*, 1995
Chiffaut *et al.*, 2010
CSRPN MP, 2010
Dejaïve *et al.*, 1990
Dubois *et al.*, 2008
Mebs & Scherzinger, 2006
Prodon *et al.*, 1990
Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994
Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991

En France, il semblerait que l'aire de répartition soit en extension mais cette dernière pourrait être liée tout simplement à une prospection récemment plus efficace et plus exhaustive (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin *et al.*, 1995 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). La Chouette de Tengmalm est en effet souvent présentée comme un oiseau aux mœurs discrètes et relativement inaccessible (activité nocturne, lieux reculés, ...) (Baudvin *et al.*, 1995 ; Mullarney *et al.*, 2008 ; Prodon *et al.*, 1990 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Elle est de ce fait restée mal connue des auteurs jusqu'au début du XX^{ème} (Dubois *et al.*, 2008). La présence de la Chouette de Tengmalm dans les Pyrénées françaises a été découverte il y a seulement une cinquantaine d'années (CSRPN MP, 2010 ; Dejaïve *et al.*, 1990 ; Dubois *et al.*, 2008 ; Prodon *et al.*, 1990).
Il semblerait tout de même qu'une expansion soit réelle vers le Massif central, dans le nord-est du pays (Ardennes), dans l'ouest de la chaîne pyrénéenne (Pyrénées atlantiques) et vers le Sud (Var) (Anonyme 2, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Cette expansion reste dans tous les cas difficile à évaluer (Anonyme 2, à paraître ; Chiffaut *et al.*, 2010).
Au-delà de l'évolution de l'aire de répartition, l'évolution des effectifs est elle aussi difficile à mesurer en raison d'une absence de suivi sur le long terme dans notre pays et en raison de la fluctuation annuelle d'effectifs qui peut varier de 1 à 10 (Anonyme 2, à paraître ; Joveniaux & Durand, 1987 *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Dans le Jura franco-suisse, le nombre de nids varie même de 1 à 20 au moins depuis plus 30 ans et de 1 à 100 si l'on tient compte du nombre annuel de jeunes envolés (com. pers. Ravussin, 2012).

Phylogénie et phylogéographie

D'après :

Baudvin *et al.*, 1995
Koopman *et al.*, 2005
Mebs & Scherzinger, 2006
Ravussin *et al.*, 2001

La Chouette de Tengmalm est considérée comme une relique glaciaire dans les forêts d'Europe qu'elle occupe et où elle s'était vraisemblablement réfugiée pendant la dernière période glaciaire (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Ravussin *et al.*, 2001). Cette espèce possède des origines nordiques (Baudvin *et al.*, 1995).
Sept sous-espèces de Chouette de Tengmalm sont connues à travers le monde, dont 6 sont présentes en Eurasie et 1 en Amérique du Nord. Une étude génétique a montré que les sous-espèces d'Eurasie étaient sensiblement différentes sur le plan génétique de la sous-espèce américaine (Koopman *et al.*, 2005). En revanche, peu de variations génétiques sont constatées entre les sous-espèces eurasiennes, du moins sur la zone d'étude considérée (Russie et Norvège) (Koopman *et al.*, 2005). Les auteurs attribuent cette faible diversité génétique aux mouvements fréquents longues distances évoqués chez la Chouette de Tengmalm et qui ont sans doute pour effet de minimiser les processus de différenciation entre populations (Koopman *et al.*, 2005).

Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce D'après : Anonyme 2, à paraître Chiffaut <i>et al.</i>, 2010 CSRPN MP, 2010 Dubois <i>et al.</i>, 2008 Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996b Mebs & Scherzinger, 2006 Ravussin <i>et al.</i>, 2001 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	La Chouette de Tengmalm est une espèce partiellement sédentaire (Anonyme 2, à paraître ; Chiffaut <i>et al.</i>, 2010 ; Mullarney <i>et al.</i>, 2008). Par exemple, la population d'Europe centrale serait reliée à la population de Scandinavie, ce qui permettrait de renforcer ses effectifs (Mebs & Scherzinger, 2006). En France, l'espèce est réputée sédentaire (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Néanmoins, cette sédentarité pourrait être beaucoup moins prononcée que ce que laissaient croire les données historiques pas suffisamment étayées (com. pers. Ravussin, 2012). De nombreuses études ont désormais prouvé qu'une partie des individus est capable de mouvements importants, en particulier déterminés par les variations dans l'abondance de ses proies (Chiffaut <i>et al.</i>, 2010 ; CSRPN MP, 2010 ; Ravussin <i>et al.</i>, 2001). Les déplacements constatés vont du kilomètre à plusieurs dizaines de kilomètres, parfois beaucoup plus (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Ces mouvements ne peuvent néanmoins pas être qualifiés de vraie migration et relèvent plutôt de la dispersion (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996b ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Ces mouvements dispersifs sont étudiés plus en détails dans les paragraphes correspondant à ces thèmes. Toutefois, des oiseaux sont parfois trouvés en automne et hiver loin des sites de reproduction connus (Dubois <i>et al.</i>, 2008). A titre d'exemple : hiver 1870 ou 1871 en Seine-Maritime, octobre 1899 et octobre 1902 dans les Bouches-du-Rhône, 1910 à Toulon, octobre 1952 et novembre 1954 en Camargue, 1987 dans le Loiret, novembre 1993 dans les Dombes (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Des oiseaux ont également déjà été observés en pleine ville (octobre 1996 à Cavaillon, automne 2003 à Limoges) (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Les grands déplacements concerneraient essentiellement les femelles et les jeunes (Mebs & Scherzinger, 2006 ; com. pers. Ravussin, 2012) ; les mâles quant à eux hivernent en général sur leur territoire de nidification et sont donc totalement sédentaires (Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996b ; Mebs & Scherzinger, 2006). On ne constate pas de rassemblements hivernaux chez cette espèce (Mebs & Scherzinger, 2006).
ECHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Brugière & Duval, 1989 CSRPN MP, 2010 Dejaïfve <i>et al.</i>, 1990 Dubois <i>et al.</i>, 2008 Guillosson, 1990 Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996a Joveniaux & Durand, 1987 Korpimäki, 1987 Mebs & Scherzinger, 2006 Mullarney <i>et al.</i>, 2008 Prodon <i>et al.</i>, 1990 Ravussin <i>et al.</i>, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	La Chouette de Tengmalm est une espèce strictement liée à la forêt (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; CSRPN MP, 2010 ; Joveniaux & Durand, 1987 ; Mullarney <i>et al.</i>, 2008 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). En France, elle peuple indifféremment les massifs résineux d'altitude, les forêts mixtes de moyenne montagne et les boisements feuillus de plateau ou de plaine (Anonyme 2, à paraître ; CSRPN MP, 2010 ; Dubois <i>et al.</i>, 2008). Dans le Massif central, Brugière & Duval (1989) effectuent toutes leurs observations à de rares exceptions près dans de vieilles futaies de conifères. Dans les Pyrénées, 85 % des observations effectuées par Prodon <i>et al.</i> (1990) se situent également en forêts de résineux (avec comme essence dominante essentiellement des Pins à crochets ou Sapins dont les aires de répartition pyrénéennes coïncident remarquablement avec celle de la Chouette de Tengmalm) et Dejaïfve <i>et al.</i> (1990) effectuent le même constat. La Chouette de Tengmalm est une espèce cavicole qui est donc inféodée aux vieux arbres, généralement des Hêtres ou des Sapins, creusés de loges de pics, en grande partie de Pic noir (<i>Dryocopus martius</i> (Linnaeus, 1758)), qu'elle utilise pour sa nidification (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; CSRPN MP, 2010 ; Joveniaux & Durand, 1987 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Mullarney <i>et al.</i>, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Elle est ainsi liée aux vieilles futaies (Anonyme 2, à paraître ; Brugière & Duval, 1989 ; Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Joveniaux & Durand, 1987 ; Mullarney <i>et al.</i>, 2008) dont les arbres ont un diamètre important pour y accueillir des pics (CSRPN MP, 2010 ; Joveniaux & Durand, 1987), c'est-à-dire 40 cm de diamètre à 1 m du sol (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Dans le Jura franco-suisse, plus de 99 % des cavités utilisées comme nid sont de Pic noir et sont établies dans de vieux hêtres de futaie (Ravussin <i>et al.</i>, 1994). Dans les Préalpes et les Alpes suisses, où les nids sont plus élevés en altitude, ce sont les Sapins et Épicéas qui dominent (com. pers. Ravussin, 2012). Les cavités sont choisies les plus larges possibles surtout en cas d'année à forte densité de rongeurs car cela signifie dans le même temps des années avec des nichées importantes nécessitant donc de l'espace (Korpimäki, 1987). La nidification ailleurs qu'en cavité (nid de branches par exemple) est rarissime (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). La Chouette de Tengmalm peut utiliser les cavités artificielles (nichoirs) (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Korpimäki, 1987). La Chouette de Tengmalm utilise également les arbres comme reposoirs diurnes (CSRPN MP, 2010). Une proportion importante de bois mort au sol semble également importante pour la Chouette de Tengmalm, comme habitat de ses proies favorites qui constituent les micromammifères forestiers (CSRPN MP, 2010). Enfin, l'existence de sous-bois clairs ou de clairières est indispensable pour la Chouette de Tengmalm, servant de zones de chasse (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; CSRPN MP, 2010 ; Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996a). La découverte de la Chouette de Tengmalm dans le Mont Aigoual en 1990 est un bon exemple pour comprendre les critères d'exigence de l'espèce quant à son installation. Ainsi, Guillosson qui y découvre cette espèce en 1990 alors que des inventaires étaient restés infructueux jusque là, constate que les individus découverts le sont dans des sites présentant des similitudes frappantes que sont : - des forêts de combes, froides, - une proximité d'Épicéas ou de Sapins assez âgés servant de perchoirs diurnes et de postes de chant, - une absence de prédation par la Chouette hulotte (<i>Strix aluco</i>), - une abondance de loges de Pic noir comme conséquence de sa récente recolonisation des sites en question. En Finlande et en Suède, deux conditions sont <i>sine qua non</i> (in Baudvin <i>et al.</i>, 1995) : - des forêts ni trop vastes ni uniformes présentant des lisières et des clairières pour la chasse,

	- des troncs suffisamment larges pour que le Pic noir puisse les forer. Pour Joveniaux & Durand (1987), la Chouette de Tengmalm fréquente les forêts comportant une densité moyenne de 3 à 4 arbres à cavités par 100 ha mais des densités de 10 à 12 arbres à cavités pour 100 ha sont encore plus favorables comme c'est le cas dans les forêts mixtes d'altitude conduites en futaie jardinée. Enfin, la présence de ressources alimentaires est également une condition indispensable : Génard & Lescourret (1984 <i>in</i> Dejaifve <i>et al.</i>, 1990) suggèrent que la stabilité des populations de Chouette de Tengmalm est rendue possible par la stabilité des milieux et plus spécialement par une relative constance des ressources alimentaires.
Taille du domaine vital D'après : Anonyme 2, à paraître	Dans le Jura vaudois, en période de reproduction, Patthey (1997 <i>in</i> Anonyme 2, à paraître) a montré par radiopistage que la taille du domaine vital d'un mâle monogame variait de 70 à 160 ha et qu'elle pouvait atteindre 370 ha chez les mâles polygames. Un suivi réalisé en Haute-Ardenne belge dans des peuplements d'Épicéas a montré que le domaine vital des mâles recouvrait 100 à 130 ha (Sorbi, 2003 <i>in</i> Anonyme 2, à paraître).
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Anonyme 2, à paraître Mebs & Scherzinger, 2006 Mullarney <i>et al.</i>, 2008	Les mouvements de la Chouette de Tengmalm sont légers et calmes (Mebs & Scherzinger, 2006). Le vol est rectiligne et non saccadé, avec des battements d'ailes réguliers et de faible amplitude, interrompus par de brefs planés (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Mullarney <i>et al.</i>, 2008). Le vol est à peine audible (Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette de Tengmalm est capable de manœuvrer dans un espace réduit (Anonyme 2, à paraître ; Schelper, 1989 <i>in</i> Mebs & Scherzinger, 2006). Elle patrouille en forêt au niveau inférieur du houppier des arbres ou à faible hauteur au-dessus du sol et peut traverser sans encombre la végétation touffue (Mebs & Scherzinger, 2006). Son envol se caractérise par un véritable plongeon et elle se cabre ensuite lorsqu'elle se pose (Mebs & Scherzinger, 2006). En terrain découvert, elle décrit de grands cercles, plane et vole sur place en se laissant porter par le vent et en utilisant les ascendances thermiques (Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette de Tengmalm peut aussi se déplacer autrement que par le vol. Elle peut ainsi se mouvoir à petit pas sur les branches ou sur le sol (Mebs & Scherzinger, 2006). En revanche, elle marche à grand pas uniquement sur de courtes distances (Mebs & Scherzinger, 2006). Enfin, elle peut sautiller à pieds joints et s'avère capable d'effectuer un bond puissant pour capturer une proie (Mebs & Scherzinger, 2006).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i>, 1995 CSRPN MP, 2010 Joveniaux & Durand, 1987 Korpimäki, 1987 Mebs & Scherzinger, 2006 Mullarney <i>et al.</i>, 2008	La Chouette de Tengmalm est une espèce aux mœurs essentiellement nocturnes en France (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; CSRPN MP, 2010 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Mullarney <i>et al.</i>, 2008). La période d'activité comprend deux pics : l'un vers la fin du crépuscule (22 h/23 h) et l'autre très tôt le matin (4 h/5 h) (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Joveniaux & Durand, 1987 ; Mebs & Scherzinger, 2006) ; les heures de ces deux pics dépendent toutefois de la saison (com. pers. Ravussin, 2012). Une période de repos strict a lieu entre ces deux pics, vers 00 h/2 h (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Joveniaux & Durand, 1987 ; Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette de Tengmalm chasse à l'affût (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Elle localise ses proies à partir de postes à des hauteurs différentes, parfois juste au-dessus du sol (Anonyme 2, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006), généralement 1 à 3 m (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Elle s'oriente essentiellement à l'acoustique et son ouïe lui permet de localiser un rongeur situé entre 20 et 60 m de distance (Mebs & Scherzinger, 2006). En fonction de la densité des proies, elle peut changer jusqu'à 100 fois de poste pour une seule proie capturée (Mebs & Scherzinger, 2006), restant habituellement quelques minutes seulement sur chaque poste d'affût (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Elle se déplace d'un poste à l'autre en volant lentement à environ 1 m du sol (Anonyme 2, à paraître), les postes étant séparés en général de 50 m (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Lorsqu'une proie est repérée, elle prend un envol rapide et soudain, et fond sur elle (Anonyme 2, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006). En rapportant sa proie au nid, l'individu vole bas (2 à 3 m) (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). L'étude de radiopistage menée dans le Jura vaudois a montré que les mâles chassaient le plus souvent à moins de 800 m du nid (Patthey, 1997 <i>in</i> Anonyme 2, à paraître). Dans le Hartz (Allemagne), le baguage a mis en évidence un mâle qui s'était isolé de 1,3 km de sa cavité puis a été revu par la suite au même endroit avec ses jeunes (Schwerdtfeger, 1991 <i>in</i> Mebs & Scherzinger, 2006). En Finlande, Korpimäki (1987) constate que les mâles chassent généralement dans une zone de 3 km² autour du nid. La superficie parcourue par le mâle étudié en Haute-Ardenne belge par Sorbi (2003 <i>in</i> Anonyme 2, à paraître) fut de 47 à 75 ha par nuit. Le jour est consacré au repos (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). La Chouette de Tengmalm ne se repose jamais dans une cavité ou une niche et se blottit plutôt contre un tronc d'arbre (Mebs & Scherzinger, 2006). Elle choisit des reposoirs bien dissimulés dans des conifères touffus par exemple (Mebs & Scherzinger, 2006). Il lui arrive également d'être en vue le jour, lorsqu'elle prend des bains de soleil, surtout en hiver et pendant la mue (Mebs & Scherzinger, 2006). En période de parade, de nidification ou de nourrissage des jeunes, l'activité peut se poursuivre exceptionnellement en journée (remise de proies, interruption de l'incubation, accouplement, chant du mâle, ...) (Mebs & Scherzinger, 2006). Les mâles célibataires chantent volontiers à n'importe quelle heure du jour lors de bonnes années de reproduction (com. pers. Ravussin, 2012).

Déplacements liés au rythme plurircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i>, 1995 CSRPN MP, 2010 Korpimäki & Hongell, 1987 Mebs & Scherzinger, 2006 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Le cycle de reproduction commence avec la recherche des sites de nidification par les mâles (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) qui s'installent entre août et novembre (com. pers. Ravussin, 2012). Les premiers chants débutent en janvier (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Le mâle est le seul à assurer le ravitaillement de la famille dès que le couple est formé et la femelle est la seule à couvrir (Anonyme 2, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le surplus de nourriture apportée par le mâle est stocké dans le fond de la cavité, ce qui laisse une marge de manœuvre au mâle en cas de nuit peu productive (Mebs & Scherzinger, 2006). La ponte a lieu de fin-février à début mai (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991), comprenant 3 à 10 œufs, 6 en moyenne (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Korpimäki & Hongell, 1987 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Comme indiqué plus haut la biandrie est possible : en cas d'abondance alimentaire ou à la suite d'une excellente nidification, les femelles peuvent entreprendre une seconde nichée avec le même mâle ou avec un nouveau partenaire (com. pers. Ravussin, 2012 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le cas échéant, la femelle s'accouple avec les deux mâles l'un après l'autre : lorsque les jeunes du premier couple atteignent 2 à 3 semaines, la femelle les abandonne aux soins du premier mâle et va s'accoupler avec un second mâle parfois distant de plusieurs kilomètres du premier (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) : 3 à 5 km en Bourgogne (Baudvin <i>et al.</i>, 1995) et jusqu'à 186 km parcourus entre le Jura vaudois et le sud de l'Allemagne (com. pers. Ravussin, 2012). La deuxième ponte n'est par contre pas toujours couronnée de succès (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). La bigynie est également possible et dans ce cas, un mâle est accouplé à deux femelles très proches, généralement distantes de moins de 50 m (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Les deux femelles pondent à 2-3 semaines d'écart et le mâle alimente les deux familles (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Le taux de reproduction varie fortement d'une année sur l'autre en fonction des ressources alimentaires (Anonyme 2, à paraître ; CSRPN MP, 2010 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Baudvin, en Bourgogne, observe un taux de réussite des pontes de 54 % et des nichées de 2-3 jeunes à l'envol (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). On constate un taux de survie annuel des adultes d'environ 30 % (mâles) à 36 % (femelles) (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995).
ECHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Chablos <i>et al.</i>, 2001 Mebs & Scherzinger, 2006	Dans le cas général, le mâle délimite une petite zone, autour du nid et de son reposoir, qu'il est susceptible de défendre en attaquant les rivaux éventuels (Mebs & Scherzinger, 2006). Au-delà de cette zone, il dispose d'un rayon d'action plus grand qu'il marque généralement uniquement par le chant dès les parades automnales (Mebs & Scherzinger, 2006). Dans certains cas, la territorialité peut être moins marquée voire absente. Deux mâles ont été observés chantant dans deux cavités différentes du même arbre sans manifester d'animosité l'un envers l'autre (com. pers. Ravussin, 2012). Dans le Jura vaudois, Chablos <i>et al.</i> (2001) constatent même la coexistence de 3 nids dans le même arbre.
Densité de population D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Brugière & Duval, 1989 Chiffaut <i>et al.</i>, 2010 Dejaïve <i>et al.</i>, 1990 Joveniaux & Durand, 1987 Mebs & Scherzinger, 2006 Ravussin <i>et al.</i>, 1993	Les densités de Chouette de Tengmalm varient en fonction de la présence de cavités (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Joveniaux & Durand, 1987 ; com. pers. Ravussin, 2012) et de la disponibilité en ressources alimentaires, notamment en petits rongeurs (Chiffaut <i>et al.</i>, 2010 ; Mebs & Scherzinger, 2006). On trouve ainsi des valeurs aussi contrastées que de 0,5-1 territoire pour 10 km² jusqu'à 4,6 territoires pour 10 km² en Allemagne dans le massif de Kaufunger Wald (Schelper, 1989 <i>in</i> Mebs & Scherzinger, 2006). Dans les Pyrénées, Dejaïve <i>et al.</i> (1990) observent des densités globales de 1 chanteur pour 3,5 km². Dans le Massif central, Brugière & Duval (1989) observent une densité de 5 ou 6 chanteurs pour 94 km². Dans l'est de la France, Joveniaux obtient généralement des densités voisines ou supérieures à 1 couple par km² (<i>in</i> Brugière & Duval, 1989). Les sites de nidification ne sont pas répartis uniformément, ils sont regroupés par îlots (cf. plus loin rubrique « Structure interpopulationnelle ») (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Dejaïve <i>et al.</i>, 1990 ; Joveniaux & Durand, 1987 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Ces îlots correspondent en Bourgogne aux secteurs de vieux Hêtres troués (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Cette répartition fait qu'il est possible de rencontrer plusieurs couples nicheurs, parfois quelques dizaines, sur un territoire restreint (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Joveniaux & Durand (1987) indiquent que certains secteurs privilégiés hébergent des densités supérieures à 2 chanteurs par km² alors que des biotopes proches demeurent déserts. Dans les Pyrénées, Dejaïve <i>et al.</i> (1990) observent également une répartition composée d'agrégats hébergeant en moyenne 4 chanteurs pour 100 ha avec des distances entre chanteurs de 400 à 700 m. Dans le Jura vaudois en 1992, 12 couples sur moins d'1 km² (5 en cavités et 7 en nichoirs) sont comptabilisés au cœur du secteur le plus riche (Ravussin <i>et al.</i>, 1993). La distance la plus courte connue séparant deux couples voisins est de 36 m dans le Kaufunger Wald (Allemagne) (Haase, 1992 <i>in</i> Mebs & Scherzinger, 2006). Quand les nichées sont très proches, il peut s'agir de cas de bigynie (deux femelles pour un mâle) ou de biandrie (deux mâles pour une femelle produisant deux nichées décalées) (Anonyme 2, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006).

Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Dejaïfve <i>et al.</i>, 1990 Joveniaux & Durand, 1987 Mebs & Scherzinger, 2006 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Comme indiqué lors des éléments sur la densité, la répartition de la Chouette de Tengmalm se traduit sous la forme d'îlots de présence d'ampleur variable, séparés par de grands espaces inoccupés (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Dejaïfve <i>et al.</i>, 1990 ; Joveniaux & Durand, 1987 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Cette répartition est directement liée à la stratégie de reproduction et à la différence de mobilité entre mâles et femelles constatées chez la Chouette de Tengmalm. Chez cette espèce, les mâles, sédentaires, constituent le fondement solide et « fixe » (Mebs & Scherzinger, 2006), auquel viennent s'associer les femelles, très mobiles, selon leurs recherches de milieux propices. De plus, le nombre de territoires occupés est toujours plus grand que le nombre de sites de nidification car il reste toujours quelques mâles non appariés (Mebs & Scherzinger, 2006). La possibilité de polygamie accroît encore davantage ces inégalités. De ce fait, en plus d'être inégale dans l'espace, la répartition de la Chouette de Tengmalm est également variable dans le temps (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Âge et déroulement de la dispersion D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Mebs & Scherzinger, 2006	Les poussins de Chouette de Tengmalm restent au nid pendant une trentaine de jours (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Après avoir quitté le nid, ils restent en contact acoustique entre eux (Mebs & Scherzinger, 2006). Ils sont également nourris pendant 5 semaines par les parents ; généralement il s'agit du mâle, surtout si la femelle est partie effectuer une seconde reproduction (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Les jeunes savent voler à l'âge de 35 jours. Généralement, les jeunes sortent donc du nid en sachant déjà voler, du moins sur de courtes distances (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Toutefois, les jeunes les plus précocement sortis du nid peuvent patienter autour de la cavité pendant quelques jours dans le feuillage ; ils ne manifestent pas de comportement de grimpeur très prononcé mais en cas de chute ils peuvent se cramponner en utilisant leur griffe et leurs ailes (Mebs & Scherzinger, 2006). Les derniers jeunes à quitter le nid le font en étant déjà très mobiles (Mebs & Scherzinger, 2006). Ce phénomène est marqué sur les grandes nichées où l'ainé possède 15 à 20 jours d'avance sur le cadet et logiquement, quitte le nid avant les autres (com. pers. Ravussin, 2012). Au printemps 2012, Ravussin a pu le constater sur deux nichées de 8 poussins (com. pers. Ravussin, 2012). Une fois les jeunes complètement volants, le mâle les conduit à l'écart du nid et les attire vers les terrains de chasse où les proies abondent (Mebs & Scherzinger, 2006). Vers l'âge de 6 à 8 semaines, ils sont capables de chasser seuls (Anonyme 2, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006). La maturité sexuelle est ensuite atteinte vers l'âge d'1 an (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Le taux de mortalité est élevé pendant la première année (75 à 80 %) (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006).
Distances de dispersion D'après : Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Korpimäki & Lagerstrom, 1988 Korpimäki <i>et al.</i>, 1987 Löfgren <i>et al.</i>, 1986 Mebs & Scherzinger, 2006 Patthey <i>et al.</i>, 2001 Ravussin <i>et al.</i>, 2001 Sonerud <i>et al.</i>, 1988	Une fois émancipés, les jeunes sont très mobiles et leur dispersion s'effectue dans toutes les directions (Mebs & Scherzinger, 2006). En général, la distance de dispersion juvénile (distance entre lieu de naissance et lieu de 1^{ère} reproduction) est plus grande que celle constatée ensuite entre les lieux de reproduction successifs (Korpimäki <i>et al.</i>, 1987). Par ailleurs, les distances de dispersion juvéniles mesurées sont toujours plus grandes chez les femelles que chez les mâles (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Löfgren <i>et al.</i>, 1986 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Sonerud <i>et al.</i>, 1988). Enfin, les distances sont relativement semblables quelque soit la date de naissance des jeunes selon Korpimäki & Lagerstrom (1988). Les distances généralement observées vont de 10 à 20 km depuis le lieu de naissance (Mebs & Scherzinger, 2006). En Bourgogne, Baudvin (in Baudvin <i>et al.</i>, 1995) observe une dispersion juvénile de 1-4 km pour les mâles et 5 à 42 km pour les femelles. Certains déplacements exceptionnellement longs sont notés : - 420 km entre la Bourgogne et l'Allemagne (Mebs & Scherzinger, 2006), - 452 km entre les Ardennes belges et l'est de la Thuringe (Allemagne) (Mebs & Scherzinger, 2006), - 482 km entre le Harz (Allemagne) et la haute Autriche (Mebs & Scherzinger, 2006), - 543 km entre l'ouest du Sauerland (Allemagne) et le massif du Riesengebirge (Pologne) (Mebs & Scherzinger, 2006). Les juvéniles peuvent même se disperser jusqu'à 1 000 km de leur lieu de naissance (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). En particulier, les jeunes des populations nordiques font preuves de déplacements plus importants qui peuvent prendre certaines années un caractère « invasionnel » et les amener à parcourir des distances de 1 350 km (Mebs &

	Scherzinger, 2006). Le massif du Jura a par exemple connu au printemps 2000, un véritable afflux de Chouettes de Tengmalm en provenance du centre et du nord de l'Allemagne (Ravussin <i>et al.</i> , 2001) : un mâle né l'année précédente en Allemagne a été contrôlé dans le Jura vaudois à 584 km de son lieu de naissance comme une femelle baguée adulte à 787 km en Allemagne également en 1999 (Patthey <i>et al.</i> , 2001).
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance D'après : Mebs & Scherzinger, 2006	Les distances de dispersion indiquées montrent que les jeunes de Chouette de Tengmalm ne sont pas fidèles à leur lieu de naissance. Par contre, ils le sont au type de cavité dans laquelle ils sont nés (Mebs & Scherzinger, 2006). Ils nicheront en cavité naturelle ou en nichoir selon le type de cavité où ils ont grandi (Mebs & Scherzinger, 2006).
Mouvements et fidélité des adultes	
Fidélité au site D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i> , 1995 Dubois <i>et al.</i> , 2008 Hakkarainen <i>et al.</i> , 1996b Korpimäki, 1988 Korpimäki, 1987 Korpimäki & Hongell, 1987 Korpimäki <i>et al.</i> , 1987 Löfgren <i>et al.</i> , 1986 Mebs & Scherzinger, 2006 Ravussin, 2011 Sonerud <i>et al.</i> , 1988 Sonerud, 1985 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Chez la Chouette de Tengmalm, les mâles restent sur leur territoire tout au long de l'année y compris en cas de raréfaction de rongeurs (Mebs & Scherzinger, 2006). Ils ne changent pas non plus de site de reproduction d'une année sur l'autre, y compris si d'autres sites sont favorables et vacants (Korpimäki, 1988). A l'inverse, les femelles changent très régulièrement de site de reproduction (Korpimäki, 1987) et nichent rarement deux fois de suite au même endroit (Korpimäki, 1988 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Elles peuvent changer de territoire au sein de leur population tout autant qu'en émigrant vers d'autres populations et en parcourant alors de grandes distances (Anonyme 2, à paraître ; Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996b ; Mebs & Scherzinger, 2006). Enfin, elles peuvent le faire d'une année sur l'autre (Korpimäki, 1987 ; Mebs & Scherzinger, 2006) comme au cours d'une même période de nidification (Mebs & Scherzinger, 2006). Dans le Jura franco-suisse, alors que les femelles sont presque toutes capturées au nid chaque année, la proportion de non baguées est très souvent supérieure à 80 ou 90 % (com. pers. Ravussin, 2012). Elle n'a pas dépassé 50 % qu'en une ou deux occasions (Ravussin, 2011). Les femelles possèdent donc un caractère dit « nomade », qui contraste avec la sédentarité des mâles (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Korpimäki, 1987 ; Korpimäki & Hongell, 1987 ; Korpimäki <i>et al.</i>, 1987 ; Löfgren <i>et al.</i>, 1986 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Les données de reprise montrent cependant que la sédentarité des mâles n'est pas non plus absolue et qu'ils peuvent eux-aussi entreprendre des déplacements importants d'une année à l'autre (com. pers. Ravussin, 2012). Le fait est que des preuves de déplacement existent chez les mâles mais que le nombre de mâles marqués et recapturés est tellement faible que ces déplacements paraissent anecdotiques (com. pers. Ravussin, 2012). Le nomadisme apparaît d'autant plus marqué que l'on remonte vers le Nord (Mebs & Scherzinger, 2006). Par ailleurs, Korpimäki (1988), qui a étudié plus d'une centaine de sites de reproduction en Finlande, a constaté que les femelles deviennent de plus en plus nomades avec l'âge alors que les mâles deviennent eux de plus en plus sédentaires. En Bourgogne, les mâles sont retrouvés entre 500 m et 3,5 km du site de reproduction précédent et les femelles entre 100 m et 35 km (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Korpimäki <i>et al.</i> (1987) observent 4 km en moyenne entre deux sites de reproduction d'une femelle. Un tiers des cas excèdent 40 km et 17 % sont inférieurs à 100 km (Korpimäki <i>et al.</i>, 1987). La plus longue distance mesurée est de 580 km (Korpimäki <i>et al.</i>, 1987). Pour les mâles en revanche, tous ont été repris à moins de 5 km de leur cavité précédente (1 km en moyenne) (Korpimäki <i>et al.</i>, 1987). Deux mâles uniquement sur les 170 bagués ont été repris à des longues distances (180 km et 97 km) (Korpimäki <i>et al.</i>, 1987). Sonerud <i>et al.</i> (1988) observent quant à eux que 13 % des femelles en moyenne ont une dispersion post-reproduction de plus de 100 km. Les femelles pourraient rejoindre des sites distants de 200 km (Anonyme 2, à paraître ; Kampfer-Lauenstein, 1991 <i>in</i> Mebs & Scherzinger, 2006). Il est rapporté le cas d'une femelle baguée ayant niché en Bourgogne en 1988 puis en Allemagne en 1990, les deux sites étant distants de 420 km (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Si mâles et femelles ne possèdent pas le même comportement de mobilité vis-à-vis du site de reproduction, la plupart des adultes changent par contre au moins de cavité d'année en année (Löfgren <i>et al.</i>, 1986 ; Mebs & Scherzinger, 2006). En Bourgogne, les adultes ne sont jamais retrouvés au même endroit d'une année sur l'autre (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Tout en étant résidents, les mâles sont aussi concernés que les femelles sur ce point : ils peuvent changer de cavité au sein de leur territoire et ils le font généralement souvent, entre chaque saison de reproduction ainsi qu'entre l'hiver et le printemps (Korpimäki, 1987). Sonerud (1985) estime à 40 % le taux de changement annuel de cavité au sein de sa population étudiée (Sonerud, 1985). Löfgren <i>et al.</i> (1986) constatent que les adultes qui changent de cavités sélectionnent une nouvelle cavité dans un rayon de 3 km. Sonerud (1985) observe que les changements de cavité se font entre 0,3 et 11 km (médiane 3 km).
Fidélité au partenaire D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i> , 1995	En période de reproduction, alors que le couple est formé, les adultes ne cherchent généralement pas à se rencontrer et utilisent des reposoirs séparés afin d'éviter tout contact aussi bien vocal que tactile (Mebs & Scherzinger, 2006). Par ailleurs, comme indiqué, même si la règle est la monogamie chez la Chouette de Tengmalm, il existe des cas de polygamie (Anonyme 2, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), aussi bien de bigynie que de biandrie (Baudvin <i>et al.</i> , 1995).

Korpimaki, 1988 Mebs & Scherzinger, 2006 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Entre les périodes de reproduction, les Chouettes de Tengmalm sont solitaires et l'union des couples est donc uniquement saisonnière (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Les couples se reforment avant chaque nidification (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Les mâles resteraient sur leur territoire toute l'année mais les femelles étant très mobiles, elles nichent rarement deux fois de suite avec le même partenaire (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La fidélité au couple n'est donc pas automatique (Mebs & Scherzinger, 2006), elle est même exceptionnelle en Bourgogne (Baudvin <i>et al.</i>, 1995).
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Korpimaki, 1988 Korpimaki, 1987 Korpimaki & Hongell, 1987 Korpimaki & Lagerstrom, 1988 Korpimaki <i>et al.</i>, 1987 Joveniaux & Durand, 1987 Löfgren <i>et al.</i>, 1986 Mebs & Scherzinger, 2006 Ravussin <i>et al.</i>, 2011 Ravussin <i>et al.</i>, 2001 Sonerud, 1988 Sonerud, 1985 Sonerud <i>et al.</i>, 1988	De nombreux arguments, témoignant parfois d'une absence de consensus voire de contradictions entre les auteurs, sont avancés pour expliquer ces mouvements et ces différences entre mâles et femelles chez la Chouette de Tengmalm : - Synchronisation avec les cycles des rongeurs : Korpimaki (1987) constate en Finlande que la fréquence des mouvements est négativement corrélée aux fluctuations des micromammifères. La recherche de ressources alimentaires est selon lui la seule raison de la mobilité chez la Chouette de Tengmalm : les mâles changent de cavité au sein de leur territoire pour fuir alternativement les zones devenues pauvres en ressources alimentaires et le caractère nomade des femelles est lui aussi imputable aux fluctuations des ressources alimentaires (Korpimaki, 1987). Dans le même sens, Sonerud <i>et al.</i> (1988) observent que la dispersion des femelles se fait sur de plus longues distances en période basse du cycle des <i>Microtus</i> qu'en période de pic. Enfin, pour Löfgren <i>et al.</i> (1986), les mâles restent fidèles à leur site pendant et entre les pics du cycle des rongeurs mais les femelles ne sont sédentaires que pendant le pic d'abondance. Mebs & Scherzinger (2006) indiquent également que les femelles restent sur leur territoire uniquement si la nourriture y est suffisante ; sinon, elles vagabondent en quête de secteurs riches en mulots ou campagnols. Par une analyse des pelotes de réjection, Ravussin <i>et al.</i>, 2001 relie également les mouvements « invasionnels », constatés en 2000 en Suisse, aux fluctuations des populations de rongeurs. Pour Ravussin <i>et al.</i>, 2011, une femelle qui a vécu une année d'abondance dans un certain secteur a toutes les raisons d'aller voir ailleurs et ses jeunes aussi. Par contre, entre les années d'abondance, la situation est différente et s'améliore d'année en année, ce qui contribuerait à augmenter la sédentarité (Ravussin <i>et al.</i>, 2011). Chez les juvéniles également, les conditions des ressources alimentaires pendant leur phase d'émancipation semblent être cruciales pour leur dispersion future (Korpimaki & Lagerstrom, 1988). La proportion de jeunes repris (donc ne quittant pas leur lieu de naissance) par Korpimaki & Lagerstrom (1988) en Finlande est beaucoup plus importante en période de croissance du cycle des rongeurs qu'en période de pic, de décroissance et de période basse du cycle. Sonerud (1988) observe quant à lui que la dispersion des juvéniles se fait sur de plus longues distances en période basse du cycle des <i>Microtus</i> qu'en période de pic (Sonerud <i>et al.</i>, 1988). Enfin, pour Löfgren <i>et al.</i> (1986), l'émigration des juvéniles survient surtout lorsque les rongeurs sont en déclin. La mobilité permettrait ainsi à l'espèce d'adapter la périodicité de pullulation des rongeurs qui survient tous les 3 à 5 ans avec sa propre espérance de vie qui est de l'ordre de 3 à 4 ans (com. pers. Ravussin, 2012). Lorsqu'une bonne année a été vécue à un endroit donné, la femelle (et sans doute le mâle aussi) n'a que très peu de chances de la revivre à cet endroit et elle doit donc émigrer, comme pratiquement tous les jeunes issus de ces bonnes années (com. pers. Ravussin, 2012). - Disponibilité en cavités : Les secteurs où les cavités sont rares pousseraient les individus à être sédentaires du fait de l'absence de certitude de retrouver une cavité libre (Korpimaki & Hongell, 1987). Il existe en effet une forte compétition entre espèces pour les cavités forestières (Martre des pins (<i>Martes martes</i>), Chat sauvage (<i>Felis silvestris</i>), Pigeon colombin (<i>Columba oenas</i>), Chouette hulotte (<i>Strix aluco</i>), sitelles, mésanges et même abeilles et frelons) (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Joveniaux & Durand, 1987). Or, la disponibilité en cavités constitue le facteur limitant la reproduction de la Chouette de Tengmalm (Joveniaux & Durand, 1987). Il existerait donc un compromis entre nomadisme et sédentarité selon la qualité de l'habitat (Korpimaki & Hongell, 1987). - Différences de morphologie et amplitude du régime alimentaire : Selon Korpimaki <i>et al.</i> (1987), la sédentarité des mâles par rapport au nomadisme des femelles s'explique par le fait que les mâles sont plus petits et capables de chasser des proies variées (aussi bien des rongeurs comme les femelles que des oiseaux par exemple) car leur taille plus petite leur confère une plus grande manœuvrabilité et une plus grande habilité à se déplacer en couvert forestier dense (Korpimaki <i>et al.</i>, 1987). Ils sont donc moins tributaires de la fluctuation des populations de rongeurs et ont dans le même temps moins de besoins en ressources alimentaires d'où leur sédentarité (Korpimaki <i>et al.</i>, 1987). A l'inverse, les femelles sont plus grosses et sont spécialisées dans les rongeurs, elles sont donc dépendantes de leurs cycles d'abondances alors que dans le même temps elles possèdent plus de besoins alimentaires que les mâles, d'où leur nécessité d'être nomades (Korpimaki <i>et al.</i>, 1987). - Protection contre la prédation par la Martre : Pour plusieurs auteurs, même lorsqu'elles sont fidèles à leur site, les femelles changent au moins de cavité afin d'échapper à la prédation, notamment celle de la Martre (Löfgren <i>et al.</i>, 1986 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Sonerud, 1985). En effet, ce mustélidé ne s'attaquerait pas aux cavités de Chouette de Tengmalm au hasard : il revisiterait plusieurs années de suite les cavités dans lesquelles la prédation fut un succès en les mémorisant (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Sonerud, 1985). En conséquence, les femelles préfèrent changer régulièrement de cavité et généralement pour une cavité neuve (nouveaux nioirs posés dans l'étude de Sonerud (1985) par exemple) de façon à minimiser les probabilités qu'une prédation par la Martre ait déjà eu lieu dans cette cavité (Sonerud, 1985). En Bourgogne, Baudvin constate également que l'occupation des nioirs diminue avec leur âge en raison de la prédation par la

	Martre (<i>in</i> Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Sonerud (1985) et Sonerud <i>et al.</i> (1988) constatent eux aussi que davantage de femelles dispersent et changent de cavité post-reproduction après un échec de leur reproduction sous l'effet de la prédation qu'après une reproduction réussie. D'autres arguments encore sont avancés. Pour Korpimäki (1988), le nomadisme des femelles augmenterait le nombre de partenaires différents d'une année sur l'autre (Korpimäki, 1988). Pour Korpimäki <i>et al.</i> (1987), le fait que ce nomadisme soit plus marqué en Finlande, et plus généralement dans le Nord, qu'en Europe centrale s'expliquerait d'une manière générale par l'intervalle plus long entre les années favorables à la reproduction sur un même site (durée d'enneigement, ...).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i>, 1995 CSRPN Alsace, 2010 CSRPN MP, 2010 Dejaïve <i>et al.</i>, 1990 Joveniaux & Durand, 1987 Koopman <i>et al.</i>, 2007 Koopman <i>et al.</i>, 2005 Korpimäki, 1987 Korpimäki <i>et al.</i>, 1987 Löfgren <i>et al.</i>, 1986 Mebs & Scherzinger, 2006	La Chouette de Tengmalm est dépendante de très vastes surfaces d'habitat favorable (CSRPN MP, 2010), ce qui s'explique par ses besoins en ressources alimentaires, la taille de son domaine vital ou encore le caractère nomade des femelles. Par définition, cette exigence vis-à-vis de massifs forestiers étendus d'un seul tenant rend cette espèce sensible à la fragmentation. Le CSRPN Alsace, dans son avis formulé sur les pré-listes d'espèces pour la cohérence nationale de la TVB cite la Chouette de Tengmalm comme une espèce caractéristique du continuum forestier de montagne (CSRPN Alsace, 2010). Toutefois, une étude génétique, menée par Koopman <i>et al.</i> (2007), montre que les populations en forêts fragmentées sont à peine plus différenciées génétiquement que les populations en forêts continues. Les auteurs suggèrent que la fragmentation des forêts engendre donc davantage d'impacts indirects, comme la perte de sites de reproduction et d'alimentation, qu'elle n'affecte les déplacements au sens strict de l'espèce (Koopman <i>et al.</i>, 2007). Des espaces ouverts entre forêts semblent en effet ne pas constituer une barrière infranchissable pour la dispersion de la Chouette de Tengmalm, qui est capable de mouvements sur de longues distances à travers une matrice d'habitat plutôt hostile (Koopman <i>et al.</i>, 2007). Les auteurs constatent que les populations visuellement les plus isolées restent en réalité génétiquement connectées (Koopman <i>et al.</i>, 2007). Cette étude a été menée sur la sous-espèce américaine de la Chouette de Tengmalm mais celle-ci possède des caractéristiques de déplacements tout à fait semblables à celles des populations d'Eurasie (Koopman <i>et al.</i>, 2007 ; Koopman <i>et al.</i>, 2005). Au-delà de la présence même de forêt, l'âge des peuplements est un facteur important sur le plan de la fragmentation. La Chouette de Tengmalm est en effet tributaire sur le long terme d'un réseau suffisamment dense de forêts âgées riches en cavités (Anonyme 2, à paraître), conduites en futaie régulière ou en taillis sous futaie (Joveniaux & Durand, 1987). En conséquence, la gestion forestière est déterminante dans l'offre et la répartition des secteurs propices pour la nidification (cavités) et des ressources alimentaires (Joveniaux & Durand, 1987). L'âge, l'essence et le diamètre des arbres exploités conditionnent la structure du milieu et l'importance de l'offre en cavités (Anonyme 2, à paraître ; Joveniaux & Durand, 1987). Ainsi, une exploitation forestière intensive conduisant à un rajeunissement des peuplements ou encore le reboisement en Épicéas en moyenne montagne sont néfastes à cette espèce (Anonyme 2, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006). La simplification des habitats forestiers et l'homogénéisation de la structure des peuplements sont des facteurs défavorables à la Chouette de Tengmalm car ils sont à même de provoquer la disparition des cavités naturelles et de réduire les ressources alimentaires disponibles (Anonyme 2, à paraître). Ces éléments restent différents selon les régions. Dans les Pyrénées par exemple, la Chouette de Tengmalm aurait une préférence presque exclusive pour les conifères, qui contraste avec le choix plus large de l'espèce ailleurs en France (Dejaïve <i>et al.</i>, 1990). Cela pourrait être dû à la situation en extrême limite de l'aire de répartition de la population pyrénéenne car une espèce en limite d'aire se concentre généralement dans les biotopes les plus favorables, où elle est moins exposée à la concurrence (Dejaïve <i>et al.</i>, 1990). Dans les Pyrénées, l'espèce est donc encore plus vulnérable face à toute modification dans la gestion de son biotope (Dejaïve <i>et al.</i>, 1990). Le caractère nomade des femelles leur permet de coloniser de nouveaux habitats favorables (Anonyme 2, à paraître). Par ailleurs, le nomadisme est un moyen essentiel de brassage génétique et de dynamique des populations de Chouette de Tengmalm car chaque année, une population comprend donc des nomades émigrants et des nomades immigrants (Löfgren <i>et al.</i>, 1986). En Bourgogne, Baudvin (<i>in</i> Baudvin <i>et al.</i>, 1995) constate qu'entre deux massifs étudiés distants de 30 km, des échanges s'effectuent (2 jeunes ont changé de massif avec des déplacements de 40 et 42 km et une femelle a effectué un trajet de 35 km en sens inverse) et ces échanges entre îlots sont fondamentaux pour le brassage génétique et la pérennité des populations (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Dans ce sens, la prédation par la Martre constituerait au final un moteur de la sélection naturelle car elle permet de sélectionner les individus les plus mobiles, qui participent donc activement au brassage génétique des populations (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). En contre partie, les mâles résidents seraient plus performants à la chasse que les mâles immigrants du fait d'une meilleure connaissance des lieux où les ressources sont abondantes et où la prédation est faible (Korpimäki, 1987 ; Korpimäki <i>et al.</i>, 1987). Or, la performance des mâles à ramener de la nourriture influe sur le succès reproducteur d'un couple car ce sont les mâles qui apportent l'essentiel de la nourriture à la femelle et aux jeunes (Korpimäki, 1987 ; Korpimäki <i>et al.</i>, 1987). Pour les femelles, le statut d'immigrant est donc moins préjudiciable sur ce point (Korpimäki <i>et al.</i>, 1987). En revanche, les femelles immigrantes ont une reproduction moins efficace que les femelles résidentes car elles disposent en général de moins de temps et d'une moins bonne connaissance des lieux pour trouver les mâles résidents puis les plus performants parmi eux (Korpimäki, 1987).

Importance de la structure paysagère D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i>, 1995 Dejaifve <i>et al.</i>, 1990 Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996a Korpimaki, 1988 Korpimaki <i>et al.</i>, 1987 Mebs & Scherzinger, 2006	Bien qu'étant une espèce forestière, la Chouette de Tengmalm nécessite des espaces ouverts au sein du couvert forestier (clairières, prairies forestières, coupées, trouées) pour chasser (Anonyme 2, à paraître ; Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Dejaifve <i>et al.</i>, 1990 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Notamment, les femelles, plus imposantes que les mâles, sont plus habiles qu'eux pour chasser en zones ouvertes (Korpimaki <i>et al.</i>, 1987). Par ailleurs, au sein de la forêt, les milieux dégagés sont généralement plus riches en proies (Mebs & Scherzinger, 2006). Par conséquent, la structure paysagère de la forêt revêt toute son importance (Anonyme 2, à paraître) et à une échelle fine, un certain degré de fragmentation peut donc être considéré comme bénéfique à la Chouette de Tengmalm (Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996a). Pour Hakkarainen <i>et al.</i> (1996a), des coupes à blanc au sein d'un massif forestier, constituant des zones ouvertes et où les densités de campagnols sont élevées, sont des terrains de chasse idéals pour la Chouette de Tengmalm. Au final, le succès reproducteur en serait accru : leur étude réalisée en Finlande conclut que les couples produisent davantage de jeunes lorsque la forêt comporte plus de 30 % de coupes à blanc et de plantations (Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996a). Un équilibre reste à trouver car une proportion trop importante de coupes à blanc finit par faire fuir le Pic noir et donc diminue le nombre de cavités disponibles pour la Chouette de Tengmalm (Hakkarainen <i>et al.</i>, 1996a). Dans le massif du Harz (Allemagne), de grandes coupes en 1945 ont ainsi provoqué un accroissement relativement fort des effectifs, qui ont ensuite diminué lors du programme de reboisement qui a suivi (Mebs & Scherzinger, 2006). Korpimaki (1988) observe que les sites non occupés au cours de ses 10 ans d'études sont situés généralement dans des habitats exclusivement forestiers et composés de Pins. A l'inverse, les territoires occupés le plus d'années consécutives sont composés en grande partie de forêts d'Épicéas et d'espaces agricoles (Korpimaki, 1988). Korpimaki (1988) arrive à la conclusion que ces sites de reproduction composites sont optimaux pour permettre aux Chouettes de Tengmalm de rester plusieurs années car celles-ci peuvent bénéficier des proies forestières et des proies trouvées en milieux agricoles (Korpimaki, 1988). Elles peuvent ainsi alterner selon les cycles de vie de ces deux types de proies de façon à être toujours ressourcées (Korpimaki, 1988).
Exposition aux collisions D'après : CRBPO, 1999 Ravussin <i>et al.</i>, 1991	Aucune étude de relevé de collisions n'a été trouvée concernant la Chouette de Tengmalm. Néanmoins, l'espèce pourrait être exposée au phénomène et notamment contre des éléments fixes (vitres). Ainsi : - un individu bagué par Ravussin dans le Jura franco-suisse a été retrouvé mort à la suite d'une collision contre une vitre à Romans (Isère) (com. pers. Ravussin, 2012), - un autre individu bagué dans le Jura Suisse en 1987 a été retrouvé deux ans plus tard mort de collision contre une vitre à Malissard (Drôme) soit à 240 km (Ravussin <i>et al.</i>, 1991), - un mâle bagué en Bourgogne en 1993 par Baudvin est retrouvé mort en 1994 en Autriche à 375 km à la suite d'une collision contre une paroi vitrée (CRBPO, 1999). Cette mortalité paraît donc systématiquement associée à un déplacement exceptionnellement long. Ce phénomène est étonnant mais reste difficile à interpréter. Un autre cas encore existe d'un oiseau contrôlé blessé, en 2011 en Italie, probablement à la suite d'un impact avec un élément non identifié ; l'individu a pu être recueilli dans une station de soins et relâché par la suite (com. pers. Ravussin, 2012).
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : Anonyme 2, à paraître	La Chouette de Tengmalm semble tributaire d'une gestion permettant de préserver à long terme un réseau suffisamment dense de futaies âgées, d'offrir au Pic noir un biotope adéquat et de préserver des habitats naturels riches en cavités. La plupart des mesures préconisées pour cette espèce visent donc la création d'îlots de vieillissement et de sénescence, la conservation au minimum de dix arbres aux 100 ha et le maintien, en hêtraie-sapinière, d'îlots de hêtres âgés, de un à trois hectares, à raison d'un îlot pour 100 ha (Anonyme 2, à paraître).
Franchissement d'ouvrages	Pas d'expérience connue dédiée à cette espèce.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
L'influence du climat sur la Chouette de Tengmalm reste difficile à définir et il en va de même des conséquences du changement climatique sur sa distribution (Anonyme 2, à paraître). La Chouette de Tengmalm est décrite comme un rapace montagnard inféodée aux forêts soumises à un climat plutôt froid (Brugière & Duval, 1989 ; Chiffaut <i>et al.</i>, 2010 ; Ravussin <i>et al.</i>, 2001). Yeatman-Berthelot & Jarry (1991) et Joveniaux & Durand (1987) la rattachent directement, en France, aux zones caractérisées par la rigueur de leurs conditions climatiques : les forêts montagnardes et les vieilles forêts froides du rebord oriental du bassin parisien (Champagne, Bourgogne, Lorraine). Il s'agit effectivement d'une espèce sibéro-canadienne typique de la taïga (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991), qui possède un métabolisme particulièrement adapté pour résister contre le froid (Hohtola <i>et al.</i>, 1994). La rigueur du climat hivernal serait pour Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) le seul point commun, avec la disponibilité en cavités, aux types si différents de forêts habitées par la Chouette de Tengmalm dans son aire de répartition, que peuvent être la hêtraie-sapinière, la pessière d'altitude, la pinède à crochets, la hêtraie collinéenne ou encore la chênaie de plateau. Dejaifve <i>et al.</i> (1990) observent que, dans les Pyrénées, les expositions les plus froides sont clairement préférées et les adrets systématiquement évités ; cette constatation serait en lien avec le maintien plus prolongé de neige en ubac. Le même phénomène s'observe dans le massif du Jura orienté SO-NE : la limite inférieure de nidification est plus basse de quelques centaines de mètres à l'ubac qu'à l'adret (com. pers. Ravussin, 2012). Par conséquent, les grands froids hivernaux ne constituent pas une contrainte particulière pour cette espèce boréale accoutumée à se reproduire très tôt en saison et armée pour résister aux températures basses (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Korpimaki (1987) observe par contre que l'épaisseur et la durée d'enneigement sont négativement corrélées au succès de reproduction car ces deux paramètres influent sur les capacités de la Chouette de Tengmalm à accéder à sa nourriture au sol. Au-delà du froid qu'elle apporte, l'altitude semble jouer un rôle secondaire pour cette espèce (Mebs & Scherzinger, 2006). La Chouette de Tengmalm peut en réalité être présente à des altitudes très faibles (< 600 m) si le gel hivernal est prolongé et que les températures estivales sont froides (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). En Bourgogne, les plateaux calcaires entre 300 et 600 m présentant des hivers rigoureux et un relief à combes sèches et froides conviennent tout à fait (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). La Chouette de Tengmalm est aussi présente à 250 m dans les Vosges du Nord (Muller, 1989) et à 160 m dans le Bas-Rhin (Dubois <i>et al.</i>, 2008). On la trouve même entre 70 et 120 m en Allemagne et entre 20 et 50 m en Hollande (Baudvin <i>et al.</i>, 1995).	

L'espèce peut ensuite être présente jusqu'à 2 250 m dans les Pyrénées (Dejaive *et al.*, 1990 ; Prodon *et al.*, 1990) ou jusqu'à la limite supérieure des arbres dans les Alpes (Mebs & Scherzinger, 2006).

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

De nombreuses études faisant intervenir le baguage ont été menées à l'étranger sur la Chouette de Tengmalm, en particulier dans les pays du Nord (Suède, Finlande, Norvège) (par exemple : Beheim *et al.*, 2002 ; Hipkiss, 2002 ; Korpimäki, 1987 ; Korpimäki & Hongell, 1987 ; Korpimäki & Lagerstrom, 1988 ; Löfgren *et al.*, 1986 ; Sonerud *et al.*, 1988) ainsi qu'en Suisse (Henrioux, 2011b ; Ravussin *et al.*, 2011). Dans ces études, le baguage, qui s'accompagne d'une pose de nichoir, permet de connaître un nombre important de paramètres liés à l'utilisation de l'espace par la Chouette de Tengmalm (habitat privilégié, fidélité au site et au couple, taille du domaine vital, ...) ou qui concernent ses déplacements (dispersion juvénile, dispersion de reproduction, caractère nomade, ...).

En France, des opérations de pose de nichoirs destinés à la Chouette de Tengmalm sont menées dans différents secteurs pour favoriser l'installation ou le maintien de l'espèce et dans le même temps pour acquérir de la connaissance sur son écologie (LPO, 2012).

Le radiopistage a été pratiqué chez la Chouette de Tengmalm et permet de recueillir des informations approfondies sur les déplacements des individus suivis (Patthey, 1997 ; Sorbi, 2003) *in* Anonyme 2, à paraître).

L'outil génétique permet de constater la structuration génétique entre différentes populations (Koopman *et al.*, 2007) comme entre différentes sous-espèces (Koopman *et al.*, 2005). L'outil moléculaire permet de connaître par exemple le taux d'hétérozygotie (Koopman *et al.*, 2004). Les analyses génétiques sur Chouette de Tengmalm peuvent s'effectuer à partir de sang ou de tissu (muscles) (Hipkiss & Ellegren, 2002 ; Koopman *et al.*, 2007 ; Koopman *et al.*, 2004). Pour l'échantillonnage à partir de sang, les individus peuvent être capturés en sortie de nichoirs (Koopman *et al.*, 2007) ; il est également possible d'utiliser des filets pour attraper les individus en activité, attirés par une diffusion du chant du mâle (Hipkiss & Ellegren, 2002).

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Autres chouettes forestières

D'après :

Anonyme 1, à paraître
Anonyme 2, à paraître
Baudvin *et al.*, 1995
Doumandji *et al.*, 1997
Dubois *et al.*, 2008
Galeotti, 1990
Galeotti *et al.*, 1991
Girard, 2011
Guillosse, 1990
Guinard *et al.*, 2012
Henrioux, 2011a
LPO, 2012
Mebs & Scherzinger, 2006
Mullarney *et al.*, 2008
Ranazzi *et al.*, 2002
Ranazzi *et al.*, 2000a
Ranazzi *et al.*, 2000b
Ravussin *et al.*, 2001
Redptah, 1995a
Redptah, 1995b
Sordello, 2012
UICN *et al.*, 2011
Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994
Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991
Zalewski, 1994

> La Chevêchette d'Europe (*Glaucidium passerinum* (Linnaeus, 1758)) est sans conteste le rapace nocturne que l'on peut rapprocher le plus intimement de la Chouette de Tengmalm.

Comme la Chouette de Tengmalm, la Chevêchette d'Europe est considérée comme une relique glaciaire dans les forêts d'Europe moyenne qu'elle fréquente (Anonyme 1, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). En France, elle possède une aire de répartition encore plus restreinte que la Chouette de Tengmalm : elle se reproduit dans les Alpes, le Jura et les Vosges et est absente des Pyrénées, du Massif central ainsi que des régions froides de basses altitudes occupées par la Tengmalm (Lorraine, Bourgogne) (Baudvin *et al.*, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Dubois *et al.* (2008) mentionnent toutefois une présence ponctuelle dans le Puy-de-Dôme avec une reproduction prouvée en 2008. La population nationale est estimée entre 100 et 500 couples (Anonyme 1, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006), peut-être jusqu'à 600 (Dubois *et al.*, 2008). De ce fait, la Chevêchette d'Europe est inscrite dans la catégorie « Vulnérable » de la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN *et al.*, 2011).

La discrétion de la Chevêchette d'Europe et le fait qu'elle vive dans des habitats reculés rendent difficile, comme pour la Chouette de Tengmalm, l'évaluation de ses effectifs et expliquent que la connaissance sur cette espèce reste encore aujourd'hui limitée (Anonyme 1, à paraître ; Baudvin *et al.*, 1995 ; Dubois *et al.*, 2008 ; LPO, 2012 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Les expériences d'installation de nichoirs pour la Chevêchette d'Europe, menées à l'étranger, se sont avérées infructueuses (LPO, 2012), sauf en Suède et en Finlande (Baudvin *et al.*, 1995). En Suisse, le baguage est pratiqué sur adultes et jeunes en cavités naturelles (Henrioux, 2011a). Un suivi télémétrique de 7 individus de Chevêchette d'Europe (3 adultes et 4 juvéniles) a été réalisé pour la première fois en France au printemps 2010 dans la Réserve naturelle des Hauts plateaux du Vercors (LPO, 2012 ; com pers. Callec, 2012). Cette première expérience n'a semble-t-il pas perturbé le déroulement des reproductions et le développement des jeunes et est un succès au regard des données qu'elle a permis d'acquérir sur les déplacements (LPO, 2012).

Comme chez la Chouette de Tengmalm, les individus de Chevêchette d'Europe en France sont sédentaires (Anonyme 1, à paraître ; Mullarney *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Le schéma est identique : les mâles ont tendance à être strictement sédentaires et fidèles à leur territoire tandis qu'une partie des femelles change de territoire et manifeste un certain erratisme sans effectuer pour autant de réelle migration (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Certains individus, peuvent effectuer une transhumance à la mauvaise saison de manière à descendre jusqu'à la limite inférieure des forêts voire jusqu'à la plaine (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991 ; Dejonghe, 1884 *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Les populations de Chevêchette d'Europe du nord de la Scandinavie et de la Russie, comme celles de Chouette de Tengmalm, ont tendance à effectuer de vraies migrations, de plusieurs centaines de kilomètres, se traduisant par des « invasions » dans les populations méridionales (Mebs & Scherzinger, 2006).

Comme la Chouette de Tengmalm, la Chevêchette d'Europe fréquente les forêts peuplées de vieux arbres (Anonyme 1, à paraître ; Baudvin *et al.*, 1995 ; Dubois *et al.*, 2008 ; Mullarney *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le Hêtre y tient par contre une place moins importante (Baudvin *et al.*, 1995) : la Chevêchette d'Europe occupe principalement les forêts de conifères (Sapins ou Épicéas) et parfois les Hêtraies-Sapinières (Anonyme 1, à paraître ; Mullarney *et al.*, 2008). Elle recherche les peuplements ouverts (Anonyme 1, à paraître ; Mullarney *et al.*, 2008) et évite les forêts trop denses et uniformes (Baudvin *et al.*, 1995) car elle nécessite comme la Tengmalm des terrains de chasse de type clairières, sous-bois et taillis, bordures de tourbières hautes (Dubois *et al.*, 2008 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Comme la Chouette de Tengmalm, la Chevêchette d'Europe utilise des trous de pics dont elle se sert pour se reproduire, s'alimenter et stocker ses proies (Anonyme 1, à paraître ; Baudvin *et al.*, 1995 ; Mebs & Scherzinger,

2006 ; Mullarney *et al.*, 2008). Il s'agit par contre beaucoup moins de loges de Pic noir et surtout des cavités de Pic épeiche (*Dendrocopos major* (Linnaeus, 1758)) (Anonyme 1, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Mullarney *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), Pic épeichette (*Dendrocopos minor* (Linnaeus, 1758)) (Baudvin *et al.*, 1995), Pic tridactyle (Baudvin *et al.*, 1995 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) ou Pic cendré (Baudvin *et al.*, 1995). Comme pour la Chouette de Tengmalm, l'altitude ne jouerait aucun rôle tant que ses exigences d'habitats sont satisfaites (Mebs & Scherzinger, 2006). En effet, l'espèce était connue jusqu'à ces dernières années uniquement des forêts situées au-dessus de 1000 m quand, en 2000, elle fut observée à basse altitude (240 m) dans les Vosges du Nord (Muller, 2003 ; Muller, 2001) in Anonyme 1, à paraître).

L'une des différences importantes entre la Chouette de Tengmalm et la Chevêchette d'Europe réside dans leurs mœurs, car la Chevêchette d'Europe est surtout une espèce diurne malgré son classement au sein des « rapaces nocturnes » (Anonyme 1, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Mullarney *et al.*, 2008). Ses deux pics d'activités s'observent essentiellement le soir et le matin comme pour la Chouette de Tengmalm mais son activité se prolonge le jour et elle dort la nuit (Baudvin *et al.*, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006).

Une autre différence tient dans les mouvements de la Chevêchette d'Europe qui sont vifs, parfois saccadés et pressés, contrairement à ceux de la Chouette de Tengmalm (Mebs & Scherzinger, 2006). Son vol est rapide et en dents de scie sur de longs trajets (Mullarney *et al.*, 2008). L'espèce peut passer en un instant d'une phase de repos à une phase active (Mebs & Scherzinger, 2006). La Chevêchette d'Europe reste aussi agile que la Chouette de Tengmalm pour traverser les espaces boisés sous les houppiers des arbres ; elle peut aussi voler au-dessus des cimes (Mebs & Scherzinger, 2006) et se pose souvent au sommet des arbres (Mullarney *et al.*, 2008).

La Chevêchette d'Europe chasse à l'affût comme la Chouette de Tengmalm (Anonyme 1, à paraître ; Baudvin *et al.*, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) et peut aussi capturer les oiseaux en vol ou dans leur gîte nocturne (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Son régime alimentaire semble plus diversifié : elle se nourrit essentiellement de micromammifères (musaraignes, chauve-souris, campagnols, lérots voire belette) et en hiver, lorsque la neige recouvre le sol, ce régime est complété par des passereaux (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Elle peut aussi se nourrir d'insectes, de batraciens et de reptiles (Anonyme 1, à paraître ; Baudvin *et al.*, 1995 ; Henrioux, 2011a).

Comme la Chouette de Tengmalm, la Chevêchette d'Europe est relativement agressive et associable à l'égard de ses congénères (Mebs & Scherzinger, 2006). Également, comme la Tengmalm, au sein d'un couple, les deux partenaires s'évitent et utilisent des reposoirs séparés (Mebs & Scherzinger, 2006). Les parades et accouplements se déroulent à partir de fin février à début avril (Mebs & Scherzinger, 2006). Comme pour la Tengmalm, c'est la femelle qui couve et le mâle qui apporte les proies aux jeunes (Anonyme 1, à paraître ; Mebs & Scherzinger, 2006).

La taille du domaine vital de la Chevêchette d'Europe dépend essentiellement de la qualité du milieu et varie également au cours de l'année (Mebs & Scherzinger, 2006). La quantité de cavités disponibles est notamment un facteur déterminant (Baudvin *et al.*, 1995).

En période de nidification, le domaine vital est assez restreint (0,45 à 0,54 km²) et mesure entre 2 et 4 km² le reste de l'année (Mebs & Scherzinger, 2006). En Suisse, Henrioux (2011a), considère qu'un territoire est défini par la présence d'un mâle chanteur ou d'un couple en période de reproduction sur une surface de 140 ha. Dans le Jura, on observe un domaine vital de 1 km² en moyenne (Anonyme 1, à paraître). L'étude télémétrique menée dans le Vercors a permis d'estimer la surface du domaine vital d'un mâle à 0,93 km² en moyenne avec effectivement une augmentation significative entre la période pré-reproduction et post-reproduction avant l'envol (respectivement 0,2 km² et 0,83 km²) (LPO, 2012). A l'inverse, la femelle utilise un territoire extrêmement restreint de 3 ha, situé à proximité de la cavité de reproduction (LPO, 2012). En forêt bavaroise, la densité est d'1 couple pour 1,4 km² (Scherzinger, 1974 in Baudvin *et al.*, 1995 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Comme chez la Chouette de Tengmalm, la structure interpopulationnelle chez la Chevêchette d'Europe se traduit par l'existence d'îlots et donc de zones sans chouette (Mebs & Scherzinger, 2006).

Les poussins quittent la cavité à l'âge de 28 à 32 jours en étant capables de voler et de parcourir déjà une assez grande distance (Baudvin *et al.*, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). La famille, qui compte 3 à 4 jeunes, reste néanmoins unie pendant 4 semaines encore, nourrie par les parents (Baudvin *et al.*, 1995). Elle vagabonde groupée de plus en plus loin de la cavité (280 m par jour effectués en moyenne) (Anonyme 1, à paraître ; LPO, 2012 ; Rudat *et al.*, 1987 ; Wiesner & Rudat 1983) in Mebs & Scherzinger, 2006). Les jeunes chassent seuls à partir de l'âge de 2 mois (Mebs & Scherzinger, 2006) et peuvent se reproduire dès l'âge d'1 an (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) voire 5 mois (Mebs & Scherzinger, 2006). Leur dispersion s'effectue à l'automne (Shonn, 1978 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Globalement les jeunes dispersent rarement à plus de 100 km de leur lieu de naissance (Baudvin *et al.*, 1995 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Les femelles dispersent à 17 km environ (maximum observé : 82 km) et les mâles à 12 km environ (maximum observé : 46 km) (Mebs & Scherzinger, 2006). Par contre, les mâles se cantonnent ensuite alors que les femelles restent vagabondes (Mebs & Scherzinger, 2006) ce qui correspondrait au schéma de mobilité décrit chez la Tengmalm.

Une observation de mort accidentelle d'un individu de Chevêchette d'Europe après une collision avec un câble de remontée mécanique a été faite en 2004 dans les Hautes-Alpes (Anonyme 1, à paraître).

Comme la Chouette de Tengmalm, la Chevêchette d'Europe peut être considérée comme une espèce caractéristique du continuum forestier de montagne et pour laquelle le maintien de continuités supra-régionales avec les populations limitrophes est important (CSRPN Alsace, 2010). Une exploitation forestière inadaptée peut avoir des conséquences (Anonyme 1, à paraître). Par exemple, König *et al.* (in Anonyme 1, à paraître) ont pu observer la quasi disparition de la Chevêchette d'Europe en Forêt Noire à la fin des années 1960 après des coupes forestières de grande ampleur.

> En tant que chouette forestière, la Chouette hulotte (*Strix aluco* Linnaeus, 1758) est également intéressante à évoquer en comparaison de la Chouette de Tengmalm comme de la Chevêchette d'Europe.

Bien que largement plus ubiquiste que ces dernières, la Chouette hulotte peut occuper les mêmes habitats forestiers et constitue pour les deux autres chouettes, à la fois un compétiteur et un prédateur (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Ravussin *et al.*, 2001). En conséquence, la Chouette de Tengmalm fuit d'elle-même les zones à forte densité de Chouette hulotte ou s'y montre très discrète (Guillosson, 1990 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Par exemple, dans la Lande de Lunebourg en Allemagne, dans les grands massifs de plaine, la Chouette hulotte a plutôt tendance à occuper les zones périphériques et la Chouette de Tengmalm les cœurs des massifs (Mebs & Scherzinger, 2006). DeJaifve *et al.* (1990) observent dans les Pyrénées orientales qu'un contact avec la Chouette hulotte exclut toute possibilité de détecter la Chouette de Tengmalm et réciproquement. Néanmoins, le relief complexe peut parfois faciliter la ségrégation spatiale entre ces deux espèces et les faire coexister (DeJaifve *et al.*, 1990). Il en va de même de la Chevêchette d'Europe qui se montre extrêmement prudente et discrète vis-à-vis de la Chouette hulotte ; ses mœurs diurnes pouvant l'aider à limiter les probabilités de rencontre (Mebs & Scherzinger, 2006).

La Chouette hulotte possède une très bonne résistance face aux rigueurs hivernales (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Néanmoins, elle tend à ne plus être présente au-delà de 1500 m environ (Baudvin *et al.*, 1995 ; Dubois *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Cela explique que la Chevêchette soit présente essentiellement au-delà de cette altitude (Baudvin *et al.*, 1995) et cette concurrence limite également la Chouette de Tengmalm aux secteurs les plus froids dans lesquels la Chouette hulotte ne parvient que très difficilement à se maintenir (com. pers. Ravussin, 2012).

Dans les années à venir, du fait du réchauffement climatique, la Chouette hulotte pourrait gagner des altitudes plus hautes et ainsi accroître sa pression de prédation sur les deux autres chouettes (Anonyme 2, à paraître ; com. pers. Ravussin, 2012).

La Chouette hulotte est le rapace nocturne le plus commun de France, avec une population estimée à environ 100 000 couples (Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) voire jusqu'à 200 000 (Dubois *et al.*, 2008). Elle est inscrite dans la catégorie « Préoccupation mineure » de la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN *et al.*, 2011).

Son milieu optimal correspond aux vieilles futaies de plus de 200 ans où elle trouve des cavités profondes, mais elle a su s'adapter à de très nombreux milieux boisés ou même plus composites (bocages) (Baudvin *et al.*, 1995). Elle peut nicher dans de nombreux types de cavités, voire en nid de branches contrairement aux deux autres chouettes évoquées ici (Baudvin *et al.*, 1995 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Elle peut être présente jusqu'en milieu urbain tant qu'elle peut y trouver des espaces boisés (parcs, allées boisées, jardins privés, ...), des ressources alimentaires suffisantes et des cavités pour nicher (Baudvin *et al.*, 1995 ; Dubois *et al.*, 2008). Il semblerait néanmoins qu'au-delà d'un certain degré d'urbanisation, l'espèce ne parvienne plus à revenir et/ou à se maintenir. Ainsi, la présence et la reproduction de l'espèce semblent relativement faibles dans Paris, notamment *intramuros*, et deviendraient même de plus en plus faibles depuis plusieurs décennies (Sordello, 2012). A Bourges, un inventaire récent réalisé par le Muséum de Bourges a permis de constater que l'espèce était toujours présente mais évitait effectivement les zones trop urbanisées (Ville de Bourges, 2012).

Il est vrai que la Chouette hulotte est une espèce extrêmement sédentaire (Baudvin *et al.*, 1995 ; Dubois *et al.*, 2008 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Les individus n'effectuent aucune migration et sont fidèles toute leur vie à leur domaine vital et à leur partenaire, strictement monogames et très territoriaux (Baudvin *et al.*, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Les adultes ne se déplacent qu'exceptionnellement à plus de 1,5 km de leur lieu de reproduction (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Par ailleurs, les juvéniles effectuent une dispersion relativement courte (de 2,5 km en moyenne (maximum : 6 km)) avec une forte fidélité au lieu de naissance ; s'ils le peuvent ils s'installent à proximité immédiate du territoire parental (Mebs & Scherzinger, 2006). Quelques données exceptionnelles existent toutefois dans d'autres pays : 460 km en Europe centrale et 745 km en Scandinavie (Mebs & Scherzinger, 2006).

Il est intéressant également de noter l'absence de la Chouette hulotte sur de nombreuses îles alors même que sa répartition est très étendue et que ces îles peuvent être supposées favorables au moins en termes d'habitat et de superficie : la Hulotte est par exemple absente de Corse (Baudvin *et al.*, 1995), de Sardaigne et des Baléares (Mebs & Scherzinger, 2006) ou encore d'Irlande, de Malte et de Chypre (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La Chouette hulotte n'est pas non plus mentionnée sur l'île d'Ouessant (ANO, 2010) et est souvent dite absente des îles d'Hyères. Finalement, ces différents paramètres concernant l'écologie et la répartition de la Chouette hulotte pourraient converger paradoxalement vers une certaine sensibilité à la fragmentation, alors même que cette espèce est communément considérée comme très peu exigeante (Sordello, 2012).

Plusieurs études ont été réalisées sur l'impact de la fragmentation sur la Chouette hulotte mais concernent le milieu rural. Celles-ci semblent néanmoins montrer que la fragmentation des boisements occupés par l'espèce affecte son comportement de chasse et de vol (Redpath, 1995b). Par ailleurs, les boisements fragmentés occasionneraient une mortalité plus forte en dépit d'un succès reproducteur identique aux boisements continus (Redpath, 1995a).

En contexte rural, en France, la Chouette hulotte est étudiée en Bourgogne depuis une trentaine d'années par un protocole de pose de nichoirs et de baguage des jeunes et des adultes. Cette démarche a permis d'accroître de manière importante la connaissance de cette espèce en France, y compris la connaissance liée aux déplacements, directement (distance de dispersion, caractère sédentaire, ...) ou indirectement (philopatrie, taille du domaine vital, ...). Des études réalisées en contexte urbain ont également été publiées : en Italie (Pava, Rome), en Pologne (Torun), en Algérie (Alger), visant le recensement de territoires par système d'écoute (Galeotti, 1990 ; Ranazzi *et al.*, 2002 ; Ranazzi *et al.*, 2000a) ou l'analyse du régime alimentaire par collecte de pelotes (Doumandji *et al.*, 1997 ; Galeotti *et al.*, 1991 ; Ranazzi *et al.*, 2000b ; Zalewski, 1994). En France, le régime alimentaire de la Chouette hulotte est également étudié à Marseille (Bayle, 2012 in Sordello, 2012). Par ailleurs, depuis peu, les données passées et

	présentes concernant la Chouette hulotte dans Paris commencent à être centralisées et étudiées, dans le but de clarifier la situation de l'espèce dans la capitale et, le cas échéant, d'essayer de comprendre les raisons de sa rareté (Sordello, 2012). La taille du domaine vital de la Chouette hulotte dépend du boisement forestier. En forêt de Citeaux, Baudvin observe des densités moyennes d'1 couple pour 60 à 70 ha : jusqu'à 1 couple pour 20-30 ha dans les secteurs favorables et 1 couple pour 100 ha dans les secteurs moins optimaux (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). C'est dans les résineux que les densités sont les plus faibles (1 couple pour 200 ha observé dans les Vosges du Nord (Génot, date inconnue <i>in</i> Baudvin <i>et al.</i>, 1995)). En ville, le domaine vital peut être encore plus réduit. Parmi les territoires inventoriés à Pavia par Galeotti (1990), le plus petit mesure 3 ha seulement. En 2012, la Chouette hulotte s'est même reproduite avec succès à Paris dans le jardin d'une résidence d'une superficie de 0,15 ha (Sordello, données non publiées). Dans le cas présent, la situation laisse penser que le domaine vital était en réalité morcelé, composé de cet espace minimaliste entouré de bâti et très peu boisé accueillant simplement la cavité puis d'espaces satellites servant à la chasse situés à proximité (notamment un cimetière et un grand parc public) (Sordello, données non publiées). Comprendre l'impact de la fragmentation sur la Chouette hulotte est donc relativement complexe. La Chouette hulotte est une espèce crépusculaire et nocturne, dont l'activité est maximale dans la pleine obscurité (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). C'est un oiseau imposant et puissant et il chasse à l'affut comme la Chouette de Tengmalm (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). Ses proies favorites sont les mulots et le Campagnol roussâtre (<i>Clethrionomys glareolus</i> (Schreber, 1780)) (56 % avant la neige et 30 % après) (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Il peut néanmoins s'alimenter d'autres micromammifères et aussi d'oiseaux, de chiroptères, de batraciens, d'invertébrés ou encore de proies plutôt grandes (lapereaux, hérissons, belettes, rats, pigeons), ce qui contribue à sa grande adaptabilité (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006), notamment en milieu urbain (Bayle, 2012 <i>in</i> Sordello, 2012 ; Doumandji <i>et al.</i>, 1997 ; Galeotti <i>et al.</i>, 1991 ; Ranazzi <i>et al.</i>, 2000b ; Zalewski, 1994). Contrairement à la Chouette de Tengmalm ou à la Chevêchette d'Europe, chez la Chouette hulotte, les jeunes quittent le nid, à l'âge de 30 à 35 jours, sans savoir encore voler ; ils restent aux alentours au sol ou dans le feuillage et cette phase d'émancipation les rend très vulnérables (prédateurs, ramassage, ...) (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006). La mortalité avant 1 an est ainsi élevée (20-30 % environ) (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Dans le 1^{er} mois, les jeunes s'éloignent de 150 m du nid puis de 300 m au cours du 2^{ème} mois (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). Ils ne sauront vraiment voler qu'à 7-8 semaines et restent dépendants de leurs parents pendant leurs 4 premiers mois (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). L'émancipation se fait autour du mois d'août (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le phénomène de collisions entre véhicules et Chouette hulotte n'est pas nul : 22 cadavres recensés sur réseau routier par Girard (2011) et 13 cadavres recensés sur autoroutes par Guinard <i>et al.</i>, 2012). Ce phénomène pourrait surtout avoir une part non négligeable dans la mortalité de l'espèce en milieu urbanisé où ce risque est par définition accru. A titre d'exemple, l'analyse des données de Chouette hulotte parisienne arrivées au Centre de soins de Maison-Alfort (CEDAF) entre 1994 et 2012 montre que la moitié des adultes apportés sont des victimes du trafic routier (Sordello, 2012). > Enfin, dans une moindre mesure, le Hibou moyen-duc (<i>Asio otus</i> (Linnaeus, 1758)) peut aussi occuper les mêmes habitats forestiers que la Chouette de Tengmalm (Anonyme 2, à paraître).
Autres espèces D'après : Anonyme 2, à paraître Baudvin <i>et al.</i>, 1995 CSRPN MP, 2010 Korpimäki <i>et al.</i>, 1987 Joveniaux & Durand, 1987 Mebs & Scherzinger, 2006 Mullarney <i>et al.</i>, 2008 Ravussin <i>et al.</i>, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Comme indiqué, la Chouette de Tengmalm est la proie fréquente de la Martre (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006) avec qui elle rentre également en compétition pour les cavités. D'une manière générale, une compétition entre la Chouette de Tengmalm et les autres espèces forestières cavicoles est importante comme évoqué précédemment (Chat forestier, Abeilles et frelons, mésanges, sitelles, ...). Comme cela a été précisé, la Chouette de Tengmalm occupe les loges de pics et en premier lieu de Pic noir (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Joveniaux & Durand, 1987). Toutefois, elle peut aussi occuper des cavités de Pic cendré (<i>Picus canus</i> Gmelin, 1788), de Pic vert (<i>Picus viridis</i> Linnaeus, 1758) ou de Pic tridactyle (<i>Picoides tridactylus</i> (Linnaeus, 1758)) (Anonyme 2, à paraître ; Joveniaux & Durand, 1987 ; Mebs & Scherzinger, 2006 ; Mullarney <i>et al.</i>, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La Chouette de Tengmalm dépend donc indirectement de ces espèces (Anonyme 2, à paraître). La densité de cavité dépend elle-même à la fois de la densité de pics et d'arbres susceptibles d'être forés (Joveniaux & Durand, 1987). En cas de pénurie, le Pic noir utilise lui-même plus longtemps la même cavité, au détriment donc des espèces utilisatrices secondaires comme la Chouette de Tengmalm (Joveniaux & Durand, 1987). La Chouette de Tengmalm se nourrit à 94 % de micromammifères (Baudvin <i>et al.</i>, 1995 ; Mebs & Scherzinger, 2006) dont 55 % de campagnols, 20 % de musaraignes, 16 % de Muridés et 3 % d'autres micromammifères (Mebs & Scherzinger, 2006). Les 6 % restants sont des petits oiseaux et cette part peut augmenter en hiver (Mebs & Scherzinger, 2006). Comme indiqué, il existe une différence dans le régime alimentaire entre femelles (régime spécialisé sur les rongeurs) et mâles (régime plus varié), liée à leur différence morphologique (Korpimäki <i>et al.</i>, 1987). Il existerait également une forte variabilité temporelle et géographique du régime alimentaire : selon les régions et les années, le régime peut comprendre des proportions différentes au sein des micromammifères (Ravussin <i>et al.</i>, 2011) et comprendre également d'autres proies (oiseaux notamment) (Baudvin <i>et al.</i>, 1995). D'une manière générale, le lien direct que possède la Chouette de Tengmalm avec les vieilles forêts de montagne sur des surfaces conséquentes fait d'elle une espèce indicatrice de la conservation de ce compartiment écologique du territoire français (CSRPN MP, 2010).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Hugues BAUDVIN, La Choue

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

Pierre-Alain RAVUSSIN, Groupe ornithologique de Baulmes et environs (GOBE)

Jean-Philippe SIBLET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ANONYME 1 (à paraître). *Chevêchette d'Europe*, *Glaucidium passerinum* (Linné, 1758). Fiche projet in *Cahier d'habitats Oiseaux*. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 3 pages.

ANONYME 2 (à paraître). *Chouette de Tengmalm*, *Aegolius funereus* (Linné, 1758). Fiche projet in *Cahier d'habitats Oiseaux*. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 5 pages.

ASSOCIATION NATURALISTE D'OUESSANT (ANO) (2010). *NaturEussa*. Numéro 1. 84 pages.

BAUDVIN H., GÉNOT J.-C. & MULLER Y. (1995). *Les rapaces nocturnes*. Éditions Sang de la terre. 301 pages.

BEHEIM J., ELDEGARD K., BJORNSTAD G., ISAKSSON M., SONERUD G., HEIE O. & KLUNGLAND H. (2002). DNA Polymorphisms in Boreal owls (*Aegolius funereus*). *Journal of raptor research*. Volume 36. Numéro 3. Pages 218-219.

BRUGIÈRE D. & DUVAL J. (1989). Nouvelle contribution à la connaissance de la distribution géographique de la Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans le Massif Central. *Alauda*. Numéro 57. Pages 1-9.

CHABLOZ V., PATTHEY V. & KUNZLÉ I. (2001). Trois nichées simultanées de Chouettes de Tengmalm *Aegolius funereus* dans le même arbre. *Nos Oiseaux*. Numéro 48. Pages 227-228.

CENTRE DE RECHERCHES SUR LA BIOLOGIE DES POPULATIONS D'OISEAUX (1999). *Courrier de signalement d'une reprise de Chouette de Tengmalm baguée*. Muséum national d'Histoire naturelle. 1 page.

CHIFFAUT A., CHAMBAUD F. & OBERTI D. (2010). *Les habitats naturels et les espèces d'intérêt communautaire en Bourgogne. Comment mieux les prendre en compte dans les aménagements*. Edition par la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement de Bourgogne. 141 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE RÉGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL (CSRPN) D'ALSACE (2010). *Avis sur les listes d'espèces déterminantes Trame verte et bleue*. Fichier excel.

CONSEIL SCIENTIFIQUE RÉGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE MIDI-PYRÉNÉES (CSRPN MP) (2010). *Contribution du CSRPN Midi-Pyrénées aux listes d'espèces déterminantes Trame verte et bleue*. 8 pages.

DEJAIFVE P.-A., NOVOA C. & PRODON R. (1990). Habitat et densité de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* à l'extrémité orientale des Pyrénées. *Alauda*. Volume 58. Numéro 4. Pages 267-273.

DOUMANDJI S.-E., DOUMANDJI-MITICHE B. & CISSE O. (1997). Régime alimentaire de la Chouette hulotte *Strix aluco* Linné, 1758 (Aves, Strigidae) en milieu suburbain près d'Alger. *Annales agronomiques de l'Institut national d'agronomie d'Alger*. Volume 18. Numéro 1 et 2.

DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 559 pages.

GALEOTTI P. (1990). Territorial behavior and habitat selection in an urban population of the Tawny owl *Strix aluco* L.. *Italian journal of zoology*. Volume 57. Numéro 1. Pages 59-66.

GALEOTTI P., MORIMANDO F. & VIOLANI C. (1991). Feeding ecology of the Tawny owls (*Strix aluco*) in urban habitats (northern Italy). *Bolletino di zoologia*. Volume 58. Numéro 2. Pages 143-150.

GIRARD (2011). La mortalité aviaire due à la circulation routière en France (première partie). *Alauda*. Volume 79. Numéro 4. Pages 249-257.

GUILLOSSON J.-Y. (1990). Premier cas de nidification de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* dans le Massif de l'Aigoual (Massif Central méridional). *Alauda*. Volume 58. Numéro 4. Page 232.

GUINARD E., JULLIARD R. & BARBRAUD C. (2012). Motorways and bird traffic casualties: carcasses surveys and scavenging bias. *Biological conservation*. Numéro 147. Pages 40-51.

- HAKKARAINEN H., KOIVUNEN V., KORPIMÄKI E. & KURKI S. (1996a). Clear-cut areas and breeding success of Tengmalm's owls *Aegolius funereus*. *Wildlife biology*. Volume 1. Numéro 4. Pages 253-259.
- HAKKARAINEN H., KORPIMÄKI E., RYSSY J. & VIKSTRÖM S. (1996b). Low heritability in morphological characters of Tengmalm's owls: The role of cyclic food and laying date?. *Evolutionary ecology*. Numéro 10. Pages 207-219.
- HENRIOUX (2011a). *Étude d'une population de Chouette chevêchette dans l'Ouest du Jura. Synthèse après 15 années de recherche*. Groupe d'étude sur les rapaces nocturnes de l'Ouest vaudois (GERNOV). 5 pages.
- HENRIOUX (2011b). *Étude d'une population de Chouette de Tengmalm dans l'Ouest du Jura. Synthèse après 25 années de recherche*. Groupe d'étude sur les rapaces nocturnes de l'Ouest vaudois (GERNOV). 5 pages.
- HIPKISS (2002). *Brood sex ratio and sex differences in Tengmalm's owl (Aegolius funereus)*. Département d'écologie et de sciences environnementales de l'Université d'Umea, Suède. 45 pages.
- HIPKISS T. & ELLEGREN H. (2002). Sex ratio and age structure of nomadic Tengmalm's owls: a molecular approach. *Journal of avian biology*. Numéro 33. Pages 107-110.
- HOHTOLA E., PYÖRNILÄ A. & RINTAMÄKI H. (1994). Fasting endurance and cold resistance without hypothermia in a small predatory bird: the metabolic strategy of Tengmalm's owl, *Aegolius funereus*. *Journal of comparative physiology*. Numéro 164. Pages 430-437.
- KOOPMAN M.-E., HAYWARD G.-D. & MACDONALD D.-B. (2007). High connectivity and minimal genetic structure among North American boreal owl (*Aegolius funereus*) populations, regardless of habitat matrix. *The Auk*. Volume 124. Numéro 2. Pages 690-704.
- KOOPMAN M.-E., MACDONALD D.-B., HAYWARD G.-D., ELDEGARD K., SONERUD G.-A. & SERMACH S.-G. (2005). Genetic similarity among Eurasian subspecies of boreal owls *Aegolius funereus*. *Journal of avian ecology*. Numéro 36. Pages 179-183.
- KOOPMAN M.-E., NANCY A., SCHABLE N.-A. & GLENN T.-C. (2004). Development and optimization of microsatellite DNA primers for boreal owls (*Aegolius funereus*). *Molecular ecology notes*. Numéro 4. Pages 376-378.
- KORPIMÄKI E. (1988). Effects of territory quality on occupancy, breeding performance and breeding dispersal in Tengmalm's owl. *The journal of animal ecology*. Volume 57. Numéro 1. Pages 97-108.
- KORPIMÄKI E. (1987). Selection for nest-hole shift and tactics of breeding dispersal in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*. *The journal of animal ecology*. Volume 56. Numéro 1. Pages 185-196.
- KORPIMÄKI E. & HONGELL H. (1986). Partial migration as an adaptation to nest-site scarcity and vole cycles in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. *Vår Fågelvärld*. Numéro 11. Pages 85-92.
- KORPIMÄKI E. & LAGERSTRÖM M. (1988). Survival and natal dispersal of fledglings of Tengmalm's owl in relation to fluctuating food conditions and hatching date. *Journal of animal ecology*. Volume 57. Numéro 2. Pages 433-441.
- KORPIMÄKI E., LAGERSTRÖM M. & SAUROLA P. (1987). Field evidence for nomadism in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. *Ornis Scandinavica*. Volume 18. Numéro 1. Pages 1-4.
- JOVENIAUX A. & DURAND G. (1987). Gestion forestière et écologie des populations de Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans l'est de la France. *Terre et Vie*. Numéro 4. Pages 83-96.
- LÖFGREN B., HÖRNFELDT B. & CARLSSON B.-G. (1986). Site tenacity and nomadism in Tengmalm's owl (*Aegolius funereus* (L.)) in relation to cyclic food production. *Oecologia*. Numéro 69. Pages 321-326.
- MEBS T. & SCHERZINGER W. (2006). *Encyclopédie des rapaces nocturnes*. Éditions Broché. 400 pages.
- MULLARNEY K., SVENSSON L., ZTTERSTRÖM D. & GRANT P.-J. (2008). *Le guide ornitho*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 399 pages.
- MULLER Y. (1989). Nidification de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* dans les Vosges du Nord à 250 m d'altitude. *Alauda*. Numéro 57. Pages 217-218.
- PATTHEY P., CHABLOZ V. & KUNZÉ I. (2001). Corrélations entre le nombre de jeunes élevés, la date de ponte et la fructification du Hêtre *Fagus sylvatica* chez la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*. *Nos Oiseaux*. Numéro 48. Pages 229-231.
- PRODON R., ALAMANY O., GARCIA-FERRE D., CANUT J., NOVOA C. & DEJAIFVE P.-A. (1990). L'aire de distribution pyrénéenne de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*. *Alauda*. Volume 58. Numéro 4. Pages 233-243.
- RANAZZI L., MANGANARO A. & SALVATI L. (2002). Density fluctuation in an urban population of Tawny owl *Strix aluco* : a long-term study in Rome, Italy. *Ornis svecica*. Numéro 12. Pages 63-67.
- RANAZZI L., MANGANARO A., RANAZZI R. & SALVATI L. (2000a). Woodland cover and Tawny owl *Strix aluco* density in a mediterranean urban area. *Biota*. Volume 1. Numéro 2. Pages 27-34.

RANAZZI L, MANGANARO A. & SALVATI L. (2000b). The breeding success of Tawny owls (*Strix aluco*) in a Mediterranean area : a long-term study in urban Rome. *Journal of raptor research*. Volume 34. Numéro 4. Pages 322-326.

RAVUSSIN P.-A. (1991). Un déplacement exceptionnel chez une Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*. *Nos Oiseaux*. Numéro 41. Pages 114-115.

RAVUSSIN P.-A., TROLLIET D., BÉGUIN D., WILLENEGGER L. & MATALON G. (2001). Observations et remarques sur la biologie de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* dans le massif du Jura suite à l'invasion du printemps 2000. *Nos Oiseaux*. Numéro 48. Pages 235-246.

RAVUSSIN P.-A., TROLLIET D., MÉTRAUX V., LONGCHAMP L., DAENZER C., CLÉMENÇON F. & ROCH J. (2011). *Saison 2011 chez la Chouette de Tengmalm. Bilan de 27 années de suivi*. Groupe ornithologique de Baulmes et environs (GOBE). 5 pages.

RAVUSSIN P.-A., TROLLIET D., WILLENEGGER L. & BÉGUIN D. (1993). Observations sur les fluctuations d'une population de Chouettes de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans le Jura vaudois (Suisse). *Nos Oiseaux*. Numéro 42. Pages 127-142.

RAVUSSIN P.-A., WALDER P., HENRIOUX P., CHABLOZ V. & MENÉTREY Y. (1994). Répartition de la Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans les sites naturels du Jura vaudois (Suisse). *Nos Oiseaux*. Numéro 42. Pages 245-260.

REDPATH S.-M. (1995a). Habitat fragmentation and the individual : Tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. *Journal of animal ecology*. Volume 64. Numéro 5. Pages 652-661.

REDPATH S.-M. (1995b). Impact of habitat fragmentation on activity and hunting behavior in the Tawny owl, *Strix aluco*. *Behavioral ecology*. Volume 6. Numéro 4. Pages 410-415.

SONERUD G.A. (1985). Nest hole shift in Tengmalm's owl *Aegolius funereus* as defence against nest predation involving long-term memory in the predator. *The journal of animal ecology*. Volume 54. Numéro 1. Pages 179-192.

SONERUD G.-A., SOLHEIM R. & PRESTRUD K. (1988). Dispersal of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* in relation to prey availability and nesting success. *Ornis Scandinavica*. Volume 19. Numéro 3. Pages 175-181.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France. 28 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris, France. 775 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1991). *Atlas des oiseaux de France en hiver 1977-1981*. Société ornithologique de France. Paris, France. 575 pages.

ZALEWSKI A. (1994). Diet of urban and suburban Tawny owls (*Strix aluco*) in the breeding season. *Journal of raptor research*. Volume 28. Numéro 4. Pages 246-252.

> Sitographie consultée :

LIGUE DE PROTECTION DES OISEAUX. *Petites chouettes de montagne*. Mission rapaces. Disponible en ligne sur : <http://rapaces.lpo.fr/chevechette-tengmalm/> (consulté en juillet 2012)

SORDELLO R. (2012). *Site internet de la Hulotte parisienne*. Disponible en ligne sur : <http://www.hulotteparisienne.fr>

VILLE DE BOURGES (2012). *Atlas de la biodiversité - Résultats d'une année d'observation*. Disponible en ligne sur : <http://www.ville-bourges.fr/environnement/atlas-biodiversite-resultat.php> (Consulté en juillet 2012)

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

BAUDVIN H. (1974). Quelques données sur le nid de la Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*). *Le Jean le Blanc*. Numéro 13. Pages 61-64.

BAUDVIN H., DESSOLIN J.-L., BARABANT G. & OLIVIER G. (1985). Quelques données recueillies en visitant des nichoirs à Chouette de Tengmalm, *Aegolius funereus*. *Nos Oiseaux*. Numéro 38. Pages 19-24.

BOUILLLOT M. (1983). Rencontre avec la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* L. *Le Colvert*. Numéro 30. Pages 11-16.

BRUGIÈRE D. & DUVAL J. (1984). La Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans le Massif Central. *Le Grand Duc*. Numéro 24. Pages 13-18.

COULOUMY C. (1985). Activité diurne chez la Chouette de Tengmalm, *Aegolius funereus*. *Nos Oiseaux*. Numéro 38. Pages 34-35.

DESSOLIN J.-L. (1985). La Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) en Côte-d'Or de 1981 à 1987. *Le Jean le Blanc*. Numéro 24. Pages 1-24.

FORMON C. & FORMON A. (1968). Un cas de compétition entre Pic noir et Chouette de Tengmalm. *Le Jean le Blanc*. Numéro 7. Page 93.

FRANÇOIS J. & SCHOINDRE A. (1984). Nidification de la Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) près de Neufchâteau (Vosges). Son contexte dans le nord-est de la France. *Ciconia*. Numéro 8. Pages 75-86.

FROCHOT B. (1975). À propos de la répartition de la Chouette de Tengmalm dans le Jura. *Nos Oiseaux*. Numéro 33. Page 181.

HINAM H.-L. & DUNCAN J.-R. (2002). *Effects of habitat fragmentation and slope on the distribution of three owl species in the Manitoba escarpment, Canada—a preliminary analysis*. Pages 148-161. In: NEWTON I., KAVANAGH R., OLSEN J. & TAYLOR I. (Eds.). *Ecology and conservation of owls*.

JOVENIAUX A. & FROCHOT B. (1984). *Gestion forestière et dynamique des populations de chouette de Tengmalm - Aegolius funereus - dans l'Est de la France*. Rapport Ministère de l'environnement & Université de Dijon. 98 pages.

KORPIMÄKI E. (1989). Mating system and mate choice of Tengmalm's owls *Aegolius funereus*. *Ibis*. Volume 31. Numéro 1. Pages 41-50.

LA CHOUÉ (1986). Les rapaces nocturnes. *Fonds d'Intervention pour les Rapaces. Revue*. Numéro 12. Pages 38-39.

LÉVÊQUE R. (1968). Reproduction de la Chouette de Tengmalm dans le Queyras (Hautes-Alpes). *Nos Oiseaux*. Numéro 29. Page 235.

MULLER Y. (1988). Nidification de la Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans les Vosges du Nord. Son contexte dans le massif vosgien. *Ciconia*. Numéro 12. Pages 1-12.

MULLER Y. (1986). La Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans les Vosges du Nord. *Ciconia*. Numéro 10. Pages 125-126.

PRODON R., ALAMANY O., GARCIA-FERRE D., CANUT J., NOVOA C. & DEJAIFVE P.-A. (1990). L'aire de distribution pyrénéenne de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*. *Alauda*. Numéro 58. Pages 233-243.

RAVUSSIN P.-A. (1991). Biologie de reproduction de la Chouette de Tengmalm, *Aegolius funereus* dans le Jura vaudois (Suisse). In: Actes du XXX^{ème} colloque interrégional d'ornithologie. Porrentruy. *Nos Oiseaux*.

RAVUSSIN P.-A., TROLLIET D., WILLENEGGER L. & BÉGUIN D. (1993). Observations sur les fluctuations d'une population de Chouettes de Tengmalm *Aegolius funereus* dans le Jura vaudois (Suisse). *Nos Oiseaux*. Numéro 42. Pages 127-142.

SONERUD G.-A. & SOLHEIM R. (1986). Home-range use and habitat selection during hunting in a male Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. *Fauna Norvegica*. Volume 9. Numéro 2. Pages 100-106.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Chouette de Tengmalm (Aegolius funereus (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 18 pages.



Photo Magnus Manske

Le cincle plongeur

Cinclus cinclus



Le Cincle plongeur

Cinclus cinclus (Linnaeus, 1758)

Oiseaux, Passeriformes, Cinclidés



Dessin : J.-F. Naumann

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Cincle plongeur, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Cincle plongeur appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Populations nicheuses

Situation actuelle D'après : Anonyme 1, à paraître Dubois <i>et al.</i>, 2008 UICN <i>et al.</i>, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le Cincle plongeur est une espèce paléarctique présente dans la plupart des régions montagneuses d'Eurasie et du nord-ouest de l'Afrique (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En France, il est nicheur au sud-est d'une ligne Bayonne-Maubeuge (Anonyme 1, à paraître). Les rivières de plaine de certains départements proches de cette ligne ne sont occupées que lorsque les précipitations sont suffisantes. Il peut néanmoins nicher sur des cours d'eau temporaires en région karstique (Bourgogne par exemple) (com. pers. Roché, 2012). La population nationale de Cincle plongeur était estimée entre 10 000 et 50 000 couples dans les années 2000 (Anonyme 1, à paraître ; Dubois <i>et al.</i>, 2008). Roché (com. pers., 2012) estime la population nationale à 43 000 couples (sur la base de points d'écoute convertis en densité avec calcul de longueur du réseau hydrographique français répondant aux critères suivants : Altitude 300-2000m, Pente rivière < 10 m/km et Largeur rivière 2-50m). Le Cincle plongeur est inscrit dans la catégorie « Préoccupation mineure » de la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine élaborée selon les critères UICN (UICN <i>et al.</i>, 2011).
Évolution récente D'après : Anonyme 1, à paraître Jiguet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les données de répartition de Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) indiquent une légère expansion de l'aire vers l'Ouest, qui n'est peut-être due qu'à une pression d'observation plus forte par rapport au premier atlas 1970-1975 (Yeatman, 1976). Il ressort en effet dans le même temps que le Cincle plongeur a disparu de Bretagne, sans doute vers 1970-1975 ou peut-être un peu avant, entre les années 1950 et 1970 (com. pers. comolet, 2012). Yeatman (1976) donne quatre mailles IGN occupées seulement par le Cincle plongeur dans le massif armoricain correspondant selon le texte à des « jeunes erratiques » mais pouvant aussi correspondre à des derniers oiseaux présents en recherche de partenaire (com. pers. comolet, 2012). Les effectifs de la population nationale semblent constants sur le long terme (Anonyme 1, à paraître). Selon les résultats 2008 du Suivi temporel des oiseaux communs (STOC), les effectifs fluctuant d'une année sur l'autre ne permettent pas de prouver une éventuelle diminution (Jiguet, 2010).
Phylogénie D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 Hourlay, 2011 Hourlay <i>et al.</i>, 2008 Lauga <i>et al.</i>, 2005 Voelker, 2002	Selon Voelker (2002), le genre <i>Cinclus</i> serait apparu il y a approximativement 4 millions d'années en Eurasie et son étude phylogénétique réalisée sur des gènes mitochondriaux montre que les 5 espèces que ce genre compte forment deux lignées évolutives distinctes : une première lignée regroupe 2 espèces eurasiennes, dont le Cincle plongeur (<i>Cinclus Cinclus</i>), et une seconde lignée qui regroupe 3 espèces américaines (Voelker, 2002). Le Cincle plongeur présente une variation phénotypique importante concernant la taille et le plumage (Hourlay, 2011). De nombreuses sous-espèces sont donc décrites dans la littérature, dont les contours sont souvent soumis à discussions (Hourlay, 2011). A ce jour, 13 sous-espèces sont officiellement reconnues, décrites en 1988 par Cramp, sur la base de caractères morphologiques (taille et coloration du plumage) (Hourlay, 2011). Huit concernent l'Europe et le Maghreb (dont l'une, celle de Chypre, <i>Cinclus cinclus olympicus</i>, est aujourd'hui éteinte) (Hourlay, 2011). Deux de ces sous-espèces sont présentes en France (Dubois <i>et al.</i>, 2008) : - <i>C. cinclus cinclus</i> qui niche depuis les Pyrénées et le centre de la France jusqu'à la Scandinavie, le Danemark, le nord-ouest de l'Europe, - <i>C. cinclus aquaticus</i> qui niche depuis la Belgique, l'ouest de l'Allemagne et l'est de la France jusqu'au sud de la Grèce, l'Italie, la Sicile et l'est et le sud de l'Espagne. Une étude phylogéographique récente, réalisée par Hourlay (2011) sur 106 individus provenant de 24 populations de Cincle plongeur situées principalement dans la région Paléarctique Occidentale et représentant 8 des 13 sous-espèces, remet toutefois en cause la validité de certaines des sous-espèces décrites par Cramp (1988), et notamment des deux sous-espèces présentes en France. Cette étude met clairement en évidence l'existence de lignées bien différenciées d'un point de vue génétique et d'un point de vue géographique au sein de l'espèce <i>Cinclus cinclus</i> (Hourlay, 2011). En ce qui concerne la France, il ressort que : - les oiseaux échantillonnés en Italie, en Espagne, en France (à l'exception de la Corse), en Suisse, en Belgique, en Allemagne, en République Tchèque, en Hongrie et en Irlande forment une lignée Ouest-européenne, - l'individu prélevé en Corse forme une lignée à part. Néanmoins, ce résultat est à prendre avec précaution en raison de la faible taille de l'échantillonnage pour cette région. Les résultats montrent qu'il existe également une lignée Est-européenne (Bulgarie, Roumanie, Hongrie, République Tchèque, Allemagne, Luxembourg), une lignée Nord-Est-européenne (Norvège, Lettonie, Irlande, Oural), une lignée marocaine, une lignée caucasienne et une lignée asiatique. La répartition géographique de certaines des lignées génétiques ainsi définies par cette étude semble en accord avec certaines des sous-espèces décrites par Cramp (1988). C'est le cas pour les lignées marocaine, caucasienne et asiatique. En revanche, aucune concordance n'est observée pour la région européenne. En effet, parmi la lignée Ouest-européenne, une faible différenciation génétique est observée entre les populations et on constate l'existence d'allèles largement répandus d'un point de vue géographique parmi ces populations. Cette absence de concordance a déjà été notée par Lauga <i>et al.</i> (2005) et par Hourlay <i>et al.</i> (2008). Elle peut être expliquée par le fait qu'une importante différenciation morphologique ou éthologique peut évoluer rapidement avec peu ou pas de différenciation génétique (Hourlay, 2011 ; Hourlay <i>et al.</i>, 2008 ; Lauga <i>et al.</i>, 2005). Ce constat n'est pas rare chez les oiseaux (Hourlay, 2011). Une autre explication tient également au fait que, si ces différenciations génétiques sont trop récentes, elles ne peuvent être révélées par les analyses (Hourlay, 2011 ; Lauga <i>et al.</i>, 2005).

	Une autre explication encore tiendrait à une expression phénotypique différente d'un même génotype, par influence du milieu sur l'expression des gènes (com. pers. Hourlay, 2012). A noter toutefois que Lauga <i>et al.</i> (2005) constatent que les allèles largement répandus entre populations Ouest-européenne sont des allèles ancestraux et qu'aujourd'hui, les échanges génétiques sont faibles entre ces populations.
Phylogéographie D'après : Hourlay, 2011	Hourlay (2011) a proposé un scénario pour expliquer l'existence de ces différentes lignées génétiques chez le Cincle plongeur et retracer l'histoire de leur aire de répartition. 1° Les populations orientales de Cincles plongeurs se seraient séparées des populations occidentales du Paléarctique vers la fin du Pléistocène Moyen, il y a environ 240 000 à 280 000 ans (Hourlay, 2011). 2° Durant les périodes glaciaires, la présence de glaciers importants sur une grande partie du nord de l'Europe et la disparition de nombreuses rivières dans les régions périglaciaires auraient probablement entraîné une régression importante du Cincle plongeur et auraient ainsi engendré un isolement des populations dans au moins deux zones refuges (Hourlay, 2011). Certaines populations se seraient réfugiées en Europe occidentale (péninsules Italienne ou Ibérique) et d'autres se seraient réfugiées en Europe centrale ou dans les Balkans (Hourlay, 2011). L'isolement prolongé de ces populations aurait conduit à l'apparition des deux lignées génétiques Ouest-européenne et Est-européenne (Hourlay, 2011). Durant la même période glaciaire, le Maroc et la Corse auraient été colonisés du fait d'un abaissement du niveau marin facilitant le déplacement des individus (Hourlay, 2011). Ces deux populations furent définitivement isolées durant la période interglaciaire suivante, caractérisée par une élévation du niveau de la mer, probablement il y a 128 000 à 112 000 ans (Hourlay, 2011). Plus tard, en raison de l'absence d'un réseau adéquat de cours d'eau pour le Cincle plongeur, les larges plaines présentes dans le nord de l'Europe ainsi que les mers Noire et Baltique, auraient agi comme des barrières (Hourlay, 2011). Elles auraient limité les échanges entre, d'une part, les populations maintenant isolées en Scandinavie, dans les Monts Oural et les régions du Caucase et du Proche Orient et, d'autre part, les populations d'Europe de l'Ouest et de l'Est (Hourlay, 2011). L'isolement par la distance de ces populations, associé au caractère sédentaire du Cincle plongeur, aurait ainsi conduit à l'apparition des lignées Nord-Est-européenne et caucasienne il y a 80 000 à 95 000 ans (Hourlay, 2011). 3° Lors du dernier maximum glaciaire, les régions nord-italienne, sicilienne et balkano-carpatique auraient servi de zones refuges majeures pour le Cincle plongeur (Hourlay, 2011). La recolonisation de la région Paléarctique Occidentale aurait débuté immédiatement après la dernière période glaciaire, il y a entre 16 000 et 10 000 ans (Hourlay, 2011). Les analyses génétiques effectuées suggèrent que la lignée Ouest-européenne a probablement recolonisé l'Europe récemment à partir d'un petit nombre d'animaux ayant survécu dans un seul refuge (Hourlay, 2011). Différentes hypothèses sont néanmoins formulées concernant cette recolonisation : - A partir d'un refuge situé en Italie, les oiseaux étendirent leur aire de répartition vers l'Ouest, recolonisant la France et la péninsule ibérique (Hourlay, 2011). Ces oiseaux étendirent également leur aire de distribution vers le Nord (vers Grande-Bretagne, Irlande, Belgique, ...) en traversant ou contournant l'arc alpin (Hourlay, 2011), - A partir d'une seule large zone refuge continue ou non, située le long de la côte méditerranéenne de l'Espagne à l'Italie, la colonisation se serait faite par des échanges génétiques entre les populations italiennes, françaises et ibériques durant les périodes glaciaires (Hourlay, 2011). La découverte de restes osseux de Cincle plongeur dans l'Hérault atteste en effet de la présence de cette espèce dans cette région à la fin du dernier maximum glaciaire (Hourlay, 2011). A l'heure actuelle, il est toutefois difficile de privilégier l'une ou l'autre de ces hypothèses (Hourlay, 2011). A noter enfin que, en ce qui concerne la lignée Est-européenne, la recolonisation au début du dernier interglaciaire se serait faite à partir des populations balkano-carpatiques qui étendirent leur aire de distribution vers le Nord-Ouest (Hourlay, 2011). Une zone de contact entre les deux lignées européennes a donc été formée de la Hongrie jusqu'au Luxembourg et peut-être jusqu'au nord-est de la France (Hourlay, 2011).
Populations hivernantes	
Populations en hiver D'après : Anonyme 1, à paraître Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	La comparaison des répartitions en automne et en hiver montre une certaine expansion de la distribution pendant l'hiver (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). On constate en effet une dispersion à l'ouest du Massif central, dans les Alpes méridionales ainsi qu'en Lorraine (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Cette différence s'explique par l'existence d'oiseaux altitudinaux descendant en plaine (transhumance) et par la dispersion des juvéniles à la recherche de nouveaux territoires (com. pers. Hourlay, 2012). Certains oiseaux se concentrent en dortoirs pouvant dépasser une dizaine d'individus sous certains ponts non ventés et pourvus de juchoirs (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En janvier 1972, 131 individus en 25 km ont été comptés dans le Doubs (Schifferli <i>et al.</i>, 1980 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le Cincle plongeur est un nicheur sédentaire et rarement migrateur en France (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Géroudet, 2010). En France, Mayaud (1936) le considérait comme un nicheur sédentaire dans l'Est, dans toutes les régions

D'après : Anonyme 1, à paraître Dubois <i>et al.</i>, 2008 Géroudet, 2010 Lundberg <i>et al.</i>, 1981 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	montagneuses et en Bretagne (<i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Malgré ce caractère sédentaire, les Cincles plongeurs en France sont néanmoins capables d'effectuer des déplacements importants (Hourlay, 2011). Deux études précises avec évaluation de population ont été menées en Creuse et dans les côtes de la Meuse et Moselle (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Elles confirment que l'espèce est bien sédentaire et que des déplacements de quelques kilomètres sont toutefois possibles, liés aux niveaux des eaux (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). On constate ainsi que : - dans les régions montagneuses, des mouvements de transhumance sont observés lors des périodes de gel hivernal, avec reflux dans les parties basses des vallées et en bordure de lacs aux eaux restées libres (D'Amico, 2004 <i>in</i> Anonyme 1, à paraître ; Gérardet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) ; - dans les régions au relief peu marqué, en période d'étiage, la recherche d'eau courante conduit les oiseaux à se regrouper sur les rivières plus importantes ; au contraire lors des crues prolongées ils remontent les petits affluents (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). En plaine, un déplacement de certains individus hivernants est sensible dès la mi-février dans le Gard et le Vaucluse (Salvan, 1983 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), plutôt en mars en Lorraine (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). On constate également un mouvement général vers octobre qui correspond à un erratisme des adultes et à la recherche des territoires des jeunes (Géroudet, 2010). Mais rien jusque ici ne permet d'affirmer qu'il existe une migration de Cincle plongeur et que les mouvements observés ne sont pas seulement locaux (Géroudet, 2010). Les populations de Scandinavie entretiennent, elles, des mouvements migratoires partiels à moyenne ou longue distance (Galbraith & Tyler, 1982 ; Lundberg <i>et al.</i>, 1981 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991), le plus souvent vers le Sud-Est (Cramp, 1988 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Il n'existe pas (ou peu) de données sur ce type de mouvements migratoires pour les individus de l'Oural (com. pers. Hourlay, 2012).
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Anonyme 1, à paraître Dubois <i>et al.</i>, 2008 Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 Rushton <i>et al.</i>, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le Cincle plongeur est l'oiseau typique des cours d'eau rapides et limpides coulant sur un lit de graviers ou de roc (Anonyme 1, à paraître ; Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Gérardet, 2010 ; Rushton <i>et al.</i>, 1994). Il recherche les secteurs accidentés de rapides, de chutes, les berges abruptes, chevelues de racines et sapées par le courant (Géroudet, 2010). Le voisinage des barrages, des scieries, des moulins, des ponts est particulièrement apprécié pour le site du nid (Géroudet, 2010). Les petits lacs sont aussi visités et il peut s'y reproduire (Géroudet, 2010) à condition de trouver à proximité des sections de cours d'eau rapides (com. pers. Hourlay, 2012). Le nid, en forme de boule et constitué essentiellement de mousse, est posé en surplomb de falaises rocheuses, derrière une cascade ou sous un pont (Hourlay, 2011 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il est situé entre 10 cm et 7,5 m au-dessus de l'eau (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le nid est un ouvrage volumineux et solide et est toujours situé au-dessus de l'eau dans une cavité de mur ou d'un rocher (Géroudet, 2010). Au final, le Cincle plongeur est présent partout où il existe des rivières et ruisseaux de type montagnard, non pollués avec un courant élevé et riches en invertébrés benthiques (Agnew & Perry 1993 <i>in</i> Hourlay, 2011). Un site de nidification optimal doit comporter au minimum un emplacement pour le nid à l'abri des intempéries et des prédateurs, des zones riches en nourriture en eaux vives peu profondes, sur lit de cailloux et des sections de rives couvertes par la végétation où les juvéniles pourront se cacher (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Après la nidification, le Cincle plongeur abandonne les cours d'eau à faible débit et recherche pour sa mue estivale des secteurs de ripisylve dense sous laquelle il puisse se réfugier sans voler (Anonyme 1, à paraître). En hiver, tous les cas de figure peuvent se présenter concernant l'habitat occupé du fait de comportement hivernaux variés : maintien sur le même territoire ou sur un territoire plus petit, déplacement (notamment en montagnes ou dans les régions nordiques quand les cours d'eau gèlent) voire migration. (com. pers. Hourlay, 2012). En hiver, il peut donc fréquenter des eaux plus calmes (Dubois <i>et al.</i>, 2008) comme occasionnellement les vastes surfaces d'eaux libres, lacs et étangs (par exemple des individus à la recherche de nourriture ou des individus nordiques migrateurs) ; il se cantonne alors près des berges et/ou des trous d'eau (com. pers. Hourlay, 2012).
Taille du domaine vital D'après : Boitier, 1998 Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La taille du domaine vital du Cincle plongeur varie entre période de nidification et période hivernale. Durant la période de reproduction, un couple défend un territoire, qui correspond à une portion de cours d'eau dont la longueur peut varier de : - 300 m sur certaines rivières à forte densité comme en Creuse (com. pers. G. Pallier, date inconnue <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), - 840 m en moyenne de rivière dans le Puy-de-Dôme avec 70 % des territoires dont la longueur est inférieure à 950 m (Boitier, 1998), - à 1 200 m en moyenne en Haute-Loire (Joubert, 1981 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), - et jusqu'à 2,5 km à 1 500 m d'altitude dans les Pyrénées (Boutet & Petit, 1987 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

	On constate néanmoins le plus souvent un domaine vital s'étendant sur un linéaire compris entre 800 à 1600 m de cours d'eau (Géroudet, 2010). La longueur de ce territoire varie essentiellement en fonction de la qualité du cours d'eau, de l'abondance en nourriture, de la végétation le long des berges et de la disponibilité des sites pour construire un nid ((Hewson 1967 ; Cramp 1988 ; Tyler & Ormerod 1994) <i>in</i> Hourlay, 2011). En hiver, chaque individu se cantonne sur un linéaire de cours d'eau compris entre 200 m et 500 m, voire de 1 km de longueur, selon l'importance du cours d'eau (Géroudet, 2010).
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : D'Amico, 2010 Géroudet, 2010 Hourlay, 2011	Sans être particulièrement adapté à la locomotion aquatique, le Cincle plongeur passe une grande partie de sa vie au bord de l'eau voire dans l'eau (Géroudet, 2010). C'est l'unique passereau plongeur et nageur (Géroudet, 2010). Il est très habile sur les rivières et ruisseaux où il recherche avant tout les zones de remous, les tourbillons, les rapides écumants et même les cascades qu'il traverse sans hésiter (Géroudet, 2010). Pour pénétrer dans l'eau, il peut arrêter son vol brutalement pour se laisser tomber, plonger depuis un perchoir ou entrer dans l'eau simplement en poursuivant sa marche depuis le sol (Géroudet, 2010). Le plongeur en lui-même fait l'objet de plusieurs comportements possibles qui reposent sur de vraies stratégies choisies en fonction du régime du milieu aquatique fréquenté (D'Amico, 2010). Dans l'eau, il nage souvent en surface pour glaner des insectes et peut immerger la tête (Géroudet, 2010). Il peut également évoluer sous l'eau en réapparaissant quelques secondes plus tard à peu de distance du point de plongée (Géroudet, 2010). L'oiseau atteint le fond en s'aidant des ailes, des pattes et de la queue, utilisée comme gouvernail (Géroudet, 2010). Lorsqu'il s'immerge dans une eau calme, sur laquelle il nageait lentement, assez enfoncé, il use uniquement des battements de ses ailes pour gagner la profondeur et souvent pour explorer les graviers ; partant de la rive il poursuit sa marche tout naturellement en passant d'un élément à l'autre (Géroudet, 2010). Une fois au fond, il marche sur le lit de la rivière, contre le courant, penché en avant, le dos oblique tandis que le bec pique des proies dans le gravier et soulève et déplace les pierres (Géroudet, 2010). Tyler & Ormerod (1994) indiquent que le rôle des ailes est ici primordial et plus important que celui des pattes (com. pers. Hourlay, 2012). Selon que le courant est plus ou moins fort, il maintient son équilibre en les entrouvrant ou en les refermant les ailes ou bien par de petits coups de balanciers (Géroudet, 2010). Le Cincle peut s'enfoncer jusqu'à 1,5 m maximum et sans difficulté trouve sa nourriture dans un courant de 40 à 60 cm par seconde (Géroudet, 2010). Des observations ont été faites d'individus marchant à reculons en descendant le courant et ils ne semblent pas se cramponner particulièrement aux pierres du fond (Géroudet, 2010). Le plumage fin et serré du Cincle plongeur retient une fine pellicule d'air et aucune de ses plumes ne se mouille (Géroudet, 2010). La plongée est brève : 4 à 7 secondes parfois jusqu'à 15 secondes (Géroudet, 2010). L'oiseau remonte ensuite sans effort comme un bouchon, les ailes à demi ouvertes (Géroudet, 2010). Un Cincle peut plonger environ 5 fois par minute et une étude menée en Asie a permis de constater qu'un individu plonge environ 1 600 fois par jour (Géroudet, 2010), ce qui représente 10 % de son activité journalière sur l'année (D'Amico, 2010). Au final, le Cincle plongeur passe plus de 2 h par jour sous l'eau (Géroudet, 2010). Dans les airs, le Cincle plongeur possède également une aisance extrême dans ses mouvements et une habileté en toute situation (Géroudet, 2010). Son vol peut être rapide, direct et rasant, suivant les méandres sans s'écarter de l'eau (Géroudet, 2010). Ses ailes assez courtes, arrondies et bombées battent très vite mais la brièveté de la queue l'oblige à suivre une trajectoire rectiligne, à louvoyer en se jetant sur un côté et sur l'autre pour freiner voire se renverser sur l'aile en pivotant complètement pour voler en sens inverse après un brusque tête-à-queue (Heim de Balsac <i>in</i> Géroudet, 2010). Les Cincles plongeurs se déplacent en suivant le lit du cours d'eau où ils vivent, volant le plus souvent à faible hauteur (Hourlay, 2011). En certaines circonstances, il peut élever son vol jusqu'à une vingtaine de mètres de hauteur mais toujours au-dessus de l'eau (Géroudet, 2010). Enfin, le Cincle plongeur est également habile sur le sol. Pendant l'hiver, il peut par exemple courir sur la glace et sur les glaçons flottants (Géroudet, 2010).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Anonyme 1, à paraître Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le Cincle plongeur est une espèce diurne (Géroudet, 2010). Toutefois, les individus sont actifs surtout le matin et le soir (Anonyme 1, à paraître) et passent au milieu de la journée par une phase de repos dans une cachette au ras de l'eau (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010). Pendant la journée, le mâle pratique des rondes de surveillance en survolant son territoire (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En fin de journée, le Cincle plongeur gagne une retraite dans les racines ou dans une grotte formée par le surplomb de la berge (Géroudet, 2010). Selon Hewson (<i>in</i> Géroudet, 2010), les Cincles plongeurs préfèrent des niches abritées et obscures, volontiers près du site du nid. Des dortoirs regroupant plusieurs oiseaux ont été décrits par Creutz (<i>in</i> Géroudet, 2010) en Allemagne.
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.

Déplacements liés au rythme circarien (cycle annuel) D'après : Anonyme 1, à paraître Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 Roché & D'Andurain, 1995 Smiddy <i>et al.</i>, 1995 Tyder & Ormerod, 1985 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Dès janvier, les couples se forment, ou renouent leur lien, et chassent le cas échéant les voisins situés trop près, afin d'agrandir leur domaine commun (Géroudet, 2010). La saison de reproduction commence en effet très tôt dans l'année chez le Cincle plongeur (Hourlay, 2011). Des parades nuptiales peuvent être observées dès le mois de janvier (Hourlay, 2011) mais il existe un décalage temporel en fonction de la latitude et de l'altitude (com. pers. Hourlay, 2012). La construction du nid peut débuter aussi en janvier si le temps est doux mais elle s'arrête en cas de gel (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La construction du nid se termine entre fin février et mai (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La ponte a lieu fin-mars / début avril (Géroudet, 2010) voire entre fin-février et mi-mai (Smiddy <i>et al.</i>, 1995). La femelle pond environ 5 œufs (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Hourlay, 2011 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) puis les couve seule (Géroudet, 2010). La femelle quitte le nid toutes les heures pour s'alimenter (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), le mâle lui apporte aussi fréquemment de la nourriture (Géroudet, 2010). Après l'émancipation des jeunes de la première nichée, une deuxième ponte peut être produite, vers le milieu de mai (Géroudet, 2010), si le niveau d'eau et les proies sont suffisants (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La seconde ponte peut être déposée dans le même nid ou dans un nid proche (Tyder & Ormerod, 1985 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La seconde ponte est constatée dans 20 % des cas pour Tyder & Ormerod (1985) et est moins fréquente (8 %) pour Smiddy <i>et al.</i> (1995). Ce pourcentage varierait fort d'une région et d'une année à l'autre pour Hourlay (com. pers., 2012). Pour Roché (com. pers., 2012), ce pourcentage irait de 0 à 56 % sans être lié à l'altitude (33 à 45 % constatés dans l'Allier (Roché & D'Andurain, 1995)). Le taux de réussite des couvées varie entre 61 % et 77 % (Géroudet, 2010) et jusqu'à 81 % (Smiddy <i>et al.</i>, 1995) ; celui des nichées varie entre 50 % et 68 % (Géroudet, 2010) voire jusqu'à 83 % (Hourlay, 2011). Ces pourcentages varient cependant selon qu'il s'agit d'un site de reproduction naturel ou artificiel (nichoir) (com. pers. Hourlay, 2012). La longévité maximum des adultes observée est de 10 ans (Anonyme 1, à paraître).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Anonyme 1, à paraître Géroudet, 2010	Dès mars ou avril en montagne ou janvier en plaine, la territorialité des mâles se manifeste. Il n'est pas rare d'assister à des conflits entre individus pour la défense des frontières (Géroudet, 2010). En automne et en hiver, la territorialité des mâles est faible (Anonyme 1, à paraître).
Densité de population D'après : Anonyme 1, à paraître Boitier, 2004 Boitier, 1998 Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 Roché & D'Andurain, 1995 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La densité varie fortement entre populations. Pour 10 km de cours d'eau, on peut trouver : - entre 3,6 et 13,7 couples, avec une moyenne de 9 couples, sur l'Allier et ses affluents (Roché & D'Andurain, 1995), - jusqu'à 9 couples en plaine (Lorraine), - plus de 10 couples sur le Gave d'Ossau (Anonyme 1, à paraître), - entre 5,7 et 19,4 couples (moyenne : 11,4) dans le Puy-de-Dôme (Boitier, 1998). Géroudet (2010) mentionne également des densités très contrastées allant de 9 couples pour 11 km jusqu'à 1 seul couple pour 12 km (Géroudet, 2010). Dans sa thèse, Hourlay (2011) compte 3,5 couples pour 10 km de cours d'eau prospectés avec une densité maximale de 7,8. Les densités varient également pour une même population, d'une année sur l'autre : très sensible au niveau des cours d'eau, le Cincle plongeur peut coloniser de nouvelles rivières lors d'automne ou de printemps pluvieux puis les désertifier l'année suivante si le niveau d'eau a baissé ; les populations concernées conservent donc uniquement une partie des individus ces années-là (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Boitier (2004) constate dans le Massif central une distance minimale entre deux sites contingus en activité d'approximativement entre 100 m et 300 m selon les zones étudiées.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.

Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Anonyme 1, à paraître Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	1° Jusqu'à l'âge de 7 jours, les poussins sont nourris et réchauffés par la femelle puis le mâle intervient souvent pour apporter de la nourriture (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les petits restent 19 à 25 jours au nid (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Hourlay, 2011 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les derniers envols se font mi-juillet (Anonyme 1, à paraître). 2° A leur sortie, ils se jettent directement à l'eau ; ils savent nager et plonger avant de voler et se cachent le long des rives où les parents viennent les nourrir (Géroudet, 2010). Ils restent néanmoins une à deux semaines aux alentours du nid sous la garde des parents (Hourlay, 2011 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). 3° Quatre à 5 semaines après leur sortie du nid, soit à l'âge de 7 semaines environ, les jeunes quittent le secteur (Géroudet, 2010 ; Hourlay, 2011). Dès le mois de juillet, ils se fixent. 4° La survie de 0 à 1 an est de 6 à 9 % selon les secteurs d'étude tandis que pour les Cincles plongeurs nicheurs, la survie annuelle moyenne est de 50 % (Anonyme 1, à paraître). 5° La maturité sexuelle est atteinte à 1 an mais la compétition territoriale oblige certains mâles de plaine à différer leur reproduction (Anonyme 1, à paraître).
Distance de dispersion D'après : Hourlay, 2011 O'Halloran, 2000 Tyler <i>et al.</i>, 1990 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Dans sa thèse, Hourlay (2011) observe qu'en moyenne, les Cincles plongeurs parcourent 5,5 km entre l'année où ils ont été bagués poussins et l'année où ils ont été recapturés adultes pour la première fois. Des différences significatives sont constatées entre juvéniles mâles et femelles : 4 km en moyenne pour les mâles et 8 km en moyenne pour les femelles (Hourlay, 2011). De façon plus fine : 76 % des mâles dispersent à moins de 5 km alors que 40 % des femelles dispersent à moins de 5 km, 20 % entre 5 km et 10 km et 35 % entre 10 km et 15 km (Hourlay, 2011). Le maximum observé est de 15 km pour les mâles et de 22 km pour les femelles (Hourlay, 2011). Les résultats d'O'Halloran (2000) indiquent les mêmes tendances : 80 % des juvéniles dispersent à des distances inférieures à 5 km et 70 % des mâles dispersent à moins de 5 km alors que chez les femelles 40 % dispersent à moins de 5 km, 30 % entre 5 km et 10 km, 20 % entre 10 km et 15 km. Les femelles ont donc tendance à parcourir de plus grandes distances et sont également plus à même de changer de bassin versant (O'Halloran, 2000 ; Tyler & Ormerod, 1994 <i>in</i> Hourlay, 2011 ; Tyler <i>et al.</i>, 1990). Paradis <i>et al.</i> (1998) et Barbet-Massin <i>et al.</i> (2011) indiquent une moyenne de 8 km pour la dispersion natale du Cincle plongeur. Les distances parcourues par les juvéniles seraient plus fortes dans les régions de plaine qu'en montagne (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Le baguage a révélé que des distances supérieures à 30 km étaient fréquentes en plaine (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Quelques données de dispersion juvénile exceptionnellement longue existent : - Melchior <i>et al.</i> (1987 <i>in</i> Hourlay, 2011) mentionnent le cas d'un juvénile bagué en Ardenne belge et recapturé 110 km plus loin au Grand-Duché de Luxembourg ; - le cas d'un oiseau continental ayant atteint la Corse est cité par Mayaud (1936 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) ; - un jeune bagué en Belgique en 1972 a été recapturé en Loire-Atlantique, environ 600 km plus loin ; - un mâle bagué poussin en Suisse en 1992 a été recapturé en novembre 1993 en Pologne à 1 055 km (Hegelbach & Koch 1994 <i>in</i> Hourlay, 2011).
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Les juvéniles se dispersent au hasard, remontant ou descendant la rivière et parvenant dans les cours d'eau voisins (Géroudet, 2010). Cette dispersion peut les amener à fréquenter des lieux très éloignés des sites habituels de reproduction (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Les juvéniles se fixent généralement sur le premier territoire qu'ils trouvent libre (Géroudet, 2010).
Fidélité au lieu de naissance D'après : Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 Tyler <i>et al.</i>, 1990 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les juvéniles ne sont pas très fidèles à leur lieu de naissance (Tyler <i>et al.</i>, 1990). Toutefois, comme mentionné plus haut, les juvéniles s'éloignent peu de leur lieu de naissance (Géroudet, 2010). La recherche d'un territoire vacant au cours de leur dispersion post-natale les conduit rarement à plus de 50 km de leur lieu de naissance (Hourlay, 2011 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion des adultes post-reproduction	L'instinct territorial des adultes diminuant post-reproduction, on constate à cette période de l'errance, des concentrations d'individus et des mélanges tout au long des cours d'eau occupés (Géroudet, 2010). Une mue estivale intervient ensuite mi-juin et rend les individus solitaires jusqu'à septembre (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

D'après : Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Puis il existe également un erratisme chez certains individus durant la mauvaise saison (Géroudet, 2010) par exemple ceux de populations montagnardes ou nordiques fuyant les cours d'eau gelés (com. pers. Hourlay, 2012). L'étude de Hourlay (2011) montre néanmoins qu'il existe une différence très significative entre les juvéniles et les adultes en ce qui concerne les déplacements. Malgré l'erratisme évoqué ci-dessus, les adultes restent globalement très sédentaires ; la très grande majorité des reprises d'adultes bagués dans l'étude de Hourlay (2011) ont lieu au même endroit ou très près de leur lieu de capture précédent. A noter par contre que certains immatures peuvent effectuer des déplacements important après la période de reproduction. Ils peuvent ainsi changer de bassin fluvial et franchir des crêtes en dépassant par conséquent la limite des arbres (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au site D'après : Anonyme 1, à paraître Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 O'halloran, 2000 Tyler <i>et al.</i>, 1990 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les adultes sont très fidèles à leur site de nidification (Géroudet, 2010 ; O'halloran, 2000 ; Tyler <i>et al.</i>, 1990 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Dans sa thèse, Hourlay (2011) expose que 70 % des oiseaux recapturés l'ont été au même endroit que lors de leur capture précédente. En moyenne, les Cincles plongeurs adultes parcourent 570 m entre deux captures avec là encore une différence entre mâles et femelles : les mâles adultes ont parcouru 760 m (maximum = 10 km) entre deux captures et les femelles 350 m (maximum = 5,5 km) (Hourlay, 2011). 67 % des mâles sont recapturés au même endroit et 71 % des femelles (Hourlay, 2011). Sur les 24 déplacements qui ont été observés chez les cincles adultes, très peu sont de grande amplitude. La majorité de ces mouvements (15) sont inférieurs ou égaux à 1 km (Hourlay, 2011). Tyler <i>et al.</i> (1990) trouvent que seulement 3,6 % des adultes (sur 138 individus) se sont déplacés de plus de 2,5 km entre deux saisons de reproduction. Au sein du site de nidification, le nid lui-même peut servir d'une année sur l'autre (Géroudet, 2010). Un individu, mâle ou femelle, ou un couple peut fréquenter le même nichoir durant 2 ou 3 saisons de reproduction successives (Hourlay, 2011). Un mâle a ainsi fréquenté le même nichoir durant 5 années successives (Hourlay, 2011).
Fidélité au partenaire D'après : Anonyme 1, à paraître Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les partenaires d'un couple de Cincle plongeur peuvent rester fidèles pendant plusieurs années (Tyler & Ormerod 1994 <i>in</i> Hourlay, 2011). Certains couples restent ensemble sur leur lieu de reproduction pour l'hiver. D'autres, en cas d'étiage ou de gel, recherchent des eaux courantes et peuvent se séparer ; certains se reforment alors l'année suivante (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La monogamie est quasi générale chez le Cincle plongeur (Anonyme 1, à paraître ; Hourlay, 2011). Les deux membres du couple aident pour la construction du nid et les soins aux jeunes (Hourlay, 2011). La bigynie (un mâle ayant deux femelles en même temps) a toutefois été observée plusieurs fois (Géroudet, 2010 ; Galbraith, 1979 ; Marzolin, 1988) <i>in</i> Hourlay, 2011) et peut être régulière en plaine (Anonyme 1, à paraître). Dans ce cas, quelques jours après la ponte, le mâle quitte le territoire pour aller courtiser une seconde femelle (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Dans les côtes de Moselle et de Meuse où l'habitat est dispersé, selon les années, 4 % à 9 % des mâles sont bigynes (Marzolin, 1988 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Anonyme 1 à paraître CSRPN Alsace, 2010 D'Amico, 2010 Géroudet, 2010 Hourlay, 2011 Roché & D'Andurain, 1995 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	L'existence d'une continuité fluviale ressort comme fondamentale pour le Cincle plongeur. La continuité fluviale doit être interprétée dans son sens le plus large incluant : > La circulation de l'eau pour laquelle les exigences de continuités du Cincle plongeur sont différentes selon l'échelle étudiée : - A une échelle large, le Cincle plongeur nécessite un réseau hydrographique continu pour ses déplacements à grande distance et les études génétiques montrent que cela a joué un rôle décisif dans la phylogéographie de l'espèce (Hourlay, 2011), - A une échelle plus fine, l'existence d'une continuité dans l'écoulement de l'eau, au sens d'une constance dans le débit rapide de l'eau même si celui-ci est un débit fort, semble être importante. L'existence d'obstacles sur les cours d'eau susceptibles d'impliquer des variations du débit de l'eau sont donc défavorables à l'espèce. Le débit de l'eau constitue en effet un élément déterminant du comportement du Cincle plongeur pour sa pénétration dans l'eau. Le Cincle plongeur entre dans l'eau selon différentes méthodes (progressivement ou par plongeon) et ce choix résulte d'une analyse que l'individu fait de son environnement, notamment de la variation du niveau de l'eau et du débit du cours d'eau (D'Amico, 2010). Ainsi, toute source de modifications du régime hydraulique entraîne des modifications comportementales et donc énergétiques chez les individus (D'Amico, 2010). D'Amico, 2010 a montré que la régulation hydroélectrique des rivières affectait significativement le comportement de plongeon et le cycle annuel du Cincle plongeur. En conséquence, le métabolisme de l'individu est probablement affecté à son tour ce qui doit impliquer des modifications dans le succès reproducteur et la dynamique des populations (D'Amico, 2010). Par ailleurs, les crues durables semblent également être néfastes au Cincle plongeur (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991), - A une échelle encore plus fine, l'existence de micro-discontinuités dans l'écoulement de l'eau peut être favorable à l'espèce. Le Cincle plongeur a besoin d'un écoulement d'eau rapide (Anonyme 1, à paraître), qui lui est apporté de manière naturelle en montagne par la pente. En plaine en revanche, des micro-obstacles tels que les petits barrages

	et les chaussées de moulins peuvent engendrer ce style fluvial torrentiel et ont de ce fait très probablement été favorables au Cincle plongeur dans des secteurs où la morphologie du cours d'eau n'est pas naturellement propice (com. pers. Roché, 2012). C'est le cas par exemple le long de la Saône où le Cincle plongeur est beaucoup plus présent qu'il ne devrait l'être (com. pers. Roché, 2012), - A une échelle réellement micro, le Cincle plongeur exploite les ruptures et les aspérités pour se nourrir sous les pierres et les rochers (com. pers. Roché, 2012) ; > Le transport sédimentaire : En plaine le Cincle plongeur peut également être affecté par une trop forte sédimentation due à une diminution de débit et aux surcreusements de lits (prévention de débordements ou renforcement de turbines) (Anonyme 1, à paraître). Cette situation lui est préjudiciable car elle nuit à la qualité et l'accessibilité de la ressource alimentaire (com. pers. Roché, 2012) ; > La continuité des berges et des habitats rivulaires (Cf. item suivant sur la structure paysagère). > La continuité de la qualité des eaux du chevelu hydrographique (CSRPN Alsace). Prédateur exclusivement aquatique et situé en fin de chaîne alimentaire, le Cincle plongeur est exposé à la contamination du milieu par les polluants (Roché & D'Andurain, 1995). Ainsi, l'industrialisation des bassins versants en moyenne montagne (d'autant plus forte que la déprise agricole y est grande) est source de pollution des eaux et de dégradation de leur qualité biologique (cas en Auvergne, dans le Jura, ...) (traitements des bois, porcheries, salaisons, fromageries, etc.) (com. pers. Roché, 2012). > Il est également possible de supposer que les espèces constituant la nourriture du Cincle plongeur peuvent à leur tour dépendre d'une continuité fluviale pour diverses raisons qui leurs sont propres et constituer donc une dépendance supplémentaire, indirecte, pour le Cincle plongeur, à la présence d'une continuité fluviale. Cependant, dans le même temps, les petits obstacles tels que les chaussées de moulins, qui oxygènent le milieu, peuvent favoriser localement la faune benthique recherchée par le Cincle plongeur (com. pers. Roché, 2012). Les résultats de Buckton & Ormerod (1997 <i>in</i> Hourlay 2011) confirment ces différentes exigences. Les chercheurs ont déterminé, grâce à des analyses multidiscriminantes, les préférences du Cincle plongeur en matière d'habitat. Les variables prédisant le mieux la répartition de cet oiseau seraient celles concernant la largeur du cours d'eau, le débit, les berges et la zone rivulaire, ainsi que le pH de l'eau (Buckton & Ormerod 1997 <i>in</i> Hourlay 2011). Du fait de ces exigences, le Cincle plongeur est donc largement affecté par la requalification des cours d'eau (Géroutet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) ainsi que par l'urbanisation des vallées (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Pour Roché & D'Andurain (1995), l'aménagement du lit et la pollution des eaux sont deux sources importantes de transformation de l'habitat du Cincle plongeur. Les réaménagements et déboisements des berges, la canalisation et le curage des cours d'eau sont responsables des déclinés de populations de Cincle plongeur observés en de nombreux endroits en Europe ((Sarà <i>et al.</i> 1994 ; Tyler & Ormerod, 1994) <i>in</i> Hourlay, 2011). Le bétonnage des berges est cependant surtout préjudiciable dans les petits villages de montagne (com. pers. Roché, 2012). Par ailleurs, la notion d'échelle est là encore déterminante car les résultats de Buckton & Ormerod (1997 <i>in</i> Hourlay 2011) montrent que le Cincle plongeur marquerait une préférence pour les cours d'eau avec des ponts et des murs, ces ouvrages étant souvent utilisés comme sites de nidification ou de repos (Buckton & Ormerod, 1997 <i>in</i> Hourlay 2011). Ces résultats confirment que des discontinuités très locales des berges peuvent être recherchées par l'espèce (com. pers. Roché, 2012). Le type d'ouvrage est également décisif car le remplacement des ponts vétustes est cité comme un facteur de menace (Anonyme 1, à paraître ; Hourlay, 2011 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). La Sicile constitue un exemple extrême de l'impact que peuvent générer des modifications des cours d'eau sur les populations de Cincle plongeur (Sarà <i>et al.</i>, 1994 <i>in</i> Hourlay, 2011) : le bétonnage des berges ainsi que la canalisation des cours d'eau et la construction de retenues et de bassins artificiels ont entraîné la désertification de nombreuses rivières autrefois fréquentées par l'espèce. Plusieurs années de sécheresse associées à ces modifications anthropiques ont conduit la population sicilienne au seuil de l'extinction : le Cincle plongeur ne subsisterait plus que sur quelques cours d'eau (com. pers. Sara, date inconnue <i>in</i> Hourlay, 2011). Selon Sarà <i>et al.</i> (1994 <i>in</i> Hourlay, 2011), la densité de Cincle plongeur sur les cours d'eau en Sicile est liée à leur qualité biologique et à la morphologie de leur lit (gradient de pente, granulométrie du substrat, température de l'eau et profondeur). Toutefois, la situation sicilienne est le résultat de plusieurs facteurs associés à la fois climatiques et anthropiques et il est donc difficile de l'extrapoler pour en tirer des enseignements sur la situation française. (com. pers. Roché, 2012).
Importance de la structure paysagère D'après : Anonyme 1, à paraître Hourlay, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	La structure paysagère des habitats rivulaires est très importante pour le Cincle plongeur. Par exemple : - le défrichement des berges supprime les secteurs d'hivernage (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991), - l'acidification des eaux est un phénomène fortement préjudiciable au Cincle plongeur car elle est néfaste à ses proies et qu'elle perturbe le métabolisme du calcium des individus installés sur ces cours d'eau acides (com. pers. Hourlay, 2012). Or, les plantations extensives d'Épicéas et d'autres conifères dans de nombreuses régions d'Europe sont considérées comme responsables en partie de cette acidification des eaux ou ont augmenté ses effets (Hourlay, 2011), - un ombrage excessif et une température plus froide de l'eau causés par la végétation surplombant les cours d'eau entraînent un appauvrissement des communautés de macroinvertébrés benthiques que consomme le Cincle plongeur (Anonyme 1, à paraître ; Hourlay, 2011), - les cultures et pâtures trop près des berges peuvent entraîner des phénomènes d'érosion, un colmatage partiel du lit de la rivière par des sédiments fins et, enfin, la destruction de sites de nidification potentiels (Hourlay, 2011).

Exposition aux collisions	Géroudet (2010) indique que la mortalité du Cincle plongeur par accident serait plus forte que celle due aux prédateurs chez les adultes (Géroudet, 2010). Néanmoins, aucune donnée chiffrée n'a été trouvée dans la bibliographie concernant l'intensité des collisions routières du Cincle plongeur. Tyler & Ormerod (1994), qui citent toutes les causes possibles de déclin des populations d'origine anthropiques, ne font pas mention des collisions routières comme étant une cause principale de mortalité (com. pers. Hourlay, 2012).
D'après : Géroudet, 2010	
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Concernant la continuité écologique, la plupart des mesures recensées pour le Cincle plongeur le débit de l'eau et le flux sédimentaire. En ce sens, les auteurs préconisent de limiter le recours aux barrages, de dégager les embâcles et d'éviter les diminutions de débit et les surcreusements de lits. Le profil de la végétation rivulaire peut également être travaillé selon un entretien sélectif afin de protéger les berges de l'érosion. De telles mesures ont permis une réoccupation par le Cincle plongeur dans le bassin rhénan (Fey, 1992 in Anonyme 1, à paraître).
D'après : Anonyme 1, à paraître	
Franchissement d'ouvrages	Pas d'expérience connue dédiée à cette espèce.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Quelques endroits de plaine sont favorables au Cincle plongeur mais cette espèce est avant tout attirée par les régions montagneuses (Géroudet, 2010). Le Cincle plongeur se reproduit en France jusqu'à la limite des arbres. Ainsi, dans les Alpes, il remonte le long des torrents clairs, en évitant les eaux troubles des émissaires des glaciers, jusqu'à l'altitude de 2 600 m en erratisme et de 2 200 m pour la reproduction (Géroudet, 2010). Dans les Pyrénées occidentales il est présent à toutes les altitudes à partir de 100 m (Boutet & Petit, 1987 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) et de même à partir de 200 m en Corse (Lebreton, 1977 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Ce n'est pas l'altitude en soi qui est recherchée mais plutôt le gradient de pente qui est nécessaire pour avoir des rivières et ruisseaux avec des eaux rapides (Tyler & Ormerod, 1994 in Hourlay, 2011 ; Hourlay, 2011). Le froid ne gêne donc pas directement cette espèce. Notamment, son plumage très dense lui permet de supporter des basses températures et de plonger dans l'eau glacée des torrents (Hourlay, 2011). Néanmoins, les températures basses peuvent l'affecter indirectement en limitant son accès à l'eau par la congélation des cours d'eau. Le froid et le gel peuvent donc altérer ou retarder la période de reproduction (Anonyme 1, à paraître). Au fur et à mesure que l'on monte plus haut en altitude ou vers le nord, on observe également que la saison de reproduction débute plus tard (Hourlay, 2011). Ainsi, en montagne, au-delà de 1 500 m, les territoires de reproduction ne peuvent être établis qu'à partir de la mi-mai, après le démantèlement des glaces (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En Scandinavie les Cincles ne commencent à nicher que vers les mois de mai-juin. La date de ponte est aussi intimement liée aux températures, ainsi que, dans une moindre mesure, le nombre d'œufs par couvée et le nombre de jeunes par nichée (Hourlay, 2011). Ainsi, la ponte n'est pas observée avant juin dans les Pyrénées (Hourlay, 2011 ; Boutet & Petit, 1987 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) et dès janvier-février en plaine comme dans l'Allier (Joubert, 1992 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) ou en Lorraine (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Selon Schmid (in Roché & D'Andurain, 1995), la date de première ponte serait retardé de 5 jours par 100 m d'altitude mais dans le même temps, la réussite de la première nichée augmenterait de 7,9 % par 100 m d'altitude. Boitier (2004) observe lui aussi dans le Massif central qu'une douceur hivernale longue durée entraîne une date moyenne de première ponte plus précoce. En ce sens, un gel prolongé du fait de longues vagues de froid, peut donc être meurtrier pour le Cincle plongeur (Géroudet, 2010). L'hiver rigoureux de 1978-1979 ne semble toutefois pas avoir affecté la répartition du Cincle plongeur (Tombal, 1979 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Lors de ces hivers très rigoureux, des déplacements importants d'individus peuvent être observés, à l'image des déplacements hivernaux effectués par les individus plus nordiques : ce fut le cas pour un individu durant l'hiver 1971-1972, bagué dans les Ardennes belges et recapturé 600 km plus au sud dans la Loire atlantique en janvier 1972 (Hourlay, 2011). Par ailleurs, la capacité de récupération d'une population face aux vagues de froid est probablement assez forte (les densités observées par exemple sur le haut Allier et la haute Loire 5 ans après les vagues successives de 1985, 1986 et 1987 étaient très élevées) (com. pers. Roché, 2012). Le Cincle plongeur pourrait être affecté par un réchauffement du climat dans les années à venir (Hourlay, 2011). Ces conséquences pourraient surtout se faire ressentir dans la partie sud de son aire de distribution (Hourlay, 2011). En effet, il est à craindre que le Cincle plongeur soit fortement affecté par une raréfaction de la ressource en eau et la récurrence de périodes de sécheresse (Hourlay, 2011) qui pourrait diminuer les débits des cours d'eau voire en faire disparaître. Toutefois, à court voire moyen terme, le changement climatique pourrait aussi avoir des effets bénéfiques comme un enneigement élevé en hiver avec une fonte printanière précoce ou des précipitations fortes en fin d'hiver favorables au Cincle plongeur (com. pers. Roché, 2012). Le Cincle plongeur est une espèce fortement spécialisée dans le choix de son habitat qui ne peut être qu'aquatique, ainsi que d'un point de vue alimentaire. Il dispose donc de peu de marge de manœuvre pour s'adapter aux changements que subira son milieu (Hourlay, 2011). Il ne faut cependant pas sous-estimer sa capacité d'adaptation à certaines ressources alimentaires (com. pers. Roché, 2012). Par conséquent, il est possible de supposer que l'aire de répartition du Cincle plongeur variera avec le changement climatique. Selon la carte de simulation de Huntley <i>et al.</i> (2007), la répartition potentielle du Cincle plongeur à la fin du XXI^{ème} siècle sera toujours discontinue comme elle l'est actuellement et plus ou moins de même taille (in Hourlay, 2011). Elle sera par contre décalée vers le Nord : des régions nordiques comme l'Islande, le Spitzberg et la Nouvelle-Zemble pourraient devenir potentiellement accueillantes tandis que la plupart des régions méridionales de son aire actuelle (Maroc, Sicile, Corse, sud de l'Espagne, ...) ne le seraient plus (Huntley <i>et al.</i>, 2007 in Hourlay, 2011). Ces changements pourraient entraîner une diminution de la diversité génétique de cette espèce, et notamment la disparition de certaines lignées génétiques (Hourlay, 2011). Pour Roché (com. pers., 2012), le premier temps pourrait effectivement être un retrait de l'espèce dans les zones de plaine mais les données sur le suivi de la Loire et de l'Allier depuis 20 ans ne montrent aucun changement du centre de gravité de la répartition.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
L'utilisation de l'outil génétique permet de constater l'existence de différentes lignées et de reconstituer le scénario de la phylogéographie du Cincle plongeur (Hourlay, 2011 ; Hourlay <i>et al.</i>, 2008 ; Lauga <i>et al.</i>, 2005) ou encore de replacer le Cincle plongeur au sein du genre <i>Cinclus</i> (Voelker, 2002). Le baguage des individus permet de comprendre le comportement migratoire ou la dispersion juvénile (par recapture des individus bagués) du Cincle plongeur, son caractère philopatride ou territorial (Galbraith & Tyler, 1982 ; Hourlay, 2011 ; O'Halloran, 2000 ; Tyler <i>et al.</i>, 1990).	

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Avifaune associée

D'après :

Anonyme 2, à paraître
 Dubois *et al.*, 2008
 Dubois & Rousseau, 2005
 Géroudet, 2011
 Hourlay, 2011
 Jiguet, 2010
 Roché & D'Andurain, 1995
 UICN *et al.*, 2011
 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994
 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991

> Le Cincle plongeur se retrouve régulièrement sur les cours d'eau fréquentés par la Bergeronnette des ruisseaux (*Motacilla cinerea* Tunstall, 1771) (Hourlay, 2011) et les deux espèces sont dites jumelles (com. pers. Roché, 2012). Bien que la Bergeronnette des ruisseaux ayant une distribution plus grande et bien qu'étant moins sélective dans le choix de son habitat, les couples de ces deux espèces se reproduisent souvent au sein d'un même territoire et choisissent des sites similaires pour construire leur nid (com. pers. Roché, 2012 ; Hourlay, 2011). La Bergeronnette des ruisseaux possède également la même anthropophilie que le Cincle plongeur (ponts, moulins...) et est concernée par la même problématique d'acidification des cours d'eau (com. pers. Roché, 2012).

Enfin, tout comme le Cincle plongeur, la Bergeronnette des ruisseaux se nourrit d'insectes aquatiques ; elle consomme par contre les imago volants et non les larves et est plus opportuniste que le Cincle plongeur (Hourlay, 2011 ; com. pers. Roché, 2012). Ces différences contribuent à permettre aux deux espèces de coexister sur les mêmes tronçons de rivières sans entrer en compétition (Tyler & Ormerod, 1994 in Hourlay, 2011). Pour les mêmes raisons, le Cincle plongeur peut aussi souvent être en contact avec le Troglydte mignon (*Troglodytes troglodytes* (Linnaeus, 1758)) et le Chevalier guignette (*Actitis hypoleucos* Linnaeus, 1758) (Hourlay, 2011 ; Roché & D'Andurain, 1995).

> Même si le Cincle plongeur est avant tout un oiseau montagnard alors que le Martin-pêcheur d'Europe (*Alcedo atthis* (Linnaeus, 1758)) est avant tout un oiseau de plaine (com. pers. Roché, 2012), ce dernier partage avec le Cincle plongeur un certain nombre de traits de vie (Hourlay, 2011).

Comme le Cincle plongeur, le Martin pêcheur est une espèce liée au milieu aquatique et la présence d'eau est fondamentale pour sa survie (Anonyme 2, à paraître). Toutefois, il s'accommode d'eau stagnante comme courante (Anonyme 2, à paraître) et recherche donc moins le débit rapide et tumultueux qu'affectionne le Cincle plongeur. C'est pour cette raison essentiellement que le Martin pêcheur ne fréquente donc généralement pas les torrents de montagne (Géroudet, 2010) et qu'il disparaît au-dessus de 800 m d'altitude, là où le Cincle plongeur est à son optimum (com. pers. Roché, 2012).

Les rives des cours d'eau, les lacs, les étangs, les gravières en eau, les marais, les canaux sont les milieux recherchés par le Martin pêcheur pour sa reproduction (Anonyme 2, à paraître). Le facteur essentiel qui conditionne la nidification de l'oiseau demeure l'existence de berges appropriées au creusement d'un terrier (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) et qui doivent donc être meubles et érodées (Anonyme 2, à paraître).

A ce titre, comme ils le sont pour le Cincle plongeur, les travaux de rectification des cours d'eau, de reprofilage, de consolidation des berges sont particulièrement néfastes au Martin pêcheur car ils le privent définitivement de sites de reproduction (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

La végétation riveraine avec ses ombrages et ses refuges lui est particulièrement favorable (Géroudet, 2010).

Le Martin pêcheur peut aussi nicher dans des falaises sableuses parfois assez loin des cours d'eau, également dans les cavités des troncs d'arbres dans des bois ou des forêts (Dubois *et al.*, 2008).

En hivernage ou en migration, il fréquente tout type de zone humide jusqu'aux bassins de village y compris les bords de mer (estuaires, côtes rocheuses, ...) (Dubois *et al.*, 2008).

Contrairement au Cincle plongeur, le Martin pêcheur ne vit pas pour autant à la surface de l'eau et ne possède pas non plus les capacités du Cincle plongeur à effectuer des déplacements sous l'eau ; c'est un oiseau essentiellement lié aux rivages (Géroudet, 2010).

Comme pour le Cincle plongeur, les adultes nicheurs de Martin pêcheur sont généralement sédentaires en France ou se déplacent peu (Dubois & Rousseau, 2005 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Ils ne quittent leur territoire que s'ils sont chassés par des conditions climatiques extrêmes (gel intense, inondations, ...) (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). On constate néanmoins que certains oiseaux venus du nord du pays gagnent le Midi tandis que d'autres nés plus au Sud se déplacent vers l'Espagne (Dubois *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).

En France, le Martin pêcheur est donc présent toute l'année à l'exception de la Corse et ses répartitions en hiver et en reproduction se superposent (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Pour autant, les Martins pêcheurs présents en France en hiver ont des origines très diverses (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Outre les nicheurs français sédentaires, notre pays accueille en effet des oiseaux venus du nord de l'Europe, que l'on observe souvent sur les côtes et non pas sur les rivières (Dubois & Rousseau, 2005). Dès les mois de septembre et d'octobre arrivent également des oiseaux venant des Pays-Bas (relativement peu), de Belgique, d'Allemagne, de Suisse, d'Autriche, de Tchécoslovaquie principalement vers les départements méridionaux (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Des échanges entre le continent et la Grande Bretagne sont exceptionnels (Hladik & Kladek, 1964 ; Kramer, 1966 ; Morgan & Glue, 1977 ; Glutz Von Blotzheim & Bauer, 1980) in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).

Une fois arrivés dans leur zone d'hivernage les Martins pêcheurs se fixent ou ne montrent plus que des mouvements erratiques de faible amplitude (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).

Les déplacements post-hivernaux sont mal connus mais les rares reprises d'oiseaux bagués en hiver dans le sud de notre pays (Var, Pyrénées orientales) semblent indiquer une migration retour orientée vers le Nord-Est ou l'Est-Nord-Est (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).

Le Martin pêcheur est strictement diurne (sauf peut-être en période de migration) (Géroudet, 2010). Il consacre une grande partie de ses journées à la surveillance de son territoire (Anonyme 2, à paraître). Il effectue des vols directs et furtifs, à 10 ou 20 m/s, juste au-dessus de l'eau, ne s'élevant que rarement à plus d'1 m (Anonyme 2, à paraître ; Géroudet, 2010). Il s'arrête sur des perchoirs et y reste immobile pour scruter la surface de l'eau en attendant une proie (Anonyme 2, à paraître). Il peut également effectuer un vol stationnaire au-dessus de l'eau (Anonyme 2, à paraître). Il s'écarte aussi de l'eau pour surveiller les alentours et il prend à ce moment-là de la hauteur de vol, parfois

jusqu'à 25 m au-dessus du sol (Géroudet, 2010). Il est capable de traverser les lacs et la mer et de franchir même de hautes montagnes occasionnellement (Géroudet, 2010). Malgré la vitesse élevée qu'il peut atteindre, le Martin pêcheur est très habile, comme le Cincle plongeur, lors de ses vols : il sait éviter les obstacles et traverser un bois touffu par exemple (Géroudet, 2010).

Le Martin-pêcheur est une espèce à large distribution paléarctique, indo-malaise, et australienne (Anonyme 2, à paraître). La France continentale ainsi que les pays du nord et de l'ouest de l'Europe hébergent la sous-espèce *A. a. ispida*, de taille légèrement supérieure à la sous-espèce nominale *A. a. atthis* qui niche dans le nord-ouest de l'Afrique, le sud et l'est de l'Espagne, la Corse (rare), le centre et le sud de l'Italie et jusqu'en Russie (Anonyme 2, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008).

Bien que répandu en France, le Martin pêcheur demeure un nicheur assez rare (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La population nationale serait estimée entre 10 000 et 30 000 couples, sur les 80 000 à 160 000 couples européens (Anonyme 2, à paraître). Il existe des disparités entre régions françaises : on dénombre moins de 100 couples en Île-de-France, 5 à 10 couples en Corse ainsi qu'une absence totale dans les Pyrénées ou les Alpes (Anonyme 2, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008). Le Martin pêcheur niche jusqu'à 1 500 m en France (Anonyme 2, à paraître).

Le Martin pêcheur est inscrit dans la catégorie « Préoccupation mineure » de la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine réalisée selon les critères UICN (UICN *et al.*, 2011). L'espèce montre une tendance à progresser vers le sud du pays et régresse dans les zones les plus aménagées (Anonyme 2, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008). Le bilan resterait négatif : le STOC mentionne une diminution nationale de 51 % depuis 2001 (Jiguet, 2010). Toutefois, une période de long terme est nécessaire pour dégager une réelle tendance car, comme pour le Cincle plongeur, les effectifs subissent naturellement de très fortes variations d'une année sur l'autre selon les conditions hivernales (Dubois *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

A la suite d'un hiver rude, les nicheurs peuvent devenir très rares (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) et, inversement, il arrive exceptionnellement que des couples se concentrent sur des sites très exigus (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Par exemple dans les Ardennes, 8 couples nicheurs ont été recensés en 1985 puis 45 en 1990 (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En cas d'accident climatique, les fleuves tels que la Meuse peuvent jouer le rôle de refuge (Libois & Hallet-Libois, 1989 *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

L'influence du climat se fait également ressentir sur la réussite des nichées (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il suffit parfois d'une gelée tardive, d'une crue estivale importante ou d'un été pluvieux pour que la production de jeunes soit drastiquement réduite (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les conditions pluviométriques peuvent aussi limiter l'accessibilité de la nourriture (Anonyme 2, à paraître). Ce sont les jeunes produits une année qui vont former l'essentiel du contingent nicheur de l'année suivante : la mortalité des adultes reproducteurs est en effet très forte d'une année sur l'autre (70 % à 80 %) (Anonyme 2, à paraître ; Morgan & Blue, 1977 *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La cinétique des populations est donc largement déterminée par des conditions abiotiques (conditions météorologiques, hydrauliques, ...) (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) et des fluctuations importantes et imprévisibles sont ainsi constatées sur le long terme (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Le domaine vital du Martin pêcheur correspond généralement à une portion de rivière de 2 à 3 km qui peut aller jusqu'à 7 km pour les grands cours d'eau (Géroudet, 2010). La densité de couple est généralement de 1 à 3 couples pour 10 km (Anonyme 2 à paraître ; Gérardet, 2010 ; Meadows, 1972 ; Hallet, 1977 ; Bezzel & Polking, 1979 ; Roché, 1989) *in* Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La distance entre les nids est déterminée par les exigences territoriales qui varient elles-mêmes en fonction de la qualité du milieu (Géroudet, 2010) ; dans les faits elle est généralement élevée (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La répartition du Martin pêcheur est pour cette raison toujours clairsemée (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Les Martins pêcheurs commencent à se retrouver à la fin de l'hiver sur les sites de nidification et à y parader (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Généralement les Martins pêcheurs vivent en couples territoriaux et, comme pour le Cincle plongeur, les partenaires sont fidèles l'un à l'autre et à leur site au cours de toute la saison de nidification et au fil des années (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Des cas de bigamie existent comme chez le Cincle plongeur et il arrive que les femelles impliquées soient établies à plus de 2 km l'une de l'autre (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les couples peuvent effectuer 2 nichées, parfois 3, voire 4 (Anonyme 2, à paraître). Une fois la nidification terminée, les adultes quittent généralement les lieux mais, en dehors de cas particuliers, leurs déplacements semblent beaucoup plus limités que ceux des juvéniles, de l'ordre de quelques kilomètres (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Même lorsqu'ils se déplacent assez loin, il semble qu'ils puissent rester fidèles à leur site de nidification (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Une femelle baguée le 5 juin 1988 fut recapturée l'année suivante au même endroit après avoir été contrôlée le 4 septembre 1988 à plus de 130 km au Nord-Ouest (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Après la sortie des terriers (à l'âge de 23 à 27 jours (Anonyme 2, à paraître)), les jeunes Martins pêcheurs se perchent à proximité du nid (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La dispersion s'amorce quelques jours seulement après l'envol car la présence des jeunes est tolérée que peu de temps par les parents (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), encore moins lorsque la femelle entreprend une autre nichée (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les jeunes sont très vite capables de pêcher seuls (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) et très rapidement, la dispersion les amène à se retrouver très tôt dans la saison (début mai) en dehors de tout domaine de reproduction (Dubois *et al.*, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

La dispersion s'effectue sans direction préférentielle (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) mais en suivant les cours d'eau (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

	Contrairement au Cincle plongeur, les mouvements des jeunes Martins pêcheurs sont généralisés et parfois considérables (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Le baguage a en effet montré qu'un jeune ne s'installe jamais à proximité immédiate de l'endroit où il est né même s'il existe un territoire vacant (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). La majeure partie des oiseaux bagués au nid sont recapturés dans un rayon de moins de 100 km du site de naissance (Rohde, 1961 ; Hkadki & Kladek, 1964 ; Kramer, 1966 ; Morgan & Glue, 1977 ; Bezzel, 1980). Certains jeunes entreprendraient des déplacements réellement longs, vers le Sud-Ouest et le Sud (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). En Belgique et en France, les distances les plus longues sont parcourues par des oiseaux se déplaçant vers le Sud ou le Sud-Ouest, notamment les jeunes allant hiverner en Espagne (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Cette tendance aux déplacements longs augmenterait en allant vers l'Est (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Certains poussins bagués au nid en Belgique ont atteint le delta de l'Èbre ou la région de Bilbao à peine 2 mois plus tard (environ 1 100 km) (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Dès l'automne et l'hiver, la France reçoit des oiseaux nés au printemps de la même année en Angleterre, en Belgique, aux Pays-Bas, en Allemagne, en Europe centrale (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).
Autres espèces D'après : Anonyme 1, à paraître Buckton <i>et al.</i>, 1998 Géroutet, 2010 Hourlay, 2011 Roché & D'Andurain, 1995	Le Cincle plongeur consomme avant tout des larves et des insectes aquatiques : Coléoptères, Phryganes, Ephémères, Notonectes, Crustacés (Gammare), petits mollusques (Géroutet, 2010 ; Hourlay, 2011). Plécoptères, Ephéméroptères et Trichoptères constituent l'essentiel du régime alimentaire (Roché & D'Andurain, 1995). Le Cincle plongeur peut consommer quelques petits poissons (6 cm de longueur maximum) mais d'une manière générale le poisson ne constitue pas une grande part de son régime alimentaire. Selon Géroutet (2010), le Cincle plongeur ne consomme pas de frai. Tyler & Ormerod (1994) font à l'inverse état de nombreuses observations de Cincles se nourrissant parfois de frai ou d'œufs de salmonidés dans différentes régions d'Europe (com. pers. Hourlay, 2012). Le Cincle plongeur est fortement influencé par l'acidité de l'eau car les insectes qu'il consomme possèdent des larves au développement aquatique qui sont sensibles au pH de l'eau (Anonyme 1, à paraître ; Buckton <i>et al.</i>, 1998 ; Géroutet, 2010 ; Hourlay, 2011). Une étude menée aux Pays-de-Galles a montré que les Cincles se raréfiaient en eaux acides ce qui était également corrélé à une pauvreté de la faune des macroinvertébrés (Géroutet, 2010). Cette sensibilité du Cincle plongeur fait de lui un excellent bio-indicateur de la qualité du milieu (Anonyme 1, à paraître ; Hourlay, 2011), au moins à l'égard de la pollution chimique et de l'acidification des eaux (Roché & D'Andurain 1995).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

Frédéric HOURLAY, expert belge sur le Cincle plongeur

Jean ROCHÉ, Ornithologue. Travail réalisé pour la SEOF dans le cadre du rapportage Directive Oiseaux. Rédacteur pour le Cincle plongeur.

Jean-Philippe SIBLET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ANONYME 1 (à paraître). *Cincle plongeur*, *Cinclus cinclus* (Linné, 1758). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 2 (à paraître). *Martin-pêcheur*, *Alcedo atthis* (Linné, 1758). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

BARBET-MASSIN M., THUILLER W. & JIGUET F. (2011). The fate of European breeding birds under climate, land use and dispersal scenarios. *Global change biology*. Volume 18. Numéro 3. Pages 881 à 890.

BOITIER E. (2004). Biologie de reproduction du Cincle plongeur *Cinclus cinclus* dans le nord du Massif central : phénologie et importance des pontes. *Alauda*. Volume 72. Numéro 1. Pages 1-10.

BOITIER E. (1998). Densité et facteurs de répartition du Cincle plongeur *Cinclus cinclus* dans le Pays des Couzes (Puy-De-Dôme). *Alauda*. Volume 66. Numéro 3. Pages 185-194.

BUCKTON S.-T., BREWIN P.-A., LEWIS A., STEVENS P. & ORMEROD S.-J. (1998). The distribution of dippers, *Cinclus cinclus* (L.), in the acid-sensitive region of Wales, 1984-95. *Freshwater biology*. Numéro 39. Pages 387-396.

D'AMICO F. (2010). Behavioural annual routine of European Dipper (*Cinclus cinclus*): coping with alteration of natural flow regime. SET '10 - Convegno: Merlo Acquaiolo Genga (Italia) 17 settembre 2010. 9 pages.

DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 559 pages.

DUBOIS P.-J. & ROUSSEAU E. (2005). *La France à tire d'aile - Comprendre et observer les migrations d'oiseaux*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 263 pages.

GALBRAITH H. & TYLER S.-J. (1982). The movements and mortality of the Dipper as shown by ringing recoveries. *Ringling & Migration*. Volume 4. Numéro 1. Pages 9-14.

GEROUDET P. (2010). *Les passereaux d'Europe*. Tome 1 – Des Coucous aux merles. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 512 pages.

HOURLAY F. (2011). Impacts des changements climatiques passés et présents sur la génétique et la démographie du Cincle plongeur (*Cinclus cinclus*). Thèse pour l'obtention du diplôme de Docteur en Sciences biologiques de l'Université de Liège. 465 pages.

HOURLAY F., LIBOIS R., D'AMICO F., SARA M., O'HALLORAN J. & MICHAUX J.-R. (2008). Evidence of a highly complex phylogeographic structure on a specialist river bird species, the dipper (*Cinclus cinclus*). *Molecular phylogenetics and evolution*. Numéro 49. Pages 435-444.

JIGUET F. (2010). *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. Disponible en ligne sur : <http://www2.mnhn.fr/vigie-nature>. (Consulté en mars 2012)

LAUGA B., CAGNON C., D'AMICO F., KARAMA S. & MOUCHÈS C. (2005). Phylogeography of the white-throated dipper *Cinclus cinclus* in Europe. *Journal of ornithology*. Numéro 146. Pages 257-262.

LUNDBERG P., BERGMAN A. & OLSSON H. (1981). On the ecology of wintering Dippers (*Cinclus cinclus*) in northern Sweden. *Journal of ornithology*. Numéro 122. Pages 163-172.

O'HALLORAN J., SMIDDY P. & O'MAHONY B. (2000). Movements of Dippers *Cinclus cinclus* in Southwest Ireland. *Ringling and migration*. Volume 20. Numéro 2. Pages 147-151.

PARADIS E., BAILLIE S.-R., SUTHERLAND W.-J. & GREGORY R.-D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of animal ecology*. Numéro 67. Pages 518-536.

ROCHÉ J. & D'ANDURAIN P. (1995). Écologie du Cincle plongeur *Cinclus cinclus* et du Chevalier Guignette *Tringa hypoleucos* dans les gorges de la Loire et de l'Allier. *Alauda*. Volume 63. Numéro 1. Pages 51-66.

RUSHTON S.-P., HILL D. & CARTER S.-P. (1994). The abundance of river corridor birds in relation to their habitats: a modelling approach. *Journal of applied ecology*. Volume 31. Numéro 2. Pages 313-328.

SMIDDY P., O'HALLORAN, O'MAHONY B. & TAYLOR A.-J. (1995). The breeding biology of the Dipper *Cinclus cinclus* in south-west Ireland. *Bird study*. Volume 42. Numéro 1. Pages 76-81.

TYLER S.-J., ORMEROD S.-J. & LEWIS J.-M.-S. (1990). The post-natal and breeding dispersal of Wesh dippers *Cinclus cinclus*. *Bird study*. Volume 37. Numéro 1. Pages 18-22.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France. 28 pages.

VOELKER G. (2002). Molecular phylogenetics and the historical biogeography of dippers (*Cinclus*). *Ibis*. Numéro 144. Pages 577-584.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris, France. 775 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1991). *Atlas des oiseaux de France en hiver 1977-1981*. Société ornithologique de France. Paris, France. 575 pages.

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

BERTHET G. (1947). Biologie du Cincle *Cinclus cinclus* (L.) 1758 : son repos diurne. *Alauda*. Numéro 15. Pages 257-258.

BRYANT D.-M. & NEWTON A.-V. (1996). Dominance and survival of dippers *Cinclus cinclus*. *Behavioral ecology and socio-biology*. Numéro 38. Pages 173-181.

CAMPOS F., GUTIÉRREZ-CORCHERO F., HERNÁNDEZ M.-A., RIVAS J.-M. & LÓPEZ-FIDALGO J. (2005). Biometric differences among the Dipper *Cinclus cinclus* populations of Spain. *Acta ornithologica*. Volume 40. Numéro 2. Pages 87-93.

D'AMICO F. (2004). Utilisation d'un hydrosystème de montagne par les oiseaux de rivière : Variations d'abondance et connectivité (Gave d'Ossau; Pyrénées-Atlantiques; France). Volume 72. Numéro 3. Pages 173-185.

D'AMICO F. & HEMERY G. (2003). Calculating census efficiency for river birds: a case study with the White-throated Dipper *Cinclus cinclus* in the Pyrénées. *Ibis*. Numéro 145. Pages 83-86.

HUNTLEY B., GREEN R.-E., COLLINGHAM Y.-C., & WILLIS S.-G. (2007). *A climatic atlas of European breeding birds*. Université de Durham, RSPB & Éditions Lynx. Barcelone, Espagne. 521 pages.

ORMEROD S.-J., TYLER S.-J. & LEWIS J.-M.-S. (1986). Biometrics, growth and sex ratios amongst Welsh Dippers *Cinclus cinclus*. *Ringling and Migration*. Volume 7. Numéro 2. Pages 61-70.

PALLIER G. (1987). Quelques aspects de la reproduction d'une population de Cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) dans le nord-ouest du Massif central. *L'effraie*. Hors-série Numéro 1. Page 39.

PENOT J. (1948). Notes biologiques sur le Cincle plongeur *Cinclus cinclus* (L.). *L'Oiseau et R.F.O.* Numéro 18. Pages 141-151.

TYLER S.-J. & ORMEROD S.-J. (1994). *The Dippers*. T & AD POYSER Ltd, London. 225 pages.

TYLER S.-J. & ORMEROD S.-J. (1985). Aspects of the breeding biology of Dippers *Cinclus cinclus* in the southern catchment of the River Wye, Wales. *Bird study*. Volume 32. Numéro 3. Pages 164-169.

YOERG S.-I. (1998). Foraging behavior predicts age at independence in juvenile Eurasian dippers (*Cinclus cinclus*). *Behavioral ecology*. Volume 9. Numéro 5. Pages 471-477.

YOERG S.-I. (1994). Development of foraging behaviour in the Eurasian dipper, *Cinclus cinclus*, from fledging until dispersal. *Animal behaviour*. Volume 47. Numéro 3. Pages 577-588.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Cincle plongeur (Cinclus cinclus (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 15 pages.



Photo Magnus Manske

Le conocéphale des roseaux

Conocephalus dorsalis

Le Conocéphale des roseaux

Conocephalus dorsalis (Latreille, 1804)

Insectes, Orthoptères, Conocéphalidés



Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Conocéphale des roseaux, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Conocéphale des roseaux appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Bal <i>et al.</i> , 2007 Bellmann & Luquet, 2009	Connu de tous les pays d'Europe occidentale, le Conocéphale des roseaux a une large répartition en France. Il se raréfie cependant vers le sud, où il est absent en plaine, principalement du fait de son intolérance à la dessiccation des végétations hygrophiles (Bellmann & Luquet, 2009 ; Bal <i>et al.</i> , 2007). Les populations sont alors isolées en montagne où l'altitude et le relief restaurent des conditions climatiques favorables.
Evolution récente D'après : Defaut <i>et al.</i> , 2009 Sardet & Defaut, 2004	Defaut <i>et al.</i> (2009) signalent quelques départements du sud-ouest de la France où le Conocéphale des roseaux était présent avant 1991, mais n'a pas été revu depuis. L'évaluation des priorités de conservation proposée par Sardet & Defaut (2004) le détermine comme une espèce « Menacée, à surveiller » à l'échelle nationale et le considère même comme « Fortement menacée d'extinction » dans une large partie de la France, voire « Proche de l'extinction ou déjà éteinte » dans le domaine alpin. Le Massif central et le domaine subméditerranéen aquitain ont l'évaluation la moins défavorable mais l'espèce y reste considérée comme « Menacée, à surveiller ».
Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le Conocéphale des roseaux n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et structuration de l'espace	
Habitat D'après : Bal <i>et al.</i> , 2007 Baur <i>et al.</i> , 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Decler, 2003 Haupt, 1995 Ingrisch, 1986 Lehmann & Haacks, 2006 Schroder, 1996 Sörens, 1996 Stallegger, 2006 Stallegger & Defaut, 2008	Le Conocéphale des roseaux se développe parmi la végétation riveraine des milieux aquatiques ou des bords des cours d'eau (roseaux, joncs, scirpes, choins, laîches...). La principale exigence écologique de cette espèce est un très fort niveau d'hygrométrie. En effet, un assèchement du milieu lui est défavorable (Ingrisch, 1986 ; Haupt, 1995 ; Baur <i>et al.</i>, 2006 ; Bal <i>et al.</i>, 2007 ; Stallegger & Defaut, 2008 ; Bellmann & Luquet, 2009). Les œufs sont pondus, isolément ou en groupes de 4 à 5, dans les tiges des roseaux et autres plantes des marais préférentiellement à tige creuse (Scirpes, Joncs, Graminées...). L'espèce pond également dans les débris végétaux flottants (Haupt, 1995). En Allemagne, des pontes ont également été observées dans du bois, notamment des souches de Saule et dans du bois flottant (Sörens, 1996). L'hivernation se fait au stade d'œufs ; les tiges protègent les pontes des frimas de la mauvaise saison mais également d'une surmortalité due aux inondations prolongées (Decler, 2003). Une hauteur de végétation modérée à élevée est nécessaire, en général entre 30 et 140 cm (Schroder, 1996 ; Baur <i>et al.</i>, 2006). Les sites les plus typiques sont les prairies humides abandonnées, les prairies à joncs, les mégaphorbiaies, les bords des fossés et des ruisseaux. Baur <i>et al.</i> (2006) signalent qu'en Suisse, elle se développe dans l'étage collinéen uniquement, sur les rives des grands lacs. Comme elle pond dans les tiges de végétaux, la fauche et un pâturage trop intensif lui sont très défavorables (Stallegger, 2006). En Angleterre et en Allemagne, il a été montré que l'espèce aurait une certaine tolérance à la salinité, car elle peut se développer directement sur le littoral : îles, dunes côtières, marais salants, notamment à la faveur de la présence du Scirpe maritime (<i>Bolboschoenus maritimus</i>) dans lequel les œufs sont pondus (Lehmann & Haacks, 2006).
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Sörens, 1996	Le Conocéphale des roseaux est inapte au vol pour la plupart : larves et adultes se déplacent par marche et par saltation parmi la végétation. Étant non volants, les adultes se déplacent parmi la végétation, et il est probable qu'ils restent principalement dans un habitat qui leur soit favorable : végétation herbacée dense en milieu très humide. Sörens (1996) considère que les haies et zones boisées sont des barrières au déplacement des adultes. En effet, celles-ci ne correspondent pas à l'habitat favorable pour l'espèce qui ne peut pas les traverser. Aucune donnée n'est disponible sur les types de milieux que peuvent traverser les individus macroptères. Pour la dispersion passive par des pontes, la présence d'eau libre est nécessaire.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie	Il existe très peu de connaissances sur les déplacements de cette espèce. Les adultes sont inaptes au vol (organes de vol fortement réduits) et la forme macroptère est réputée extrêmement rare (Bellmann & Luquet, 2009). Du fait de l'absence d'ailes fonctionnelles, les déplacements sont probablement très faibles, même si actuellement aucune étude ne le met spécifiquement en évidence. La majorité des déplacements individuels des adultes se font de proche en proche parmi la végétation herbacée dense.

D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Lehmann & Haacks, 2006 Site internet du « <i>Orthopteroids of the British Isles Recording Scheme</i> »	La forme macroptère est considérée en Angleterre comme plus fréquente lors des étés chauds (Site internet du « <i>Orthopteroids of the British Isles Recording Scheme</i> », consulté en janvier 2012). Il semble donc que ce soit une forme adaptée au vol et qui permettrait ainsi de trouver un habitat plus favorable si le site d'origine s'est asséché. Il est donc probable que cette forme volante puisse se déplacer plus loin que la forme brachyptère. Cependant, du fait de la rareté et de la spontanéité de cette forme, aucune étude n'a été réalisée pour le démontrer formellement.
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité	La territorialité n'a jamais été étudiée chez cette espèce.
Densité de population D'après : Bal et al., 2007	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet. Bal et al. (2007) signalent qu'en Suisse, l'espèce se trouve généralement en petites populations. Cependant, la densité d'une population est difficile à estimer, du fait de la forte capacité mimétique de l'espèce. L'utilisation de détecteur à ultrasons de type « batbox » pourrait permettre une meilleure estimation des effectifs.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population	Il n'y a aucune connaissance à ce sujet pour cette espèce.
Effectif minimum pour un noyau de population	Il n'y a aucune connaissance à ce sujet pour cette espèce.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune connaissance n'est disponible sur la structure interpopulationnelle de cette espèce. Cependant, étant donné la répartition de son habitat (dans le contexte de disparition et de fragmentation des zones humides) ainsi que sa faible dispersion, il est probable qu'elle s'organise en différentes petites populations plus ou moins connectées entre elles selon leur proximité.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Haupt, 1995 Wagner, 2004	La capacité de dispersion des larves n'est pas connue. Il est probable que la dispersion soit essentiellement une dispersion passive par les œufs (Haupt, 1995 ; Wagner, 2004).
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont jamais été étudiés. La distance pouvant être parcourue par les œufs n'est pas connue mais pourrait être importante.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation et les œufs, de manière passive, dans la végétation flottant sur l'eau libre.
Fidélité au lieu de naissance	Étant donné que les déplacements de la larve ne sont pas connus, la fidélité au lieu de naissance ne peut être estimée.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Haupt, 1995 Lehmann & Haacks, 2006 Wagner, 2004	La dispersion semble n'avoir jamais été étudiée chez cette espèce. Cependant, les adultes sont inaptes au vol (organes de vol fortement réduits) et ne peuvent par conséquent pas atteindre des milieux favorables disjoints. Des observations montrent que les œufs peuvent être transportés passivement dans des débris de végétaux flottants où ils ont été pondus (Haupt, 1995 ; Wagner, 2004). La dispersion interpopulationnelle serait donc essentiellement passive via le réseau hydrographique. Il est très probable que de grandes distances puissent être parcourues de cette manière, notamment grâce aux linéaires fluviaux, mais aucune observation n'a pu être faite. Il est également très possible que des adultes se dispersent sur le bois flottant, sans qu'il soit possible d'estimer l'importance de cette dispersion passive (Lehmann & Haacks, 2006). En parcourant de grandes distances à la recherche d'un habitat plus favorable (notamment suite à un assèchement), les individus volants (macroptères) pourraient également participer aux échanges entre populations. Mais leur impact, notamment sur la structure génétique des populations, doit être relativisé à cause de la rareté de ces individus. Les distances de dispersion, que ce soit par les individus microptères ou par les individus volants, ne sont pas connues.
Fidélité au site	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée. Elle n'a jamais été étudiée. Il est cependant probable que les adultes se reproduisent à proximité de leur lieu de développement larvaire à cause de leur faible capacité de déplacement.

Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Haupt, 1995 Wagner, 2004	Du fait de la dispersion essentiellement passive, la présence d'eau libre est nécessaire pour les échanges entre populations (Haupt, 1995 ; Wagner, 2004). Les haies et zones densément boisées sans une sous-strate de végétation herbacée hygrophile propices à la dispersion et/ou à la ponte (magnocariçaie, scirpaie...) constituent des barrières aux éventuels déplacements des adultes.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Bal <i>et al.</i> , 2007 Stallegger, 2006 Stallegger & Defaut, 2008	La dégradation des prairies humides (assèchement, drainage, engraissement, sursemis, plantation, emboisement naturel...) lui est particulièrement néfaste (Bal <i>et al.</i> , 2007), créant ainsi une réduction des surfaces d'habitat favorable, ainsi qu'une fragmentation lorsqu'une prairie humide est entourée de zones asséchées. Le surpâturage et la fauche lui sont également défavorables : l'espèce ne se maintient dans les parcelles de fauche que sur les bandes non fauchées à proximité immédiate des fossés humides (Stallegger, 2006, Stallegger & Defaut, 2008). À cause de sa faible capacité de dispersion, le Conocéphale des roseaux est particulièrement affecté par la fragmentation, mais ces effets n'ont pas été étudiés sur cette espèce. Le principal impact de la fragmentation risque d'être une diminution de la connectivité entre les populations. Cela entraîne ensuite une diminution de la diversité génétique par la réduction des échanges d'individus, ainsi qu'un risque d'extinction des populations les plus isolées. L'isolement de certaines populations les expose ainsi à un risque accru de disparition notamment du fait d'une gestion non différenciée et inconsidérée des végétations rivulaires (fauche d'entretien, désherbage chimique des bords des eaux...) (Bal <i>et al.</i> , 2007).
Importance de la structure paysagère D'après : Baur <i>et al.</i> , 2006 Haupt, 1995 Sörensen, 1996 Wagner, 2004	En plaine, un complexe de prairies humides alluviales exploitées extensivement (fauche tardive, pâturage à faible charge) constitue la structure paysagère optimale pour cette espèce. En altitude (étage collinéen uniquement), son habitat est principalement réparti autour des grands lacs (Baur <i>et al.</i> , 2006). Raisonner l'entretien des berges de canaux et des végétations riveraines (limiter notamment la fauche) lui serait favorable en permettant de favoriser des continuités entre les populations en conservant un habitat favorable pour les déplacements des adultes. Le réseau hydrographique permet également une dispersion passive sur de longues distances (Haupt, 1995 ; Wagner, 2004). Ils forment ainsi des corridors entre les populations. Si elles séparent deux prairies favorables proches, les haies fourrées et zones boisées denses pourraient être éclaircies par des trouées pour permettre le développement d'une sous-strate de végétation favorable au développement de l'espèce et à la dispersion des adultes entre les deux habitats favorables (Sörensen, 1996). Les haies d'arbres simples de type « têtards » ne constituent aucunement une barrière à la dispersion de cette espèce.
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Aucune information n'a pu être trouvée sur un éventuel effet des conditions météorologiques ou du changement climatique sur les déplacements de cette espèce.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Aucune étude, ni génétique ni capture-marquage-recapture, ne semblent avoir déjà été menées sur cette espèce. Cependant, comme cela se fait sur d'autres espèces, ces méthodes pourraient être utilisées pour connaître les déplacements des individus et les flux de gènes entre les populations. Étant donné la rareté des individus macroptères, la méthode de capture-marquage-recapture leur est difficilement applicable. Les études génétiques semblent donc être les plus appropriées pour évaluer leur effet sur les échanges entre populations.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
On peut considérer de la même manière les espèces d'orthoptères aptères et vivant au bord des cours d'eau, dont le principal mode de dispersion est le transport passif. On peut notamment citer la Decticelle des ruisseaux (<i>Metrioptera fedtschenkoi azami</i>), espèce de cohérence TVB en Languedoc-Roussillon et en Provence-Alpes-Côte-D'Azur. Néanmoins, une recherche spécifique demeurerait nécessaire pour connaître précisément les paramètres de cette espèce.	

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

David MORICHON, Association pour la Caractérisation et l'Etude des Entomocénoses (ASCETE)

Stéphane JAULIN, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

Serge GADOUM, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

BAL B., BEUCHAT S., GARNIER A. & SCHEURER Y. (2007). *Le Conocéphale des roseaux – Conocephalus dorsalis*. Fiche espèce du Plan d'actions du Programme Interreg IIIA France-Suisse 2000-2006.

BAUR B., BAUR H., ROESTI C., ROESTI D. & THORENS P. (2006). *Sauterelles, Grillons et Criquets de Suisse*. Haupt, Berne. 352 pages.

BELLMANN H. & LUQUET G. (2009). *Guide des Sauterelles, Grillons et Criquets d'Europe occidentale*. Éditions Delachaux et Niestlé. 383 pages.

DECLER K. (2003). *Population dynamics of marshland spiders and carabid beetles due to flooding: about drowning, air bubbling, floating, climbing and recolonization*. Proceedings ECOFLOOD conference 'Toward natural flood reduction strategies', Warsaw. Pages 6–13.

DEFAUT B., SARDET E. & BRAUD Y. (2009). *Catalogue permanent de l'entomofaune française, fascicule 7, Orthoptera : Ensifera et Caelifera*. U.E.F. éditeur, Dijon, 94 pages.

HAUPT H. (1995). Zum Eiablageverhalten der Kurzflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*). *Articulata*. Numéro 10. Pages 97-100.

INGRISCH S. (1986). The pluriennial life cycles of the European Tettigoniidae (Insecta: Orthoptera). 3. The effect of drought and the variable duration of the initial diapauses. *Oecologia*. Numéro 70, volume 4. Pages 624-630.

LEHMANN A. W., HAACKS M. (2006). Vorkommen von *Conocephalus dorsalis* in vom Salzwasser beeinflussten Habitaten der schleswig-holsteinischen Nord- und Ostseeküste. *Articulata*. Numéro 21, volume 2. Pages 161-167.

SARDET É. & DEFAUT B., coord. (2004). Les Orthoptères menacés en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*. Volume 9. Pages 125-137.

SCHRODER B. (1996). *Habitatignungsmodelle für Conocephalus dorsalis*. Diplomarbeit. Technische Universität Braunschweig. 185 pages.

SÖRENS A. (1996). Zur Populationsstruktur, Mobilität und dem Eiablageverhalten der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und der Kurzflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*). *Articulata*. Numéro 11, volume 1. Pages 37-48.

STALLEGGER P. (2006). *Inventaire et mise en place d'un suivi des peuplements d'orthoptères des prairies de fauche de la Basse-vallée de la Risle*. Parc naturel régional des Boucles de la Seine Normande. 39 pages.

STALLEGGER P. & DEFAUT B. (2008). Étude des peuplements d'orthoptères des prairies de fauche de la basse-vallée de la Risle, avec description d'une synusie normande (Parc naturel régional des Boucles de la Seine normande, Eure). *Matériaux orthoptériques et entomocénologiques*. Volume 12 (2007). Pages 89-103.

WAGNER C. (2004). Passive dispersal of *Metrioptera bicolor* (Phillipi 1830) (Orthopteroidea: Ensifera: Tettigoniidae) by transfer of hay. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 8. Pages 287-296.

Site internet du « *Orthopteroids of the British Isles Recording Scheme* », page de *Conocephalus dorsalis* (www.orthoptera.org.uk/account.aspx?ID=18), consulté en janvier 2012.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Conocéphale des roseaux (Conocephalus dorsalis (Latreille, 1804)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 5 pages.



Photo Böhringer Friedrich

Le cordulégaestre bidenté

Cordulegaster bidentata

Le Cordulégastré bidenté

Cordulegaster bidentata Selys, 1843

Insectes, Odonates (Anisoptères), Cordulegestridés



© X. HOUARD

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Cordulégastré bidenté, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Cordulégastré bidenté appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Grand & Boudot, 2006	Endémique d'Europe (Europe occidentale, centrale et balkanique), le Cordulégastré bidenté est souvent assez rare et localisé (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). En France, il est présent essentiellement dans la moitié est du pays, et dans les régions montagneuses des Pyrénées et du Massif central.
Evolution récente D'après : Dommanget <i>et al.</i> , 2008 Grand & Boudot, 2006 Kalkman <i>et al.</i> , 2010	Le Cordulégastré bidenté est sensible aux modifications de son environnement et notamment à l'aménagement des forêts (Grand & Boudot, 2006). Il est considéré comme en régression à l'échelle de l'Europe (Kalkman <i>et al.</i> , 2010). Il est classé NT (Quasi menacé) dans la liste rouge européenne des Odonates, et la tendance de population y est décrite comme en régression (Kalkman <i>et al.</i> , 2010). Le document préparatoire à la Liste rouge des Odonates de France (Dommanget <i>et al.</i> , 2008) le considère comme vulnérable.
Phylogénie et phylogéographie D'après : Froufe <i>et al.</i> , 2014	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche. La phylogénie du genre <i>Cordulegaster</i> a récemment été révisée grâce à une étude génétique réalisée à l'échelle du Paléarctique occidental (Froufe <i>et al.</i> , 2014). Des informations actualisées peuvent être trouvées dans cet article.
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le Cordulégastré bidenté n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et structuration de l'espace	
Habitat D'après : Deliry <i>et al.</i> , 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Grand & Boudot, 2006 Lang <i>et al.</i> , 2001 Liebelt <i>et al.</i> , 2010 Moog, 1995 <i>in</i> Deliry, 2008 Tachet <i>et al.</i> , 2010 Vaud, 2009	Le Cordulégastré bidenté a un habitat très spécialisé lié à la nécessité d'un flux d'eau très faible mais permanent d'une année sur l'autre. Il se développe dans les très petits ruisseaux, les zones de source, résurgences, suintements, tufières, les écoulements verticaux, les marais et micro marais de pente, ainsi que les ruisselets forestiers souvent effluents des milieux précédents. Les sites de reproduction sont le plus souvent entourés de forêts, principalement entre 400 à 900 m d'altitude, mais parfois à plus de 1 000 mètres. (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Deliry <i>et al.</i> , 2008 ; Vaud, 2009) Ainsi, il s'observe surtout en tête de bassins, dans les paysages boisés feuillus, clairiérés des étages collinéens et montagnards. La larve vit enfouie dans les sédiments dès le deuxième stade (Liebelt <i>et al.</i> , 2010). Le substrat doit donc être assez meuble, idéalement sableux ou vaseux. La plupart des stations à forte abondance ont une taille moyenne de grain de moins de 2 mm (Lang <i>et al.</i> , 2001). En s'enfouissant en profondeur dans le sable humide, les larves peuvent survivre à l'absence d'eau libre pendant deux mois en été. Ainsi, elle peut se contenter d'un mince filet d'eau froide intermittent sortant d'un talus ou d'une paroi rocheuse (Deliry <i>et al.</i> , 2008). En Autriche, Lang <i>et al.</i> (2001) ont mesuré que les larves se développent dans une profondeur d'eau moyenne de 4,4 cm. De même que les autres Cordulégastrés, elle exige des eaux de bonne qualité, notamment en terme de niveau trophique (Moog, 1995 <i>in</i> Deliry <i>et al.</i> , 2008 ; Tachet <i>et al.</i> , 2010). Par contre, le pH ne semble pas influencer le choix de l'habitat.
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Grand & Boudot, 2006 Leipelt, 2005	Le Cordulégastré bidenté est une espèce volante à l'âge adulte. Les mâles adultes recherchent les zones chaudes et se retrouvent donc fréquemment sur les lisières bien exposées, les clairières et les chemins forestiers. Lorsqu'ils sont à la recherche des femelles, ils longent généralement les cours d'eau (Grand & Boudot, 2006). Pour pondre, les femelles volent sur place au-dessus de l'eau et plantent de façon répétée l'extrémité de l'abdomen dans le substrat meuble ou dans les mousses. Elle évite alors souvent les mâles et se dissimule souvent sous le couvert végétal (Dijkstra & Lewington, 2007). Les larves sont fréquemment emportées passivement vers l'aval lors des forts débits (Leipelt, 2005 ; Grand & Boudot, 2006).
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Dijkstra & Lewington, 2007 Dombrowski, 1989	Les larves semblent mal tolérer le courant trop fort et sont facilement entraînées si le débit augmente lors de fortes précipitations par exemple (Leipelt, 2005 ; Grand & Boudot, 2006). D'après Dombrowski (1989), les larves plus âgées se retrouvent ainsi souvent en aval du lieu de ponte (Liebelt <i>et al.</i> , 2010). Néanmoins, la distance pouvant être parcourue n'est pas connue, et il s'agit d'un déplacement passif. Les seuls déplacements actifs sont donc dus aux adultes pendant la période de vol. Cette période de vol dure de mi-mai à fin-août. L'espérance de vie des individus adultes est d'environ huit semaines, incluant trois semaines de maturation (Franzel, 1985 <i>in</i> Liebelt <i>et al.</i> , 2010). Chez les adultes, de même que les autres Cordulégastridés, le Cordulégastré bidenté ne s'éloigne généralement que

Franzel, 1985 Grand & Boudot, 2006 Leipelt, 2005 Liebelt <i>et al.</i> , 2010 Trockur <i>et al.</i> , 2010 Vaud, 2009	modérément de ses sites de reproduction. Leur rayon d'action moyen est compris entre 500 et 1 000 mètres. Néanmoins, l'espèce dispose d'une grande capacité exploratoire, et des déplacements de plusieurs kilomètres sont réguliers (Grand & Boudot, 2006). Liebelt <i>et al.</i> (2010) ont observé sur une station un mâle ayant un rayon de vol de 100 mètres autour de la source, mais aussi un autre mâle qui a été vu dans une clairière de la forêt à environ 1 km de la station. Pendant la période de maturation, l'espèce est très discrète : elle est particulièrement mobile et ne séjourne pas durablement sur le site d'émergence (Grand & Boudot, 2006 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010). Les femelles en particulier ne reviennent à proximité des stations que pour l'accouplement et la ponte (Dijkstra & Lewington, 2007 ; Vaud, 2009). Les mâles matures, eux, patrouillent bas et lentement au-dessus de l'eau, à la recherche des femelles ou pour chasser les rivaux (Dijkstra & Lewington, 2007 ; Vaud, 2009).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité D'après : Grand & Boudot, 2006 Vaud, 2009	Sur leur site de reproduction, bien qu'ils ne soient pas réellement territoriaux, les mâles peuvent montrer une agressivité si la densité est trop importante (Grand & Boudot, 2006). Le territoire patrouillé peut dépasser 50 m le long des ruisselets ou couvrir plus de 1 000 m ² dans les marais (Vaud, 2009).
Densité de population D'après : Deliry <i>et al.</i> , 2008	Les observations concernent la plupart du temps des individus isolés. Ceci est probablement dû au fait qu'ils restent peu à proximité immédiate des sites de reproduction. L'estimation des effectifs d'une population est donc très difficile. Cependant, plusieurs dizaines d'individus ont pu être observés occasionnellement sur des périmètres restreints, ce qui montre que certaines populations peuvent être importantes (Deliry <i>et al.</i> , 2008).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Vaud, 2009	Du fait de son habitat, les stations de cette espèce sont souvent de surface très réduite (sources, suintements...). De même, les stations en marais peuvent être très petites : certaines ne dépassent pas quelques m ² (Vaud, 2009).
Effectif minimum pour un noyau de population	Aucune étude à ce jour n'a pu estimer l'effectif minimum viable pour une population.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Buchwald, 2003	Buchwald (2003) considère que l'ensemble de population qu'il a étudié en Allemagne peut être considéré comme une métapopulation. A notre connaissance, il n'existe pas d'autre publication mentionnant la structure interpopulationnelle du Cordulégastre bidenté.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Grand & Boudot, 2006 Leipelt, 2005	Même si les larves peuvent se déplacer vers l'aval en se faisant emmener par le courant lors des crues (Leipelt, 2005 ; Grand & Boudot, 2006), elles ne peuvent remonter vers une autre source. La dispersion entre sites favorables ne se fait donc que par les adultes.
Distance de dispersion	Il n'y a pas de valeur connue pour la dispersion larvaire (dispersion passive).
Milieus empruntés et facteurs influents	Le transport passif des larves s'effectuent par voie aquatique, d'amont vers l'aval.
Fidélité au lieu de naissance	La fidélité au lieu de naissance n'est pas connue et dépend beaucoup de la dispersion passive des larves au cours de leur développement.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Grand & Boudot, 2006 Liebelt <i>et al.</i> , 2010 Vaud, 2009	Comme indiqué précédemment, les déplacements entre populations sont principalement dus aux phénomènes d'émigration des adultes. Ils tendent à se disperser ailleurs dans les forêts à la recherche de nouveaux sites afin de s'y reproduire (Vaud, 2009). Les déplacements les plus grands peuvent permettre des flux d'individus entre les populations. Ces mouvements peuvent être destinés à trouver un habitat plus favorable (notamment suite à un assèchement), mais sont aussi liés à la mobilité naturelle de l'espèce et à ces fortes capacités exploratoires, en particulier lors de la période de maturation.

	(Grand & Boudot, 2006 ; Vaud, 2009 ; Liebelt <i>et al.</i>, 2010) Les distances de dispersion ne sont pas connues avec exactitude, mais peuvent être estimées à plusieurs kilomètres (Vaud, 2009). Ces longs déplacements de plusieurs kilomètres sont en effet régulièrement observés (Grand & Boudot, 2006).
Fidélité au site D'après : Buchwald, 2003 Vaud, 2009	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire pourrait cependant être traitée, mais elle n'est pas connue et elle dépend probablement beaucoup de la disponibilité des habitats favorables. En effet, si d'autres milieux propices sont présents à proximité, il est possible que cette fidélité soit faible, étant donné que les adultes se dispersent après leur émergence (Buchwald, 2003 ; Vaud, 2009).
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Grand & Boudot, 2006 Liebelt <i>et al.</i>, 2010 Vaud, 2009	Lors de la recherche d'habitats favorables, les Cordulégastres bidentés tendent à se disperser en forêt (Vaud, 2009). Les observations en clairières éloignées des stations le confirment (Liebelt <i>et al.</i>, 2010). Ils longent également fréquemment les bords de routes forestières et les lisières (Grand & Boudot, 2006). L'activité de vol des mâles est conditionnée par la température de l'air : ils sont plus actifs en milieu de journée (Vaud, 2009).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Buchwald, 2003 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Heitz, 2006 Liebelt <i>et al.</i>, 2010 Watts & Thompson, 2011	Dans de nombreuses régions, cette espèce est menacée par l'aménagement des forêts, en particulier par l'enrénement, la pollution, le drainage des marais et le captage des sources. Elle est aussi sensible aux opérations qui peuvent faire augmenter la température de l'eau, telles que la diminution du débit ou le déboisement massif des berges, notamment autour des sources tufeuses (Deliry <i>et al.</i>, 2008). Elle disparaît très vite lors de la modification de son habitat (Heitz, 2006). A notre connaissance, aucune étude ne s'est intéressée spécifiquement à l'impact de la fragmentation sur le Cordulégastre bidenté. Néanmoins, l'isolement des populations est un facteur reconnu de perte de diversité génétique causée par une diminution des échanges d'individus. Cet effet a déjà été montré chez d'autres espèces d'insectes et notamment d'Odonates (Watts & Thompson, 2011). Buchwald (2003) et Liebelt <i>et al.</i> (2010) signalent également l'effet de la distance entre sites pour la colonisation de nouvelles stations ou pour la recolonisation d'anciennes stations, phénomène très important dans le cas d'une métapopulation.
Importance de la structure paysagère D'après : Buchwald, 2003 Grand & Boudot, 2006 Vaud, 2009	Les peuplements de feuillus clairiérés munis de sources et de ruisselets constituent un paysage très favorable à cette espèce (Grand & Boudot, 2006). Dans ces zones, il peut être nécessaire de préserver les populations existantes, et de rechercher, de localiser puis de préserver les habitats favorables à proximité de ces populations (Buchwald, 2003 ; Vaud, 2009). Ainsi, le fonctionnement en métapopulation est maintenu et développé. De même, étant donné qu'ils les utilisent pour leurs déplacements, le maintien de milieux plus ouverts en forêt (clairières, bordures de chemins et de routes...) entre les stations peut favoriser les échanges d'individus entre populations.
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
L'activité de vol des mâles est conditionnée par la température de l'air : ils sont plus actifs en milieu de journée (Vaud, 2009). Aucune information n'a pu être trouvée sur un éventuel effet du changement climatique sur le Cordulégastre bidenté. Cependant, espèce notamment montagnarde et très spécialisée, il est possible qu'elle puisse être impactée. En particulier, les modifications du manteau neigeux et la baisse des précipitations estivales affectent les volumes d'eau disponibles et les régimes d'écoulement et d'infiltration (Beniston, 2005). Le changement climatique pourrait donc se traduire par une perturbation de la fonctionnalité des habitats favorables par assèchement prolongé de certaines sources et résurgences.	

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

Aucune étude, ni génétique ni capture-marquage-recapture, ne semblent avoir déjà été menées sur cette espèce. Cependant, comme cela se fait sur d'autres espèces, ces méthodes pourraient être utilisées pour connaître les déplacements des individus et les flux de gènes entre les populations. Étant donné la rareté de l'observation des adultes, la méthode de capture-marquage-recapture pourrait être difficilement applicable. Les études génétiques semblent donc être les plus appropriées pour évaluer leur effet sur les échanges entre populations.

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

En France, la seule autre espèce de cordulégastridé est le Cordulégastre annelé (*Cordulegaster boltonii*). Il vit également dans les ruisseaux mais qui sont souvent de plus grande ampleur que l'habitat du Cordulégastre bidenté. Néanmoins, ils peuvent cohabiter dans les zones de relief (Dijkstra & Lewington, 2007) et la conservation de cette espèce répond à une problématique similaire. La sous-espèce *Cordulegaster boltonii immaculifrons* a été désignée espèce de cohérence nationale TVB dans trois régions (Rhône-Alpes, Provence-Alpes-Côte-d'Azur et Languedoc-Roussillon). Elle peut être considérée de la même façon que le Cordulégastre bidenté. Néanmoins, une recherche bibliographique spécifique demeure nécessaire pour connaître précisément les paramètres de cette espèce.

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

Stéphane JAULIN, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

BENISTON M. (2005). Changement climatique et impacts possibles dans la région alpine. *Revue de géographie alpine / Journal of alpine research*. Volume 93, numéro 93-2. Pages 13-24.

BUCHWALD R. (2003). *Cordulegaster bidentata* (Gestreifte Quelljungfer) im südlichen Feldberg-Gebiet (Schwarzwald): höchstgelegenes Vorkommen in Deutschland außerhalb der Alpen. *Mercuriale*. Schutzgemeinschaft Libellen in Baden-Württemberg e.V. (SGL). Volume 3. Pages 28-30.

DELIRY C., coord. (2008). *Atlas illustré des libellules de la région Rhône-Alpes*. Groupe Sympetrum, Muséum d'Histoire Naturelle de Grenoble. Biotopé, Mèze, Collection Parthénope, 408 pages.

DIJKSTRA K.-D. B. & LEWINGTON R. (2007). *Guide des Libellules de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Paris, 320 pages.

DOMBROWSKI A. (1989). *Ökologische Untersuchungen an Cordulegaster bidentatus Selys 1843*. Dipl.-arb. am Zoologischen Institut der Georg-August-Universität zu Göttingen.

DOMMANGET J.-L., PRIOUL B., GAJDOS A., BOUDOT J.-P. (2008). *Document préparatoire à une Liste Rouge des Odonates de France métropolitaine complétée par la liste des espèces à suivi prioritaire*. Société française d'odonatologie (SFO). Rapport non publié. 47 pages.

FRÄNZEL U. (1985). *Öko-ethologische Untersuchungen an Cordulegaster bidentatus Selys, 1843 (Insecta: Odonata)*. Dipl.-Arb., Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.

FROUFE E., FERREIRA S., BOUDOT J.-P., ALVEX P.C. & HARRIS D.J. (2014). Molecular phylogeny of the Western Palearctic *Cordulegaster* taxa (Odonata: Anisoptera: Cordulegastridae). *Biological Journal of the Linnean Society*. Volume 111. Pages 49-57. [sous presse].

GRAND D. & BOUDOT J.-P. (2006). *Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Biotopé, Mèze, Collection Parthénope, 480 pages.

HEITZ S. (2006). Waldbauliche Maßnahmen zur Förderung der Larvallebensräume der Quelljungferarten am Bodanrück (*Cordulegaster bidentata* und *C. boltonii*). *Mercuriale*. Schutzgemeinschaft Libellen in Baden-Württemberg e.V. (SGL). Volume 6. Pages 2-8.

KALKMAN V.J., BOUDOT J.P., BERNARD R., CONZE K.J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIC M., OTT J., RISERVATO E. & SAHLEN G. (2010). *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 29 pages.

LANG C., MÜLLER H. & WARINGER J.A. (2001). Larval habitats and longitudinal distribution patterns of *Cordulegaster heros* Theischinger and *C. bidentata* Selys in an Austrian forest stream (Anisoptera: Cordulegastridae). *Odonatologica*. Volume 30, numéro 4. Pages 395-409.

LEIPELT K.G. (2005). Behavioural differences in response to current: implications for the longitudinal distribution of stream odonates. *Archiv für Hydrobiologie*. Numéro 163, volume 1. Pages 81-100.

LIEBELT R., LOHR M. & BEINLICH B. (2010). Zur Verbreitung der Gestreiften und der Zweigestreiften Quelljungfer (*Cordulegaster bidentata* und *C. boltonii*) im Kreis Höxter (Insecta, Odonata, Cordulegastridae). *Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser*. Volume 22. Pages 3-18.

MOOG O. (1995). *Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung Aquatischer Organismen Österreichs*. Bunderministerium für Land und Fortwirtschaft, Wien. 206 pages.

TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M. & USSEGLIO-POLATERA P. (2010). *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions. 607 pages.

TROCKUR B., BOUDOT J.-P., FICHEFET V., GOFFART PH., OTT J. & PROESS R. (2010). *Atlas des Libellules (Insecta, Odonata)*. Faune et Flore dans la Grande Région. Zentrum für Biodokumentation, Landsweiler-Reden. 201 pages.

VAUD (CANTON DE). (2009). *Cordulégastre bidenté*, *Cordulegaster bidentata*, *Selys 1843*. Espèces forestières prioritaires. Fiche d'action n°10. Service des forêts, de la faune et de la nature, Inspection cantonale des forêts - Canton de Vaud, Suisse. 14 pages.

WATTS P. C. & THOMPSON D. J. (2011). Developmental plasticity as a cohesive evolutionary process between sympatric alternate-year insect cohorts. *Heredity*. Pages 1-6.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Cordulégastre bidenté (Cordulegaster bidentata Selys, 1843) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 6 pages.



Photo Xavier Houard

La cordulie arctique

Somatochlora artica

La Cordulie arctique

Somatochlora arctica (Zetterstedt, 1840)

Insectes, Odonates (Anisoptères), Cordulidés



© Xavier HOUARD

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités de la Cordulie arctique, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Cordulie arctique appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : De Knijf, 2004 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Duval, 1989 Grand & Boudot, 2006 Hennequin, 2009 Lolive & Hennequin, 2007 Opie <i>et al.</i>, 2011 SLO, 2003 Ternois <i>et al.</i>, 2012 Site internet Sfo	La Cordulie arctique présente une large répartition depuis le nord-est de l'Europe jusqu'au Japon. En France, elle est en limite d'aire et a donc une distribution très morcelée, liée aux zones montagneuses. Ainsi, ses principales populations sont dans les Vosges, le Jura, le Massif central et les Alpes (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Site internet Sfo). On la retrouve également de manière plus ponctuelle dans les Pyrénées (Duval, 1989 ; Opie <i>et al.</i>, 2011), les Ardennes (Ternois <i>et al.</i>, 2012) et en Picardie (De Knijf, 2004). La limite occidentale se trouve dans le Limousin, où trois populations sont connues en Haute-Vienne (SLO, 2003 ; Lolive & Hennequin, 2007 ; Hennequin, 2009).
Evolution récente D'après : Dommanget <i>et al.</i>, 2009 Dijkstra & Lewington, 2007 Grand & Boudot, 2006 Gronendijk & Bouwman, 2010 Jacquemin, 1989 Kalkman <i>et al.</i>, 2010 Lolive & Hennequin, 2007	Elle est rarement commune et se trouve menacée et en déclin dans de nombreuses régions (Dijkstra & Lewington, 2007). Cependant, c'est une espèce très discrète. Il est donc possible qu'elle soit en fait plus abondante qu'elle n'y paraît (Jacquemin, 1989 ; Gronendijk & Bouwman, 2010). La liste rouge européenne la classe en « Préoccupation mineure » (Kalkman <i>et al.</i>, 2010). En France, elle est provisoirement considérée comme « Vulnérable » (Dommanget <i>et al.</i>, 2009). La connaissance de sa répartition a légèrement progressé vers l'ouest avec notamment la découverte en 2006 d'une nouvelle population en Haute-Vienne, la plus occidentale connue pour l'espèce (Lolive & Hennequin, 2007).
Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce	La Cordulie arctique n'est pas une espèce migratrice. Elle n'est donc pas concernée par cette partie.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et structuration de l'espace

Habitat D'après : Boudot <i>et al.</i>, 1990 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Goffart <i>et al.</i>, 2006 Grand & Boudot, 2006 Heidemann & Seidenbusch, 2002 Page & Dabry, 2008 Prot, 2001 Sternberg, 1995 Sternberg, 2000 Trockur <i>et al.</i>, 2010	La Cordulie arctique, bien qu'elle ne soit pas strictement montagnarde, se retrouve essentiellement dans les régions montagneuses, jusqu'à plus de 2 000 mètres d'altitude (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). Elle fréquente principalement les zones de tourbières à sphaignes acides à neutres. On la retrouve également dans des zones de sources, des dépressions herbeuses inondées, des cariçaies, des fossés de drainage, des lacs et étangs, où elle se cantonne aux franges tourbeuses (Prot, 2001 ; Goffart <i>et al.</i>, 2006 ; Grand & Boudot, 2006 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010). Dans les tourbières, les larves se développent dans les gouilles et les fosses de détournement en voie de recolonisation végétale mais aussi fréquemment dans des points d'eau très petits, d'une surface généralement inférieure à 2 m² et ne contenant souvent que quelques décimètres cube d'eau. De simples empreintes de pas dans la mousse suffisent. Les larves vivent dans les mottes de sphaignes et les racines des plantes immergées. Elles s'enfouissent jusqu'à 30 centimètres dans la tourbe lorsque leur habitat s'assèche en été ou lors du gel hivernal (Sternberg, 1995 ; Heidemann & Seidenbusch, 2002). Elles peuvent d'ailleurs mener une vie quasi amphibie parmi la sphaigne, sans véritablement d'eau libre (Sternberg, 2000 ; Heidemann & Seidenbusch, 2002 ; Page & Dabry, 2008 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010). Ainsi, l'espèce peut être trouvée dans des tourbières très évoluées où les gouilles résiduelles sont sèches dès la mi-juillet. Le gel en hiver n'est pas non plus contraignant pour cette espèce (Sternberg, 2000 ; Boudot <i>et al.</i>, 1990 ; Prot, 2001 ; Goffart <i>et al.</i>, 2006 ; Grand & Boudot, 2006). L'eau peut être oligotrophe à mésotrophe. Un léger courant est toléré par les larves. Suite à la fonte des neiges ou à de fortes précipitations, elles peuvent accepter une vitesse temporaire allant jusqu'à 20 cm/s (Sternberg, 2000 ; Heidemann & Seidenbusch, 2002). Sur les sites de reproduction, la végétation herbacée est préférentiellement basse (moins de 30 centimètres) et clairsemée (Heidemann & Seidenbusch, 2002 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008). Le paysage est généralement boisé, souvent de conifères, mais ceci est corrélé à la répartition de l'habitat et ne constitue pas une exigence écologique de l'espèce (Sternberg, 2000 ; Dijkstra & Lewington, 2007).
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.

Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : De Knijf <i>et al.</i>, 2011 Dijkstra & Lewington, 2007 Knaus & Wildermuth, 2002 Sternberg, 2000 Wildermuth, 2003 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	La Cordulie arctique est une espèce volante à l'âge adulte. Les déplacements journaliers des adultes sont liés à la chasse et la recherche de zones favorables à la reproduction. La recherche alimentaire se déroule généralement dans les boisements clairs situés à proximité des zones de reproduction. Les adultes chassent souvent en hauteur parmi les arbres et à travers les chemins forestiers (Sternberg, 2000 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; De Knijf <i>et al.</i>, 2011). Durant la période de reproduction, les deux sexes recherchent activement les zones favorables. Les mâles en particulier survolent les zones de tourbières pour aller d'un point d'eau à un autre. Ils traversent donc différents milieux et notamment des boisements. Des forêts trop denses et trop sombres, notamment de conifères, peuvent par contre limiter les déplacements. Les étendues d'eau ouvertes comme les grandes mares ou les lacs semblent également être évitées (Sternberg, 2000 ; Knaus & Wildermuth, 2002 [chez <i>S. alpestris</i>] ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; De Knijf <i>et al.</i>, 2011). L'accouplement se déroule généralement sur un site favorable à la ponte et dans les arbres environnants. La femelle recherche ensuite seule les sites de ponte en parcourant à basse altitude les zones en eau. Pour déposer ses œufs, elle touche la surface de l'eau ou les sphaignes avec l'extrémité de son abdomen (Wildermuth, 2003 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005). Le déplacement des larves se fait sur le sol, parfois hors de l'eau.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Dijkstra & Lewington, 2007 Grand & Boudot, 2006 Jacquemin, 1989 Knaus & Wildermuth, 2002 Mulnet, 2002 Prot, 2001 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	Il semble que les larves âgées puissent se déplacer à la surface des sphaignes à la recherche d'un site d'émergence. En effet, certaines exuvies ont été trouvées assez loin des gouilles (Jacquemin, 1989). Cependant, ce sont les adultes qui réalisent les principaux déplacements. La période de vol s'étale de juin à fin août, voire de fin mai à mi-septembre. La période d'émergence est assez longue et s'étire sur 6 à 8 semaines du printemps à l'été. Elle débute en mai à basse altitude et en juin dans les zones montagneuses (Prot, 2001 ; Mulnet, 2002 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). Le comportement territorial des mâles pourrait les amener à se déplacer entre plusieurs sites favorables qui sont visités plus ou moins régulièrement. Ceci pourrait indiquer une grande mobilité, plusieurs kilomètres pouvant être parcourus (Knaus & Wildermuth, 2002 [chez <i>S. alpestris</i>] ; Grand & Boudot, 2006). La recherche de nourriture dans les zones de chasse nécessite également des déplacements, mais à notre connaissance, aucune étude sur cette espèce ne précise les distances qui peuvent être parcourues. Une étude de marquage des adultes a permis de montrer que les mâles ne restent que très peu de temps sur un même site de reproduction : aucun ne semble demeurer plus de 15-20 minutes. D'autres occupent successivement la place tout au long de la journée (Jacquemin, 1989). Ces observations semblent indiquer une certaine mobilité des mâles, mais il est également possible que certains mâles restent dans les arbres à proximité en attendant que le territoire se libère.
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité D'après : Dijkstra & Lewington, 2007 Grand & Boudot, 2006 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	Lorsqu'ils sont à la recherche de femelles, les mâles patrouillent sur de larges espaces, généralement composés de plusieurs sites favorables, sans montrer de territorialité. Par contre, quand ils sont sur un point d'eau, leur vol s'accélère et ils deviennent plus agressifs, chassant leurs congénères par des combats généralement brefs et peu violents. Ils restent ainsi sur un point d'eau entre 2 et 30 minutes avant de changer de station. Ils peuvent revenir plusieurs fois sur un même site (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007).
Densité de population D'après : Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Goffart <i>et al.</i>, 2006 Jacquemin, 1989 Lolive & Hennequin, 2007 Prot, 2001 Prud'Homme, 2009 Sternberg, 2000	Plusieurs auteurs signalent que les populations ont généralement de faibles effectifs (Dijkstra & Lewington, 2007), ne dépassant pas les cinq adultes dans 80 % des cas (Deliry <i>et al.</i>, 2008). Néanmoins, les populations sont vraisemblablement plus importantes qu'il n'y paraît du fait de la grande discrétion des adultes (Jacquemin, 1989). Ainsi, pour 1 ou 2 mâles volant sur le site de reproduction, l'auteur a estimé qu'il y avait en fait au moins 17 individus liés à cet endroit (8 mâles et 9 femelles) et sans doute beaucoup plus. Les exuvies et les individus émergents peuvent donc être un bon moyen pour détecter les populations et estimer leurs effectifs. Compte tenu de l'étalement de la période d'émergence, elles sont cependant difficiles à découvrir car les zones d'émergences sont diffuses au sein des tourbières et les exuvies sont souvent situées juste au bord de l'eau. Il est rare de trouver plus de 3 ou 4 exuvies le même jour sur un site (Jacquemin, 1989 ; Sternberg, 2000 ; Prot, 2001 ; Goffart <i>et al.</i>, 2006 ; Lolive & Hennequin, 2007 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Prud'Homme, 2009).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Jacquemin, 1989	Des populations peuvent se développer sur de petites surfaces. Ainsi, une tourbière de 30 à 40 mètres de diamètre, isolée de tout autre site favorable, peut abriter une population (Jacquemin, 1989).
Effectif minimum pour un noyau de population	L'effectif minimum semble n'avoir jamais été étudié et l'estimation de la taille d'une population est relativement difficile (voir paragraphe sur la densité de population).

ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : De Knijf <i>et al.</i> , 2011 Jacquemin, 1989 Knaus & Wildermuth, 2002	Il existe très peu d'informations sur la structure interpopulationnelle de la Cordulie arctique. Une étude sur une espèce proche (<i>Somatochlora alpestris</i>) montre une organisation de type « métapopulations », correspondant à des ensembles et sous-ensembles de sites favorables (Knaus & Wildermuth, 2002). Il est donc probable que ce soit également le cas pour <i>S. arctica</i> là où la répartition spatiale des sites le permet. La distance entre les différentes populations est directement liée à la capacité de dispersion de l'espèce. De Knijf <i>et al.</i> (2011) estiment que deux stations séparées par quelques centaines de mètres de forêts ouvertes sont connectées, d'autant que les boisements forment des zones communes de chasse. Certaines populations peuvent être très éloignées des autres sites favorables : 11 kilomètres par exemple dans les Vosges (Jacquemin, 1989).
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Si les larves peuvent se déplacer au sol à la recherche d'un site d'émergence, ces mouvements ne participent pas à la dispersion entre populations.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires sont faibles.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent au sol, parfois hors de l'eau, à la surface des sphaignes, peu de temps avant leur émergence.
Fidélité au lieu de naissance	Etant donné les faibles déplacements des larves, la fidélité au lieu de naissance est probablement très forte.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Dufrêne <i>et al.</i> , 2011 Grand & Boudot, 2006 Knaus & Wildermuth, 2002 Sternberg, 2000	Les mâles parcourent les sites favorables à la recherche de femelles et ainsi peuvent en changer. De cette façon, ils participent à la dispersion. Les déplacements des femelles sont moins bien connus. Les jeunes adultes sont mobiles : il semble qu'ils s'éloignent assez rapidement de leur lieu d'émergence pour passer leur période de maturation dans les zones boisées (Sternberg, 2000). La distance de dispersion n'est pas précisément connue chez cette espèce, mais celle-ci est probablement importante (Grand & Boudot, 2006). Une étude de marquage chez une espèce proche (<i>Somatochlora alpestris</i>) montre que les adultes peuvent facilement parcourir plusieurs kilomètres, jusque 7,5 km dans le cas de l'étude menée par Knaus & Wildermuth, (2002). Il est donc possible que la Cordulie arctique en soit également capable. La colonisation d'un site restauré situé à 10 km des populations les plus proches va également dans le sens d'une relativement bonne capacité de dispersion pour cette espèce (Dufrêne <i>et al.</i>, 2011).
Fidélité au site D'après : Knaus & Wildermuth, 2002	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée. Le comportement territorial des mâles les amène à se reproduire dans d'autres sites que celui de leur émergence, comme cela a été montré chez <i>Somatochlora alpestris</i>, espèce proche (Knaus & Wildermuth, 2002).
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Knaus & Wildermuth, 2002 Sternberg, 2000	La Cordulie arctique peut facilement traverser des boisements clairs, d'autant qu'elle les fréquente pendant la période de maturation des jeunes adultes ainsi que pour la chasse. Cependant chez <i>Somatochlora alpestris</i>, il a été montré que les forêts trop denses et particulièrement les boisements de résineux peuvent constituer une barrière, isolant ainsi les populations qui s'y trouvent (Sternberg, 2000 ; Knaus & Wildermuth, 2002). Les milieux ouverts sont par contre facilement traversables. Les observations semblent montrer que les vols entre sites (notamment lors de la patrouille des mâles) peuvent être rapides et bien orientés, même sur de longues distances, pouvant indiquer une mémoire spatiale des individus (Knaus & Wildermuth, 2002).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Grand & Boudot, 2006 Keller <i>et al.</i> , 2010 Prot, 2001 Wildermuth <i>et al.</i> , 2005	La fermeture naturelle, le drainage, l'exploitation et le boisement des tourbières peuvent avoir des impacts très importants, notamment en plaine du fait de la rareté de l'habitat. Le piétinement et l'eutrophisation des marais par une trop forte concentration de bétail constitue également une menace dans certaines régions, de même qu'un fauchage mécanique trop ras dans les bas-marais (Prot, 2001 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Grand & Boudot, 2006). Ces pressions modifient voire détruisent les habitats de la Cordulie arctique amenant ainsi à une fragmentation de son milieu de vie. L'impact de la fragmentation semble ne pas avoir été étudié chez cette espèce. Cependant, chez d'autres Anisoptères, il a été montré que des populations isolées entre elles subissaient un « étranglement génétique », qui se traduit par une faible diversité génétique au sein de ces populations (Keller <i>et al.</i>, 2010). Ces populations sont donc plus sensibles et plus vulnérables à des événements stochastiques (modification

	accidentelle et brutale du milieu, météorologie défavorable lors de l'émergence...) qui pourraient occasionner une extinction de la population. De plus, en cas d'extinction, si les autres populations sont trop éloignées, la station ne pourra pas être recolonisée. Ces observations sont probablement également vraies chez la Cordulie arctique.
Importance de la structure paysagère D'après : Dijkstra & Lewington, 2007 Dufrêne <i>et al.</i> , 2011 Grand & Boudot, 2006 Guerbaa & Hennequin, 2007 Knaus & Wildermuth, 2002 Wildermuth <i>et al.</i> , 2005	Le paysage idéal pour l'espèce semble être de larges zones de marais (généralement tourbeux). Étant donné le probable fonctionnement en métapopulations et le comportement des mâles, la présence d'un nombre important de points d'eau (pouvant être très petits) dans un rayon de quelques kilomètres semble être très favorable (Knaus & Wildermuth, 2002 ; Dijkstra & Lewington, 2007). Knaus & Wildermuth (2002) précisent que, dans une perspective de conservation, il est nécessaire de préserver l'ensemble de ces sites afin de maintenir le fonctionnement normal de la métapopulation. Pour cela, un déboisement, une mise en protection vis-à-vis des troupeaux, ainsi que le maintien du régime naturel des eaux au voisinage des marais peut être nécessaire (Dufrêne <i>et al.</i> , 2011). De plus, le creusement de petites fosses de détournement et de gouilles dans les tourbières très évoluées peut permettre de recréer des stades initiaux qui assureront la présence à long terme de l'espèce sur le site (Wildermuth <i>et al.</i> , 2005 ; Grand & Boudot, 2006 ; Guerbaa & Hennequin, 2007).
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Nous n'avons aucune information concernant un éventuel effet des conditions météorologiques sur les déplacements de la Cordulie arctique. Elles ont par contre un effet sur le développement. Les œufs éclosent habituellement 3 à 4 semaines après la ponte. Cependant, 20 % des pontes tardives entrent en diapause et n'éclosent qu'après l'hiver. La phase larvaire dure entre 2 et 5 ans suivant les conditions climatiques et hydriques (Sternberg, 1995 ; Heidemann & Seidenbusch, 2002). Termaat <i>et al.</i> (2010) considèrent que, comme cette espèce est sensible à l'assèchement des tourbières causé par les activités humaines (activités touristiques liée aux sports d'hivers), il est possible qu'une succession d'étés chauds et secs amenés par les changements climatiques contribuent à l'accroissement de ce phénomène. Ott (2010) estime également que la Cordulie arctique pourrait régresser sous l'influence du changement climatique. En Grande-Bretagne par exemple, cet impact a déjà été observé : en 15 ans, si la répartition de l'espèce a augmenté, sa limite sud a remonté vers le nord de 12 kilomètres (Hickling <i>et al.</i>, 2005). Chez l'espèce proche <i>S. alpestris</i>, De Knieff <i>et al.</i> (2011) estiment que l'espèce pourrait être contrainte en altitude par le manque d'habitats larvaires propice à son développement. Le risque d'extinction serait donc fortement augmenté.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Aucune étude, ni génétique ni capture-marquage-recapture, ne semblent avoir déjà été menées sur cette espèce dans le but de connaître ses déplacements. Cependant, une étude de marquage des adultes a déjà été faite pour étudier la territorialité des mâles (Jacquemin, 1989). Cette méthode pourrait donc être également appliquée aux déplacements, d'autant que cela a été fait chez une espèce proche (Knaus & Wildermuth, 2002 [chez <i>S. alpestris</i>]). Des études génétiques pourraient également être envisagées pour connaître les flux de gènes entre les populations, comme cela se fait chez d'autres espèces.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Deux autres espèces de cordulidés peuvent côtoyer la Cordulie arctique car les milieux de développement larvaire sont proches. La <i>Cordulie alpestre</i> (<i>Somatochlora alpestris</i> (Selys, 1840)) cohabite fréquemment avec <i>S. arctica</i> dans les régions boréales et alpines. Elle se développe également dans les petits points d'eau des tourbières, mais peut aussi être trouvée sur des plans plus importants telles que les grades mares ou les rives des lacs (Wildermuth, 1999 ; Prot, 2001 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). Cette espèce est proposée pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue dans cinq régions (Alsace, Lorraine, Franche-Comté, Rhône-Alpes et Provence-Alpes-Côte-d'Azur). La <i>Cordulie à taches jaunes</i> (<i>Somatochlora flavomaculata</i> (Vander Linden, 1825)) se trouve dans les queues d'étangs en cours d'atterrissement, dans les marais mésotrophes, mais aussi dans les tourbières où elle côtoie parfois <i>S. arctica</i> (Grand & Boudot, 2006 ; Lolive & Hennequin, 2007). Ces deux espèces étant assez proches de la Cordulie arctique, les informations proposées pour cette espèce dans cette fiche peuvent être utiles à la compréhension de leurs traits de vie et de leurs besoins de continuités. Cependant, pour avoir des données plus précises, notamment sur les capacités de dispersion, une recherche bibliographique spécifique reste nécessaire. En ce qui concerne <i>S. alpestris</i>, Knaus & Wildermuth (2002) donnent des précisions assez complètes sur ses capacités de déplacement. Il peut donc être intéressant de se référer à cet article pour cette espèce. La <i>Leucorrhine douteuse</i> (<i>Leucorrhinia dubia</i> (Vander Linden, 1825)) fréquente les mêmes habitats de tourbières à sphaigne et est donc régulièrement trouvée en compagnie de la Cordulie arctique (Mulnet, 2002 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Guerbaa & Hennequin, 2007 ; Hennequin, 2009). Cependant, elle a une capacité de dispersion bien inférieure aux Cordulies : elle est connue pour être très fidèle aux sites qu'elle occupe et pour se déplacer seulement de 100 à 500 mètres (Dufrêne <i>et al.</i>, 2011). Une recherche bibliographique spécifique est donc nécessaire pour préciser ses traits de vie et ses capacités de déplacements. Cette espèce est proposée pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue dans six régions (Alsace, Auvergne, Franche-Comté, Limousin, Lorraine et Rhône-Alpes).	

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

Julien DABRY, Conservatoire d'espaces naturels de Lorraine

Frédéric MORA, Office pour les insectes et leur environnement de Franche-Comté

Cédric VANAPPELGHEM, Conservatoire d'espaces naturels du Nord et du Pas-de-Calais et Société française d'Odonatologie

> Bibliographie consultée :

BOUDOT J.-P., GOUTET P. & JACQUEMIN G. (1990). Note sur quelques Odonates peu communs observés en France. *Martinia*. Volume 6, fascicule 1. Pages 3-10.

DE KNIJF G. (2004). *Somatochlora arctica* (Zetterstedt, 1840), espèce nouvelle pour la Picardie (Odonata, Anisoptera, Corduliidae). *Martinia*. Volume 5, fascicule 1. Pages 21-23.

DE KNIJF G., FLENKER U., VANAPPELGHEM C., MANCI C.O., KALKMAN V.J. & DEMOLDER H. (2011). The status of two boreo-alpine species, *Somatochlora alpestris* and *S. arctica*, in Romania and their vulnerability to the impact of climate change (Odonata: Corduliidae). *International Journal of Odonatology*. Volume 14, numéro 2. Pages 111-126.

DELIRY C., coord. (2008). *Atlas illustré des libellules de la région Rhône-Alpes*. Groupe Sympetrum, Muséum d'Histoire Naturelle de Grenoble. Biotope, Mèze, Collection Parthénope. 408 pages.

DIJKSTRA K.-D. B. & LEWINGTON R. (2007). *Guide des Libellules de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Paris. 320 pages.

DOMMANGET J.-L., PRIOL B. & GAJDOS A. (2009). *Document préparatoire à une Liste Rouge des Odonates de France métropolitaine complétée par la liste des espèces à suivre prioritaire*. Document original en 2007, mis à jour en 2009. Société française d'Odonatologie. 47 pages.

DUFRÈNE M., BALTUS H., CORS R., FICHEFET V., MOËS P., WARLOMONT P., DIERSTEIN A. & MOTTE G. (2011). Bilan du monitoring des libellules dans les sites restaurés par le projet LIFE « Tourbières » sur le plateau de Saint-Hubert. *Les Naturalistes Belges*. Volume 92, numéros 3-4. Pages 37-54.

DUVAL B. (1989). Observations d'Odonates dans les Pyrénées-Orientales (66), l'Aude (11) et l'Ariège (09). *Martinia*. Volume 5, fascicule 2. Pages 41-42.

GOFFART P., DE KNIJF G., ANSELIN A. & TAILLY M. (eds.) (2006). *Les Libellules (Odonates) de Belgique : répartition, tendances et habitats*. Publication du Groupe de travail Libellules Gomphus et du centre de recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW-DGRNE), Série « Faune-Flore-Habitats » n°1, Gembloux. 398 pages.

GRAND D. & BOUDOT J.-P. (2006). *Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope. 480 pages.

GROENENDIJK D. & BOUWMAN J. H. (2010). Occurrence and conservation of *Somatochlora arctica* in the Netherlands. *Brachytron*. Volume 12, numéro 1/2. Pages 18-23.

GUERBAA K. & HENNEQUIN E. (2007). *Bilan de sept années de suivis odonatologiques sur deux gouilles de la tourbière de Longeyroux (département de la Corrèze)*. Actes des Rencontres odonatologiques Ouest-Européennes 2005. Société française d'Odonatologie. Pages 51-54.

HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH H. (2002). *Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf la Corse)*. Société française d'Odonatologie, Bois-d'Arcy. 415 pages.

HENNEQUIN E. (2009). Les Odonates d'un site remarquable du Limousin : la tourbière-étang de Chabannes (Tarnac-Saint-Merd-les-Oussines, Corrèze). *Martinia*. Volume 25, fascicule 2. Pages 67-72.

HICKLING R., ROY D.B., HILL J.K. & THOMAS C.D. (2005). A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*. Volume 11. Pages 502-506.

JACQUEMIN G. (1989). A propos d'une population de *Somatochlora arctica* dans le Nord-est de la France. *Martinia*. Volume 5, fascicule 1. Pages 9-15.

KALKMAN V.J., BOUDOT J.P., BERNARD R., CONZE K.J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIC M., OTT J., RISERVATO E. & SAHLEN G. (2010). *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 29 pages.

KELLER D., BRODBECK S., FLÖSS I., VONWILL G. & HOLDEREGGER R. (2010). Ecological and genetic measurements of dispersal in a threatened dragonfly. *Biological Conservation*. Volume 143, numéro 11. Pages 2658-2663.

KNAUS P. & WILDERMUTH H. (2002). Site attachment and displacement of adults in two alpine metapopulations of *Somatochlora alpestris* (Odonata : Corduliidae). *International Journal of Odonatology*. Volume 5, numéro 2. Pages 111-128.

LOLIVE N. & HENNEQUIN E. (2007). Découverte d'un site de première importance pour le genre *Somatochlora* en Limousin. *Martinia*. Volume 23, fascicule 1. Page 12.

MULNET D. (2002). Étude comparative de l'émergence de plusieurs espèces d'Odonates de tourbière. Actes des Premières et Secondes Rencontres odonatologiques de France. Société française d'Odonatologie. Pages 91-108.

OPIE, CEN-LR & ÉCOLOGISTES DE L'EUZIÈRE coord. (2011). *Déclinaison régionale du Plan National d'Actions Odonates en Languedoc-Roussillon (2011-2015)*. Document de travail – rapport pour la DREAL Languedoc-Roussillon, Montpellier. 108 pages.

OTT J. (2010). Dragonflies and climatic change - recent trends in Germany and Europe. In : OTT J. (Ed.) (2010) *Monitoring Climatic Change With Dragonflies. Biorisk*. Volume 5. Pages 253-286.

PAGE C. & DABRY J. (2008). Structure et évolution des peuplements d'Odonates des tourbières acides vosgiennes. Innovation méthodologique : présence/absence. Conservatoire des sites Lorrains. 44 pages.

PROT J.-M. (2001). *Atlas commenté des insectes de Franche-Comté. Tome 2 – Odonates : Demoiselles et Libellules*. Office pour l'information Eco-entomologique de Franche-Comté. 185 pages.

PRUD'HOMME E. (2009). *Cordulie arctique* *Somatochlora arctica*. In : Poitou-Charentes Nature. *Libellules du Poitou-Charentes*. Poitou-Charentes Nature, Fontaine-le-Comte. Page 209.

SLO (Société Limousine d'Odonatologie) (2003). *Atlas des libellules du Limousin*. Epops, hors-série. Société Limousine d'Odonatologie et SEPOL. 110 pages.

STERNBERG K. (1995). Influence of oviposition date and temperature upon embryonic development in *Somatochlora alpestris* and *S. arctica* (Odonata: Corduliidae). *Journal of Zoology*. Volume 335, numéro 1. Pages 163-174.

STERNBERG K. (2000). *Somatochlora arctica*. In : STERNBERG K. & BUCHWALD R., éd. (2000). *Die Libellen Baden-Württembergs; Band 2: Großlibellen*. Ulmer Verlag, Stuttgart. Pages : 251-264.

TERMAAT T., KALKMAN V.J. & BOUWMAN J.H. (2010). Changes in the range of dragonflies in the Netherlands and the possible role of temperature change. In : OTT J. (Ed.) (2010) *Monitoring Climatic Change With Dragonflies. Biorisk*. Volume 5. Pages 155-173.

TERNOIS V. FRADIN E., GAJDOS A. & LAMBERT J.-L. (coord.) (2012). *Pré-atlas des Odonates de Champagne-Ardenne. Bilan cartographique des programmes INVOD et CILIF (Synthèse 2011)*. Société française d'Odonatologie (Champagne-Ardenne). 26 pages.

TROCKUR B., BOUDOT J.-P., FICHEFET V., GOFFART PH., OTT J. & PROESS R. (2010). *Atlas des Libellules (Insecta, Odonata)*. Faune et Flore dans la Grande Région. Zentrum für Biodokumentation, Landsweiler-Reden. 201 pages.

WILDERMUTH H. (1999). Niche overlap, niche segregation and habitat selection in *Somatochlora arctica* (Zett.) and *S. alpestris* (Sel.) in Switzerland (Anisoptera: Corduliidae). *Anax*. Volume 2, numéro 1. Page 42.

WILDERMUTH H. (2003). Reproductive behavior in *Somatochlora arctica* (Zetterstedt) (Anisoptera : Corduliidae). *Odonatologica*. Volume 32, numéro 1. Pages 61-77.

WILDERMUTH H. (2008). *Die Falkenlibellen Europas. Corduliidae*. Hohenwarsleben, Westarp Wissenschaften-Verlagsgesellschaft. 496 pages.

WILDERMUTH H., GONSETH Y. & MAIBACH A. (2005). Odonata – Les libellules de Suisse. *Fauna helvetica*. Volume 11. CSCF/SES. 398 pages.

Site internet de la Société française d'Odonatologie (SfO) (<http://www.libellules.org>), consulté en décembre 2012.

Portail internet de l'Atlas des Libellules et Papillons de jour du Languedoc-Roussillon (<http://atlas.libellules-et-papillons-lr.org>), consulté en décembre 2012.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Cordulie arctique (Somatochlora arctica (Zetterstedt, 1840)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 7 pages.



Photo Lymantria

Le criquet des ajoncs

Chorthippus binotatus binotatus

Le Criquet des ajoncs

Chorthippus binotatus binotatus (Charpentier, 1825)

Insectes, Orthoptères, Acrididés



Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Criquet des ajoncs, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Criquet des ajoncs appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Defaut, 1999 Defaut, 2011 Defaut <i>et al.</i>, 2009 Inventaire Forestier National, 2004 Picaud <i>et al.</i>, 2003 Site internet <i>Tela-Botanica</i>	De récents travaux ont réorganisé le groupe <i>binotatus</i> au sein du genre <i>Chorthippus</i> (Defaut, 2011). Cette révision propose ainsi deux espèces (<i>C. binotatus</i> et <i>C. saulcyi</i>). <i>C. binotatus</i> est présent en France, Espagne, Portugal et Maroc. Au sein de cette espèce, la France n'est concernée que par la sous-espèce nominative (<i>C. binotatus binotatus</i>), les autres individus appartenant à différentes sous-espèces de <i>C. saulcyi</i>. <i>C. b. binotatus</i> est présent dans l'ensemble de la péninsule Ibérique et en France, où il est répandu dans l'Ouest du pays (de la Bretagne et la Normandie aux Pyrénées) et jusqu'en Provence vers l'est. Sa répartition est assez continue le long de la façade atlantique, et plus morcelée en allant vers l'est et le sud (Defaut, 1999 ; Picaud <i>et al.</i>, 2003 ; Bellmann & Luquet, 2009 ; Defaut <i>et al.</i>, 2009 ; Defaut, 2011). Cette répartition coïncide globalement avec celles de ses plantes hôtes (Inventaire Forestier National, 2004 ; Site internet <i>Tela-Botanica</i>). En France, c'est principalement un taxon de plaine, mais il peut occasionnellement se retrouver dans l'étage montagnard, où il a été noté jusqu'à 1 330 mètres (Defaut, 2011).
Evolution récente D'après : Defaut, 1999 Sardet & Defaut, 2004	Le Criquet des ajoncs est en régression, avec pour <i>conséquence</i> sa répartition très morcelée sur une grande partie du pays (Defaut, 1999). Defaut (1999) considère que c'est un taxon peu fréquent en France, en dehors de la Bretagne, et l'évaluation de conservation proposée par Sardet & Defaut (2004) le cite comme une espèce « fortement menacée d'extinction » à l'échelle nationale. Il est considéré comme « menacé » partout en France.
Phylogénie et phylogéographie D'après : ASCETE, 2009, m-à-j. 2013 Defaut, 2012	La phylogénie de la sous-famille des Gomphocerinae (dont fait partie le Criquet des ajoncs) a récemment été révisée grâce à plusieurs travaux moléculaires. Ces nouvelles informations ont été synthétisées par Defaut (2012) et ont mené à une mise à jour de la nomenclature de l'espèce (ASCETE, 2009, mise à jour en 2013). L'espèce devrait maintenant être intégrée au genre <i>Gomphocerippus</i>, de même que les autres espèces de groupe <i>binotatus</i>. Il faudrait maintenant l'appeler <i>Gomphocerippus binotatus</i>.

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce	Le Criquet des ajoncs n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et structuration de l'espace

Habitat D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Boitier & Petit, 2010 Defaut, 1999 Defaut, 2011 Lemonnier & Petit, 2000 Picaud <i>et al.</i>, 2002 Picaud <i>et al.</i>, 2003 Poniatowski <i>et al.</i>, 2012 Pratz & Cloupeau, 2010	L'habitat présenté ici est celui de la sous-espèce <i>Chorthippus binotatus binotatus</i>. Les autres taxons du groupe <i>binotatus</i> sont plus montagnards et moins strictement inféodés aux Fabacées avec un régime alimentaire contenant des graminées (Defaut, 2011). Le Criquet des ajoncs fréquente principalement les landes et fruticées ouvertes à ajoncs et genêts. On le trouve notamment sur les coteaux incultes et sur les pentes sèches, herbeuses et pierreuses présentant une strate arbustive. On l'observe alors fréquemment sur les buissons de diverses espèces de Fabacées appartenant à la tribu des Génistées : ajoncs divers (<i>Ulex sp.</i>), Genêt scorpion (<i>Genista scorpius</i>) ou Genêt à balais (<i>Cytisus scoparius</i>). Il est strictement inféodé à la présence de ces espèces dont il se nourrit (Defaut, 1999 ; Lemonnier & Petit, 2000 ; Bellmann & Luquet, 2009 ; Boitier & Petit, 2010 ; Pratz & Cloupeau, 2010 ; Poniatowski <i>et al.</i>, 2012). Le recouvrement arbustif est assez variable : entre 10 et 100 % par exemple dans le Vaucluse. Mais sur un autre site du même département, il n'a été retrouvé que là où le recouvrement arbustif était situé entre 30 et 50 %. Il peut également être présent en bonne densité là où le pourcentage de sol nu atteint 40 %. Inversement, il semble absent lorsque la densité et la hauteur des buissons sont trop importantes (Lemonnier & Petit, 2000). Pour le littoral de Charente-Maritime, Defaut (1999) précise que le recouvrement conjoint des strates arborées et arbustives haute des milieux abritant le Criquet des ajoncs est inférieur ou égale à 50 ou 60 % (Defaut, 1999). Par exemple, en Haute-Vienne, cette espèce est principalement liée aux buissons bas à moyens, inférieurs à un mètre (Boitier & Petit, 2010). Pour maintenir la lande à un stade favorable, plusieurs méthodes sont possibles. Deux d'entre elles ont été étudiées en Haute-Vienne, sur des landes où le Criquet des ajoncs se développe sur <i>Ulex minor</i>. Le gyrobroyage a un effet négatif immédiat sur les peuplements d'orthoptères en général, mais suite à la reprise de la végétation, la recolonisation est efficace. Par ailleurs, le Criquet des ajoncs semble bien résister à ce mode de gestion. Le pâturage par les moutons peut également être envisagé. Là encore, il n'a pas été observé d'effet négatif sur le Criquet des ajoncs, mais l'effet du pâturage peut être très variable selon la charge (Boitier & Petit, 2010). Concernant ces deux modes de gestion, les auteurs estiment néanmoins que les connaissances manquent sur leurs effets, notamment à moyen terme. Enfin, on peut noter une certaine spécialisation régionale pour la plante hôte. Par exemple, on retrouve principalement <i>Ulex minor</i> dans le Périgord et le Limousin, <i>Ulex europaeus</i> et <i>Cytisus scoparius</i> en Charente-Maritime, <i>Genista scorpius</i> dans la partie orientale des Pyrénées et <i>Ulex parviflorus</i> dans le Vaucluse (Picaud <i>et al.</i>, 2003 ; Boitier & Petit, 2010). Les larves consomment les feuilles et les jeunes pousses, alors que les adultes préfèrent les fleurs pendant la période de floraison (Picaud <i>et al.</i>, 2002).

Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Picaud <i>et al.</i> , 2003	Le Criquet des ajoncs se déplace par vol et par saltation chez les adultes. Les larves sont inaptes au vol. Au sein de la population, les déplacements sont probablement limités par la ressource alimentaire du milieu car le Criquet des ajoncs n'accepte les graminées que s'il n'y a pas de Génistées à proximité (Picaud <i>et al.</i>, 2003). Les individus restent donc probablement dans la surface d'habitat favorable présentant une densité suffisante de plante hôte et ne s'aventurent pas dans les autres milieux alentours.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Defaut, 2011	Les adultes se montrent de juillet à octobre (Bellmann & Luquet, 2009). C'est donc au cours de cette période que se font les déplacements. Les éventuels déplacements des larves n'ont jamais été étudiés. La capacité de déplacement de l'adulte semble n'avoir jamais été étudiée. Les individus sont macroptères chez cette sous-espèce (Defaut, 2011) et sont donc aptes au vol. Cependant, la distance qu'ils peuvent parcourir n'est pas connue.
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité	La territorialité n'a jamais été étudiée chez cette espèce.
Densité de population	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Picaud <i>et al.</i> , 2003	La surface minimale pour une population viable n'est pas connue. Picaud <i>et al.</i> (2003) indiquent que dans le Limousin l'espèce se développe dans des landes fragmentées formant des îlots favorables parmi le reste du paysage, mais ils ne précisent pas les surfaces de ces patches.
Effectif minimum pour un noyau de population	De même que pour la surface minimale, l'effectif minimum n'a jamais été étudié chez cette espèce.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Defaut, 1999 Picaud <i>et al.</i> , 2003	La ressource alimentaire est parfois très morcelée avec une dispersion difficile entre les surfaces favorables à cause de l'absence de plante hôte (Picaud <i>et al.</i>, 2003). Cette situation pourrait avoir une influence sur la structure interpopulationnelle de l'espèce, mais cela n'a jamais été spécifiquement étudié. Dans les régions présentant de larges surfaces de landes favorables, en Bretagne notamment où l'espèce est bien présente (Defaut, 1999), la structure interpopulationnelle n'est pas non plus connue. Picaud <i>et al.</i> (2003) précisent que, dans le Limousin, les surfaces d'habitat favorable sont parfois séparées de quelques dizaines de kilomètres, mais que même entre les sites proches, les échanges sont probablement peu importants. Il est donc probable que les sites éloignées soient isolés les uns des autres.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	La capacité de dispersion des larves n'est pas connue. Cependant, il est probable que ce soient essentiellement les adultes qui participent à la dispersion.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont jamais été étudiés.
Milieux empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation.
Fidélité au lieu de naissance	Etant donné que les déplacements de la larve ne sont pas connus, la fidélité au lieu de naissance ne peut être estimée.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Picaud <i>et al.</i> , 2003	Les déplacements interpopulationnels n'ont jamais été étudiés. Picaud <i>et al.</i> (2003) estiment qu'ils pourraient éventuellement se faire sur plusieurs générations, à condition que des individus soient capables de réaliser l'ensemble de leur cycle avec des graminées pour seule source de nourriture. Ainsi, il pourrait y avoir des échanges entre des populations présentes dans des landes relativement éloignées et séparées par de la prairie. Cependant, cette éventuelle capacité à se reproduire en milieux sans Fabacées n'a pas été étudiée et il ne semble pas que des observations dans ce sens aient été déjà faites. De plus, à cause de la limitation par la ressource alimentaire, les auteurs considèrent que ces déplacements entre zones d'habitat favorable, s'ils sont possibles, sont

	probablement peu fréquents. Cette capacité de migration peut notamment dépendre de la possibilité pour quelques générations de se développer en prairies : la colonisation de sites favorables distants serait alors possible. Les auteurs précisent que la proportion d'individus qui en serait capables n'est pas connue mais qu'elle est probablement faible.
Fidélité au site D'après : Picaud <i>et al.</i> , 2003	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée. Elle n'a jamais été étudiée. Cependant, en milieux fragmentés, étant donné que la dispersion est probablement faible (Picaud <i>et al.</i> , 2003), cette fidélité doit être importante.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Picaud <i>et al.</i> , 2003	Dans certaines régions, les landes favorables forment des petites surfaces parfois séparées par plusieurs dizaines de kilomètres de prairies ou de cultures. Picaud <i>et al.</i> (2003) décrivent notamment cette situation dans le Limousin. Ils précisent que même si le Criquet des ajoncs peut se nourrir de graminées, cette consommation est lente, augmentant les risques de prédation. Ainsi, les milieux sans ajoncs sont très peu favorables et limitent grandement les capacités de dispersion de l'espèce dans ces paysages fragmentés.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Auxemery & Bonhomme, 2008 Picaud <i>et al.</i> , 2003 Pratz & Cloupeau, 2010 Rameau <i>et al.</i> , 1994 Rameau <i>et al.</i> , 2008 Site internet <i>Poitou-Charentes Nature</i>	Le Criquet des ajoncs est menacé par la dégradation et la fragmentation des landes dans lesquelles il vit. Les landes sont notamment liées à un pâturage extensif sur des sols acides et/ou pauvres, peu favorables à d'autres types d'exploitation agricole (Rameau <i>et al.</i> , 1994 ; Rameau <i>et al.</i> , 2008). Les ajoncs peuvent alors se développer car ils constituent des refus de pâturage. Si le pâturage disparaît suite à l'abandon de cette pratique, ce faciès de transition présente un vieillissement de la végétation amenant le milieu vers un fourré (formation pré-forestière) puis une forêt (Auxemery & Bonhomme, 2008 ; Site internet <i>Poitou-Charentes Nature</i>). L'enrésinement, spontané ou volontaire, constitue également une menace pour l'habitat de l'espèce. À cause de cela, en région Centre par exemple, les stations restantes sont très localisées et isolées (Pratz & Cloupeau, 2010). De plus, la faible appétence des graminées pour cette espèce augmente l'importance de la fragmentation des landes pour sa conservation, car il lui est difficile de traverser de grands espaces dépourvus de ses plantes hôtes, telles que des prairies par exemple (Picaud <i>et al.</i> , 2003). Le Criquet des ajoncs est affecté par la fragmentation (Picaud <i>et al.</i> , 2003), mais ses effets n'ont pas été étudiés spécifiquement sur cette espèce. Comme pour de nombreux invertébrés, la fragmentation des habitats réduit probablement fortement les possibilités d'échanges d'individus entre les stations, entraînant ensuite une diminution de la diversité génétique par la réduction des échanges d'individus, ainsi qu'un risque d'extinction des populations les plus isolées. Pour la région Centre par exemple, la liste rouge signale que les stations où l'espèce est présente sont très localisées et isolées, mettant en avant ce manque de connectivité entre les populations (Pratz & Cloupeau, 2010).
Importance de la structure paysagère D'après : Picaud <i>et al.</i> , 2003	La mosaïque paysagère a une forte importance pour le Criquet des ajoncs. En effet, du fait de sa spécialisation alimentaire, il est très dépendant de la répartition de ses plantes hôtes pour sa répartition, mais aussi pour ses déplacements (Picaud <i>et al.</i> , 2003). Ainsi, la présence de grandes surfaces de landes favorables est probablement importante pour sa conservation, de même que des distances très faibles entre ces surfaces. Cependant, il n'est pas possible d'être plus précis car aucune étude ne s'est pour l'instant intéressée à ce sujet. Il est donc nécessaire de localiser finement les noyaux de populations ainsi que les milieux favorables riches en plantes hôtes pour envisager la trame de l'espèce à l'échelle régionale.
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Aucune information n'a pu être trouvée sur un éventuel effet des conditions météorologiques ou du changement climatique sur les déplacements de cette espèce.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	

Aucune étude, ni génétique ni capture-marquage-recapture, ne semblent avoir déjà été menées sur cette espèce. Cependant, comme cela se fait sur d'autres espèces, ces méthodes pourraient être utilisées pour étudier les déplacements des individus et les flux de gènes entre les populations.

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Les autres taxons du groupe *binotatus* sont plus montagnards que *C. binotatus binotatus* et leur régime alimentaire est constitué de graminées. On les retrouve donc également dans des pelouses et fruticées ouvertes, mais non obligatoirement riches en Fabacées arbustives (Default, 2011).

Ces taxons sont également menacés par la déprise agricole amenant une fermeture des landes qui deviennent progressivement défavorables. Cependant, comme ils consomment des graminées, ils sont probablement moins contraints dans leur dispersion car ils n'ont pas le problème de la disponibilité alimentaire (Picaud *et al.*, 2003 ; Chuche, 2004). Néanmoins ces taxons sont microptères, alors que *C. b. binotatus* est macroptère (Default, 2011). Les capacités de vol peuvent donc être réduites.

D'une manière générale, ce sont donc des taxons proches de celui décrit dans cette fiche, mais les paramètres de déplacement et de dispersion peuvent être différents et nécessiteraient une recherche bibliographique spécifique.

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

David MORICHON, Association pour la Caractérisation et l'Etude des Entomocénoses (ASCETE)

Daniel PETIT, Université de Limoges

> Bibliographie consultée :

ASCETE (2009). Liste des Orthoptères de France (Orthoptera, Phasmatodea, Mantodea). Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques. Volume 14. Pages 5-16. Liste mise à jour en novembre 2013 : <http://www.ascete.org/>

AUXEMERY A. & BONHOMME M. (2008). Étude sur l'intérêt écologique des landes du filon de quartz des Monts de Blond. *Annales Scientifiques du Limousin*. Numéro 19. Publié en ligne (<http://epublications.unilim.fr/revues/asna/534>).

BELLMANN H. & LUQUET G. (2009). *Guide des Sauterelles, Grillons et Criquets d'Europe occidentale*. Editions Delachaux et Niestlé, Paris. 383 pages.

BOITIER E. & PETIT D. (2010). *Peuplements d'Orthoptères et gestion des landes en Haute-Vienne. Année 2009*. Rapport d'étude CREN Limousin et Emmanuel Boitier Consultant, Montaigut-le-Blanc. 58 pages.

CHUCHE J. (2004). *Étude du régime alimentaire de Chorthippus binotatus saulcyi*. Mémoire de Maîtrise. Limoges : Université de Limoges - Faculté des sciences et techniques. 26 pages.

DEFAULT B. (1999). *Synopsis des Orthoptères de France*. Hors-série de Matériaux entomocénologiques. 87 pages.

DEFAULT B. (2011). Révision préliminaire des *Chorthippus* du groupe *binotatus* (Charpentier, 1825) (Caelifera, Acrididae, Gomphocerinae). *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*. Numéro 16. Pages 17-54.

DEFAULT B. (2012). Implications taxonomiques et nomenclaturales de publications récentes en phylogénie moléculaire : 1. Les Gomphocerinae de France (Orthoptera, Acrididae). *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*. Volume 17. Pages 15-20.

DEFAULT B., SARDET E. & BRAUD Y. (2009). *Catalogue permanent de l'entomofaune française, fascicule 7, Orthoptera : Ensifera et Caelifera*. U.E.F. éditeur, Dijon, 94 pages.

INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL (2004). La flore indicatrice des conditions climatiques. *L'IF*. Numéro 3. Pages 6-7.

LEMONNIER M. & PETIT D. (2000). Présence de *Chorthippus binotatus binotatus* (Charpentier, 1825) dans le Vaucluse (Orthoptera, Acrididae). *Bulletin de la Société entomologique de France*. Volume 105, fascicule 5. Pages 257-258.

PICAUD F., GLOAGUEN V. & PETIT D. (2002). Mechanistic aspects to feeding preferences in *Chorthippus binotatus* (Acrididae, Gomphocerinae). *Journal of Insect Behavior*. Volume 15, numéro 4. Pages 513-526.

PICAUD F., BONNET E., GLOAGUEN V. & PETIT D. (2003). Decision making for food by Grasshoppers (Orthoptera : Acrididae) : Comparison between a specialist species on a shrubby legume and three graminivorous species. *Plant-Insect Interactions*. Volume 32, numéro 3. Pages 680-688.

PONIATOWSKI D., DEFAULT B., LLUCIA-POMARES D. & FARTMANN T. (2012). *The Orthoptera fauna of the Pynenean region – a field guide*. *Articulata Beiheft*. Numéro 14 (2009), seconde édition. 143 pages.

PRATZ J.L. & CLOUPEAU R. (2010). Liste rouge commentée des Orthoptères de la région Centre. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénétiques*. Volume 15. Pages 17-33.

RAMEAU J.-C., MANSION D. & DUME G. (1994). Flore forestière française – guide écologique illustré. Volume 1 : Plaines et collines. Institut pour le développement forestier. 1785 pages.

RAMEAU J.-C., MANSION D., DUME G. & GAUBERVILLE C. (2008). Flore forestière française – guide écologique illustré. Volume 3 : Région méditerranéenne. Institut pour le développement forestier. 2426 pages.

SARDET E. & DEFAUT B., coord. (2004). Les Orthoptères menaces en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénétiques*. Volume 9. Pages 125-137.

Site internet de *Poitou-Charentes Nature*, page « Structure, dynamique et état de conservation des landes » (www.poitou-charentes-nature.asso.fr/Structure-dynamique-des-landes.html), consulté en avril 2012.

Site internet de *Tela-Botanica*, outil *eFlore* (www.tela-botanica.org/page:eflore), consulté en avril 2012.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Criquet des ajoncs (Chorthippus binotatus binotatus (Charpentier, 1825)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 6 pages.



Photo David Morichon

Le criquet palustre

Chorthippus montanus

Le Criquet palustre

Chorthippus montanus (Charpentier, 1825)

Insectes, Orthoptères, Acrididés



© David MORICHON

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Criquet palustre, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Criquet palustre appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Defaut, 1999 Defaut <i>et al.</i> , 2009 Poniatowski <i>et al.</i> , 2012	Le Criquet palustre est une espèce eurosibérienne dont la distribution s'étend des Pyrénées à la Scandinavie, et jusqu'au Pacifique à l'est (Defaut, 1999). Il est absent des îles britanniques. En France, il est essentiellement présent dans le nord et l'est du pays. On le trouve également dans les Pyrénées (Defaut <i>et al.</i> , 2009 ; Poniatowski <i>et al.</i> , 2012).
Evolution récente D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Sardet & Defaut, 2004 Sardet & Jacquemin, 2006	Le Criquet palustre a subi une forte régression : sa distribution en France s'est morcelée et il semble avoir disparu de nombreux départements, principalement dans la moitié sud de la France. Ce recul est dû à la dégradation des milieux humides, et probablement aussi aux effets du changement climatique. Ainsi, on le retrouve maintenant essentiellement dans le nord du pays et dans les régions montagneuses (Sardet & Jacquemin, 2006 ; Bellmann & Luquet, 2009). L'évaluation de conservation proposée par Sardet & Defaut (2004) le cite comme espèce menacée à surveiller à l'échelle nationale, et à l'exception des Alpes et du Massif central où il se maintient, il est considéré comme fortement menacé d'extinction.
Phylogénie et phylogéographie D'après : ASCETE, 2009, m-à-j. 2013 Defaut, 2012	La phylogénie de la sous-famille des Gomphocerinae (dont fait partie le Criquet palustre) a récemment été révisée grâce à plusieurs travaux moléculaires. Ces nouvelles informations ont été synthétisées par Defaut (2012) et ont mené à une mise à jour de la nomenclature de l'espèce (ASCETE, 2009, mise à jour en 2013). L'espèce devrait normalement s'appeler maintenant <i>Pseudochorthippus montanus</i> .
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le Criquet palustre n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et structuration de l'espace	
Habitat D'après : Baur <i>et al.</i> , 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Boitier, 2006 Ingrisch, 1983 Langmaack, 1997 Langmaack & Schrader, 1997 Sardet & Jacquemin, 2006 Stallegger, 2006 Weyer <i>et al.</i> , 2011	Le Criquet palustre est une espèce hygrophile qui fréquente les prairies mésotrophes humides, les tourbières et hauts-marais, jusque vers 2 500 mètres d'altitude (Baur <i>et al.</i>, 2006 ; Boitier, 2006 ; Sardet & Jacquemin, 2006). Si l'humidité est obligatoire, l'inondation est défavorable. Cette exigence est liée aux œufs, enterrés près de la surface (Langmaack, 1997) qui sont très sensibles à la sécheresse mais ne résistent pas non plus à l'immersion prolongée (Ingrisch, 1983 ; Baur <i>et al.</i>, 2006 ; Stallegger, 2006 ; Bellmann & Luquet, 2009). La plupart des sites où on le retrouve sont des prairies humides entretenues par des pratiques pastorales extensives. Occasionnellement, il peut coloniser des milieux un peu moins humides (Bellmann & Luquet, 2009). Mais une trop forte carence en eau pendant l'hivernation des œufs peut empêcher ou retarder leur développement avec à long terme une extinction potentielle de la population (Ingrisch, 1983). Il affectionne les endroits à végétation herbacée basse ou semi-haute (entre 10 cm et 1 m), assez ouverte (Boitier, 2006 ; Langmaack & Schrader, 1997 <i>in</i> Weyer <i>et al.</i>, 2011). Au sein de la zone d'habitat favorable, les adultes fréquentent principalement les zones chaudes bien ensoleillées : une végétation trop dense ou trop élevée pourrait donc influencer négativement sur la qualité des micro-habitats (Weyer <i>et al.</i>, 2011). Les auteurs conseillent donc de maintenir un pâturage ou un fauchage (extensif, tardif et par rotation).
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Weyer <i>et al.</i> , 2011	Le Criquet palustre est inapte au vol pour la plupart : larves et adultes se déplacent par marche et par saltation parmi la végétation. Certains individus peuvent voler. Weyer <i>et al.</i> (2011) estiment que les individus brachyptères sont fortement contraints par leur habitat et qu'ils ne sont pas en mesure de franchir de grandes distances à travers une végétation défavorable. Les déplacements se font donc principalement au sein de l'habitat où se développe l'espèce.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Reinhardt <i>et al.</i> , 2005 Weyer <i>et al.</i> , 2011	La mobilité de la larve n'a jamais été étudiée à cause de la difficulté à marquer les individus. Néanmoins, il est probable qu'elle soit faible car ils restent plutôt à proximité des sites de ponte pour s'alimenter (Weyer <i>et al.</i>, 2011). Les seuls déplacements sont donc essentiellement dus aux adultes. Chez le Criquet palustre, la plupart des individus sont brachyptères et sont donc incapables de voler, ce qui se traduit par une faible capacité de dispersion. Cependant, certains individus sont macroptères et capable de voler (Reinhardt <i>et al.</i>, 2005 <i>in</i> Weyer <i>et al.</i>, 2011). Chez la femelle, tous les intermédiaires sont possibles entre la forme brachyptère et la forme macroptère (Bellmann & Luquet, 2009).

	Une étude de capture-marquage-recapture en Allemagne a montré une moyenne de déplacement cumulé de 23,5 mètres, avec un maximum de 104 mètres. Près de 57 % des individus se sont déplacés de moins de 20 mètres. En une journée, 67 % se sont déplacés de moins de 2 mètres. Seuls 3 % des individus se sont déplacés de plus de 10 mètres en une journée. Ces distances de déplacement sont identiques chez les mâles et les femelles (Weyer <i>et al.</i>, 2011). Le Criquet palustre est une espèce univoltine dont les imagos se montrent de juillet à octobre. C'est donc sur cette période que se font les déplacements. Weyer <i>et al.</i> (2011) précisent qu'un habitat de mauvaise qualité ou une densité d'individus trop élevée pourrait influencer positivement la mobilité mais que les individus pourraient être arrêtés en rencontrant un milieu défavorable. Par conséquent, la taille de l'habitat pourrait également influencer sur la mobilité des individus non volants.
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité	La territorialité n'a jamais été étudiée chez cette espèce.
Densité de population D'après : Radlmair, 2003 Weyer <i>et al.</i> , 2011	Weyer <i>et al.</i> (2011) indiquent que cette espèce a généralement des populations plus petites que la plupart des autres Orthoptères à cause de sa grande spécialisation et de la surface fréquemment petite de son habitat. Leur étude a estimé la population à environ 1 000 individus. Ce chiffre est relativement élevé par rapport aux estimations généralement faites pour cette espèce (Radlmair, 2003). Mais les auteurs suggèrent que les effectifs sont souvent sous-estimés car ils ne sont pas basés sur la méthode de capture-marquage-recapture. Ils précisent également que leur étude a été réalisée sur un habitat très favorable. Il est donc possible que cette population soit particulièrement bien développée.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Weyer <i>et al.</i> , 2011	Étant donné les exigences du Criquet palustre en terme d'humidité notamment (humidité permanente mais pas trop d'inondation), les taches d'habitat sont fréquemment petites et naturellement fragmentées (Weyer <i>et al.</i> , 2011).
Effectif minimum pour un noyau de population	Aucune information n'a pu être trouvée sur les effectifs minimaux pour une population.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Nous n'avons pu trouver aucune information sur la structure interpopulationnelle du Criquet palustre.
Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	La capacité de dispersion des larves n'est pas connue, mais il est probable qu'elles ne participent pas à la dispersion.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont jamais été étudiés, mais ils sont probablement très faibles.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation.
Fidélité au lieu de naissance	Étant donné les faibles déplacements de la larve, elle reste durant tout son développement sur son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Weyer <i>et al.</i> , 2011	Étant donné la très faible mobilité de l'espèce, il est probable que ce soit essentiellement les individus macroptères qui participent aux déplacements entre populations (Weyer <i>et al.</i>, 2011). Mais à notre connaissance, aucune étude n'a été menée sur ces individus. Le déplacement maximal observé pour un individu brachyptère est de 104 mètres (Weyer <i>et al.</i>, 2011). Donc si certains de ces individus participent à des échanges entre populations, ce doit être sur de courtes distances, entre des populations très proches. Les capacités de dispersion des individus macroptères ne sont pas connues mais sont probablement beaucoup plus importantes. La fréquence d'apparition des individus macroptères dans les populations n'est pas non plus connue. Weyer <i>et al.</i> (2011) estiment qu'ils sont rares.
Fidélité au site	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire pourrait cependant être traitée mais elle n'a jamais été étudiée. Néanmoins, excepté pour les individus macroptères, il est probable que cette fidélité soit importante : du fait de la forte sténocéie de l'espèce, elle ne semble pas sortir des périmètres d'habitat favorable.

Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Weyer <i>et al.</i> , 2011	L'étude menée par Weyer <i>et al.</i> (2011) a montré que seuls très peu d'individus ont été trouvés en dehors de l'habitat favorable : la grande majorité semble ne pas aller au-delà de la limite avec l'habitat défavorable. Ils en concluent donc que l'émigration d'individus est très faible (excepté pour les individus macroptères). Aucune étude ne semble préciser les milieux pouvant être traversé par ces individus macroptères.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Pratz & Cloupeau, 2010 Weyer <i>et al.</i> , 2011	Inféodé aux tourbières et prairies humides, le Criquet palustre est en fort recul suite à la dégradation et la disparition de ses habitats (drainage, enherbage intensif, fauche précoce...). Le changement climatique pourrait aussi jouer un rôle : l'espèce est éteinte dans de nombreux départements de la moitié Sud de la France (Bellmann & Luquet, 2009). En plus de la destruction directe de populations, la dégradation des milieux entraîne une fragmentation de plus en plus marquée des habitats favorables et donc de la répartition du Criquet palustre : les populations restantes sont de plus en plus isolées les unes par rapports aux autres (Weyer <i>et al.</i>, 2011). La menace est particulièrement forte pour le Criquet palustre, car il combine des paramètres le rendant très vulnérable aux changements d'hygrométrie des sols (drainage) précédant le mode d'occupation des sols (intensification agricole, artificialisation). Comme pour de nombreux invertébrés, la fragmentation des habitats réduit fortement les possibilités d'échanges d'individus entre les stations. Pour la région Centre par exemple, la liste rouge signale que les rares localités où l'espèce est encore présente ne permettent plus la connectivité entre les populations (Pratz & Cloupeau, 2010). Weyer <i>et al.</i> (2011) considèrent également que la fragmentation est responsable d'extinctions locales de populations.
Importance de la structure paysagère D'après : Baur <i>et al.</i> , 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Weyer <i>et al.</i> , 2011	Il est difficile de préciser l'importance de la structure paysagère pour la conservation de l'espèce. Néanmoins, il faut noter l'importance de maintenir, voire de restaurer de nombreux patches favorables en zone alluviale en plaine et en zone tourbeuse en montagne là où l'espèce est encore présente (Baur <i>et al.</i>, 2006 ; Bellmann & Luquet, 2009). Cela peut se faire notamment en évitant le drainage et en restaurant le régime naturel de l'eau. Weyer <i>et al.</i> (2011) considèrent qu'il s'agit d'une mesure d'urgence indispensable à la préservation de cette espèce mais aussi de nombreux autres invertébrés. Pour cela, le Criquet palustre peut être considéré comme un très bon indicateur des zones humides peu exploitées et au fonctionnement hydraulique naturel. Le maintien ou le retour de pratiques agricoles extensives sont aussi conseillées par ces auteurs.
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Aucune information n'a pu être trouvée sur un éventuel effet des conditions météorologiques sur les déplacements de cette espèce. Le changement climatique semble avoir déjà affecté le Criquet palustre dans sa répartition : il a disparu d'une bonne partie du Sud de la France, et se retrouve maintenant principalement en montagne (Bellmann & Luquet, 2009). Weyer <i>et al.</i> (2011) notent également la disparition des populations de plaine. Ils précisent que le changement climatique pourrait notamment entraîner une augmentation de la fréquence des périodes de sécheresse, ce qui serait très préjudiciable au Criquet palustre.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Weyer <i>et al.</i> , 2011). Elles ont donné des résultats intéressants et pourraient donc être reproduites. Des études génétiques pourraient également être envisagées.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
On peut citer deux autres espèces des prairies humides et désignées comme espèces de cohérence nationale pour la TVB. Il s'agit du Criquet des roseaux (<i>Mecostethus parapleurus</i>), désigné dans deux régions, et du Criquet tricolore (<i>Paracinema tricolor bisignata</i>), désigné dans sept régions. Comme le Criquet palustre, ces deux espèces sont inféodées aux zones humides et sont donc directement menacées par la dégradation et la disparition de ces milieux (Bellmann & Luquet, 2009). Elles doivent donc être également prises en compte dans la réflexion sur les continuités pour les zones humides. Cependant, ce sont des espèces macroptères, dont les paramètres de dispersion ne peuvent être extrapolés à partir de ceux du Criquet palustre. Une recherche bibliographique spécifique serait donc nécessaire. Le Criquet tricolore fait l'objet d'une fiche de synthèse.	

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

David MORICHON, Association pour la Caractérisation et l'Etude des Entomocénoses (ASCETE)

Stéphane JAULIN et Serge GADOUM, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ASCETE (2009). Liste des Orthoptères de France (Orthoptera, Phasmatodea, Mantodea). Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques. Volume 14. Pages 5-16. Liste mise à jour en novembre 2013 : <http://www.ascete.org/>

BAUR B., BAUR H., ROESTI C., ROESTI D. & THORENS P. (2006). *Sauterelles, Grillons et Criquets de Suisse*. Haupt, Berne. 352 pages.

BELLMANN H. & LUQUET G. (2009). *Guide des Sauterelles, Grillons et Criquets d'Europe occidentale*. Ed. Delachaux et Niestlé. 383 pages.

BOITIER E. (2006). *Inventaire des Orthoptères de la tourbière de Sagne Bourrue, commune de Jeansagnière (Loire)*. Société d'Histoire naturelle Alcide-d'Orbigny. 15 pages.

DEFAUT B. (1999). *Synopsis des Orthoptères de France*. Hors-série de Matériaux entomocénologiques. 87 pages.

DEFAUT B. (2012). Implications taxonomiques et nomenclaturales de publications récentes en phylogénie moléculaire : 1. Les Gomphocerinae de France (Orthoptera, Acrididae). *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*. Volume 17. Pages 15-20.

DEFAUT B., SARDET E. & BRAUD Y. (2009). *Catalogue permanent de l'entomofaune française, fascicule 7, Orthoptera : Ensifera et Caelifera*. U.E.F. éditeur, Dijon, 94 pages.

INGRISCH S. (1983). Zum Einfluss der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken. *Deutsche Entomologische Zeitschrift*. Volume 30. Pages 1–15.

LANGMAACK M. (1997).). Eiablageort und Chorionstruktur bei 3 sympatrischen Grashüpferarten (Acrididae, Gomphocerinae) des Feuchtgrünlandes. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften*. Volume 5, numéro 2. Pages 359-370.

LANGMAACK M. & SCHRADER G. (1997). Microhabitat analysis of three Fensgrassland Grasshopper species (Acrididae: Gomphocerinae). *Entomologia Generalis*. Volume 22. Pages 45–55.

PONIATOWSKI D., DEFAUT B., LLUCIA-POMARES D. & FARTMANN T. (2012). *The Orthoptera fauna of the Pynenean region – a field guide*. Articulata Beiheft. Numéro 14 (2009), seconde édition. 143 pages.

PRATZ J.L. & CLOUPEAU R. (2010). Liste rouge commentée des Orthoptères de la région Centre. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*. Volume 15. Pages 17-33.

RADLMAIR S. (2003). *Sumpfrashüpfer* (Chorthippus montanus). In : SCHLUMPRECHT H. & WAEBER G., coord. (2003). *Heuschrecken in Bayern*. Ulmer, Stuttgart. Pages 303–305.

REINHARDT K., KÖHLER G., MAAS S. & DETZEL P. (2005). Low dispersal ability and habitat specificity promote extinctions in rare but not in widespread species: the Orthoptera of Germany. *Ecography*. Volume 28. Pages 593–602.

SARDET E. & DEFAUT B., coord. (2004). Les Orthoptères menaces en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*. Volume 9. Pages 125-137.

SARDET E. & JACQUEMIN G. (2006). Catalogue commenté des Orthoptères de la région Lorraine. *Matériaux orthoptériques et entomocénologiques*. Volume 11. Pages 65-86.

STALLEGGER P. (2006). *Inventaire et mise en place d'un suivi des peuplements d'orthoptères des prairies de fauche de la Basse Vallée de la Risle*. PNR des Boucles de la Seine Normande. 39 pages.

WEYER J., WEINBERGER J. & HOCHKIRCH A. (2011). Mobility and microhabitat utilization in a flightless wetland grasshopper, *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825). *Journal of Insect Conservation*. Pages 1-12.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Criquet palustre (Chorthippus montanus (Charpentier, 1825)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 5 pages.



Photo Gilles San Martin

Le criquet tricolore

Paracinema tricolor bisignata

Le Criquet tricolore

Paracinema tricolor bisignata (Charpentier, 1825)

Insectes, Orthoptères, Acrididés



© David MORICHON

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Criquet tricolore, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Criquet tricolore appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Boitier <i>et al.</i> , 2005 Cloupeau, 2003 Defaut, 1999 Defaut <i>et al.</i> , 2009 Parmentier <i>et al.</i> , 2011	Le Criquet tricolore est répandu de la Chine à l'Afrique subsaharienne, mais présente plusieurs sous-espèces. En Europe, où il habite le Bassin méditerranéen, il s'agit de la sous-espèce <i>bisignata</i> . En France, il occupe principalement la moitié sud-ouest du pays. Il est présent sur l'ensemble de la façade atlantique, ainsi que celle de la Méditerranée, dont la Corse (Defaut <i>et al.</i> , 2009). Il est également signalé dans plusieurs départements de l'intérieur des terres, mais y demeure beaucoup plus sporadique (Defaut, 1999 ; Bellmann & Luquet, 2009). Sa limite nord-est de répartition est représentée par quelques départements des Pays de la Loire (Loire-Atlantique et Vendée), de la région Centre (Cher, Indre et Indre-et-Loire) et de la région Rhône-Alpes, dans l'Ain, le Rhône et la Loire (Cloupeau, 2003 ; Boitier <i>et al.</i> , 2005 ; Defaut <i>et al.</i> , 2009 ; Parmentier <i>et al.</i> , 2011). Dans plus de la moitié des départements où il est répertorié, le nombre de localités connues ne dépasse pas celui de cinq stations (Defaut <i>et al.</i> , 2009).
Evolution récente D'après : Baur <i>et al.</i> , 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Defaut <i>et al.</i> , 2009 Sardet & Defaut, 2004	Il était auparavant connu de la Suisse, dans le Bassin genevois, où il était déjà considéré comme rare au début du XX ^{ème} siècle. Non revu depuis 1921, il est désormais considéré comme disparu en raison de l'assèchement des marais où il était présent et de la chenalisation du Rhône (Baur <i>et al.</i> , 2006, Bellmann & Luquet, 2009). En France, il n'a plus été observé de huit départements où il était répertorié avant 1991 (Bellmann & Luquet, 2009 ; Defaut <i>et al.</i> , 2009). L'évaluation des priorités de conservation par domaine biogéographique, proposée par Sardet & Defaut (2004), le cite comme « espèce menacée à surveiller » à l'échelle nationale.
Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le Criquet tricolore n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et structuration de l'espace	
Habitat D'après : Baur <i>et al.</i> , 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Boitier <i>et al.</i> , 2005 Defaut, 1999 Poniatowski <i>et al.</i> , 2012 Pratz & Cloupeau, 2010 Robin, 2010	Le Criquet tricolore est principalement une espèce de plaine. Dans les régions montagneuses telles que les Pyrénées, il ne dépasse pas les 700 mètres d'altitude (Poniatowski <i>et al.</i> , 2012). Il est fortement hygrophile et se retrouve dans différentes formations herbacées très humides, en particulier les prairies humides, roselières et mégaphorbiaies des bords des eaux courantes ou stagnantes (Defaut, 1999 ; Boitier <i>et al.</i> , 2005 ; Baur <i>et al.</i> , 2006 ; Bellmann & Luquet, 2009 ; Pratz & Cloupeau, 2010). Le développement des œufs nécessite des températures élevées et une forte humidité, ce qui explique son milieu de vie et sa répartition (Baur <i>et al.</i> , 2006). La végétation doit y être bien développée (strate herbacée haute et dense, composées de grands héliophytes tels que des roseaux ou des massettes) et la dynamique de crue et d'inondation (recharge hivernale et exondation estivale) doit y demeurer relativement fonctionnelle (Baur <i>et al.</i> , 2006 ; Pratz & Cloupeau, 2010). Robin (2010) précise les milieux dans lesquels on peut le trouver : prairies humides, marais, ceintures d'héliophytes des mares et des plans d'eau, roselières, fossés envahis de massettes... Il signale également que certains habitats de substitution, plus artificialisés, sont susceptibles d'abriter des populations, notamment certaines bordures de canaux, des fossés abandonnés et des berges de plans d'eau anthropisés. Il a d'ailleurs observé l'espèce en bordure des canaux d'un parc urbain à Toulouse.
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés	Le Criquet tricolore pratique principalement le saut. Les adultes volent également bien.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Robin, 2010	Les adultes apparaissent en juillet et sont observables jusqu'en octobre (Bellmann & Luquet, 2009). C'est donc pendant cette période que se font les principaux déplacements. En effet, les déplacements des larves n'ont jamais été étudiés, mais comme elles sont aptères, elles sont probablement moins mobiles. Le Criquet tricolore est un très bon voilier, il dispose pour cela d'organes de vol bien développés. Il peut en effet effectuer des vols de plus de 20 mètres. Il est, de plus, très agile et capable d'atterrir directement sur les tiges de roseaux (Bellmann & Luquet, 2009 ; Robin, 2010). Ses longs vols lui permettent d'échapper à des prédateurs éventuels (il est d'ailleurs très farouche et ne se laisse approcher que difficilement). Néanmoins, à notre connaissance aucune étude de marquage spécifique n'a été menée pour estimer la distance que peut parcourir un individu au cours de sa vie. Seules des études de capture-marquage-recapture ou de génétique des populations permettraient d'en savoir plus à ce sujet.

ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité	La territorialité n'a jamais été étudiée chez cette espèce.
Densité de population D'après : Boitier <i>et al.</i> , 2005 Robin, 2010	Cette espèce est souvent observée en faibles effectifs (quelques individus). Ainsi, Boitier <i>et al.</i> (2005) ont observé une population de plusieurs dizaines d'individus (mâles, femelles et larves) et en parlent comme étant une importante population. Robin (2010) parle également d'une « grosse population » pour une station où plus de 20 individus ont pu être observés.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Robin, 2010	La surface minimale pour une population viable n'est pas connue chez cette espèce. Il semble cependant qu'elle puisse survivre dans des milieux de faible superficie (Robin, 2010), mais aucun élément ne permet d'envisager si ces populations peuvent se maintenir sur le long terme.
Effectif minimum pour un noyau de population	L'effectif minimum n'a jamais été étudié non plus.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Robin, 2010	Aucune connaissance n'est disponible sur la structure interpopulationnelle de cette espèce. Cependant, étant donné la répartition de son habitat (dans le contexte de disparition et de fragmentation des zones humides), il est probable qu'elle s'organise en différentes populations plus ou moins connectées entre elles selon leur proximité. Des complexes de prairies inondables riveraines de cours d'eau au fonctionnement préservé pourraient ainsi constituer des continuums, alors que les populations localisées dans certaines zones humides sont vraisemblablement plus isolées. Les populations paraissent particulièrement fragmentées lorsqu'elles sont localisées sur de petites surfaces d'habitats favorables en contextes artificialisé et anthropisé (Robin, 2010).
Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Les déplacements des larves n'ont jamais été étudiés, mais étant donné leur inaptitude au vol, elles ne participent pas à la dispersion.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont jamais été étudiés.
Milieux empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation.
Fidélité au lieu de naissance	Étant donné que les déplacements de la larve ne sont pas connus, la fidélité au lieu de naissance ne peut être estimée, mais elle est probablement forte étant donné que les larves sont aptes au vol.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration	À notre connaissance la capacité de dispersion et la nature des déplacements n'a jamais été étudiée chez cette espèce : la distance de dispersion n'est pas connue. La bonne capacité de vol pourrait autoriser de grandes distances de dispersion, mais aucun élément ne permet de vérifier si tel est le cas.
Fidélité au site	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au site ne peut pas être abordée.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Defaut <i>et al.</i> , 2009	La littérature consultée ne témoigne d'aucune observation sur les types de milieux que peuvent traverser les individus ou sur les facteurs permettant la dispersion des individus. Cependant, l'analyse biogéographique de la répartition du Criquet tricolore, telle que figurée dans Defaut <i>et al.</i> (2009), suggère que le facteur influençant l'implantation des populations est avant tout la disponibilité spatiale de l'habitat de l'espèce. En effet, il apparaît évident qu'ils se déplacent préférentiellement au sein des matrices d'habitats qui leur sont favorables (complexe de zones humides). De plus, malgré des organes de vol bien développés, aucune observation d'individus en dispersion ne semble avoir été faite en dehors des habitats qui leur paraissent directement favorables.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce	L'assèchement des marais ainsi que la rectification et la canalisation des cours d'eau entraînent la disparition des habitats du Criquet tricolore. L'exploitation intensive des granulats alluvionnaires lui est également néfaste (Cloupeau, 2003 ; Baur <i>et al.</i> , 2006 ; Bellmann & Luquet, 2009).

D'après : Bal <i>et al.</i>, 2007 Baur <i>et al.</i>, 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Cloupeau, 2003 Pratz & Cloupeau, 2010 Robin, 2010	La modification du fonctionnement hydrologique, la destruction directe de ses habitats, ainsi que le « mitage » des zones humides par l'artificialisation des sols, isolent les petites populations et rendent cette espèce encore plus vulnérable (Pratz & Cloupeau, 2010). Robin (2010) estime également que les populations très petites et isolées qui sont parfois observées sont probablement plus sensibles aux changements de leur habitat, notamment en contexte anthropisé. L'isolement géographique des populations les rend d'autant plus sensibles à la gestion inconsidérée des végétations rivulaires (fauche d'entretien, désherbage chimique des bords des eaux, etc.), sensibilité accrue lorsque les populations sont petites (Robin, 2010) ; plus sensibles également aux aléas climatiques, par exemple à une série d'années sèches, comme cela a été montré chez des espèces vivant dans les mêmes milieux (Bal <i>et al.</i>, 2007). Enfin, la combinaison des deux phénomènes (gestion inconsidérée et aléas climatiques) accroît le risque de disparition stochastique. Toujours à l'image de nombreuses espèces sténoèces des zones humides, la fragmentation des habitats du Criquet tricolore induit probablement l'isolement biologique de ses populations, ce qui se traduirait, en cascade, par une diminution de leur diversité génétique et par l'accroissement de leur risque d'extinction.
Importance de la structure paysagère D'après : Baur <i>et al.</i>, 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Boitier <i>et al.</i>, 2005 Cloupeau, 2003 Default, 1999 Pratz & Cloupeau, 2010 Robin, 2010	En l'absence d'études spécifiques sur les paramètres de dispersion de l'espèce, il est difficile de préciser le rôle de la structure paysagère. Cependant, il apparaît indéniable qu'un complexe de milieux humides non modifiés et de cours d'eau non aménagés présentant une bordure riche en végétation héliophyte constitue la structure paysagère optimale pour cette espèce (Default, 1999 ; Cloupeau, 2003 ; Boitier <i>et al.</i>, 2005 ; Baur <i>et al.</i>, 2006 ; Bellmann & Luquet, 2009 ; Pratz & Cloupeau, 2010). Raisonner l'entretien des berges des cours d'eau et des végétations riveraines (limiter notamment la fauche) permet à l'espèce d'y trouver un habitat favorable (Robin, 2010).
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Aucune information n'a pu être trouvée sur un éventuel effet des conditions météorologiques sur les déplacements de cette espèce. De même, aucune information n'a pu être trouvée concernant un éventuel impact du changement climatique sur cette espèce. Cependant, il est raisonnable de penser que comme pour la plupart des espèces sténoèces des zones humides, un assèchement local provoqué par une série pluriannuelle de déficit pluviométrique pourrait entraîner la disparition d'une petite population isolée.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Aucune étude, ni génétique ni capture-marquage-recapture, ne semblent avoir déjà été menées sur cette espèce. Cependant, comme cela se fait sur d'autres espèces, ces méthodes pourraient être utilisées pour étudier les déplacements des individus et les flux de gènes entre les populations.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
On peut citer deux autres criquets aux ailes bien développées qui fréquentent les mêmes milieux que le Criquet tricolore : le Criquet des roseaux (<i>Mecostethus parapleurus parapleurus</i> (Hagenbach, 1822)) et le Criquet ensanglanté (<i>Stethophyma grossum</i> (Linné, 1758)). Le Criquet des roseaux a été proposé pour la cohérence nationale de la TVB dans deux régions (Alsace et Franche-Comté). Il fréquente principalement les prairies humides et les milieux riverains, où il peut être observé en compagnie du Criquet tricolore. Il peut aussi être trouvé dans des prairies plus sèches, mais toujours parmi les hautes herbes. Cette espèce est aussi bonne voilière : elle est capable de parcourir plusieurs mètres (Bellmann & Luquet, 2009). Le Criquet ensanglanté se développe également dans les mêmes milieux (prairies humides, bordures de cours d'eau...) et subit donc les mêmes menaces (assèchement, notamment). Il vole aussi très bien, surtout le mâle, qui peut parcourir plus de 40 mètres (Sörensen, 1996). Cependant, ce n'est pas une espèce strictement planitiaire comme le Criquet tricolore. Ces deux espèces, inféodées aux zones humides, sont donc directement menacées par la dégradation et la disparition de ces milieux (Bellmann & Luquet, 2009). Elles doivent donc être également prises en compte dans la réflexion sur les continuités pour les zones humides. Cependant, même si les capacités de vol semblent similaires, les paramètres de dispersion ne peuvent être extrapolés à partir de ceux du Criquet tricolore, d'autant que les connaissances sur ceux-ci restent presque inexistantes. Une recherche bibliographique spécifique à ces deux espèces serait donc nécessaire.	

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

Stéphane JAULIN, Office pour les insectes et leur environnement (Opie) et ASSociation pour la Caractérisation et l'Étude des Entomocénoses (ASCETE)
David MORICHON, ASSociation pour la Caractérisation et l'Étude des Entomocénoses (ASCETE)

> Bibliographie consultée :

BAL B., BEUCHAT S., GARNIER A. & SCHEURER Y. (2007). *Le Conocéphale des roseaux – Conocephalus dorsalis*. Fiche espèce du Plan d'actions du Programme Interreg IIIA France-Suisse 2000-2006.

BAUR B., BAUR H., ROESTI C., ROESTI D. & THORENS P. (2006). *Sauterelles, Grillons et Criquets de Suisse*. Haupt, Berne. 352 pages.

BELLMANN H. & LUQUET G. (2009). *Guide des Sauterelles, Grillons et Criquets d'Europe occidentale*. Éditions Delachaux et Niestlé. 383 pages.

BOITIER E., BRUGEL E. & GREFF N. (2005). Présence de *Paracinema tricolor bisignata* dans le centre-est de la France. *Arvernis*. Volume 35-36. Pages 7-8.

CLOUPEAU R. (2003). Nouvelles données sur les Orthoptères d'Indre-et-Loire. Complément à la liste commentée des Orthoptères de la région Centre (*Insecta : Orthoptera*). *Matériaux orthoptériques et entomocénologiques*. Volume 8. Pages 75-82.

DEFAUT B. (1999). *Synopsis des Orthoptères de France*. Hors-série de Matériaux entomocénologiques. 87 pages.

DEFAUT B., SARDET É. & BRAUD Y. (2009). *Catalogue permanent de l'entomofaune française, fascicule 7, Orthoptera : Ensifera et Caelifera*. U.E.F. éditeur, Dijon, 94 pages.

PARMENTIER É., HERBRECHT F. & KARAS F. (2011). *Orthoptères*. Version février 2011. In : GRETTIA (2009). *Invertébrés continentaux des Pays de la Loire*. Pages 349-359.

PONIATOWSKI D., DEFAUT B., LLUCIA-POMARES D. & FARTMANN T. (2012). *The Orthoptera fauna of the Pynenean region – a field guide*. *Articulata Beiheft*. Numéro 14 (2009), seconde édition. 143 pages.

PRATZ J.L. & CLOUPEAU R. (2010). Liste rouge commentée des Orthoptères de la région Centre. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*. Volume 15. Pages 17-33.

ROBIN J. (2010). Observations récentes de *Platycleis affinis* et *Paracinema tricolor bisignata* pour le Tarn-et-Garonne. *Bulletin annuel de la Société des Sciences naturelles de Tarn-et-Garonne*. Numéro 34. Pages 54-58.

SARDET É. & DEFAUT B., coord. (2004). Les Orthoptères menaces en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénologiques*. Volume 9. Pages 125-137.

SÖRENS A. (1996). Zur Populationsstruktur, Mobilität und dem Eiablageverhalten der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und der Kurzflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*). *Articulata*. Numéro 11, volume 1. Pages 37-48.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Criquet tricolore (Paracinema tricolor bisignata (Charpentier, 1825)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 5 pages.



Photo James Lindsey

Le cuivré de la bistorte

Lycaena helle

Le Cuivré de la Bistorte

Lycaena helle (Denis & Schiffermüller, 1775)

Insectes, Lépidoptères (Rhopalocères), Lycaenidés



Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Cuivré de la Bistorte, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Cuivré de la Bistorte appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Descimon, 1976 Finger <i>et al.</i>, 2009 Fischer <i>et al.</i>, 1999 Habel <i>et al.</i>, 2010 Habel <i>et al.</i>, 2011a Jacquot, 2012 Lafranchis, 2000 Lafranchis, 2010 Site internet <i>Lépi'Net</i>	Le Cuivré de la Bistorte est une espèce boréo-montagnarde qui se répartit principalement en Europe centrale et septentrionale et en Russie (Lafranchis, 2000, 2010 ; Habel <i>et al.</i>, 2011a). Relique glaciaire, elle présente en France une distribution très morcelée, limitée aux zones montagneuses, avec des populations localisées et souvent peu abondantes. Elle est observée dans l'est des Pyrénées, le Massif-Central, le Jura, les Vosges et les Ardennes (Fischer <i>et al.</i>, 1999 ; Lafranchis, 2000, 2010 ; Finger <i>et al.</i>, 2009 ; Habel <i>et al.</i>, 2010 ; Habel <i>et al.</i>, 2011a ; Jacquot, 2012 ; Site internet <i>Lépi'Net</i>). L'espèce a été introduite avec succès dans le Morvan dans les années 1970, à partir d'une population des Ardennes (Descimon, 1976) et dans les monts du Forez en 1992 à partir d'individus des monts de la Madeleine (Bachelard P., com. pers.).

Evolution récente D'après : Jacquot, 2012 Mora <i>et al.</i>, 2008 UICN France <i>et al.</i>, 2012 Van Swaay & Warren, 1999 Van Swaay <i>et al.</i>, 2010	L'espèce se trouve globalement en « bon état de conservation » dans les Vosges, le Jura et au cœur du Massif central, avec une aire de répartition plutôt stable et des populations qui semblent présenter une dynamique favorable. Par contre, la situation semble plus critique dans les Ardennes, dans le Morvan, en Ariège et au nord-est du Massif central, dans les monts de la Madeleine. La perte d'habitat favorable semble être une des principales causes de cette tendance négative (Dupont P., com. pers.). L'espèce était auparavant classée « Vulnérable » dans la liste rouge européenne (Van Swaay & Warren, 1999) et la mise à jour de 2010 la considère désormais comme « En danger » sur l'ensemble de l'Europe. Elle est notée « Préoccupation mineure » pour les 27 États membres, car malgré un fort déclin dans l'ouest de son aire avant 1995, les populations restantes semblent stables ces dix dernières années (Van Swaay <i>et al.</i>, 2010). En France, la liste rouge nationale classe la population des monts de la Madeleine (<i>L. h. magdalenae</i>) « En danger critique », celle des Pyrénées (<i>L. h. deslandes</i>) « En danger » et dans les autres régions « Quasi-menacée » (UICN France <i>et al.</i>, 2012). Elle est notée « Vulnérable » par la liste rouge régionale de Franche-Comté (Mora <i>et al.</i>, 2008 ; Jacquot, 2012). Par ailleurs, elle est protégée en France par l'article 2 de l'arrêté de 2007 et figure aux annexes II et IV de la Directive Habitats-Faune-Flore (arrêté du 19 avril 2007).

Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce	Le Cuivré de la Bistorte n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et structuration de l'espace

Habitat D'après : Bachelard <i>et al.</i>, 2008 Barascud & Descimon, 1992 Biotope, 2007 Chuluunbaatar <i>et al.</i>, 2009 Goffart, 2006 Hahtela <i>et al.</i>, 2012 Habel <i>et al.</i>, 2010 Habel <i>et al.</i>, 2011a Jacquot, 2012 Lafranchis, 2010 LSPN, 1987 Nogret & Vitzthum, 2012 Turlure <i>et al.</i>, 2009 Van Swaay <i>et al.</i>, 2012	Le Cuivré de la Bistorte se trouve principalement dans les zones de montagne. Il est cité entre 100 et 1 800 mètres dans les Alpes et les Pyrénées, mais les populations sont généralement situées au-dessus de 600 mètres (LSPN, 1987 ; Biotope, 2007 ; Habel <i>et al.</i>, 2010 ; Lafranchis, 2010). Il est lié aux zones humides où se développe sa plante-hôte : en France, il s'agit de la Renouée bistorte (<i>Polygonum bistorta</i>) (Barascud & Descimon, 1992 ; Lafranchis, 2010 ; Jacquot, 2012) et dans le nord de l'Europe de <i>Polygonum viviparum</i> (Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). La plante-hôte doit être en bonne densité et en situation ensoleillée. Les adultes ont besoin de sources de nectar riches et diversifiées, herbacées ou ligneuses. Ils utilisent notamment la Renouée bistorte (Goffart, 2006 ; Bachelard <i>et al.</i>, 2008 ; Chuluunbaatar <i>et al.</i>, 2009 ; Turlure <i>et al.</i>, 2009). Compte-tenu de ces exigences, les milieux de vie de l'espèce sont des prairies marécageuses, des bordures de tourbières et de cours d'eau, des mégaphorbiaies, des clairières humides... La présence de zones de buissons, de broussailles et/ou de lisières forestières est indispensable et celles-ci doivent être abritées du vent et bien ensoleillées (LSPN, 1987 ; Barascud & Descimon, 1992 ; Goffart, 2006 ; Bachelard <i>et al.</i>, 2008 ; Habel <i>et al.</i>, 2011a ; Hahtela <i>et al.</i>, 2012 ; Jacquot, 2012 ; Nogret & Vitzthum, 2012 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Cette présence de zones de refuge pour les adultes est même considérée comme limitante pour la présence de l'espèce au vu de la répartition de sa plante-hôte (Jacquot, 2012). À l'intérieur d'un milieu favorable, les micro-habitats conditionnent la présence des chenilles. En effet, elles sont sensibles aux conditions d'humidité : elles sont donc principalement présentes dans les zones les plus fraîches. Par contre, au-dessus d'une densité minimale nécessaire, les variations d'abondance de plante-hôte ne semblent pas influencer la répartition spatiale des zones de développement des chenilles (Turlure <i>et al.</i>, 2009). Du fait de la structure de végétation nécessaire, le maintien d'une gestion agricole extensive par fauche en rotation pluriannuelle ou par pâturage limité à la période estivale doit être envisagés (Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Dans tous les cas, les zones de plantes-hôtes doivent être protégées par un exclos ou par une fauche après la mi-août, lorsque les chrysalides sont au sol, tout en maintenant des zones refuges. Des précisions sur les préconisations de gestion par fauche et/ou par pâturage sont décrites dans Goffart (2006).

Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Biotope, 2007 Goffart, 2006 Jacquot, 2012 Lafranchis, 2000 Turlure <i>et al.</i> , 2009 Van Swaay <i>et al.</i> , 2012	L'adulte se déplace en volant. Les zones de vol des adultes dépendent du moment de la journée et des conditions météorologiques. En journée, ils parcourent les secteurs riches en plantes-hôtes et en plantes nectarifères en recherchant les zones les plus ensoleillées. Ils se tiennent fréquemment le long des haies ou des lisières (Turlure <i>et al.</i>, 2009 ; Jacquot, 2012). Par temps mauvais, ils s'abritent généralement dans les buissons et le soir, ils rejoignent le sommet des arbres pour passer la nuit dans le feuillage. Dès le début de la matinée, ils redescendent le long des lisières (Lafranchis, 2000 ; Goffart, 2006 ; Biotope, 2007 ; Jacquot, 2012). La larve rampe sur la plante-hôte ou à proximité immédiate de celle-ci. À la fin de l'été, la chenille se chrysalide sous une feuille morte près du sol et hiverne ainsi jusqu'à l'émergence qui a lieu entre mai et mi-juillet selon l'altitude (Lafranchis, 2000 ; Goffart, 2006 ; Biotope, 2007 ; Turlure <i>et al.</i>, 2009 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012).
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Chuluunbaatar <i>et al.</i> , 2009 Fischer <i>et al.</i> , 1999 Goffart, 2006 Jacquot, 2012 Lafranchis, 2000 Turlure <i>et al.</i> , 2009	Les déplacements sont le fait des adultes pendant la période de vol. Celle-ci s'étale en une seule génération de mi-mai à fin juin, voire d'avril à juillet, en fonction de la région et de l'altitude. Sur les stations favorables, elle peut durer plus de six semaines (Lafranchis, 2000 ; Goffart, 2006 ; Jacquot, 2012). L'étalement de la période de vol est notamment liée à la diversité des ressources de nectar disponibles pour les adultes (Turlure <i>et al.</i>, 2009). La durée de vie moyenne d'un adulte serait d'une dizaine de jours dans la nature (Goffart, 2006). Cependant, de manière exceptionnelle certains individus peuvent vivre un peu plus de 30 jours (Fischer <i>et al.</i>, 1999). Les adultes sont connus pour être très sédentaires, avec des distances de déplacements dépassant rarement une centaine de mètres (Goffart, 2006). Lors d'études de capture-marquage-recapture, la majorité des individus ont été recapturés à proximité immédiate de leur première capture. Une étude en Allemagne de l'ouest montre que 63,5 % ont parcouru moins de 40 mètres et 89 % moins de 100 mètres entre deux captures. Les mâles sont moins mobiles que les femelles. La distance moyenne est de 67,5 mètres pour les mâles et de 97,6 mètres pour les femelles, avec une distance maximale de 560 mètres (Fischer <i>et al.</i>, 1999). Une autre étude réalisée en Mongolie montre des déplacements assez proches : 42,5 % des individus ont parcouru moins de 40 mètres, 22 % moins de 100 mètres et 35,5 % moins de 200 mètres. Là encore, les femelles sont plus mobiles : 107 mètres en moyenne contre 44 mètres pour les mâles. La distance maximale est de 386 mètres (Chuluunbaatar <i>et al.</i>, 2009).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité D'après : Biotope, 2007 Goffart, 2006 Nogret & Vitzthum, 2012 Turlure <i>et al.</i> , 2009	Dès le lever du soleil, les mâles choisissent un territoire le long des lisières ensoleillées. Ils y attendent que les femelles arrivent et pourchassent les autres mâles de toutes les petites espèces passant à proximité. Après une « joute » et une courte poursuite, le mâle retrouve un perchoir, en général assez proche du précédent (Goffart, 2006 ; Biotope, 2007 ; Turlure <i>et al.</i>, 2009 ; Nogret & Vitzthum, 2012).
Densité de population D'après : Goffart, 2006 Lafranchis, 2000 Van Swaay <i>et al.</i> , 2012	Si les populations sont généralement de faibles effectifs, cette espèce peut parfois être vue en grand nombre. Des concentrations de mâles peuvent notamment être trouvées le long des lisières favorables riches en nectar (Lafranchis, 2000 ; Goffart, 2006 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Bauerfeind <i>et al.</i> , 2009 Goffart, 2006 Van Swaay <i>et al.</i> , 2012	Le Cuivré de la Bistorte est souvent confiné à de très petits sites (Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Goffart (2006) estime que la surface minimale favorable est de 0,2 ha avec un recouvrement en plantes-hôtes des larves supérieur à 25 %. Cette surface minimale passe à 50 ha s'il s'agit d'une station isolée des autres par plus de 2 km. Cependant, en Auvergne, plusieurs stations totalement isolées sont connues depuis plus de 40 ans et se maintiennent avec de bons effectifs alors qu'elles ne mesurent que quelques hectares (Bachelard P., com. pers.). Il semble donc que des populations plus petites peuvent être viables. Bauerfeind <i>et al.</i> (2009) ont montré que les sites de petite taille ont moins de chance d'être occupés que des sites plus grands, en particulier s'ils sont éloignés des populations existantes dans des contextes de paysages fragmentés.
Effectif minimum pour un noyau de population D'après : Goffart, 2006	L'effectif minimum d'une population pour juger son état de conservation favorable a été estimé à 50 adultes (au moins 75 dans le cas d'un habitat isolé, à plus de 2 km d'autres populations). Pour un ensemble connecté de stations, la population totale minimale pour un état favorable de conservation est de 500 adultes (Goffart, 2006).

ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Bauerfeind <i>et al.</i>, 2009 Fischer <i>et al.</i>, 1999 Goffart, 2006	Le Cuivré de la Bistorte fonctionne en métapopulations (Fischer <i>et al.</i>, 1999). Les auteurs insistent sur l'importance du réseau d'habitats sur la structure des populations : les sous-populations s'organisent en fonction de la répartition de l'habitat favorable. Bauerfeind <i>et al.</i> (2009) considèrent également que cette espèce a un fonctionnement de type métapopulation. Ils précisent que c'est entre autres la combinaison de la taille des sites et de leur éloignement qui définit leur probabilité d'occupation, ce qui est une caractéristique des métapopulations. La distance entre les différentes populations est directement liée à la capacité de dispersion de l'espèce. Celle-ci est mal connue mais est considérée comme relativement faible. Lors d'une étude, aucun échange d'individus n'a été observé entre des sites éloignés de 5,5 à 8 km (Fischer <i>et al.</i>, 1999). Goffart (2006) estime le seuil à 2 kilomètres pour que deux populations puissent être considérées comme isolées.
Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Les déplacements de la chenille n'ont pas été spécifiquement étudiés mais il est très probable qu'elle ne participe pas à la dispersion.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont pas été étudiés mais sont faibles.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation.
Fidélité au lieu de naissance	Étant donné les faibles déplacements de la larve, elle reste durant tout son développement sur son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Bachelard, 2012 Bauerfeind <i>et al.</i>, 2009 Chuluunbaatar <i>et al.</i>, 2009 Fischer <i>et al.</i>, 1999 Goffart, 2006 Habel <i>et al.</i>, 2011a	Les distances de déplacement intersites sont peu décrites dans les études. Néanmoins, il est certain que cette espèce est plutôt sédentaire. Elle ne montre que très peu de propension à la dispersion active, comme en témoignent les études sur ses déplacements qui sont généralement inférieurs à 500 mètres (Fischer <i>et al.</i>, 1999 ; Bauerfeind <i>et al.</i>, 2009 ; Chuluunbaatar <i>et al.</i>, 2009). Cependant, il convient de ne pas exclure que quelques rares déplacements dits de « dispersion longue distance » puissent avoir lieu (Goffart, 2006 ; Habel <i>et al.</i>, 2011a). Une récente étude sur les monts du Forez (Bachelard, 2012) montre qu'un certain nombre d'imagos sont capables de se déplacer sur des distances beaucoup plus longues que celles qui étaient admises jusqu'à présent. À la faveur de corridors, les imagos peuvent parcourir plus de 2 km.
Fidélité au site D'après : Bauerfeind <i>et al.</i>, 2009 Chuluunbaatar <i>et al.</i>, 2009 Fischer <i>et al.</i>, 1999	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire pourrait être traitée mais elle semble n'avoir jamais été spécifiquement étudiée chez le Cuivré de la Bistorte. Néanmoins, étant donné la faible dispersion (Fischer <i>et al.</i>, 1999 ; Bauerfeind <i>et al.</i>, 2009 ; Chuluunbaatar <i>et al.</i>, 2009), elle est probablement forte.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Bachelard <i>et al.</i>, 2008 Barascud & Descimon, 1992 Bauerfeind <i>et al.</i>, 2009 Chuluunbaatar <i>et al.</i>, 2009 Fischer <i>et al.</i>, 1999	Des observations montrent que les adultes sont capables de passer par-dessus la canopée pour traverser des zones boisées (Barascud & Descimon, 1992). Des échanges ont notamment été observés entre deux parties d'une station séparée par au moins 60 mètres de zone boisée. De plus, une tourbière arborée de manière éparse ne semble pas gêner les déplacements. Par contre, une barrière boisée dense et large de plus de 100 mètres semble limiter très fortement les échanges. Cependant, des observations directes montrent qu'un chemin ou un simple lagon ensoleillé traversant une telle barrière peut servir de corridor. Le vent peut également permettre ce type de déplacements en poussant les papillons au-dessus des arbres (Fischer <i>et al.</i>, 1999 ; Bachelard <i>et al.</i>, 2008 ; Bauerfeind <i>et al.</i>, 2009). D'une manière générale, les adultes se déplacent majoritairement en suivant les structures linéaires de proche en proche telles que les haies ou les lisières, les ruisseaux et ne traversent jamais ou presque les surfaces de champs ouverts (Fischer <i>et al.</i>, 1999 ; Bauerfeind <i>et al.</i>, 2009). En Auvergne, Bachelard <i>et al.</i> (2008) ont pu observer des adultes assez éloignés de la station, notamment en vol au-dessus de landes à myrtilles. Chuluunbaatar <i>et al.</i> (2009) précisent que les distances de déplacement semblent dépendre de la ressource alimentaire des adultes : en présence d'une grande diversité de plantes nectarifères, les individus volent sur de moins longues distances.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Barascud & Descimon, 1992	Le Cuivré de la Bistorte est principalement menacé par une modification des usages sur les zones humides qu'il fréquente. Les plantations forestières et notamment l'enrésinement, ainsi que le drainage et l'intensification agricole (fertilisation, pâturage intensif, fauche répétée...) dégradent puis détruisent son habitat. Une trop grande fermeture par les ligneux, en lien avec une déprise agricole, est également préjudiciable (Barascud & Descimon, 1992 ; Van Swaay & Warren, 1999 ; Lafranchis, 2000 ; Goffart, 2006 ; Biotope, 2007 ; Haahtela <i>et al.</i>, 2012 ; Jacquot, 2012 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Certaines populations ont parfois souffert d'une gestion inconsidérée, comme par exemple de la

Bauerfeind <i>et al.</i> , 2009 Biotope, 2007 Finger <i>et al.</i> , 2009 Goffart, 2006 Hahtela <i>et al.</i> , 2012 Habel <i>et al.</i> , 2010 Habel <i>et al.</i> , 2011a Jacquot, 2012 Lafranchis, 2000 Van Swaay & Warren, 1999 Van Swaay <i>et al.</i> , 2012	fauche à la mauvaise période de l'année (Van Swaay <i>et al.</i> , 2012). Du fait de ces différentes atteintes et pressions, les surfaces favorables sont fortement réduites, pouvant entraîner la disparition de populations et l'isolement des populations restantes. La fragmentation est donc un facteur important à prendre en compte pour la conservation de l'espèce, d'autant plus qu'elle possède des capacités de dispersion limitées (Bauerfeind <i>et al.</i> , 2009 ; Habel <i>et al.</i> , 2010). La fragmentation, en réduisant la connectivité, entraîne une diminution de la taille des populations et de la diversité génétique. À long terme, le potentiel évolutif de l'espèce peut ainsi être réduit augmentant ses risques de disparition en cas de modifications de son environnement (habitat, climat...). Cependant, pour cette espèce, des études récentes ont montré que sur une période de 15 ans, la variabilité génétique des populations françaises n'a pas subi de diminution malgré le morcellement de son aire de répartition. Les auteurs expliquent ce phénomène par le fait que la connectivité entre les habitats favorables d'une même région montagneuse soit encore assez bien préservée, permettant ainsi des échanges d'individus entre les différentes populations (Finger <i>et al.</i> , 2009 ; Habel <i>et al.</i> , 2011a). Autre conséquence de la fragmentation des paysages, si les populations sont trop petites et trop isolées, il est difficile pour l'espèce de recoloniser d'anciennes stations d'où elle aurait disparu temporairement (Goffart, 2006 ; Van Swaay <i>et al.</i> , 2012).
Importance de la structure paysagère D'après : Bachelard <i>et al.</i> , 2008 Bauerfeind <i>et al.</i> , 2009 Finger <i>et al.</i> , 2009 Goffart, 2006	Du fait de son fonctionnement en métapopulation, la structure de la matrice paysagère a une grande importance pour cette espèce. En effet, la répartition spatiale des stations (nombre, taille des sites et distances entre eux) définit l'organisation des sous-populations. La conservation de l'espèce doit donc passer par la préservation de ce réseau et pas seulement par la préservation ou la restauration de la qualité de l'habitat en lui-même (Bauerfeind <i>et al.</i> , 2009 ; Finger <i>et al.</i> , 2009). Le paysage idéal est donc une mosaïque de zones humides favorables, dans un maillage bocager ou pacager et connectées entre elles pour permettre les échanges d'individus. Goffart (2006) précise les conditions que doit remplir ce réseau pour permettre la survie à long terme des populations : il conseille au moins 10 unités parmi lesquelles au moins 5 de taille supérieure à 1 ha chacune, dont 3 permanentes au moins (les autres pouvant être constitués de milieux temporaires, tels que des coupes forestières). L'ensemble des unités doit couvrir au moins 25 ha pour 1 000 ha et la distance entre les îlots les plus proches doit être de moins de 2 km. Pour cela, la restauration voire la recréation d'habitats favorables peut être nécessaire. L'auteur précise que la réintroduction peut constituer une mesure complémentaire intéressante lorsque des réseaux de sites ont été restaurés mais qu'ils demeurent trop éloignés des populations les plus proches (au-delà de la capacité de dispersion de l'espèce) rendant les chances de colonisation spontanée peu probable. La structure de la végétation peut constituer des barrières qui entravent la dispersion de l'espèce entre les stations. Ainsi, les forêts denses et les milieux artificialisés ou gérés intensivement peuvent gêner les déplacements car l'activité des adultes est conditionnée à l'éclairement solaire et à la présence d'abri contre le vent (Bauerfeind <i>et al.</i> , 2009). Les chemins forestiers entre des clairières et les ruisseaux peuvent par contre servir de corridor à travers le boisement dense qui est difficilement traversable dès qu'il dépasse 100 mètres de large (Fischer <i>et al.</i> , 1999 ; Bachelard <i>et al.</i> , 2008). Il faut donc tenir compte de ces paramètres lorsque l'on considère un ensemble de stations favorables.
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Par temps mauvais, les adultes s'abritent généralement dans les buissons et limitent leurs déplacements (Jacquot, 2012). Pour cette espèce boréo-montagnarde, un réchauffement pourrait avoir des conséquences importantes en augmentant notamment le phénomène de fragmentation déjà causé par les atteintes humaines aux milieux naturels (Habel <i>et al.</i> , 2011a). Des modélisations indiquent un déclin potentiellement très important des habitats disponibles, entraînant une menace directe pour la survie des populations françaises (Habel <i>et al.</i> , 2010, 2011b).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Fischer <i>et al.</i> , 1999 ; Chuluunbaatar <i>et al.</i> , 2009). Elles ont donné des résultats intéressants et pourraient donc être reproduites. Des études génétiques pourraient également être envisagées.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Le Nacré de la Bistorte (<i>Boloria</i> (= <i>Proclossiana</i>) <i>eunomia</i> (Esper, 1799)) fréquente les mêmes milieux et la chenille se nourrit de la même plante-hôte que le Cuivré de la Bistorte : espèce relique glaciaire également, ils cohabitent fréquemment (Barascud & Descimon, 1992). En France, elle est très	

localisée mais généralement assez abondante. On la trouve dans l'est des Pyrénées, dans les Ardennes, ainsi que dans le Morvan où elle a été introduite (Lafranchis, 2000). Elle est proposée pour la cohérence nationale de la TVB en Bourgogne, Languedoc-Roussillon et Midi-Pyrénées.

Cependant, si le milieu est identique, les capacités de déplacement sont très différentes. En effet, des études ont montré que les adultes peuvent parcourir plusieurs kilomètres et peuvent montrer une capacité de dispersion allant jusqu'à 3 kilomètres par an quand les conditions sont favorables. Les informations sur le déplacement contenues dans cette fiche ne peuvent donc pas être extrapolées au Nacré de la Bistorte : une recherche bibliographique spécifique est nécessaire. Les articles de Baguette & Nève (1994), Nève *et al.* (1996) et Dover & Settele (2008) détaillent notamment le fonctionnement en métapopulation de cette espèce ainsi que ses capacités de dispersion.

D'autres Nacrés peuvent fréquenter des milieux assez similaires et sont soumis aux mêmes contraintes de conservation. On peut notamment citer le Nacré de la Canneberge (*Boloria aquilonaris* (Stichel, 1908)) et le Nacré de la Sanguisorbe (*Brenthis ino* (Rottemburg, 1775)). Le Nacré de la Canneberge est proposé pour la cohérence nationale de la TVB en Franche-Comté, Auvergne et Languedoc-Roussillon.

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteur :

Philippe BACHELARD, Société d'histoire naturelle Alcide-d'Orbigny
Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

BACHELARD P. & DESCIMON H. (1999). *Lycaena helle* (Denis & Schiffermüller) dans le Massif Central (France) : une étude écogéographique (Lepidoptera: Lycaenidae). *Linneana Belgica*. Volume 17. Pages 23–41.

BACHELARD P., BARBARIN J.-P. & CALMONT B. (2008). *Recherche de 4 nouvelles espèces d'insectes d'intérêt communautaire sur le réseau Natura 2000 en Auvergne*. Société d'Histoire Naturelle Alcide-d'Orbigny / DIREN Auvergne. 22 pages

BACHELARD P. (2012). *Corridors biologiques et déplacements de trois papillons remarquables sur les tourbières de la Grande Pierre Bazanne (monts du Forez - Loire)*. Société d'Histoire Naturelle Alcide-d'Orbigny / CEN Rhône-Alpes avec la participation financière de la Région Rhône-Alpes, l'Agence de l'Eau Loire Bretagne et du Conseil Général de la Loire. 51 pages.

BAGUETTE M. & NEVE G. (1994). Adult movements between populations in the specialist butterfly *Proclissiana eunomia*. *Ecological Entomology*. Volume 19. Pages 1-5.

BARASCUD B. & DESCIMON H. (1992). Deux papillons "reliques glaciaires" en France : *Lycaena helle* (Lycaenidae) et *Proclissiana eunomia* (Nymphalidae). Biogéographie, génétique et conservation. *Insectes*. Numéro 87. Pages 5-9.

BAUERFEIND S.S., THEISEN A. & FISCHER K. (2009). Patch occupancy in the endangered butterfly *Lycaena helle* in a fragmented landscape: effects of habitat quality, patch size and isolation. *Journal of Insect Conservation*. Volume 13. Pages 271-277.

BIOTOPE (2007). *Lycaena helle* (Denis & Schiffermüller, 1775). *Le Cuivré de la Bistorte*. Fiche 2007. Papillons de l'annexe IV de la Directive 92/43/CEE dite «Directive Habitats». Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables. 4 pages.

CHULUUNBAATAR G., KUSUM BARUA K. & MUEHLENBERG M. (2009). Habitat association and movement patterns of the violet copper (*Lycaena helle*) in the natural landscape of West Khentey in Northern Mongolia. *Journal of Entomology and Nematology*. Volume 1, numéro 5. Pages 56-63.

DESCIMON H. (1976). L'acclimatation des lépidoptères : un essai d'expérimentation en biogéographie. *Alexanor*. Volume 9, numéro 5. Pages 195-204.

DOVER J. & SETTELE, J. (2008). The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 13. Pages 3-27.

FINGER A., ZACHOS F.E., SCHMITT T., MEYER M., ASSMANN T. & HABEL J.C. (2009). The genetic status of the Violet Copper *Lycaena helle* – a relict of the cold past in times of global warming. *Ecography*. Volume 32, numéro 3. Pages 382-390.

FISCHER K., BEINLICH B. & PLACHTER H. (1999). Population structure, mobility and habitat preferences of the violet copper *Lycaena helle* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Western Germany: implications for conservation. *Journal of Insect Conservation*. Volume 3. Pages 43-52.

GOFFART P. (2006). Cuivré de la bistorte. *Lycaena helle* Denis & Schiffermüller, 1775. In : GOFFART P., coord. (2006). *Cahiers Natura 2000. Espèces de l'Annexe II de la Directive Habitats présentes en Wallonie. Version provisoire n°3, avril 2006*. Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (CRNFB). Pages 63-68.

Disponible en ligne à cette adresse : <http://biodiversite.wallonie.be/fr/liste-des-especes-de-la-directive-habitats-en-wallonie.html?IDD=1671&IDC=832>

HAAHTELA T., SAARINEN K., OJALAINEN P. & AARINIO H. (2012). Guide photo des papillons d'Europe. Delachaux et Niestlé, Paris. 383 pages.

HABEL J.C., IVINSKIS P. & SCHMITT T. (2010). On the limit of altitudinal range shifts – population genetics of relict butterfly populations. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. Volume 56, numéro 4. Pages 383-393.

HABEL J.C., FINGER A., SCHMITT T. & NEVE G. (2011a). Survival of the endangered butterfly *Lycaena helle* in a fragmented environment: genetic analyses over 15 years. *Journal of Zoological systematic and Evolutionary research*. Volume 49, numéro 1. Pages 25-31.

HABEL J.C., RÖDDER D., SCHMITT T. & NEVE G. (2011b). Global warming will affect the genetic diversity and uniqueness of *Lycaena helle* populations. *Global Change Biology*. Volume 17. Pages 194-205.

JACQUOT P. (2012). *Les papillons menacés de Franche-Comté. Cuivré de la bistorte Lycaena helle (Denis & Schiffermüller, 1775)*. Union européenne, Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté, Conseil régional de Franche-Comté. 2 pages.

LAFRANCHIS T. (2000). *Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope, 448 pages.

LAFRANCHIS T. (2010). *Papillons d'Europe – Guide et clés de détermination des papillons de jour*. 2^{ème} édition. Diatheo, Paris. 379 pages.

LIGUE SUISSE POUR LA PROTECTION DE LA NATURE (LSPN), collectif. (1987). *Les papillons de jour et leurs biotopes*. Pro Natura, Bâle. 512 pages.

MORA F. coord. (2008). *Etablissement des listes rouges régionales et des espèces déterminantes ZNIEFF pour les groupes des odonates et des rhopalocères*. OPIE Franche-Comté, DIREN Franche-Comté. In : Listes rouges d'espèces menacées, espèces déterminantes et inventaire ZNIEFF du Territoire de Belfort. Validation CSRPN du 17/01/2008.

NOGRET J.-Y. & VITZTHUM S. (2012). *Guide complet des Papillons de jour de Lorraine et d'Alsace*. Editions Serpenoise, Metz. 295 pages.

TURLURE C., VAN DYCK H., SCHTICKZELLE N. & BAGUETTE M. (2009). Resource-based habitat definition, niche overlap and conservation of two sympatric glacial relict butterflies. *Oikos*. Volume 118. Pages 950-960.

UICN France, MNHN, Opie & SEF (2012). *La Liste rouge des espèces menacées en France. Chapitre Papillons de jour de France métropolitaine*. Dossier de presse et résultats disponibles sur le site du comité français UICN (<http://www.uicn.fr/Liste-rouge-papillons-de-jour.html>).

VAN SWAAY C. & WARREN M. (1999). *Red Data Book of European Butterflies (Rhopalocera)*. Nature and Environment. Numéro 99. 260 pages.

VAN SWAAY C., CUTTELOD A., COLLINS S., MAES D., LOPEZ MUNGUIRA M., SASIC M., SETTELE J., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M. & WYNHOFF I. (2010). *European Red List of Butterflies*. Publication Office of the European Union, Luxembourg. 60 pages.

VAN SWAAY C., COLLINS C., DUŠEJ G., MAES D., MUNGUIRA M. L., RAKOSY L., RYRHOLM N., ŠAŠIĆ M., SETTELE J., THOMAS J. A., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M., WYNHOFF I. (2012). Dos and Don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. *Nature Conservation*. Volume 1. Pages 73–153.

Site internet *Lepi'Net* : (<http://www.lepinet.fr>), consulté en décembre 2012.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Cuivré de la Bistorte (Lycaena helle (Denis & Schiffermüller, 1775)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 7 pages.



Photo Le.Loup.Gris

Le damier de la succise

Euphydryas aurinia aurinia

Le Damier de la Succise

Euphydryas aurinia aurinia (Rottemburg, 1775)

Insectes, Lépidoptères (Rhopalocères), Nymphalidés



Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Damier de la Succise, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Damier de la Succise appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Lafranchis, 2000	Présent du Maghreb à la Corée, le Damier de la Succise est largement distribué en France. L'espèce <i>Euphydryas aurinia</i> est parfois découpée en plusieurs sous-espèces dont certaines ont des distributions réduites en montagne et dans le sud de la France. La sous-espèce <i>aurinia</i> est celle qui couvre la plus large partie de la France, notamment sur les domaines atlantique et continental, et c'est sur elle que porte la fiche. Néanmoins, la taxonomie de cette espèce est incertaine. Il convient donc de rester prudent dans la description des aires de répartition.
Evolution récente D'après : Lafranchis, 2000 UICN France <i>et al.</i> , 2012 Van Swaay <i>et al.</i> , 2010	Le Damier de la Succise est en régression dans la moitié nord de la France, où l'habitat disponible favorable est de plus en plus morcelé. Il a notamment disparu de région parisienne (Lafranchis, 2000). Cependant, il n'est pas considéré comme menacé par les Listes rouges européenne et française (Van Swaay <i>et al.</i> , 2010 ; UICN France <i>et al.</i> , 2012). Il est protégé en France par l'article 3 de l'arrêté de 2007 et il est inscrit à l'annexe II de la directive Habitats-Faune-Flore.
Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le Damier de la Succise n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et structuration de l'espace	
Habitat D'après : Betzholtz <i>et al.</i> , 2007 Botham <i>et al.</i> , 2011 De Boissieu & Chevrier, 2001 Dupont, 2004 Goffart <i>et al.</i> , 2001 Holder, 2004 Lafranchis, 2000 Römermann <i>et al.</i> , 2005 Simon, 2007 Warren, 1994	Le Damier de la Succise est spécialisé dans les formations herbacées hygrophiles à mésophiles où se développent ses plantes hôtes, en milieu ouvert, mais également en contexte d'écotone (lisières, bordures de haie bocagère...). Les milieux peuvent être divers (prairies humides, tourbières, pelouses calcicoles sèches, clairières forestières...), mais la proximité d'une bordure plus ou moins boisées semble un facteur important (Lafranchis, 2000). La Succise des prés (<i>Succisa pratensis</i>) est la plante hôte principale des chenilles. Sa présence est donc indispensable au développement de l'espèce dans la plupart des milieux. D'autres plantes hôtes peuvent également être utilisées, en particulier sur les pelouses calcicoles, notamment la Scabieuse colombaria (<i>Scabiosa columbaria</i>) et la Knautie des champs (<i>Knautia arvensis</i>) (Dupont, 2004). La hauteur de végétation est importante, notamment quand la plante hôte des larves est rare : une végétation trop haute réduit alors la probabilité de présence de l'espèce. Mais ce n'est plus une contrainte avec des grandes densité de plante hôte (Betzholtz <i>et al.</i>, 2007). La hauteur optimale varie beaucoup entre les études. D'une manière générale, il semble qu'elle doive être inférieure à 30 cm. Certains auteurs mettent même une hauteur maximale de 16 cm (Betzholtz <i>et al.</i>, 2007). Cette distinction de hauteur dépend aussi de la fragmentation : en milieu très fragmenté, une hauteur de végétation trop importante est une forte contrainte (Botham <i>et al.</i>, 2011). Certains milieux à Succise des prés peuvent être affectés par une fermeture arbustive liée à l'abandon des pratiques agro-pastorales. Le Damier de la Succise est très sensible à l'évolution de son habitat, tant vis-à-vis de sa structure que de sa composition. Les pratiques agricoles liées aux élevages de bétail et à leurs conduites ont un rôle déterminant dans la structure de l'habitat favorable au Damier. Si le pâturage ovien est souvent considéré comme le plus efficace pour la dispersion des graines (Römermann <i>et al.</i>, 2005), il semble cependant avoir un effet négatif sur le maintien de la Succise des prés et donc sur les populations de Damier à cause d'une trop forte appétence pour les zones fleuries. Ainsi, la disparition de colonies a pu être observée dans des parcelles pâturées par des moutons (Warren, 1994 ; Goffart <i>et al.</i>, 2001). Pour maintenir les prairies ouvertes, il faut donc privilégier le pâturage bovin qui, à faible charge, semble avoir un effet positif (Warren, 1994 ; Simon, 2007). Sur les parcelles fauchées, les modalités de fauche ont également un impact : la fauche idéale est pluriannuelle (rotation 3-4 ans), à 15-20 cm du sol et la plus tardive possible (fin août-septembre). Une fauche mécanisée trop rase et trop précoce peut être très néfaste pour la population de Damier de la Succise (destruction des nids), à moins de mettre en place des rotations entre les parcelles et de créer des zones refuges là où la Succise est abondante et où des colonies ont été repérées (De Boissieu & Chevrier, 2001 ; Holder, 2004). Ces différentes préférences écologiques sont valables pour la sous-espèce <i>aurinia</i> dans le contexte français et dans l'état actuel des connaissances. Des situations différentes peuvent être observées dans d'autres pays, avec cette sous-espèce ou avec d'autres sous-espèces.
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés	L'adulte se déplace en volant. Simon (2007) et Fric <i>et al.</i> (2010) signalent que les femelles restent préférentiellement à proximité des plantes hôtes, alors que les mâles sont souvent trouvés posés près de haies plus lointaines, à l'abri

	du vent. Les structures paysagères, telles que les lisières et les haies influencent également les déplacements en créant des barrières qui semblent plus facile à suivre qu'à traverser pour ces papillons. Les arbustes des haies et lisières sont également des sources de nectar (Simon, 2007), ce qui peut favoriser les déplacements dans leur longueur, créant des « corridors nourriciers » et protecteurs des vents dominants. D'une manière générale, les milieux empruntés pour les déplacements de courte distance sont donc principalement les pelouses et prairies fleuries. Pour les déplacements plus longs, des milieux ouverts plus divers peuvent être survolés. La chenille se déplace en rampant parmi la végétation.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Betzholtz <i>et al.</i>, 2006 Botham <i>et al.</i>, 2010 Fric <i>et al.</i>, 2010 Junker et Schmitt, 2009 Liu <i>et al.</i>, 2006 Porter & Ellis, 2010 Schtickzelle <i>et al.</i>, 2005 Simon, 2007 Warren, 1994	Deux types de déplacements sont possibles au cours du cycle de vie de l'espèce : lors de la phase chenille, uniquement à l'intérieur du patch d'habitat favorable, et lors de la phase adulte, en suivant des structures paysagères favorables à sa dispersion (haies, lisières, clairières, layons ou allées forestières, prairies fleuries). Avant la diapause hivernale, les chenilles restent en groupe et se déplacent très peu. Une étude a montré que 62 % des groupes restent sur le même pied de plante hôte. Pour les autres, les déplacements sont de moins de 1 m (Liu <i>et al.</i>, 2006). Au printemps, les larves adoptent une vie solitaire et sont alors très mobiles. Aucune étude ne semble s'être intéressée à la distance que peuvent faire les chenilles isolées pour rechercher les pieds de Succise. Cependant, la nymphose a souvent lieu sur un pied de la plante hôte. Il est donc probable que les chenilles restent dans le patch d'habitat favorable où elles ont éclos. Néanmoins, à l'intérieur de ce patch, elles sont capables de se déplacer rapidement pour trouver les meilleures densités de Succise. Porter & Ellis (2010) signalent ainsi que les chenilles de dernier stade sont capables de se déplacer de 30 m en 2 heures. En Angleterre (cas très proche du contexte de la moitié nord de la France), les études ont montré que le papillon adulte est généralement assez sédentaire (déplacements individuels souvent inférieurs à 750 m). Cependant, on peut considérer que le rayon de dispersion est de l'ordre de 1 à 2 km. Des déplacements de plusieurs kilomètres ne sont pas rares et des individus ont pu être observés jusqu'à 20 km (Warren, 1994 ; Botham <i>et al.</i>, 2010), mais ces déplacements lointains correspondent plus à une dispersion interpopulationnelle qu'à des mouvements à l'intérieur du patch d'habitat favorable. D'une manière générale, les femelles se déplacent moins loin que les mâles (Betzholtz <i>et al.</i>, 2006). Cependant, ce sont elles qui permettent de coloniser les nouveaux sites, et Schtickzelle <i>et al.</i> (2005) précisent qu'une proportion non négligeable des femelles peut être assez mobile. Chez les mâles, certains sont très sédentaires alors que d'autres sont très mobiles. L'espèce est univoltine (une génération par an), et sa période de vol dure trois ou quatre semaines, entre avril et juillet (selon l'altitude, la latitude, les conditions climatiques et le type de milieu). C'est donc pendant cette période que se font les déplacements. Junker et Schmitt (2009) ont pu montrer qu'il y a deux types de déplacements pour les adultes : une dispersion de courte distance avec une direction aléatoire (à la recherche de sources de nectar), et des mouvements plus longs (> 10 m), qui se font essentiellement le long de la structure de l'habitat (par exemple, dans la longueur d'un patch en écotone). Ceci souligne le rôle de la structure du milieu (notamment haies et lisières forestières) pour les déplacements d'individus, d'autant que ce sont ces déplacements longs qui permettent les flux de gènes entre populations (mâles) et la colonisation de nouveaux sites (femelles).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité D'après : Schtickzelle <i>et al.</i>, 2005 Simon, 2007	La reproduction se déroule dans les zones de lisières abritées du vent, où les mâles se perchent et surveillent leur environnement pour rechercher les femelles. Les zones de perchoir peuvent être éloignées du site d'émergence, dans les limites de la capacité de dispersion de l'espèce (Schtickzelle <i>et al.</i>, 2005 ; Simon, 2007). Néanmoins, la taille du domaine vital n'est pas spécifiquement connue.
Densité de population	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Anthes <i>et al.</i>, 2003 Wahlberg <i>et al.</i>, 2002	L'espèce peut se rencontrer dans des bas-fonds humides, sur les bordures de route ou de chemin, donc sur des habitats de très faible surface. Néanmoins, dans une structure en métapopulation, la probabilité d'occupation d'un patch augmente avec la taille du patch : par exemple, si la taille de patch passe de 2,7 à 7,4 ha, la probabilité d'occupation est multipliée par 15 (Anthes <i>et al.</i>, 2003). La densité de plante hôte des chenilles semble également être un facteur particulièrement important : une augmentation de un point de la densité multiplie par 3,5 la probabilité de d'occupation quelle que soit la surface du patch (Wahlberg <i>et al.</i>, 2002 ; Anthes <i>et al.</i>, 2003).
Effectif minimum pour un noyau de population D'après : Fowles & Smith, 2006 Goffart <i>et al.</i>, 2001	Aucune étude concernant les effectifs minimums de populations n'a été réalisée pour la sous-espèce <i>aurinia</i>. Des études sur d'autres sous-espèces ont montré des résultats très variés (Liu <i>et al.</i>, 2006 ; Junker & Schmitt, 2009 ; Junker <i>et al.</i>, 2010), qui ne sont pas extrapolables pour la sous-espèce <i>aurinia</i>. Cet effectif minimum de viabilité dépend des connections avec les populations voisines : si des échanges existent, la population pourra mieux supporter un faible effectif, car celui-ci sera soutenu par des apports d'individus extérieurs (Schtickzelle <i>et al.</i>, 2005).

Junker & Schmitt, 2009 Junker <i>et al.</i> , 2010 Liu <i>et al.</i> , 2006 Schtickzelle <i>et al.</i> , 2005	Malgré les incertitudes, Fowles & Smith (2006) donnent une indication, en estimant qu'une population comprenant 25 colonies larvaires peut être considérée comme en danger extrême d'extinction. En Belgique, la moitié des populations se sont éteintes dans les années 1990. Goffart <i>et al.</i> (2001) considèrent eux aussi qu'une population de moins de 25 nids est en danger. Dans le cadre de l'application de la directive habitats en Belgique, ils précisent qu'un effectif de 10 nids est un seuil limite à ne pas dépasser.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Anthes <i>et al.</i> , 2003 Bensettiti <i>et al.</i> , 2002 Betzholtz <i>et al.</i> , 2007 Bulman <i>et al.</i> , 2007 Joyce & Pullin, 2003 Smee <i>et al.</i> , 2010 Warren, 1994	Les populations ont une dynamique de type métapopulation avec des processus d'extinction et de recolonisation locale. Le parasitisme et la météorologie lors de la période de vol sont les deux principaux facteurs responsables de ces fluctuations locales de populations (Smee <i>et al.</i>, 2010). Ce fonctionnement en métapopulation a été mis en évidence par Warren en 1994 en Angleterre sur des coteaux calcaires, et analysé en 2003 par Joyce & Pullin. En Alsace, Feldrauer a également observé ce fonctionnement en métapopulation sur un site où l'espèce semblait se développer indifféremment dans des biotopes hygrophiles ou des biotopes plus xériques (<i>in</i> Bensettiti <i>et al.</i>, 2002). Un tel fonctionnement en métapopulation est particulièrement développé dans des contextes de forte fragmentation de l'habitat (Smee <i>et al.</i>, 2010), ce qui est désormais le cas en France, compte tenu de la disparition des prairies à Succise. La distance entre les différentes populations est directement liée à la capacité de dispersion de l'espèce : dans un contexte de métapopulation, la probabilité d'occupation d'un patch diminue avec l'augmentation de la distance aux autres patches (Anthes <i>et al.</i>, 2003). Cette distance dépend de la densité de plante hôte des larves : un patch avec une grande densité pourra être colonisé même si la colonie la plus proche est à 1,4 km, alors que si la densité est faible, la distance sera de 250 m au plus (Betzholtz <i>et al.</i>, 2007). L'effet de l'isolement est donc plus important quand la plante hôte est plus clairsemée. Bulman <i>et al.</i> (2007) estiment que pour qu'une métapopulation soit viable, à l'intérieur d'un paysage de 16 km², la surface en habitat disponible doit être située entre 66 et 202 ha, selon le nombre de patches et leur répartition au sein de la métapopulation.
Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Les déplacements de la chenille sont faibles : elles ne participent pas à la dispersion.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont pas été étudiés mais sont plutôt faibles.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation.
Fidélité au lieu de naissance	Etant donné les faibles déplacements de la larve, elle reste durant tout son développement sur son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Bowler & Benton, 2005 Simon, 2007	Les déplacements entre populations sont dus à des phénomènes d'émigration des adultes. La qualité de l'habitat est l'un des facteurs déterminant : le nombre d'individus émigrant à la recherche d'un habitat favorable (ressources trophiques et/ou densité des plantes hôtes) est plus important dans une sous-population lorsque la qualité de l'habitat est faible (Bowler & Benton, 2005). La dispersion est directement liée aux déplacements des individus adultes lors de leur recherche de nectar ou de plantes hôtes pour la ponte (Simon, 2007). La distance de dispersion est donc liée à celle des déplacements au sein de la population ; et parmi ces déplacements, ce sont les plus grands qui permettent la dispersion, soit ceux supérieurs au kilomètre, avec un maximum observé de 20 km (rôle du régime des vents dominants).
Fidélité au site D'après : Porter, 1981 <i>in</i> Simon, 2007	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée. Elle est principalement due à la première ponte de la femelle qui se fait sur le site d'émergence. En effet, les mâles émergeant avant les femelles (protandrie), celles-ci sont fécondées dès leur émergence. Et compte tenu de poids des œufs dans son abdomen, elle est incapable de se déplacer (Porter, 1981 <i>in</i> Simon, 2007). Par contre, les autres pontes peuvent être effectuées dans d'autres patches favorables, pouvant ainsi permettre la colonisation de nouveaux sites.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Betzholtz <i>et al.</i> , 2007 Girardeau, 2008 Goffart <i>et al.</i> , 2001 Simon, 2007	Dans un contexte collinéen ou de coteaux, les adultes sont capables de franchir des surfaces boisées de quelques centaines de mètres, tels que des vallons boisés (Girardeau, 2008). Les conditions météorologiques, et principalement le vent, peuvent fortement influencer les déplacements. En effet, les adultes recherchent des lisières abritées du vent. Des conditions météorologiques défavorables, en plus de la surmortalité induite chez les adultes, ne permettent pas une émigration à partir des sites d'émergence (Simon, 2007). Le degré d'ensoleillement est également un facteur important car la chaleur augmente les mouvements des adultes. Ainsi, la durée d'ensoleillement pendant la période de vol modifie les capacités de dispersion (Goffart <i>et al.</i>, 2001).

	Betzholtz <i>et al.</i> (2007) ont montré que la densité de plante hôte des larves est un élément important qui favorise la colonisation de nouveaux patchs, même éloignés de plus d'un kilomètre d'une colonie existante.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Botham <i>et al.</i>, 2010 Goffart <i>et al.</i>, 2001 LSPN, 1987 Rameau <i>et al.</i>, 2005 Simon, 2007 Smee <i>et al.</i>, 2010 Vergeer <i>et al.</i>, 2003	La fragmentation est l'une des principales menaces pour cette espèce, avec la dégradation de l'habitat, notamment l'assèchement des zones humides et la l'intensification agricole (LSPN, 1987). Ces modifications des pratiques agricoles ont en particulier amené à un engraissement des prairies, ce qui est défavorable à la Succise des prés, espèce essentiellement oligotrophe (Vergeer <i>et al.</i>, 2003 ; Rameau <i>et al.</i>, 2005). Suite à cette dégradation, le Damier de la Succise n'est maintenant présent plus que dans des pelouses calcicoles et des prairies ourlets qui sont sensibles à la fermeture, liée notamment à la déprise agricole (Smee <i>et al.</i>, 2010). Cette dégradation provoque elle-même une fragmentation importante des habitats potentiels et un isolement des populations. Par exemple, dans le cas des pelouses calcicoles, l'abandon progressif du pâturage sur ces zones provoque une fermeture du milieu par les ligneux. Cela conduit à un fractionnement des pelouses restantes et par conséquent à l'isolement des populations (Goffart <i>et al.</i>, 2001). Ce phénomène fragilise des populations déjà sensibles aux perturbations et les rend d'autant plus vulnérables aux extinctions. Dans le fonctionnement normal d'une métapopulation, les effectifs des populations varient fortement entre les années (sous l'influence du parasitisme et des conditions météorologiques dans le cas de cette espèce), et certaines peuvent s'éteindre avant d'être recolonisées. Cependant, si la fragmentation est trop importante, des populations se retrouvent isolées, et dans ce cas, une extinction ou une très forte diminution des effectifs ne pourront pas être compensées par un apport d'individus venant d'autres populations. L'extinction sera donc définitive pour ce site isolé (Botham <i>et al.</i>, 2010). Autre impact de la fragmentation, l'isolement des populations peut entraîner une consanguinité de plus en plus importante au cours des générations, pouvant avoir des conséquences sur la survie et la reproduction des individus (Simon, 2007). La fragmentation induit également une plus grande spécialisation de l'espèce, et donc des exigences plus strictes envers la qualité de l'habitat (Botham <i>et al.</i>, 2010). En paysage fragmenté, les habitats doivent donc être de très bonne qualité pour pouvoir accueillir le Damier de la Succise : bonne densité de plante hôte des larves, avec une végétation pas trop haute, et présence de lisières ou haies.
Importance de la structure paysagère D'après : Girardeau, 2008 Joyce & Pullin, 2003 Junker & Schmitt, 2009 Schtickzelle <i>et al.</i>, 2005 Wahlberg <i>et al.</i>, 2002	Il est primordial, tout particulièrement pour cette espèce développant une structure en métapopulation, de maintenir une liaison entre les habitats pour favoriser les échanges d'individus nécessaires au maintien des populations. Les haies et les lisières forestières sont essentielles pour le développement des larves ou pour le repos des adultes, et sont des points de repère pour les déplacements des individus sur des longues distances (Junker & Schmitt, 2009). Ainsi, deux patchs reliés entre eux par une telle structure auront des échanges facilités. Cependant, elles peuvent aussi être des barrières si elles sont en travers entre deux populations. Dans ce cas, il vaut donc mieux privilégier les bosquets et aménager en certains endroits des trouées dans les haies. Des clairières créées et/ou maintenues dans les boisements peuvent permettre de maintenir une métapopulation viable, en proposant des patchs disponibles, à condition que la plante hôte des larves se développe, ce qui peut être très rapide si les conditions sont favorables à la Succise (Wahlberg <i>et al.</i>, 2002). En effet, pour maintenir une métapopulation viable, il est important d'avoir un nombre important de patchs (Joyce & Pullin, 2003 ; Schtickzelle <i>et al.</i>, 2005). Ainsi, même les petits patchs sont importants : ils peuvent servir de relais entre des patchs plus grands mais plus éloignés.
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Afin d'aider les adultes à traverser les zones boisées, il peut être utile de maintenir de vastes clairières qui ne seraient pas séparées de plus que la distance de dispersion de l'espèce (Girardeau, 2008). Néanmoins, les nouveaux patchs disponibles pourront n'être colonisés qu'au bout de plusieurs années selon les conditions météorologiques et les effectifs des populations voisines, en particulier si celles-ci sont éloignées de plusieurs kilomètres du nouveau patch.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Les conditions météorologiques, et principalement le vent, peuvent fortement influencer les déplacements. En effet, les adultes recherchent des lisières abritées du vent. Des conditions météorologiques défavorables, en plus de la surmortalité induite chez les adultes, ne permettent pas une émigration à partir des sites d'émigration. Ainsi, le vent réduit très fortement la capacité de déplacements des individus, allant même jusqu'à les empêcher totalement (Simon, 2007). Le degré d'ensoleillement est également un facteur important car la chaleur augmente les mouvements des adultes. Ainsi, la durée d'ensoleillement pendant la période de vol modifie les capacités de dispersion (Goffart <i>et al.</i>, 2001).	

Dans le cadre des changements climatiques, Settele *et al.* (2008) estiment que le Damier de la Succise pourrait se raréfier dans le sud de son aire. Les populations de ces régions seraient ainsi plus isolées et donc plus sensibles à la fragmentation. Cependant, la réalité est probablement plus complexe, car il existe plusieurs sous-espèces pouvant avoir des exigences différentes.

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Junker & Schmitt, 2009 ; Fric *et al.*, 2010 ; Zimmermann *et al.*, 2011). Des études génétiques ont également été menées (Joyce & Pullin, 2003). Ces deux types d'études ont donné des résultats intéressants et pourraient donc être reproduites.

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Parmi les autres espèces de damiers (genre *Euphydryas*), dont trois sont de cohérence TVB, une espèce (*Euphydryas maturna*) se développe dans les clairières, ce qui en fait une espèce proche du Damier de la Succise. Néanmoins, la plante hôte des chenilles est le Frêne : l'écologie n'est donc pas la même. Les autres espèces d'*Euphydryas* sont alpines ou pyrénéennes (Lafranchis, 2000). L'impact de la fragmentation pour ces espèces est donc très différent et n'est pas comparable avec celui du Damier de la Succise : combiné au réchauffement climatique, elles subissent l'abandon de l'agropastoralisme traditionnel et sont moins concernées par une fragmentation liée à l'artificialisation.

Les mélitées (9 espèces des genres *Melithaea* et *Mellicta*) ont pour certaines une écologie comparable à celle du Damier de la Succise (Lafranchis, 2000), vis-à-vis de l'habitat, de la dispersion, de la structure populationnelle... Néanmoins, en l'absence de recherche bibliographique précise, les données sur la dispersion du Damier de la Succise ne peuvent éventuellement être extrapolées à ces espèces qu'avec beaucoup de prudence.

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteur :

Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ANTHES N., FARTMANN T., HERMANN G. & KAULE G. (2003). Combining larval habitat quality and metapopulation structure – the key for successful management of pre-alpine *Euphydryas aurinia* colonies. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 7, volume 3. Pages 175-185.

BENSETTITI F. & GAUDILLAT V., coord. (2002). "Cahiers d'habitats" Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 7 – Espèces animales. MEDD/MAAPAR/MNHN. La Documentation française, Paris. Pages 264-266 (fiche 1065).

BETZHOLTZ P.-E., EHRIG A., LINDEBORG M. & DINNÉZ P. (2007). Food plant density, patch isolation and vegetation height determine occurrence in a Swedish metapopulation of the marsh fritillary *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775). *Journal of Insect Conservation*. Numéro 11. Pages 343-350.

BOTHAM M. S., ASH D., ASPEY N., BOURN N. A. D., BULMAN C. R., ROY D. B., SWAIN J., ZANNESSE A. & PYWELLE R. F. (2011). The effects of habitat fragmentation on niche requirements of the marsh fritillary, *Euphydryas aurinia*, on calcareous grasslands in southern UK. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 15. Pages 269-277.

BOWLER D. E. & BENTON T. G. (2005). Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews*. Numéro 80. Pages 205-225.

BULMAN C.R., WILSON R.J., HOLT A.R., BRAVO L.G., EARLY R.I., WARREN M.S. & THOMAS C.D. (2007). Minimum viable metapopulation size, extinction debt, and the conservation of a declining species. *Ecological Applications*. Numéro 17. Pages 1460-1473.

DE BOISSIEU D. & CHEVRIER M. (2001). Modes de gestion adaptés au maintien d'une espèce protégée : données actuelles concernant *Euphydryas aurinia* en centre Bretagne. *Symbioses*. Numéro 4. Pages 19-25.

DUPONT P. (2004). *Programme national de restauration pour la conservation des Lépidoptères diurnes – Première phase : 2001-2004*. Office pour l'Information Eco-entomologique (Opie). 194 pages.

FOWLES A. P. & SMITH R. G. (2006). Mapping the Habitat Quality of Patch Networks for the Marsh Fritillary *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775) (*Lepidoptera, Nymphalidae*) in Wales. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 10. Pages 161-177.

FRIC Z., HULA V., KLIMOVA M., ZIMMERMANN K. & KONVICKA M. (2010). Dispersal of four fritillary butterflies within identical landscape. *Ecological Research*. Numéro 25. Pages 543-552.

GIRARDEAU M. (2008). *Suivi des populations du Damier de la Succise (Euphydryas aurinia) sur la Réserve Naturelle Nationale de Montenach et d'autres sites du nord mosellan*. Rapport de stage M2, Conservatoire des Sites Lorrains, Université d'Angers. 64 pages.

GOFFART P., BAGUETTE M., DUFRENE M., MOUSSON L., NEVE J., WEISERBS A. & LEBRUN P. (2001). *Gestion des milieux semi-naturels et restauration de populations menacées de papillons de jour*. Direction Générale des ressources Naturelles et de l'Environnement, division de la nature et des forêts. Travaux n°25. 125 pages.

HOLDER E. (2004). *Etude et gestion de la population de Damier de la Succise (Euphydryas aurinia) du Venec (Finistère)*. Bretagne Vivante. 30 pages.

JOYCE D. A. & PULLIN A. S. (2003). Conservation implications of the distribution of genetic diversity at different scales: a case study using the marsh fritillary butterfly (*Euphydryas aurinia*). *Biological Conservation*. Numéro 114, volume 3. Pages 453-461.

JUNKER M. & SCHMITT T. (2009). Demography, dispersal and movement pattern of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) at the Iberian Peninsula: an alarming example in an increasingly fragmented landscape? *Journal of Insect Conservation*. Numéro 14. Pages 237-246.

JUNKER M., WAGNER S., GROS P. & SCHMITT T. (2010). Changing demography and dispersal behaviour: ecological adaptations in an alpine butterfly. *Oecologia*. Numéro 164. Pages 971-980.

LAFRANCHIS T. (2000). *Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope. 448 pages.

LIGUE SUISSE POUR LA PROTECTION DE LA NATURE (LSPN), collectif. (1987). *Les papillons de jour et leurs biotopes*. Pro Natura, Bâle. 512 pages.

LIU W., WANG Y. & XU R. (2006). Habitat utilization by ovipositing females and larvae of the Marsh fritillary (*Euphydryas aurinia*) in a mosaic of meadows and croplands. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 10. Pages 351-360.

PORTER K. & ELLIS S. (2010). Securing viable metapopulations of the Marsh Fritillary butterfly, *Euphydryas aurinia*, (Lepidoptera: Nymphalidae) in Northern England. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 15. Pages 111-119.

RAMEAU J. C., MANSION D. & DUME G. (2005). *Flore forestière française – guide écologique illustré. 1. Plaines et collines*. Institut pour le développement forestier. 1785 pages.

RÖRMERMANN C., TACKENBERG O. & POSCHLOD P. (2005). How to predict attachment potential of seeds to sheep and cattle coat from simple morphological seed traits. *Oikos*. Numéro 110. Pages 219-230.

SARDET E. & BETREMIEUX P.-A. (2004). *Distribution et gestion conservatoire du Damier de la Succise (Euphydryas aurinia) en Lorraine*. Rapport interne du Conservatoire des Sites Lorrains. 20 pages.

SCHTICKZELLE N., CHOUTT J., GOFFART P., FICHEFET V. & BAGUETTE M. (2005). Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe. *Biological Conservation*. Numéro 126, volume 4. Pages 569-581.

SETTELE J. et al. (2008). *Climatic Risk Atlas of European Butterflies*. Biorisk 1 (Special issue). Pensoft, Sofia-Moscow. 712 pages.

SIMON A. (2007). *Suivi des populations d'Euphydryas aurinia sur pelouses calcicoles*. Rapport de stage M2, Conservatoire des Sites Naturels de Haute-Normandie, Université de Rouen. 73 pages.

SMEE M., SMYTH W., TUNMORE M., FFRENCH-CONSTANT R. & HODGSON D. (2010). Butterflies on the brink: habitat requirements for declining populations of the marsh fritillary (*Euphydryas aurinia*) in SW England. *Journal of Insect Conservation*. Numéro 15. Pages 153-163.

VAN SWAAY C., CUTTELOD A., COLLINS S., MAES D., LOPEZ MUNGUIRA M., SASIC M., SETTELE J., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M. & WYNHOF I. (2010). *European Red List of Butterflies*. Publication Office of the European Union, Luxembourg. 60 pages.

VERGEER P., RENGELINK R., COPAL A. & JOOP OUBORG N. (2003). The interacting effects of genetic variation, habitat quality and population size on performance of *Succisa pratensis*. *Journal of Ecology*. Numéro 19. Pages 18-26.

WAHLBERG N., KLEMETTI T. & HANSKI I. (2002). Dynamic populations in a dynamic landscape: the metapopulation structure of the marsh fritillary butterfly. *Ecography*. Numéro 25, volume 2. Pages 224-232.

WARREN M. S. (1994). The UK status and suspected metapopulation structure of a threatened European butterfly, the marsh fritillary *Eurodryas aurinia*. *Biological Conservation*. Numéro 67, volume 3. Pages 239-249.

ZIMMERMANN K., FRIC Z., JISKRA P., KOPECKOVA M., VLASANEK P., ZAPLETAL M. & KONVICKA M. (2011). Mark-recapture on large spatial scale reveals long distance dispersal in the Marsh Fritillary, *Euphydryas aurinia*. *Ecological Entomology*. Numéro 36, volume 4. Pages 499-510.

> Comment citer ce document :

MERLET F., HOUARD X. & DUPONT P. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Damier de la Succise (Euphydryas aurinia aurinia (Rottemburg, 1775)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 7 pages.



Photo Gilles San Martin

La decticelle des bruyères

Metrioptera brachyptera

La Decticelle des bruyères

Metrioptera brachyptera (Linné, 1761)

Insectes, Orthoptères, Tettigonidés



© Xavier HOUARD

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités de la Decticelle des bruyères, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Decticelle des bruyères appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Defaut <i>et al.</i> , 2009 Poniatowski <i>et al.</i> , 2012	La Decticelle des bruyères est présente dans l'ensemble de l'Europe occidentale avec une répartition principalement liée aux régions montagneuses ou collinéennes. En France, on la trouve en Bretagne, en Normandie, dans les Pyrénées (Hautes-Pyrénées et Pyrénées-Atlantiques), les Alpes, le Massif central et le quart Nord-est du pays (Bellmann & Luquet, 2009 ; Defaut <i>et al.</i> , 2009 ; Poniatowski <i>et al.</i> , 2012). Dans plus de la moitié des départements où la Decticelle des bruyères est répertoriée, le nombre de localités connues ne dépasse pas les cinq stations (Defaut <i>et al.</i> , 2009).
Evolution récente D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Defaut <i>et al.</i> , 2009 Sardet & Defaut, 2004	Elle a fortement régressé durant les dernières décennies, notamment suite à la régression des habitats, consécutive à la modification des pratiques agricoles (Bellmann & Luquet, 2009), extension des zones urbanisées et aménagées (routes, ZAC, etc.). En France, elle n'a plus été observée depuis plus de vingt ans dans six départements où elle était répertoriée avant 1991 (Defaut <i>et al.</i>, 2009). Du fait de son recul, l'évaluation des priorités de conservation proposée par Sardet & Defaut (2004) la détermine comme une espèce « Menacée, à surveiller » à l'échelle nationale et la considère même comme « Fortement menacée d'extinction » dans les Pyrénées et la moitié nord de la France. Pour les Alpes et le Massif central, elle conserve le statut « Menacée, à surveiller ».
Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	La Decticelle des bruyères n'est pas une espèce migratrice. Elle n'est donc pas concernée par cette partie.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et structuration de l'espace	
Habitat D'après : Baur <i>et al.</i> , 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Boitier, 2003 Boitier, 2006 Detzel, 1998 Houard, 2007 Poniatowski & Fartmann, 2010 Sardet & Jacquemin, 2006 Schlumprecht & Waeber, 2003	En France, la Decticelle des bruyères est présente jusqu'à 2 100 mètres d'altitude. Elle apparait assez fréquente en climat relativement frais et arrosé des plaines et des collines jusqu'à l'étage montagnard. Elle se trouve généralement plus rare et localisée dans les Alpes et Pyrénées (Detzel, 1998 ; Boitier, 2003, Boitier, 2006 ; Sardet & Jacquemin, 2006). En Suisse, elle a été observée jusqu'à 2 400 mètres d'altitude (Baur <i>et al.</i>, 2006). La femelle pond ses œufs dans le sol humide, la tourbe, la mousse ou les tiges des végétaux à la fin de l'été et en automne. Le développement embryonnaire nécessite une humidité élevée et dure deux ou trois ans. Du fait de ce besoin d'humidité, l'espèce recherche une strate herbacée dense et bien développée (hauteur moyenne de 35 centimètres) et généralement la présence de ligneux (Boitier, 2003 ; Schlumprecht & Waeber, 2003). De même, une certaine pluviosité ou fraîcheur stationnelle sont nécessaires : Poniatowski & Fartmann (2010) ont montré en Allemagne que la Decticelle des bruyères préfère les régions où les précipitations annuelles sont supérieures à 650 mm. Elle fréquente donc essentiellement les landes, les prairies humides et les tourbières (bas-marais, haut-marais à Éricacées notamment). On la trouve parfois également sur des pelouses et prairies méso-xérophiles, mais dans ce cas, généralement en faibles effectifs et localisés sur les ourlets plus denses (Baur <i>et al.</i>, 2006 ; Boitier, 2006 ; Sardet & Jacquemin, 2006 ; Houard, 2007 ; Bellmann & Luquet, 2009). Cependant, des grandes abondances ont pu être observées dans le centre de l'Allemagne sur des prairies calcaires semi-sèches (Poniatowski & Fartmann, 2010). Schlumprecht & Waeber (2003) précisent que la présence de l'espèce dans des habitats chauds et plutôt secs n'est possible que si la végétation est suffisamment dense pour assurer des micro-habitats plus « tempérés » et gardant un degré d'hygrométrie permettant le développement embryonnaire. Son habitat correspond souvent à des milieux non exploités ou peu gérés (pas de fauche ou pâturage très extensif, bordures de prairies...) (Schlumprecht & Waeber, 2003 ; Poniatowski & Fartmann, 2010). La fauche peut avoir un effet négatif puisque les œufs pondus dans les tiges de la végétation sont alors supprimés. Un pâturage extensif semble être la meilleure gestion pour les milieux abritant cette espèce (Detzel, 1998). Plus précisément, la gestion choisie doit permettre de créer une structure hétérogène dans la végétation et de limiter l'accumulation de litière qui est défavorable à l'espèce (Poniatowski & Fartmann, 2010). Dans le contexte de leur étude, les auteurs recommandent pour cela le pâturage ovin extensif.
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés	La Decticelle des bruyères est inapte au vol : larves et adultes se déplacent par marche et par saltation parmi la végétation. Les très rares individus macroptères sont capables de voler.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie	Les déplacements des larves n'ont jamais été étudiés, mais elles sont probablement assez peu mobiles. Les adultes se montrent généralement de juillet à octobre, voire juin à novembre, avec un maximum en août. Ils sont incapables au vol (ailes fortement réduites) et se déplacent donc très peu. Une forme macroptère existe, mais semble très rare,

D'après : Baur <i>et al.</i>, 2006 Bellmann & Luquet, 2009 Chopard, 1952 Poniatowski & Fartmann, 2009 Poniatowski & Fartmann, 2010 Poniatowski & Fartmann, 2011	et représente généralement moins de 1 % de la population (Baur <i>et al.</i>, 2006 ; Bellmann & Luquet, 2009 ; Poniatowski & Fartmann, 2009, 2010, 2011). L'observation de la forme macroptère de <i>Metrioptera brachyptera</i> semble n'avoir jamais été répertoriée récemment en France (Sardet, com. pers. ; Braud, com. pers.). La seule citation française à notre connaissance est reprise par Chopard (1952) qui signale que cette forme (appelée <i>marginata</i>) est très rare. Les déplacements des individus brachyptères, inaptes au vol, sont très réduits et ne se font que par saltation : la plupart des individus ne parcourent que quelques mètres par jour et il semble qu'ils ne quittent jamais leur habitat d'origine (Poniatowski & Fartmann, 2010). La forme macroptère est très rarement observée et n'a jamais été vue en dehors de l'habitat caractéristique de l'espèce. Il n'est donc pas possible de savoir quelles distances elle peut parcourir (Poniatowski & Fartmann, 2009).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité	La territorialité n'a jamais été étudiée chez cette espèce.
Densité de population D'après : Dehondt & Mora, 2013 Poniatowski & Fartmann, 2009 Poniatowski & Fartmann, 2010 Poniatowski & Fartmann, 2011 Schlumprecht & Waeber, 2003	La détection des populations et l'estimation des effectifs est particulièrement difficile car cette espèce est assez discrète dans la végétation dense et que sa stridulation est faiblement audible. L'utilisation d'un détecteur à ultrasons peut s'avérer efficace (Schlumprecht & Waeber, 2003). Dehondt & Mora (2013) signalent cependant qu'elle peut également montrer des densités importantes et être facilement repérable. Les comptages de populations donnent un effectif maximum d'environ 500 individus, mais les auteurs estiment que les tailles réelles des populations sont probablement beaucoup plus importantes, en particulier dans des paysages favorables de prairies plus ou moins contigües ou dans des larges complexes de zones humides. Néanmoins, les estimations donnent des densités généralement très faibles, entre 0,02 et 1,6 individus par mètre carré (Schlumprecht & Waeber, 2003 ; Poniatowski & Fartmann, 2009, 2010, 2011).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Detzel, 1998 Poniatowski & Fartmann, 2010 Röber, 1970 Schlumprecht & Waeber, 2003	L'espèce peut subsister sur des habitats de faible surface : elle a été trouvée dans de nombreuses stations mesurant entre 20 et 100 m² (Detzel, 1998 ; Schlumprecht & Waeber, 2003). Cependant, Röber (1970 <i>in</i> Schlumprecht & Waeber, 2003) estime à environ 120 m² la surface minimale viable pour une population. Elle est aussi présente sur des surfaces beaucoup plus grandes, jusqu'à 69 hectares par exemple relevés lors d'une étude en Allemagne (Poniatowski & Fartmann, 2010).
Effectif minimum pour un noyau de population	L'effectif minimum pour une population viable semble n'avoir jamais été spécifiquement étudié.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Baur <i>et al.</i>, 2006 Detzel, 1998 Poniatowski & Fartmann, 2010	Une étude menée sur un paysage fragmenté présentant de nombreuses zones de prairies favorables a montré que l'occupation d'une station par l'espèce dépend de la taille du site, mais pas de son isolement par rapport aux autres stations (Poniatowski & Fartmann, 2010). Ainsi, les auteurs estiment que la persistance de l'espèce dépend plus de la qualité de l'habitat en lui-même et des microhabitats qui le composent que des éventuels échanges d'individus liés à la répartition spatiale des différentes stations. Si les individus qui se dispersent ont certainement un effet bénéfique sur la diversité génétique des populations et sur leur survie à long terme, la Decticelle des bruyères semble être capable de persister très longtemps sous la forme de populations très isolées sans aucun échange d'individus, à condition que le milieu soit compatible dans la durée avec les exigences écologiques de l'espèce. Ceci est permis par le cycle de développement en deux ou trois ans. Ainsi, des flux de gènes sont possibles à l'intérieur de la population entre les cohortes, ce qui favorise son maintien à long terme, même en situation d'isolement (Detzel, 1998 ; Baur <i>et al.</i>, 2006). Du fait de la faible capacité de dispersion de l'espèce, les distances entre populations pouvant être connectées sont faibles. Ainsi, Poniatowski & Fartmann (2010) ont considéré pour leur étude que deux zones d'habitats favorables abritaient des populations différentes s'ils étaient séparés par au moins 50 mètres de forêt, de champs cultivés... Dans une région où la distance moyenne entre deux populations est de 2,4 kilomètres, ces mêmes auteurs considèrent que les échanges d'individus sont quasiment impossibles, mais que cela n'empêche pas le maintien de ces populations isolées, même si cela les fragilise sur le long terme.
Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Une éventuelle dispersion par les larves n'a jamais été étudiée, mais est vraisemblablement inexistante.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont jamais été étudiés.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation.

Fidélité au lieu de naissance	Etant donné les faibles déplacements de la larve, elle reste durant tout son développement sur son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Detzel, 1998 Poniowski & Fartmann, 2010	Il semblerait que seule la forme macroptère (très rare) puisse permettre la dispersion à moyenne ou longue distance grâce à sa capacité de vol (Detzel, 1998). En effet, les adultes brachyptères sont très peu mobiles et restent dans la zone d'habitat favorable où ils se sont développés (Poniowski & Fartmann, 2010). Leur dispersion ne peut donc se faire que de proche en proche. La distance de dispersion des individus macroptères n'est pas connue. Seules des études de « capture-marquage-recapture » permettraient d'avoir une idée précise de la capacité de déplacement des individus volants. Cependant, étant donné leur très grande rareté, de telles études demeurent peu réalisables.
Fidélité au site D'après : Poniowski & Fartmann, 2010	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée. Elle est probablement très forte pour les individus brachyptères : Poniowski & Fartmann (2010) considèrent qu'ils restent dans la zone d'habitat favorable où ils se sont développés. La fidélité au site des individus macroptères n'est pas connue car ils sont trop rarement observés.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Poniowski & Fartmann, 2009	Les individus macroptères sont probablement capables de traverser des milieux défavorables lors de la dispersion. Cependant, cela n'a jamais été observé. On ne sait donc pas quels types de milieux peuvent être empruntés. Le nombre d'individus macroptères dans une population est de type « densité-dépendant » : leur apparition semble liée à un stress dû à une trop grande densité. Les abondances étant généralement faibles dans les populations naturelles, ceci explique leur grande rareté. Aucune donnée n'est disponible sur les types de milieux qu'ils peuvent traverser. En effet, ils n'ont jamais été observés en dehors de leur milieu de reproduction (Poniowski & Fartmann, 2009).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Bellmann & Luquet, 2009 Poniowski & Fartmann, 2010 Poniowski & Fartmann, 2011	L'espèce est principalement menacée par la perte de ses habitats (aménagements d'infrastructures linéaires, zones d'activités, urbanisation pour les populations de plaine) et leur dégradation ou destruction par l'agriculture et le changement d'usage des sols : fauche trop fréquente, pâturage trop intense, plantations de boisements, drainage... (Bellmann & Luquet, 2009 ; Poniowski & Fartmann, 2010). En plus de la disparition directe de populations, les milieux favorables restants sont donc de plus en plus fragmentés. En conditions fragmentées, les populations sont isolées, empêchant les échanges d'individus, et ceci est particulièrement le cas chez la Decticelle des bruyères qui a de très faibles capacités de dispersion. Ces faibles échanges génétiques rendent les populations isolées incapables de répondre à un éventuel changement rapide de leur environnement. Elles sont donc très dépendantes de la bonne qualité et de l'intégrité de leur habitat (Poniowski & Fartmann, 2010, 2011).
Importance de la structure paysagère D'après : Poniowski & Fartmann, 2010 Schlumprecht & Waeber, 2003	Poniowski & Fartmann (2010) ont montré que la structure paysagère a peu d'importance pour la survie de l'espèce. Il faut donc principalement s'attacher à préserver ou à restaurer une très bonne qualité d'habitats sur de grandes surfaces là où l'espèce est encore présente. De plus, du fait de la faible dispersion de l'espèce, il est conseillé, dans le cadre d'une restauration d'habitat, de le faire sous la forme d'un réseau dense. Par exemple, un complexe de zone humide, composé de prairies et de landes hygrophiles contiguës, peut constituer un paysage très favorable permettant à une population importante de se maintenir et de se développer (Schlumprecht & Waeber, 2003). La mise en place de corridors ne serait bénéfique que s'ils sont constitués d'habitats favorables à la reproduction de l'espèce : la priorité doit donc être donnée à la préservation de l'intégrité et de la qualité du milieu. Les grandes surfaces avec une grande hétérogénéité dans la structure de la végétation sont les plus favorables car des sous-populations connectées peuvent se mettre en place à l'intérieur (Poniowski & Fartmann, 2010).
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Eléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT

Aucune information n'a pu être trouvée sur un éventuel effet des conditions météorologiques sur les déplacements de cette espèce.

La Decticelle des bruyères est une espèce boréo-montagnarde qui pourrait être affectée par les changements climatiques. Il est d'ailleurs possible que ceux-ci soient une des premières causes de la régression observée ces dernières décennies (Bellmann & Luquet, 2009). Poniatowski & Fartmann (2010) citent également le climat en précisant qu'une structure hétérogène du milieu permet l'existence de microclimats variés atténuant les variations climatiques défavorables à cette espèce exigeante pour son développement embryonnaire.

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

Aucune étude, ni génétique ni capture-marquage-recapture, ne semblent avoir déjà été menées sur cette espèce. Cependant, comme cela se fait sur d'autres espèces, ces méthodes pourraient être utilisées pour préciser les déplacements des individus et les flux de gènes entre les populations. Etant donné la très grande rareté des individus macroptères, la méthode de capture-marquage-recapture ne leur est pas applicable. Les études génétiques semblent donc être les plus appropriées pour évaluer leur effet sur les échanges entre populations.

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

La Decticelle des alpages (*Metrioptera saussuriana* (Frey-Gessner, 1872)) fréquente des milieux similaires et peut être trouvée en compagnie de la Decticelle des bruyères (Boitier, 2003). Elle est présente surtout dans les massifs montagneux, en particulier dans les landes, alpages et prairies soumises au pastoralisme (Bellmann & Luquet, 2009). Comme la Decticelle des bruyères, c'est une espèce brachyptère, inapte au vol, qui présente exceptionnellement des individus macroptères capables de dispersion. L'observation de la forme macroptère de *Metrioptera saussuriana* semble n'avoir jamais été répertoriée en France (Sardet, com. pers.).

Cette espèce est proposée pour la cohérence nationale de la TVB dans 5 régions (Alsace, Auvergne, Basse-Normandie, Languedoc-Roussillon et Rhône-Alpes). Comme elle présente des traits de vie similaires à ceux de la Decticelle des bruyères, les informations de cette fiche peuvent être utiles. Cependant, une recherche bibliographique spécifique s'avère nécessaire.

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

Stéphane JAULIN, Office pour les insectes et leur environnement (Opie) et ASSociation pour la Caractérisation et l'Étude des Entomocénoses (ASCETE)
Éric SARDET, Bureau d'études Insecta et ASSociation pour la Caractérisation et l'Étude des Entomocénoses (ASCETE)

> Bibliographie consultée :

BAUR B., BAUR H., ROESTI C., ROESTI D. & THORENS P. (2006). *Sauterelles, Grillons et Criquets de Suisse*. Haupt, Berne. 352 pages.

BELLMANN H. & LUQUET G. (2009). *Guide des Sauterelles, Grillons et Criquets d'Europe occidentale*. Éditions Delachaux et Niestlé. 383 pages.

BOITIER É. (2003). *Caractérisation écologique et faunistique des peuplements d'Orthoptères en montagne auvergnate*. Mémoire de Diplôme d'Études et de Recherches en Sciences de la Vie et de la Terre. Faculté des Sciences et Techniques de Limoges. 94 pages.

BOITIER É. (2006). *Inventaire des Orthoptères de la tourbière de Sagne Bourrue, commune de Jeansagnière (Loire)*. Société d'Histoire naturelle Alcide-d'Orbigny. 15 pages.

CHOPARD L. (1952). *Orthoptéroïdes*. Faune de France. Volume 56. 361 pages.

DEFAUT B., SARDET É. & BRAUD Y. (2009). *Catalogue permanent de l'entomofaune française, fascicule 7, Orthoptera : Ensifera et Caelifera*. U.E.F. éditeur, Dijon, 94 pages.

DEHONDT F. & MORA F. (coordinateurs), BETTINELLI L., BRUGEL E., DASSONNEVILLE Ch., DELAFOLLYE L., PINSTON H., ROBERT J.CI. (2013). *Atlas commenté des sauterelles, grillons et criquets de Franche-Comté*. Office pour les Insectes et leur Environnement de Franche-Comté, Naturalia publications. 190 pages.

DETZEL P. (1998). *Die Heuschrecken Baden-Württembergs*. Ulmer, Stuttgart. 580 pages.

HOUARD X. (2007). Inventaire des communautés d'Orthoptéroïdes dans le cadre de la gestion conservatoire des coteaux calcaires du bassin aval de la Seine (Haute-Normandie). *Matériaux orthoptériques et entomocénétiques*. Volume 12. Pages 81-88.

PONIATOWSKI D. & FARTMANN T. (2009). Experimental evidence for density-determined wing dimorphism in two bush-crickets (Ensifera : Tettigoniidae). *European Journal of Entomology*. Volume 106. Pages 599-605.

PONIATOWSKI D. & FARTMANN T. (2010). What determines the distribution of a flightless bush-cricket (*Metrioptera brachyptera*) in a fragmented landscape? *Journal of Insect Conservation*. Volume 14. Pages 637-645.

PONIATOWSKI D. & FARTMANN T. (2011). Dispersal capability in a habitat specialist bush cricket: the role of population density and habitat moisture *Ecological Entomology*. Volume 36. Pages 717-723.

PONIATOWSKI D., DEFAUT B., LLUCIA-POMARES D. & FARTMANN T. (2012). *The Orthoptera fauna of the Pynenean region – a field guide*. Articulata Beiheft. Numéro 14 (2009), seconde édition. 143 pages.

RÖBER H. (1970). Die Saltatorienfauna montan getönter Waldgebiete Westfalens unter besonderer Berücksichtigung der Ensiferenverbreitung. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde*. Volume 14, numéro 1. Pages 1-60.

SARDET É. & DEFAUT B., coord. (2004). Les Orthoptères menaces en France. Liste rouge nationale et listes rouges par domaines biogéographiques. *Matériaux Orthoptériques et Entomocénétiques*. Volume 9. Pages 125-137.

SARDET É. & JACQUEMIN G. (2006). Catalogue commenté des Orthoptères de la région Lorraine. *Matériaux orthoptériques et entomocénétiques*. Volume 11. Pages 65-86.

SCHLUMPRECHT H. & WAEBER G. (2003). *Heuschrecken in Bayern*. Ulmer, Stuttgart. 515 pages.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie la Decticelle des bruyères (Metrioptera brachyptera (Linné, 1761)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 6 pages.



Photo Thomas Bresson

L'épithèque bimaculée

Epitheca bimaculata

L'Épithèque bimaculée

Epitheca bimaculata (Charpentier, 1825)

Insectes, Odonates (Anisoptères), Cordulidés



Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités de l'Épithèque bimaculée, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). L'Épithèque bimaculée appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dommanget <i>et al.</i>, 2009 Fichefet, 2006 Grand & Boudot, 2006 Krieg-Jacquier, 2010 Trockur <i>et al.</i>, 2010 Vincent <i>et al.</i>, 1987 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 Site internet SfO	L'Épithèque bimaculée est une espèce eurosibérienne, répartie de la France au Japon (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010). En France, où elle est en limite d'aire, elle est bien présente dans le Nord-est du pays, puis sa distribution est de plus en plus clairsemée dans le Centre et l'Ouest (Grand & Boudot, 2006 ; Dommanget <i>et al.</i>, 2009). La Vienne et la Charente constituent sa limite occidentale de répartition. Au Sud, elle est connue jusqu'en Corrèze, puis dans la Drôme et l'Isère (Site internet SfO ; Krieg-Jacquier, 2010). En Europe, la limite sud de son aire de répartition va du Monténégro à la Crimée ; au Nord, l'espèce reste confinée au sud de la Fennoscandie. Souvent localisée, cette espèce peut se montrer abondante localement lorsque les habitats sont favorables. De plus, du fait de sa discrétion, son absence ou sa rareté dans certaines régions pourraient n'être qu'apparentes (Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Fichefet, 2006 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008).
Evolution récente D'après : Boudot, 2010 Coppa, 1987 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dommanget <i>et al.</i>, 2009 Fichefet, 2006 Goffart <i>et al.</i>, 2006 Grand & Boudot, 2006 Kalkman <i>et al.</i>, 2010 Trockur & Sternberg, 2000 Trockur <i>et al.</i>, 2010 Vincent <i>et al.</i>, 1987 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	L'espèce a fortement régressé en Europe centrale où sa répartition s'est morcelée (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005). Elle s'est également beaucoup raréfiée en Belgique et au Luxembourg. Elle est considérée comme disparue des Pays-Bas (Goffart <i>et al.</i>, 2006 ; Grand & Boudot, 2006). Dans le Nord-est de la France et en Allemagne, des populations ont été détruites ces dernières décennies du fait d'aménagements intempestifs (Grand & Boudot, 2006). Cependant, depuis 20 à 30 ans, l'espèce montre globalement une augmentation des populations connues. Des localités anciennes ont été confirmées et de nouvelles stations ont été découvertes, en France comme dans les pays limitrophes (Trockur & Sternberg, 2000 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010 ; Boudot, 2010). Toutefois, plusieurs auteurs insistent sur le fait qu'il s'agit d'une espèce difficile à détecter du fait de la discrétion des adultes et que la meilleure détection passe par la recherche des exuvies (Coppa, 1987 ; Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Trockur & Sternberg, 2000 ; Fichefet, 2006 ; Goffart <i>et al.</i>, 2006 ; Grand & Boudot, 2006 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008). La progression de l'espèce ne serait donc due qu'en partie à une meilleure prospection. La liste rouge européenne classe cette espèce comme « Préoccupation mineure » et considère que la tendance de ces populations est stable à l'échelle de l'Europe (Kalkman <i>et al.</i>, 2010). En France, en l'état actuel des évaluations, elle serait considérée comme « Vulnérable » : Dommanget <i>et al.</i> (2009) estiment que sa tendance nationale est à la régression.
Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce	L'Épithèque bimaculée n'est pas une espèce migratrice. Elle n'est donc pas concernée par cette partie.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et structuration de l'espace

Habitat D'après : Coppa, 1987 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Fichefet, 2006 Goffart <i>et al.</i>, 2006 Grand & Boudot, 2006 Krieg-Jacquier, 2010 Prot, 2001 Trockur, 2004 Trockur & Sternberg, 2000 Trockur <i>et al.</i>, 2010 Vincent <i>et al.</i>, 1987 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	L'Épithèque bimaculée est une espèce de basse et moyenne altitude : on la retrouve jusqu'à environ 615 mètres dans les Vosges (Boudot com. pers.). Dans le massif du Jura, on l'observe également jusqu'à 800-850 m d'altitude, mais la plupart des stations se trouvent entre 200 et 300 mètres (Krieg-Jacquier, 2010). Elle est présente en Suisse jusqu'à un peu plus de 1 000 mètres (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005). Il s'agit d'une espèce de plans d'eau qui peut se retrouver dans une large gamme d'eaux stagnantes ou très légèrement courantes disposant de grandes surfaces d'eau libre. Ainsi on la rencontre sur des grandes mares, des lacs et des étangs tourbeux ou non. Les stations occupées sont généralement en contexte forestier ou semi-forestier, si bien que la présence de boisements à proximité semble être très importante lors de la maturation des adultes et pour la chasse (Trockur & Sternberg, 2000 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Fichefet, 2006 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). La végétation flottante et immergée est souvent bien développée, même s'il semble que ce ne soit pas indispensable. Les plans d'eau sont généralement ceinturés d'une large zone d'hélophytes (joncs, roseaux, laïches...) et la pente de la berge est variable : des berges abruptes ne semblent pas être un facteur limitant. De même, la présence d'une faune piscicole équilibrée et gérée de manière « raisonnée » (étang de pêche avec empoissonnement soutenable) n'empêche pas le développement de l'espèce (Trockur & Sternberg, 2000 ; Prot, 2001 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Fichefet, 2006 ; Goffart <i>et al.</i>, 2006 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010). Les larves vivent parmi les herbiers flottants et immergés, souvent dans les roselières en eau et sur le fond (Prot, 2001 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005). Elles semblent rester généralement dans des eaux peu profondes (inférieures à un mètre), mais certaines ont pu être trouvées à plus de 2 mètres de profondeur. Dans sa thèse, Trockur (2004) propose un schéma qui suggère que les larves changent d'habitat au cours de leur cycle de développement. Elles s'enterrent dans le substrat pour hiverner (Trockur & Sternberg, 2000). L'eau peut être acide à relativement basique. On retrouve notamment cette espèce dans des étangs tourbeux bordés de sphaignes (Coppa, 1987 ; Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008) aussi bien que dans les lacs alcalins du Jura.

	Le niveau trophique peut être élevé : souvent eutrophe voire très eutrophe, parfois également mésotrophe (Trockur & Sternberg, 2000 ; Dijkstra & Lewington, 2007). L'espèce peut donc se développer dans une grande variété de plans d'eau : mares, étangs, lacs, bras-morts, anciennes gravières abandonnées, étangs piscicoles, marais... (Prot, 2001 ; Fichet, 2006 ; Goffart <i>et al.</i>, 2006 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010). Wildermuth <i>et al.</i> (2005) estiment néanmoins que les étangs récemment créés, où l'espèce est parfois observée, ne jouent qu'un rôle limité pour sa conservation : elle ne s'y développe qu'en très faibles effectifs et de manière ponctuelle.
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Coppa, 1991 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Grand & Boudot, 2006 Trockur, 2004 Trockur & Sternberg, 2000 Vincent <i>et al.</i>, 1987 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	L'Épithèque bimaculée est une espèce volante à l'âge adulte. Il s'agit vraisemblablement d'une espèce aux mœurs forestières : la plupart des populations se trouvent dans un contexte forestier ou semi-forestier. Lorsqu'ils ne volent pas au-dessus de l'eau, les adultes sont probablement dans les boisements (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008). Plusieurs observations semblent indiquer qu'ils exploitent la forêt pour la chasse et pour le repos nocturne. Les milieux utilisés pendant la phase de maturation des jeunes adultes sont très peu connus (Trockur & Sternberg, 2000). Lorsqu'ils sont directement sur le plan d'eau, les adultes restent en vol loin des berges. L'observation d'adultes posés sur la végétation rivulaire est exceptionnelle. Ils semblent préférer les promontoires que constituent les arbres. Seules les femelles prêtes à pondre sont occasionnellement vues sur la végétation herbacée et arbustive de la berge (Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005). L'accouplement se déroule le plus souvent dans le couvert forestier ou parmi les roselières bordant le plan d'eau (Trockur & Sternberg, 2000). La femelle dépose sa ponte sur les herbiers flottants, sur du bois mort émergé ou simplement dans l'eau, parfois à plusieurs mètres de la rive (Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Coppa, 1991 ; Trockur, 2004 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008). Le déplacement des larves se fait sur le sol, parfois hors de l'eau.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Coppa, 1987 Coppa, 1989 Coppa, 1991 Corbet, 1999 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Fichet, 2006 Grand & Boudot, 2006 Mauersberger & Schneider, 2007 Prot, 2001 Trockur & Sternberg, 2000 Vincent <i>et al.</i>, 1987 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	Les principaux déplacements concernent les adultes. C'est une espèce printanière dont la période de vol s'étend généralement de mi-mai (ou de mi-avril les années clémentes) à juillet, voire exceptionnellement mi-août (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). C'est donc pendant cette période que l'espèce est susceptible de se déplacer. La durée de vie maximale des adultes est estimée à 30 jours (Trockur & Sternberg, 2000). Au cours de la période de vol, c'est pendant la phase de maturation des jeunes adultes que les individus semblent particulièrement mobiles (Corbet, 1999). En effet, Coppa (1987) a observé à plusieurs reprises que les immatures fraîchement émergés s'envolent rapidement vers la cime des arbres et s'éloignent de leur lieu d'émergence, sans même l'explorer. A la suite de ce vol inaugural, la période de maturation dure entre deux et trois semaines avant que les adultes ne reviennent vers les sites de reproduction (Trockur & Sternberg, 2000 ; Grand & Boudot, 2006). Les adultes étant rarement observés, on connaît peu de choses de leur comportement. Leurs déplacements en dehors des plans d'eau semblent n'avoir jamais été étudiés, les observations restant alors exceptionnelles. Après l'émergence, il semblerait qu'ils s'éloignent des sites de reproduction, ce qui explique le peu d'observations disponibles. Ils peuvent aussi rester cachés parmi la végétation forestière présente aux abords des étangs occupés. Ils reviendraient sporadiquement et brièvement sur les sites de ponte à maturité. A ce stade, ils restent également peu visibles sur le site de reproduction car ils volent au-dessus de l'eau, loin des rives. Ces déplacements concernent principalement la surveillance du territoire pour les mâles et la recherche de zones de ponte pour la femelle (Coppa, 1987 ; Trockur & Sternberg, 2000 ; Prot, 2001 ; Fichet, 2006 ; Grand & Boudot, 2006). Les femelles semblent rechercher les sites de pontes principalement le matin ou à la tombée de la nuit (Trockur & Sternberg, 2000 ; Prot, 2001). Des observations de mâles en vol le matin ou le soir pendant le coucher du soleil ont également été rapportées, à des heures où la plupart des autres Anisoptères ne sont pas actifs (Coppa, 1989). D'une manière générale, les Cordulidés sont connus pour s'éloigner de leur habitat d'émergence avec un rayon moyen de déplacement compris entre 1 et 10 kilomètres (Grand & Boudot, 2006). Il est tout à fait probable que ce soit le cas pour l'Épithèque bimaculée. Les adultes sont souvent observés en chasse dans les layons forestiers à quelques kilomètres des sites de reproduction (Vanappelghem, com. pers.). Les larves également effectuent quelques déplacements pendant leur vie aquatique et après la sortie de l'eau lors de la recherche d'un support d'émergence. Dans l'eau, elles ont un cycle journalier, restant posées sur le fond pendant la journée puis devenant actives au cours de la nuit à la recherche de nourriture (notamment au sein de la végétation aquatique). Les premiers stades larvaires peuvent aussi être très mobiles en journée (Trockur & Sternberg, 2000). Les larves sont également mobiles à leur sortie de l'eau. Elles peuvent être trouvées loin de la rive, parfois jusqu'à une centaine de mètres, notamment dans les ronciers et les fourrés d'orties, ou sur les arbres, parfois à plus de 10 mètres de haut. Certaines larves peuvent traverser des chemins voire des routes pour aller émerger au-delà si la structure de la végétation des rives n'est pas favorable. Néanmoins, ces déplacements ne sont pas suffisants pour permettre des échanges entre populations (Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Coppa, 1991 ; Fichet, 2006 ; Grand & Boudot, 2006 ; Mauersberger & Schneider, 2007).

ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité D'après : Coppa, 1987 Coppa, 1989 Sonehara <i>in</i> Corbet, 1999 Wildermuth <i>et al.</i> , 2005	L'Épithèque bimaculée est une espèce territoriale. Elle est même l'une des rares chez qui la délimitation d'un territoire obéit à une stratification à la fois horizontale et verticale de l'espace (Sonehara <i>in</i> Corbet, 1999). Les mâles établissent et défendent des territoires bien définis mais jamais très grands (10 à 30 mètres) qui sont presque toujours loin des rives au-dessus de l'eau libre. Leur vol de surveillance est plutôt lent et régulier, avec une trajectoire souvent linéaire formant de grandes boucles à environ 30 à 60 cm de la surface de l'eau. Si un autre Anisoptère s'approche de son environnement immédiat, il peut se montrer très agressif. Il accélère brusquement pour le prendre en chasse dans une poursuite qui peut le mener loin de son territoire (plus de 50 mètres d'altitude et 100 mètres d'éloignement). Ainsi, la période d'absence du mâle avant son retour sur son territoire peut être assez brève (quelques minutes) mais peut aussi être très longue (plus de deux heures) (Coppa, 1987 ; Coppa, 1989 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005).
Densité de population D'après : Bernard, 2007 Boudot, 2010 Brugière, 1997 Coppa, 1990 Coppa, 1991 Deliry <i>et al.</i> , 2008 Fichefet, 2006 Grand & Boudot, 2006 Prot, 2001 Vincent <i>et al.</i> , 1987	Il existe très peu d'informations sur les densités de population. Cette donnée est d'autant plus difficile à estimer que les populations présentent une très grande variabilité d'abondance entre les années et entre les stations. En effet, certaines localités ne montrent que rarement plus de trois exuvies en cumulant des sorties à la bonne période, alors que d'autres permettent de trouver plusieurs centaines d'exuvies en une matinée de recherche (Fichefet, 2006 ; Bernard, 2007). En outre, sur une même station, une apparition en masse peut être observée une année (plus de 1 000 exuvies récoltées), alors que l'année précédente, seules trois exuvies avaient été trouvées (Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Coppa, 1990 ; Coppa, 1991). Les adultes sont rarement observés, même lorsque plusieurs centaines d'exuvies sont trouvées sur le site : la détection des populations et l'estimation des effectifs se fait donc principalement à partir des exuvies et des individus émergents. Il faut les rechercher en mai, pendant la première ou la deuxième quinzaine selon les sites et l'année, ou dès mi-avril si l'hiver a été doux (Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Prot, 2001 ; Grand & Boudot, 2006 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Boudot, 2010). La recherche des mâles patrouillant au milieu des plans d'eau peut également permettre de détecter des populations, mais pas d'estimer des effectifs (Brugière, 1997).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Heidemann & Seidenbusch, 2002 Krieg-Jacquier, 2010 Trockur & Sternberg, 2000 Wildermuth <i>et al.</i> , 2005	Aucune information n'est disponible sur la surface minimale nécessaire pour qu'une population soit viable. Cependant, cette information pourrait être en partie déduite de la taille des plans d'eau dans lesquels elle se développe. D'une manière générale, cette superficie varie de quelques centaines de mètres carrés à quelques centaines d'hectares (Heidemann & Seidenbusch, 2002). Wildermuth <i>et al.</i> (2005) précisent que les plans d'eau abritant des populations ont une superficie souvent supérieure à un hectare et que la surface d'eau libre doit être importante. Pour Trockur & Sternberg (2000), la largeur minimale des plans d'eau occupés est d'environ 10-20 mètres. Cependant, ils signalent que des observations de larves ont été faites dans des mares et étangs plus petits. Dans l'Ain, plus d'un tiers des stations ont une superficie en eau entre un et deux hectares, mais certaines peuvent être inférieures à un hectare (0,07 hectare pour la plus petite) et plusieurs font plus de 20 hectares (79,55 hectares pour la plus grande) (Krieg-Jacquier, 2010).
Effectif minimum pour un noyau de population	L'effectif minimum semble n'avoir jamais été étudié et l'estimation de la taille d'une population est relativement difficile (voir paragraphe sur la densité de population).
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Coppa, 1990 Coppa, 1991 Trockur & Sternberg, 2000 Vincent <i>et al.</i> , 1987	Il existe très peu d'informations sur la structure interpopulationnelle de l'Épithèque bimaculée. Il semble que d'une manière générale, on puisse considérer que chaque étang abrite une population et que ces populations puissent être en interaction à travers les déplacements des individus d'un étang à un autre. Les très fortes variations d'effectifs ainsi que les apparitions et disparitions qui peuvent être observées (Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Coppa, 1990 ; Coppa, 1991) pourraient signifier un fonctionnement en métapopulations, celles-ci s'organisant sur des groupes d'étangs plus ou moins proches mais ayant des capacités d'accueil différentes. Cependant, les connaissances, notamment concernant les causes des variations d'effectifs et des disparitions, sont trop faibles pour pouvoir être plus précis sur la structure interpopulationnelle de l'espèce (Trockur & Sternberg, 2000). De plus, étant donné sa grande discrétion, certaines disparitions temporaires pourraient n'être qu'apparentes. Si le système est de type métapopulations, les stations dont les populations se sont éteintes peuvent être recolonisées par des individus des stations voisines. Cette probabilité de colonisation dépend notamment de la distance entre les stations par rapport à la distance de dispersion de l'espèce. Cette distance n'étant pas connue chez cette espèce, il n'est pas possible de préciser quelles sont les conditions nécessaires pour que des métapopulations apparaissent. Trockur & Sternberg (2000) estiment que la survie à long terme d'une métapopulation est liée au maintien d'au moins un site qui garderait un habitat favorable de manière stable. Ce site abriterait ainsi une population source qui pourrait alimenter en individus les autres stations, même si celles-ci peuvent subir des disparitions occasionnelles. Les auteurs estiment également que les femelles peuvent permettre ces colonisations ainsi que des échanges entre populations, car il est très probable qu'elles tentent de pondre ailleurs que dans l'étang d'où elles ont émergé.

Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Si les larves peuvent se déplacer au sol à la recherche d'un site d'émergence, ces mouvements ne participent pas à la dispersion entre populations.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires pour recherche un site d'émergence peuvent atteindre une centaine de mètres.
Milieus empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent au sol, parfois hors de l'eau (parmi la végétation rivulaire, les ronciers, orties, arbres...), peu de temps avant leur émergence.
Fidélité au lieu de naissance	Etant donné les faibles déplacements des larves, la fidélité au lieu de naissance est probablement très forte.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Coppa, 1987 Grand & Boudot, 2006 Trockur & Sternberg, 2000	Les déplacements longs qui peuvent se faire entre différentes populations n'ont jamais été étudiés. Les jeunes adultes en cours de maturation disparaissant de leur site d'émergence (Coppa, 1987 ; Trockur & Sternberg, 2000 ; Grand & Boudot, 2006), ils sont susceptibles de ne pas revenir sur site lors de la période de reproduction. De même les adultes en phase de reproduction n'étant que rarement observés sur les sites d'émergence, il est possible qu'ils fréquentent d'autres localités leur semblant favorables. La distance de dispersion n'est pas connue chez cette espèce. On peut penser que les individus sont capables de se déplacer sur plusieurs dizaines de kilomètres (Grand & Boudot, 2006), mais rien ne permet d'affirmer que de telles distances sont fréquemment parcourues.
Fidélité au site D'après : Trockur & Sternberg, 2000	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut cependant être traitée. Trockur & Sternberg (2000) estiment que des femelles peuvent tenter de pondre ailleurs que dans l'étang d'où elles ont émergé. Mais seules des études de capture-marquage-recapture permettraient de le mettre en évidence. Et étant donné la rareté de l'observation des adultes, ce genre d'études paraît difficilement réalisable. Des études génétiques pourraient au moins renseigner sur les flux de gènes.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Trockur & Sternberg, 2000	Du fait de la rareté des observations d'adultes, les milieux pouvant être empruntés lors de la dispersion ne sont pas connus. Des observations isolées à haute altitude, jusqu'à plus de 3 000 mètres (Trockur & Sternberg, 2000), indiquent que certains individus peuvent s'aventurer en milieu montagnard lors de longs déplacements, notamment pendant la phase de maturation.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Deliry <i>et al.</i> , 2008 Grand & Boudot, 2006 Keller <i>et al.</i> , 2010 Mauersberger & Scheinder, 2007 Trockur & Sternberg, 2000 Wildermuth <i>et al.</i> , 2005	La gestion des étangs où se développe l'Épithèque bimaillée peut être une source de menaces pour l'espèce. Ainsi, une exploitation intensive pour la pêche est néfaste, notamment du fait d'une trop grande concentration en poissons, carnivores ou phytophages (Trockur & Sternberg, 2000 ; Wildermuth <i>et al.</i> , 2005 ; Grand & Boudot, 2006 ; Deliry <i>et al.</i> , 2008). Les vidanges trop régulières (annuelles), le faucardage de la végétation aquatique, la fauche printanière et le piétinement des berges ont aussi un impact important, notamment sur la réussite des émergences (Wildermuth <i>et al.</i> , 2005 ; Grand & Boudot, 2006). L'aménagement des cours d'eau et de leurs annexes hydrauliques, ainsi que l'abaissement du niveau des plans d'eau suite au drainage ont été la cause de la disparition de certaines populations, notamment en Suisse dès la fin du XIX ^e siècle (Wildermuth <i>et al.</i> , 2005 ; Grand & Boudot, 2006). Le trafic routier en bordure des étangs est également une source de mortalité chez les larves recherchant un site d'émergence (Mauersberger & Scheinder, 2007). Cependant, les auteurs estiment que ce seul paramètre n'est pas en mesure de menacer la viabilité des populations. Les différentes modifications du milieu constituent des menaces chroniques sur les populations de cette espèce qui sont déjà souvent disséminées et isolées (Wildermuth <i>et al.</i> , 2005 ; Grand & Boudot, 2006). Néanmoins, c'est bien l'aménagement des étangs qui est vraisemblablement la cause de la régression de l'espèce dans les pays où le paysage a été modelé pour satisfaire au désir d'ordonnement des activités humaines récréatives. L'impact intrinsèque de la fragmentation ne semble pas avoir été étudié chez cette espèce. Cependant, chez d'autres Anisoptères, il a été montré que des populations isolées subissaient un « étranglement génétique » se traduisant par une faible diversité génétique au sein de ces populations (Keller <i>et al.</i> , 2010). Ces populations sont donc plus sensibles et plus vulnérables à des événements stochastiques qui pourraient occasionner leur extinction (modification accidentelle et brutale du milieu, météorologie défavorable lors de l'émergence...). De plus, en cas d'extinction, si les autres populations sont trop éloignées, la station ne pourra pas être recolonisée. Ces observations sont probablement applicables à l'Épithèque bimaillée.

Importance de la structure paysagère D'après : Deliry <i>et al.</i>, 2008 Trockur & Sternberg, 2000 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	Le paysage optimal pour cette espèce est un complexe d'étangs en milieu forestier ou semi-forestier, où les plans d'eau et leurs berges seraient gérés de manière extensive. Un ensemble de populations viables, voire de métapopulations instables mais régulièrement renforcées, pourrait ainsi se mettre en place grâce aux échanges d'individus entre étangs. Plusieurs auteurs précisent qu'il est important d'identifier et de préserver des populations stables sur le long terme, même en l'absence d'observations d'adultes. Ces localités réservoirs sont une source d'individus pour d'autres plans d'eau. Ceci est particulièrement important car l'implantation durable dans les plans d'eau récents apparaît délicate (Trockur & Sternberg, 2000 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008). Cependant, ces plans d'eau récents et peut-être moins favorables peuvent aussi être utiles en permettant à une métapopulation de s'organiser progressivement aux alentours de sites principaux.
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
L'activité de vol, et notamment la patrouille territoriale des mâles, varie avec la température de l'air au cours de la journée et en fonction des conditions météorologiques. En période venteuse, les mâles volent plus près de la berge en choisissant les parties des plans d'eau abrités par la végétation. Si les conditions ne sont pas favorables au vol, les adultes restent abrités dans la végétation environnante (Trockur & Sternberg, 2000). Les conditions météorologiques influent également sur le développement larvaire. Les émergences ont lieu en général en mai (Trockur & Sternberg, 2000), mais elles peuvent se prolonger jusqu'à fin juin, notamment en altitude (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005), ou débuter dès mi-avril pour se terminer avant le premier mai lorsque l'hiver a été doux (Boudot, 2010). Elles sont toujours synchronisées mais leur regroupement dépend des conditions météorologiques (Vincent <i>et al.</i>, 1987 ; Boudot, 2010 ; Krieg-Jacquier, 2010). Lorsqu'elles sont très groupées, l'ensemble des émergences se produit en 10 jours (Boudot, 2010). 50 % des émergences (EM50) ont lieu en 4 à 6 jours selon les sites et les années (Boudot, 2010). Aucune information n'a pu être trouvée concernant un éventuel impact du changement climatique sur cette espèce.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Aucune étude, ni génétique ni capture-marquage-recapture, ne semblent avoir déjà été menées sur cette espèce. Cependant, comme cela se fait sur d'autres espèces, ces méthodes pourraient être utilisées pour connaître les déplacements des individus et les flux de gènes entre les populations. Étant donné la rareté de l'observation des adultes, la méthode de capture-marquage-recapture est difficilement applicable. Les études génétiques semblent donc être les plus appropriées pour évaluer leur effet sur les échanges entre populations.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Deux espèces de cordulidés sont souvent citées en compagnie de l'Épithèque bimaculée en contexte continental ou piémontais (Trockur & Sternberg, 2000 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Krieg-Jacquier, 2010). Si elles ont quelques exigences écologiques comparables, elles ne sont cependant pas systématiquement associées et ne présentent pas les mêmes besoins en termes de continuités. La Cordulie bronzée (<i>Cordulia aenea</i> (Linné, 1758)) est largement et abondamment distribuée en climat tempéré et montagnard. Elle affectionne les mares et étangs boisés ou forestiers. La Cordulie bronzée n'est réellement territoriale que lorsque la densité est importante et elle a un comportement moins agressif que l'Épithèque bimaculée. Elle présente sinon un comportement de vol proche de celui de l'Épithèque bimaculée (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). La Cordulie métallique (<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)) fréquente également le même genre de milieux que <i>Cordulia aenea</i>, mais présente une répartition plus morcelée. Elle utilise parfois les bras morts des rivières voire certaines portions de ruisseaux. Les mâles patrouillent généralement le long des rives et peuvent s'éloigner de l'eau de manière prolongée (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). Les informations proposées dans cette fiche pour l'Épithèque bimaculée peuvent être utiles à la compréhension des traits de vie et de leurs besoins de continuités, mais ne peuvent absolument pas être appliquées à ces deux espèces qui nécessitent impérativement une analyse particulière.	

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

Jean-Pierre BOUDOT, Société française d'Odonatologie (SfO) & Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).
Cédric VANAPPELGHEM, Société française d'Odonatologie (SfO).

> Bibliographie consultée :

- BERNARD D. (2007). Découverte d'une nouvelle population d'*Epitheca bimaculata* (Charpentier, 1825) dans l'Ain (Odonata, Anisoptera, Corduliidae). *Martinia*. Tome 23, fascicule 1. Page 30.
- BOUDOT J.-P. (2010). Abondance, synchronisme et sex-ratio à l'émergence chez *Epitheca bimaculata* (Charpentier, 1825) en Lorraine (NE France). *Martinia*. Tome 26, fascicule 1-2. Pages 9-17.
- BRUGIERE D. (1997). *Epitheca bimaculata* (Charpentier, 1825) dans le département de l'Allier. *Martinia*. Tome 13, fascicule 1. Page 22.
- COPPA G. (1987). Nouvelles observations sur la présence d'*Epitheca bimaculata* (Charpentier, 1825) dans le département des Ardennes. *Martinia*. Numéro 6. Pages 15-24.
- COPPA G. (1989). Note sur le vol d'*Epitheca bimaculata* (Charpentier, 1825). *Martinia*. Tome 5, fascicule 3. Pages 69-73.
- COPPA G. (1990). Nouveaux départements français pour *Epitheca bimaculata* (Charpentier, 1825). *Martinia*. Tome 6, fascicule 2. Pages 37-39.
- COPPA G. (1991). Notes sur l'émergence d'*Epitheca bimaculata* (Charpentier). *Martinia*. Tome 7, fascicule 1. Pages 7-16.
- CORBET P.S. (1999). *Dragonflies : Behaviour and Ecology of Odonata*. Cornell University Press, Ithaca, New York and Harley Books., 829 pages.
- DELIRY C., coord. (2008). *Atlas illustré des libellules de la région Rhône-Alpes*. Groupe Sympetrum, Muséum d'Histoire Naturelle de Grenoble. Biotope, Mèze, Collection Parthénope. 408 pages.
- DIJKSTRA K.-D. B. & LEWINGTON R. (2007). *Guide des Libellules de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Paris. 320 pages.
- DOMMANGET J.-L., PRIOUL B. & GAJDOS A. (2009). *Document préparatoire à une Liste Rouge des Odonates de France métropolitaine complétée par la liste des espèces à suivi prioritaire*. Document original en 2007, mis à jour en 2009. Société française d'Odonatologie. 47 pages.
- FICHEFET V. (2006). Compte-rendu de l'excursion du 14 mai dans l'Avesnois 'à la découverte d'*Epitheca bimaculata*'. *Gomphus*. Volume 20, numéro 2. Pages 39-40.
- GOFFART P., DE KNIJF G., ANSELIN A. & TAILLY M. (eds.) (2006). *Les Libellules (Odonates) de Belgique : répartition, tendances et habitats*. Publication du Groupe de travail Libellules Gomphus et du centre de recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW-DGRNE), Série « Faune-Flore-Habitats » n°1, Gembloux. 398 pages.
- GRAND D. & BOUDOT J.-P. (2006). *Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope. 480 pages.
- HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH H. (2002). *Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf la Corse)*. Société française d'Odonatologie, Bois-d'Arcy. 415 pages.
- KALKMAN V.J., BOUDOT J.-P., BERNARD R., CONZE K.J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIC M., OTT J., RISERVATO E. & SAHLEN G. (2010). *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 29 pages.
- KELLER D., BRODBECK S., FLÖSS I., VONWILL G. & HOLDEREGGER R. (2010). Ecological and genetic measurements of dispersal in a threatened dragonfly. *Biological Conservation*. Volume 143, numéro 11. Pages 2658-2663.
- KRIEG-JACQUIER R. (2010). *Epitheca bimaculata* (Charpentier, 1825) dans le département de l'Ain. *Martinia*. Tome 26, fascicules 3 et 4. Pages 83-97.
- MAUERSBERGER R. & SCHEINDER T. (2007). Schlupfbereite Larven von *Epitheca bimaculata* als Opfer des Strassenverkehrs. *Libellula*. Volume 26, numéro 3/4. Pages 193-202.
- PROT J.-M. (2001). *Atlas commenté des insectes de Franche-Comté. Tome 2 – Odonates : Demoiselles et Libellules*. Office pour l'information Entomologique de Franche-Comté. 185 pages.
- TROCKUR B. (2004). *Untersuchungen zur Habitatwahl von Epithec bimaculata*. PhD Dissertation. Institut für Naturschutz und Umweltbildung der Hochschule, Vechta, Germany. 291 pages.
- TROCKUR B. & STERNBERG K. (2000). Die Zweiflecklibelle (*Epitheca bimaculata*). In : STERNBERG K. & BUCHWALD R., éd. (2000). *Die Libellen Baden-Württembergs; Band 2: Großlibellen*. Ulmer Verlag, Stuttgart. Pages : 218-231.
- TROCKUR B., BOUDOT J.-P., FICHEFET V., GOFFART PH., OTT J. & PROESS R. (2010). *Atlas des Libellules (Insecta, Odonata)*. Faune et Flore dans la Grande Région. Zentrum für Biodokumentation, Landsweiler-Reden. 201 pages.
- VINCENT G., BOUDOT J.-P., JACQUEMIN G., GOUTET P. & SCHWAAB F. (1987). *Epitheca bimaculata* (Charpentier, 1825) dans l'Est de la France : rare, ou discrète et méconnue ? *Martinia*. Numéro 6. Pages 3-13.
- WILDERMUTH H., GONSETH Y. & MAIBACH A. (2005). Odonata – Les libellules de Suisse. *Fauna helvetica*. Volume 11. CSCF/SES. 398 pages.
- Site internet de la Société française d'Odonatologie (SfO) (<http://www.libellules.org>), consulté en juillet 2012.

> Comment citer ce document :

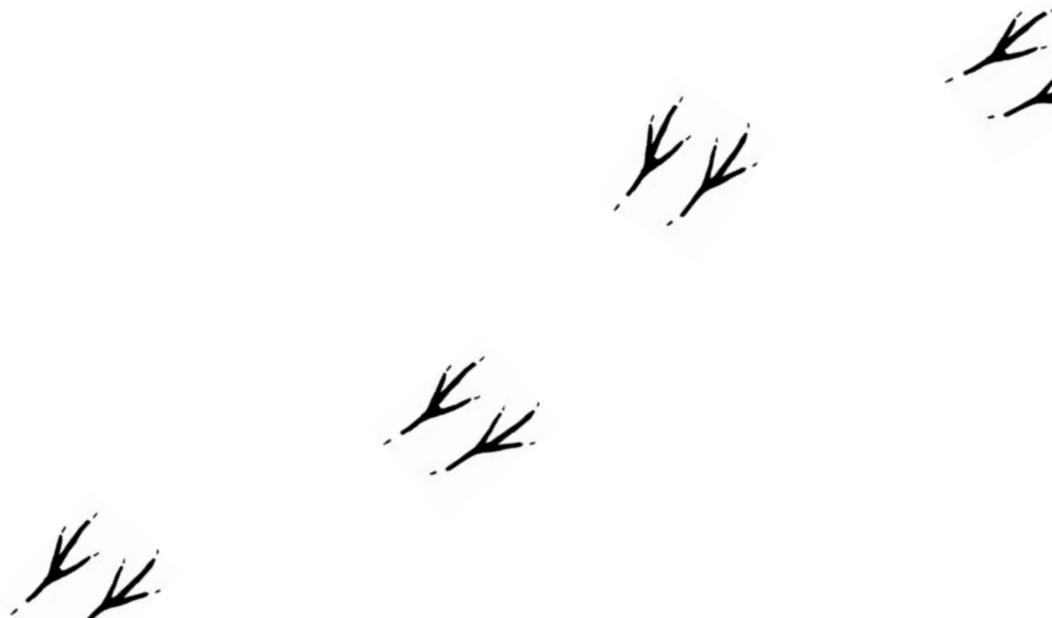
MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de l'Épithèque bimaculée (Epiteca bimaculata (Charpentier, 1825)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 8 pages.



Photo Jacques Comolet-Tirman

Le gobemouche gris

Muscicapa striata



Le Gobemouche gris

Muscicapa striata (Pallas, 1764)

Oiseaux, Passeriformes, Cinclidés

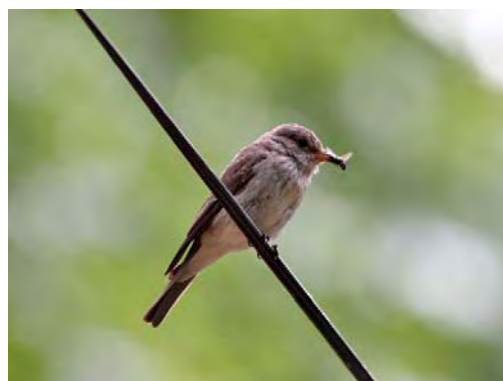


Photo : Jacques Comolet-Tirman

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Gobemouche gris, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Gobemouche gris appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :
Allemand, 2003
Anonyme 1, à paraître
Dubois *et al.*, 2008

Le Gobemouche gris est nicheur dans pratiquement toute l'Europe et n'est absent que dans l'extrémité Nord de la Scandinavie (Allemand, 2003). Il se reproduit depuis le nord de l'Afrique jusqu'au lac Baïkal en Russie (Anonyme 1, à paraître). En France sa répartition est très large (Allemand, 2003) et concernent deux sous-espèces :
- *M. s. tyrrhenica*, nicheuse en Corse (ainsi qu'en Sardaigne),
- *M. s. striata*, présente sur le continent.
Même s'il est présent sur l'ensemble du territoire français, le Gobemouche gris mais n'est vraiment commun qu'en Corse jusqu'à 2 000 m et dans les boisements clairs de feuillus d'Île-de-France, de Normandie et d'Alsace (Anonyme 1, à paraître). Il est rare dans le sillon Rhodanien, de la Bourgogne à la Provence, en région Provence-Alpes-Côte-d'Azur, dans le sud de la région Rhône-Alpes et en Languedoc-Roussillon. Ailleurs il est peu abondant (Anonyme 1, à paraître).
Entre 100 000 et 1 million de couples nicheraient en France jusqu'à près de 2 000 m d'altitude (Anonyme 1, à paraître). Compte tenu du déclin accéléré que subit cette espèce (voir rubrique ci-dessous), cette fourchette d'effectifs nationaux est sans doute régulièrement abaissée. Le Nouvel Inventaire des Oiseaux de France (Dubois *et al.*, 2008) évoque 200 000 à 800 000 couples dans les années 2000. Une nouvelle fourchette encore devrait être proposée prochainement dans le cadre du 'rapportage Directive Oiseaux' (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).

Évolution récente

D'après :
Allemand, 2003
Anonyme 1, à paraître
BirdLife International, 2012
EBCC, 2011
Jiguet, 2010
Stevens, 2007
Stevens *et al.*, 2007
UICN *et al.*, 2011

D'après BirdLife international (2012), les populations du Gobemouche gris sont en déclin en Europe centrale et du Nord en raison de la transformation des habitats, des étés plus frais, et de la diminution des populations d'insectes. Cependant, les causes potentielles de déclin du Gobemouche gris seraient multifactorielles et restent à rechercher notamment à l'échelle régionale (Anonyme 1, à paraître ; Stevens *et al.*, 2007).

En Europe l'European bird census council (EBCC, 2011) note une chute d'environ 50 % des populations entre 1980 et 1995 mais depuis les populations semblent s'être stabilisées. La population européenne est évaluée entre 14 et 22 millions de couples et n'a pas encore retrouvé le niveau qu'elle avait avant le milieu des années 1960 (BirdLife International, 2004 *in* BirdLife International, 2012 ; Stevens, 2007). Au Royaume-Uni (RU), la chute de la population nicheuse est estimée à 82 % en 25 ans (1978-2003) (Baillie *et al.*, 2006 *in* Stevens *et al.*, 2007).

En 1936, Mayaud le donnait nicheur dans toute la France. Depuis, sa répartition est pratiquement inchangée (Allemand, 2003). Cependant, en France le Gobemouche gris est classé « vulnérable » dans la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN *et al.*, 2011). Les données issues du programme Suivi Temporel des Oiseaux Communs du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) indiquent une diminution des observations de l'ordre de 54 % depuis 1989 (Jiguet, 2010).

En France, des travaux devant permettre d'approfondir la connaissance sur la distribution de cette espèce et de préciser son évolution ainsi que les causes éventuelles de déclin sont également à mener (Anonyme 1, à paraître).

Phylogénie et phylogéographie

D'après :
Sangster *et al.*, 2010
Voelker & Spellman, 2004
Zucco & Ericson, 2010

Les études génétiques montrent que le genre *Muscicapa* possède à la fois une composante africaine et une composante asiatique (Sangster *et al.*, 2010 ; Zucco & Ericson, 2010 ; Voelker & Spellman, 2004). L'arbre phylogénétique construit par Zucco & Ericson (2010), place le Gobemouche gris au sein d'une clade constituée d'oiseaux africains et asiatiques (Zucco & Ericson, 2010). En particulier, une trichotomie, pour le moment difficilement explicitable sur un plan phylogéographique, est observée entre le Gobemouche gris et deux espèces africaines de Gobemouches (Zucco & Ericson, 2010).

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce

D'après :
Allemand, 2003
Anonyme 1, à paraître
Dubois & Rousseau, 2005
Géroutet, 1980
Hubálek, 2004
Kok *et al.*, 1991

L'espèce est intégralement migratrice. Les quartiers d'hiver sont en Afrique (Dubois & Rousseau, 2005). Ils s'étendent dès le sud du Sahel mais le Gobemouche gris ne devient commun qu'à partir du Zaïre et de la Zambie et jusqu'à la pointe méridionale de l'Afrique (Anonyme 1, à paraître). Il y fréquente la brousse épineuse et les acacias ou bien les lisières de la grande forêt (Géroutet, 1980).

Le Gobemouche gris est donc un migrateur au long cours (Allemand, 2003 ; Hubálek, 2004). Les données de reprises de baguage entre l'Europe et l'Afrique montre que les oiseaux peuvent effectivement parcourir plus de 10 000 km (Kok *et al.*, 1991).

Dates d'arrivée et de départ

D'après :
Anonyme 1, à paraître
Dubois & Rousseau, 2005
Géroutet, 1980
Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994

La migration post-nuptiale commence début août et termine fin octobre, avec un maximum en septembre (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Au Phare de Gatteville (Manche) ainsi qu'à Ouessant, les oiseaux apparaissent au cours des derniers jours d'août (Dubois & Rousseau, 2005). Des observations d'oiseaux début novembre, bien que rares, ne sont pas exceptionnelles (sur l'île d'Ouessant par exemple) (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Au printemps, les premiers Gobemouches gris arrivent en France autour de la dernière semaine d'avril (Géroutet, 1980). La migration se prolonge et dans le nord du continent certains oiseaux n'arrivent qu'au début de juin (Géroutet, 1980). Le Gobemouche gris est donc globalement l'un des migrateurs les plus tardifs à revenir chez nous (Dubois & Rousseau, 2005).

Routes migratoires D'après : Dubois & Rousseau, 2005 Géroudet, 1980 Isenmann, 1989 Michelat <i>et al.</i> , 2003	En automne, le Gobemouche gris traverse la Méditerranée jusqu'en Afrique tropicale et australe (Géroudet, 1980 ; Michelat <i>et al.</i>, 2003). Les oiseaux passent au Sénégal en septembre-octobre, et au Gabon, les hivernants arrivent d��s octobre (Isenmann, 1989). Au printemps, les premiers voyageurs traversent le Sahara et abordent la Méditerranée en mars (Géroudet, 1980). Des rassemblements de plusieurs dizaines d'individus peuvent être observés au Cap Corse, surtout si les conditions météorologiques ne sont pas favorables (Dubois & Rousseau, 2005).
Comportement migratoire D'après : Anonyme 1, à paraître Biebach, 1985 Kok <i>et al.</i> , 1991	Les mouvements migratoires sont essentiellement nocturnes (Anonyme 1, à paraître). La date de départ en migration depuis l'Afrique semble être relativement fixe d'une année sur l'autre (Kok <i>et al.</i>, 1991). Dans l'étude menée en Afrique du Sud par Kok <i>et al.</i> (1991), les oiseaux sont toujours partis entre le 17 mars et le 25 mars en 36 ans de suivi. Ceci s'expliquerait par le fait que le départ en migration depuis l'Afrique serait synchronisé avec la durée du jour (en moyenne 12 heures et 7 minutes) alors que d'autres paramètres testés (température, durée du coucher de soleil, vent, pluie) ne semblent pas être influents (Kok <i>et al.</i>, 1991). L'arrivée tardive du Gobemouche gris dans notre pays au printemps s'expliquerait par l'étroite dépendance de l'espèce vis-à-vis des insectes volants qui constituent sa nourriture exclusive (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Au cours de leur migration, les oiseaux effectuent des haltes migratoires : si les ressources alimentaires sont suffisantes sur ces zones de haltes les oiseaux pourront repartir dès la nuit suivante après s'être rassasiés le jour ; dans le cas contraire, ces haltes peuvent durer plusieurs jours (Biebach, 1985). Ainsi, la durée de la migration chez le Gobemouche gris n'est pas rigide mais est fonction de paramètres environnementaux (abondance en ressources alimentaires) et physiologiques (réserve dont l'oiseau dispose déjà au moment du départ) (Biebach, 1985).
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Anonyme 1, à paraître Géroudet, 1980 Kirby <i>et al.</i> , 2005 Michelat <i>et al.</i> , 2003 Stevens, 2008 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le Gobemouche gris est une espèce typique des lisières, caractéristique des milieux de transition entre végétation fermée et ouverte (Stevens, 2008). Il affectionne les boisements clairs et âgés, plus ou moins humides, de préférence feuillus (futaies aérées de chênes ou de hêtres) mais également de pins, les lisières des forêts, les bords de chemins et de cours d'eau, les parcs, les jardins, les tourbières, dans des sites où toujours se partagent l'ombre et la lumière et où les insectes sont abondants (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 1980 ; Michelat <i>et al.</i>, 2003). Dans la partie la plus continentale de la France et au Royaume-Uni c'est un hôte typique des vieux parcs et jardins urbains et périurbains (Anonyme 1, à paraître ; Stevens, 2008). Il y trouve à la fois les secteurs dégagés et les perchoirs qui lui permettent de capturer les insectes à l'affut ainsi que les secteurs qui lui conviennent pour sa reproduction (gouttières, vieux murs recouverts de vigne vierge, ...) (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le Gobemouche est une espèce peu farouche mais très discrète ; elle s'accommode de la présence humaine et on le trouve souvent installé à proximité des habitations (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 1980). Il est observé jusqu'à 1 300-1 350 m mais rarement plus haut (Géroudet, 1980 ; Michelat <i>et al.</i>, 2003). L'abondance d'insectes, et la possibilité de les chasser (arbres nécessaires mais avec des espaces inter-couronnes), est indispensable au Gobemouche gris (com. pers. Comolet-Tirman, 2012 ; Kirby <i>et al.</i>, 2005).
Taille du domaine vital D'après : McCollin, 1993	Le domaine vital du Gobemouche gris a été estimé à 1 ha minimum (McCollin, 1993).
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Anonyme 1, à paraître Erard, 1997	Le Gobemouche gris vit dans les feuillages où il se tient presque verticalement, souvent posé sur des branches sèches (Anonyme 1, à paraître). La plupart des proies sont capturées en vol mais il lui arrive de les capturer sur les arbres ou même au sol. (Anonyme 1, à paraître ; Erard, 1997)
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Anonyme 1, à paraître Cramp <i>et al.</i> , 2006 Davies, 1977	Le Gobemouche gris est presque totalement diurne en dehors de la plupart des épisodes de migration (Anonyme 1, à paraître). Il peut toutefois montrer une activité crépusculaire importante, en particulier lors de l'élevage des jeunes, et qui lui permet d'accéder à de nouveaux types de proies (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Les adultes peuvent aller se nourrir à 50-100 m du nid (voire jusqu'à 200 m) (Cramp <i>et al.</i>, 2006). On constate des changements de modes de chasse au cours de la journée (Davies, 1977) et selon la météo. Par exemple, lors d'épisodes pluvieux, les individus peuvent capturer des proies au sol (guêpes) (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).

Déplacements liés au rythme plurircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Erard, 1997 Géroudet, 1980 Staav, 1998 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le Gobemouche gris se prépare à la nidification immédiatement après son arrivée de migration pré-nuptiale (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le mâle choisit l'emplacement du nid et la femelle le construit dans un lieu abrité de la pluie à plus d'1,5 m au-dessus du sol, dans une cavité ouverte d'un mur ou d'un arbre ou dans du lierre (Géroudet, 1980). S'agissant d'une cavité ouverte, les échecs de nidification sont fréquents du fait de la prédation mais aussi par exemple d'une mauvaise tenue du nid après de fortes pluies (les jeunes pouvant alors basculer par terre) (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Une première ponte a lieu de mi-mai à début-juin et les jeunes éclosent 13 jours après (Géroudet, 1980). Une deuxième est parfois observée juste après et il peut même y avoir une troisième ponte (Géroudet, 1980 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Des pontes peuvent donc globalement avoir lieu jusqu'à fin-juillet au moins, d'autant plus lorsque les échecs conduisent à des pontes de remplacement (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Le Gobemouche gris est principalement monogame mais quelques cas de bigamie existent (Erard, 1997). La longévité maximum observée serait de 11 ans environ : un Gobemouche gris finlandais a été trouvé mort (capturé par un chat) onze ans et un mois après son baguage en tant que poussin (Staav, 1998).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Anonyme 1, à paraître Cramp <i>et al.</i>, 2006 Erard, 1997 Géroudet, 1980	La taille du territoire de nidification serait de 0,24 ha en cas de forte densité et de 0,7 ha ou 1 ha dans les autres cas (Cramp <i>et al.</i>, 2006). Indépendant et solitaire le Gobemouche est jaloux de son espace vital et le fait respecter notamment en période de reproduction (Géroudet, 1980 ; Anonyme 1, à paraître ; Erard, 1997). Dans une certaine mesure, le Gobemouche gris peut aussi manifester une relative territorialité lors des haltes migratoires (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).
Densité de population D'après : Anonyme, à paraître	Les densités sont généralement faibles, de l'ordre de 1 à 20 couples pour 100 ha mais peuvent aller jusqu'à six couples pour 10 ha dans les parcs, cimetières et jardins (Anonyme 1, à paraître).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Davies 1976 Erard, 1997 Erard, 1991 Géroudet, 1980	Les jeunes quittent le nid entre 11 et 15 jours après l'éclosion (Géroudet, 1980). Une dispersion des jeunes est remarquée fin juillet (Géroudet, 1980). Celle-ci concernerait surtout certains jeunes issus des premières nichées car des jeunes peuvent encore être trouvés au nid en août (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Erard (1991) a prouvé que des jeunes issus des premières nichées peuvent aussi rester avec les parents et même aider au nourrissage des jeunes de la deuxième nichée. Cette aide au nourrissage serait en quelque sorte un « impôt » à payer pour avoir le droit de rester sur un territoire favorable, sinon les adultes seraient enclins à chasser les jeunes de première nichée qui représentent des compétiteurs (Erard, 1991). Davies (1976) a quant à lui précisé les circonstances conduisant à l'émancipation des jeunes. A leur sortie de nid, les jeunes savent à peine voler sur de courtes distances et sont incapables d'attraper eux-mêmes leur nourriture qui leur est donc apportée entièrement par les parents. Au fil de leur croissance, ils acquièrent une autonomie alimentaire : ils deviennent capables d'attraper eux-mêmes des proies alors que parallèlement les parents sont de plus en plus réticents à leur en apporter. Cette période semble durer de 12 à 32 jours (Erard, 1997).
Distance de dispersion	Aucune information.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.

Fidélité au lieu de naissance D'après : Baker & Baker, 2002 Paradis <i>et al.</i>, 1998	Les données de Paradis <i>et al.</i> (1998) indiquent une distance entre le lieu de naissance (bagueage des jeunes au nid ou juvénile la première année) et le lieu de première reproduction l'année suivante (reprise des jeunes bagués) : de 12,8 km en moyenne arithmétique et de 3,38 km en moyenne géométrique, avec un écart type de 17,6 km. Baker & Baker (2002) estiment cette distance à 9 km en moyenne. Le Gobemouche gris semble donc être un oiseau plutôt fidèle à son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion des adultes post-reproduction D'après : Géroutet, 1980 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les familles restent ensemble longtemps après la reproduction, souvent jusqu'au départ automnal (Géroutet, 1980 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Cela sous-entend la possibilité d'une phase de dispersion commune jeunes/adultes : des familles peuvent être observées après l'envol et jusqu'en septembre mais dispersant sur d'assez courtes distances (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Néanmoins, il y a bien des cas où les jeunes se séparent des parents et dispersent seuls dès le mois de juillet dans certaines régions (Géroutet, 1980 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au site D'après : Baker & Baker, 2002 Epprecht, 1985 Paradis <i>et al.</i>, 1998	Les données de Paradis <i>et al.</i> (1998) indiquent une distance entre les lieux de reproduction d'une année sur l'autre : de 5,9 km en moyenne arithmétique et de 0,8 km en moyenne géométrique, avec un écart type de 12,1 km. Baker & Baker (2002) estiment cette distance à 3 km en moyenne. Les adultes de Gobemouche gris semblent donc être plutôt fidèles à leur site de reproduction. Des études, telles que celles d'Epprecht (1985), montrent bien qu'à travers des générations successives de Gobemouches gris, un même site peut rester occupé pendant de longues années.
Fidélité au partenaire	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Anonyme 1, à paraître Freeman & Crick, 2003 Helle & Helle, 1982 Jokimäki, 1999 Kirby <i>et al.</i>, 2005 McCollin, 1993 Stevens, 2007 Stevens <i>et al.</i>, 2007 Stoate & Szczur, 2006 Villard & Taylor, 1994	Certaines causes connues du déclin du Gobemouche gris, comme l'abondance de prédateurs qui pourrait déterminer le succès de reproduction de l'oiseau, particulièrement en milieu boisé mais aussi en milieu agricole (Stevens, 2007 ; Stevens <i>et al.</i>, 2007 ; Stoate & Szczur, 2006), ou comme le changement climatique, ne sont pas directement liées à la fragmentation de l'habitat. Cependant de nombreuses causes potentielles sont plus intimement liées à ce phénomène. Parmi celles-ci, on peut citer : - la diminution de l'abondance et de la disponibilité des proies potentielles (Freeman & Crick, 2003 ; Stevens, 2007). La modification profonde des pratiques agricoles et l'augmentation des traitements chimiques ont entraîné une chute de la quantité de proies disponibles (Anonyme 1, à paraître). Ces modifications ont également entraîné la disparition de nombreuses haies, de vergers à hautes tiges et des arbres têtards ce qui a affecté les populations nicheuses de Gobemouche gris (Anonyme 1, à paraître), - la réduction des habitats permettant aux oiseaux de chasser, notamment en milieu agricole (simplification des milieux, diminution du nombre de haies, ...) (Stevens, 2007), - la réduction des habitats favorable au Gobemouche gris. En forêt, la diminution du bois mort sur pied n'est pas favorable à l'espèce (Anonyme 1, à paraître). La diminution du nombre de vieux arbres pourrait même expliquer la diminution des populations de Gobemouche gris dans certains sites du Royaume-Uni (Kirby <i>et al.</i>, 2005). La densité du Gobemouche gris augmenterait au fur et à mesure du vieillissement des arbres et culminerait dans les stades de la futaie âgée et de la futaie en régénération (Lovaty, 2004). Cependant, les coupes d'amélioration de la futaie âgée seraient favorables à l'espèce sous le seul angle des effectifs (Lovaty, 2004). D'une façon plus générale, dans un contexte d'habitat boisé fragmenté, il semblerait que la taille des parcelles d'habitats favorables doit être au moins égale à 1 ha pour que celles-ci soient occupées par le Gobemouche gris (McCollin, 1993). Une étude de l'effet lisière sur la densité d'oiseaux forestiers sur les îles Krunnit situées dans le Golfe de Botnie (Finlande/Suède) indique que l'abondance relative de Gobemouche gris est plus importante dans le centre de la forêt (Helle & Helle, 1982). Bien que le Gobemouche gris soit peu farouche et s'accommode de la présence humaine, une étude finlandaise sur l'effet de divers variables sur les populations d'oiseaux fréquentant un parc urbain suggère que le nombre de bâtiments dans un rayon de 9 ha aurait un effet négatif sur la nidification du Gobemouche gris (Jokimäki, 1999). Dans le même temps, une étude montre que le Gobemouche gris n'est pas nécessairement lié aux vastes blocs de forêt non fragmentés et peut être associé à la présence de clairières, de lisières ou d'éléments linéaires comme les ripisylves (Villard & Taylor, 1994). Parmi les oiseaux forestiers, il s'agirait même selon Villard & Taylor (1994) d'une espèce plutôt tolérante à la fragmentation (indice de tolérance > 0 avec une capacité à coloniser de nouveaux habitats sur polders au bout de 14 ans).
Importance de la structure paysagère	Le Gobemouche gris recherche une alternance de couverture arbustive et de milieu ouvert, d'ombre et de lumière mais la présence d'arbres lui est indispensable pour chasser (Michelat <i>et al.</i>, 2003). Un habitat de bonne qualité pour

D'après : Kirby <i>et al.</i>, 2005 Michelat <i>et al.</i>, 2003 Stevens, 2008	le Gobemouche gris est donc hétérogène, avec des arbres et des branches exposées où l'oiseau peut se percher et observer les insectes qu'il chassera dans les trouées (Stevens, 2008). En effet, les sites les plus hétérogènes au niveau paysager sont plus susceptibles d'accueillir un couple de Gobemouche gris (Kirby <i>et al.</i>, 2005). Par ailleurs, les paysages agricoles du fait des changements de pratiques agricoles, sont moins hétérogènes depuis quelques années (Kirby <i>et al.</i>, 2005). Entre autres modifications, la diminution des linéaires de haies, la simplification de leurs structures et la diminution de leurs tailles suppriment de ce fait des perchoirs disponibles et essentiels pour le Gobemouche gris (Kirby <i>et al.</i>, 2005).
Exposition aux collisions D'après : Comolet-Tirman, non publié Girard <i>et al.</i>, 2012 Guinard, 2011	Compte-tenu de son mode de chasse, il n'est pas exclu que cette espèce soit sensible aux collisions routières (com. pers. Siblet, 2012). Ce phénomène serait d'autant plus marqué là où des structures linéaires telles que les ripisylves se retrouvent bordées par une voie rapide (com. pers. Comolet-Tirman-Tirman, 2012). Le 29 juillet 1992, un Gobemouche gris tué par une voiture (autant qu'il est possible d'en juger) est trouvé en vallée du Loing, au Nord de Nargis (77), sur la D32 le long du canal du Loing (Comolet-Tirman, non publié). Un individu issu de collision est recensé par Girard <i>et al.</i> (2012) parmi les 512 cadavres relevés sur les autoroutes A10, A64, A837 et A89. Le Gobemouche gris n'apparaît pas parmi les 7 816 cadavres recensés dans l'ouest de la France par Guinard (2011).
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : Anonyme 1, à paraître	Aucune expérience dédiée à cette espèce n'a été notée. Les causes de déclin du Gobemouche gris étant assez mal connue encore aujourd'hui, les mesures proposées pour le maintien et la restauration de ses populations restent génériques. Comme action liée à la continuité écologique, on peut citer la conservation ou la reconstitution de haies comportant des arbres à hautes tiges ou diverses essences (Anonyme 1, à paraître). Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Pas d'expérience connue dédiée à cette espèce.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Le Gobemouche gris occupe de préférence les régions de plaine mais il peut atteindre 1 300 m dans le Massif central, 1 600 m en Arigée, 1 810 m dans le Canigou (Pyrénées orientales) et épisodiquement 2 000 m dans le Tarentaise (Savoie) (Dubois <i>et al.</i>, 2008). En Corse il est présent jusqu'à 1 980 m (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) qualifient le Gobemouche gris d'extrêmement rare au-dessus de 1 500 m. La date d'arrivée des oiseaux migrants sur de longues distances comme <i>Muscicapa striata</i> n'est pas corrélée significativement avec l'indice NOA (indice de l'oscillation nord-atlantique) (Hubálek, 2004). Cependant, la succession d'étés humides et frais pourrait aussi avoir significativement contribué à la diminution des effectifs en Europe occidentale et nordique (Anonyme 1, à paraître). Kirby <i>et al.</i> (2005) observent une réduction du nombre de tentatives de reproduction par saison, ils estiment que, parmi les nombreuses causes possibles, le changement climatique raccourcissant la durée de la période optimale ou le manque de nourriture disponible devrait faire l'objet de travaux de recherche (Kirby <i>et al.</i>, 2005). En effet, il semblerait que le succès de reproduction et d'élevage des jeunes chez le Gobemouche gris soit dépendant d'une combinaison de température et d'ensoleillement favorables comme chez beaucoup d'oiseaux et notamment les passereaux migrateurs (O'Connor & Morgan, 1982). De plus, dans les zones africaines d'hivernage, les problèmes, surtout dus à la sécheresse, viennent s'ajouter aux difficultés rencontrées par l'espèce en Europe (Anonyme 1, à paraître). En effet, les grandes sécheresses du Sahel de 1983-1984 ont eu pour conséquence une baisse importante des effectifs (Kirby <i>et al.</i>, 2005 ; Tomialojc, 1994 in Freeman & Crick, 2003).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Le comptage et les prospections de terrains sont utilisés pour mesurer les densités de Gobemouche gris et les paramètres associés à sa répartition (taille des territoires par exemple) (Helle & Helle, 1982 ; Kirby <i>et al.</i>, 2005). Le Gobemouche gris peut être suivi à l'aide du baguage. En France, les populations nationales sont donc étudiées par le MNHN via le Suivi temporel des oiseaux communs (STOC) (Jiguet, 2010). Le baguage peut permettre d'acquérir des informations sur les déplacements individuels, leur migration ou leur comportement comme la fidélité au lieu de naissance par exemple (Both <i>et al.</i>, 2012). La France possède un vrai retard dans l'étude des populations nationales du Gobemouche gris (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). En effet, si le STOC permet de mettre en évidence un déclin important, les causes de ce déclin ne sont pas élucidées à l'heure actuelle (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Par ailleurs, les suivis réalisés en France ne distinguent pas les deux sous-espèces présentes sur notre territoire : par exemple, le statut « Vulnérable » de la liste rouge nationale est donné pour l'espèce alors que la sous-espèce présente en Corse mériterait une évaluation distincte (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). D'une façon générale, les études concernant le Gobemouche gris en France restent peu nombreuses, en particulier concernant le suivi de sa reproduction (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Une synthèse des suivis effectués par Comolet-Tirman pourrait être publiée prochainement ; celle-ci porte sur des indices kilométriques d'abondance et des statistiques de réussite des nidifications réalisés pendant plus de 20 ans en vallée du Loing, sur un secteur où l'espèce s'est maintenue malgré une chute des effectifs (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). A l'inverse, en Angleterre, un plan national d'action a été mis en place pour préserver le Gobemouche gris (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Dans ce cadre, des techniques de suivi telles que des systèmes de vidéosurveillance pour surveiller d'éventuelles prédateurs au nid sont utilisées (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).	

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

D'après :

Anonyme 2, à paraître
 Anonyme 3, à paraître
 Alatalo & Atalo, 1979
 Birdlife international, 2012
 Bogey, 2003
 Both *et al.*, 2012
 Dubois *et al.*, 2008
 EBCC, 2011
 Géroutet, 1984
 Géroutet, 1980
 Hernandez, 2009
 Hinsley & Bellamy, 2000
 Iborra, 2003
 Jiguet, 2010
 Lovaty, 2004
 Marchetti *et al.*, 1998
 Michelat *et al.*, 2003
 Svensson *et al.*, 1999
 UICN *et al.*, 2011

Gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca* (Pallas, 1764))

L'aire de répartition du Gobemouche noir s'étend sur l'ensemble de l'Europe jusqu'à la Sibérie centrale mais concerne plutôt la partie nord de l'Europe (Pays Scandinaves, Russie, Pays Baltes et Allemagne) (Anonyme 2, à paraître). L'espèce est présente de manière discontinue en Europe de l'Ouest (Anonyme 2, à paraître ; Michelat *et al.*, 2003). Le Gobemouche noir est absent d'Irlande et d'Islande (Michelat *et al.*, 2003). En France l'espèce occupe la quasi totalité des régions non côtières de manière hétérogène excepté la Franche-comté et l'est de la Bourgogne ou il est quasiment absent (Iborra, 2003). On le rencontre jusqu'à 1250 m dans les Alpes (Anonyme 2, à paraître).

En Europe la population serait de l'ordre de 12 à 20 millions de couples nicheurs soit entre 36 et 60 millions d'individus (Birdlife international, 2004 in Birdlife international, 2012). Malgré une tendance à la baisse, le Gobemouche noir est classé en « Préoccupation mineure » (LC) par l'UICN au niveau mondial (Birdlife international, 2012). L'European Bird Census Council indique une population stable sur le long terme (EBCC, 2011). En France les populations seraient de l'ordre de 30 000 à 80 000 individus dans les années 2000 selon Dubois *et al.* (2008). En France, le Gobemouche noir est également considéré en « Préoccupation mineure » dans la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN *et al.*, 2011).

Les données issues du programme STOC montrent d'importantes fluctuations des populations depuis 2001 ainsi qu'une diminution globale des effectifs non significative de 32 % (Jiguet, 2010). Le STOC précise toutefois qu'il n'y a pas de population bien suivie dans l'Est de la France pour cette espèce (Jiguet, 2010). En d'autres termes, c'est essentiellement le bassin parisien qui est échantillonné pour une statistique nationale, alors que les bastions sont sans doute plus à l'Est (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).

Le Gobemouche noir, comme le gris est un grand migrateur qui hiverne au sud du Sahara, en Afrique tropicale (Michelat *et al.*, 2003). La migration postnuptiale commence en août (Géroutet, 1980). Au printemps, la route du retour est plus directe et passe par l'Italie vers mars pour arriver vers avril-mai en France (Géroutet, 1980). Des différences physiologiques existent entre le Gobemouche noir et le Gobemouche gris et entraînent des distinctions dans leur rythme annuel : par exemple le Gobemouche noir est bien que plus précoce que le Gobemouche gris mais possède en fait une saison de nidification plus courte que ce dernier car sa mue s'effectue avant le départ en migration alors que celle du Gobemouche gris se déroule essentiellement sur ses quartiers d'hivernage (com. pers. Comolet-Tirman). Des différences dans leur régime alimentaire en période migratoire existent également : les deux espèces peuvent consommer des fruits au sein de leur régime essentiellement insectivore, mais c'est davantage le cas du Gobemouche noir (30 %) que du Gobemouche gris (10 %) (Hernandez, 2009).

Dès son arrivée sur le lieu de nidification, le Gobemouche noir mâle chante assidûment pour défendre un territoire restreint (Géroutet, 1980). La ponte a lieu en mai dans un nid moins ouvert que celui du Gobemouche gris et la couvaison dure 13-14 jours (Géroutet, 1980). Les jeunes séjournent au nid durant 12 à 17 jours et s'envolent à l'âge de 2 semaines (Géroutet, 1980). Fin juin - début juillet les nids se vident ; les parents peuvent entraîner les jeunes loin de leur lieu de naissance (Géroutet, 1980). Cela n'est cependant pas systématique : les Gobemouches noirs, handicapés alors par la mue, ne voyagent sans doute pas très loin ; ils sont en tout cas très difficiles à repérer en juillet (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).

Une étude menée entre la Grande-Bretagne et les Pays-Bas a montré que des individus bagués poussins en Grande-Bretagne pouvait s'installer au Pays-Bas pour leur première reproduction (Both *et al.*, 2012). Les auteurs estiment que 0,70 % des adultes de la population étudiées au Pays-Bas pourraient être des individus nés en Grande-Bretagne (Both *et al.*, 2012). Ces cas d'immigration sont donc peu nombreux mais contribuent, de façon sans doute non négligeable, à un brassage génétique entre populations géographiquement éloignées (Both *et al.*, 2012).

Comme le Gobemouche gris, il affectionne les forêts claires et ensoleillées (Michelat *et al.*, 2003). Il est également possible de le rencontrer dans les parcs et les jardins (Michelat *et al.*, 2003) mais de façon beaucoup moins courante en France que le Gobemouche gris, à part peut-être dans l'extrême Est (com. pers. Comolet, 2012). L'existence d'une cavité dans les troncs d'arbres est nécessaire à la nidification du Gobemouche noir, sa présence détermine l'installation de l'espèce dans les bois, les bosquets, les jardins et les vergers (Géroutet, 1980 ; Iborra, 2003). Cette espèce n'apprécie pas les sous bois touffus et comme le Gobemouche gris, il préfère les sols dégagés pour chasser les insectes (Géroutet, 1980). L'espèce se cantonne en général dans les reliefs plutôt que dans les plaines (Géroutet, 1980 ; Iborra, 2003). Plus que d'autres, cette espèce est favorisée par la pose de nichoirs (Géroutet, 1980). Comme le Gobemouche gris, le Gobemouche noir est insectivore mais moins spécialisé. En plus d'insectes de nombreux groupes il consomme également des chenilles et des larves, des mollusques, des araignées, des myriapodes, des isopodes et même des baies notamment de sureau (Géroutet, 1980). De part ses exigences écologiques, cette espèce pourrait être menacée par certains modes de gestion sylvicole comme la transformation de futaies de feuillus en plantations de résineux, la diminution de l'âge d'exploitabilité des arbres et l'enlèvement systématique du bois mort (Anonyme 2, à paraître). Le réchauffement climatique pourrait devenir également un menace compte tenu de sa courte saison de nidification (Anonyme 2, à paraître). Le nord-est de la France (Lorraine en particulier) constitue une situation intrigante : alors que le Gobemouche noir y était relativement répandu dans les années 60 et le Gobemouche à collier (*Ficedula albicollis* (Temminck, 1815)) beaucoup plus localisé (Erard, 1961), il semblerait qu'aujourd'hui ce soit le contraire (com. pers. Erard, 2012).

Le Gobemouche noir, tout comme le gris, est peu sociable et défend un petit territoire même en halte migratoire. En période de nidification le territoire est légèrement plus grand mais n'excède pas 1 ou 2 ha (Anonyme 2, à paraître). La densité de couples nicheurs peut atteindre voire dépasser six couples pour 10 ha dans les milieux favorables (Anonyme 2, à paraître). Dans d'autres pays européens les densités observées sont au moins semblables mais

	peuvent aller jusqu'à 30 couples pour 10 ha dans des milieux pourvus de nombreux niochirs (Anonyme 2, à paraître). Rougequeue à front blanc (<i>Phoenicurus phoenicurus</i> (Linnaeus, 1758)) Le genre <i>Phoenicurus</i> est originaire d'Asie. Les études phylogénétiques récentes montrent que, bien que classés dans des familles différentes il y a encore peu de temps, Rougequeue et Gobemouche « de l'ancien monde » sont en fait très proches (Sangster, 2010). Cela n'empêche pas que Gobemouche gris, Gobemouche noir et Rougequeue à front blanc ont des techniques de chasse qui diffèrent, ce qui leur permet théoriquement de cohabiter via des territoires de nidifications chevauchant par exemple (Alatalo & Alatalo, 1979). Les trois espèces sont également spécialisés sur des insectes différentes en période de migration (Marchetti, 1998). Le Rougequeue à front blanc possède plus de 50 % de son aire de répartition en Europe (Anonyme 3, à paraître ; Bogey, 2003). Ainsi, l'espèce est présente de l'ouest de l'Asie aux zones boréales, tempérées et méditerranéennes de l'Europe (Bogey, 2003). En Europe, le Rougequeue à front blanc est présent de la Méditerranée à l'Arctique (Michelat <i>et al.</i>, 2003). En France, l'espèce est largement répartie mais sa distribution est hétérogène (Bogey, 2003). Il est peu présent dans les régions méditerranéennes, le Finistère et le pays de Caux (Bogey, 2003). Le Rougequeue à front blanc est classé en « Préoccupation mineure » (LC) par l'UICN au niveau mondial (Birdlife international, 2012). Comme pour le Gobemouche gris, les grandes sécheresses du Sahel auraient eu pour conséquence une baisse des effectifs européens (Bogey, 2003). L'EBCC indique cependant une population stable sur le long terme (EBCC, 2011). Les populations seraient même en légère augmentation dans 21 pays pan-européen (Birdlife international, 2012). En Europe, le statut de conservation du Rougequeue à front blanc est défavorable et une estimation très préliminaire de Birdlife international donne une population européenne comprise entre 6,8 et 16 millions de couples nicheurs soit entre 20,4 et 48 millions d'individus (Anonyme 3, à paraître ; Birdlife international, 2004 in Birdlife international, 2012). En France, le Rougequeue à front blanc est également considéré comme en « Préoccupation mineure » dans la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN <i>et al.</i>, 2011). Les données issues du programme STOC montrent d'importantes fluctuations des populations depuis 1989 ainsi qu'une augmentation des effectifs depuis 2001, mais du fait des fluctuations importantes de l'espèce, et du jeu de données restreint, l'interprétation de ces résultats doit être prudente (Jiguet, 2010). Comme le Gobemouche gris c'est un migrateur transsaharien qui hiverne en Afrique tropicale (Michelat <i>et al.</i>, 2003). Il migre vers l'Afrique entre mi-août et octobre (Géroutet, 1984). Après avoir traversé le Sahara, l'Atlas et la Méditerranée, il est de nouveau présent en France entre mars et avril (Géroutet, 1984). Le mâle est le premier arrivé, il s'empresse de rechercher les emplacements favorables aux nids qu'il défend par le chant et où il cherche à attirer les femelles qui arrivent quelques jours plus tard (Anonyme 3, à paraître ; Géroutet, 1984). Les sites qui permettent un succès de reproduction optimal sont les cavités d'arbre ou de rocher mais il lui arrive de nicher dans une souche, un vieux mur ou un hangar (Anonyme 3, à paraître). Les couples se forment et la ponte a lieu généralement début mai (Géroutet, 1984). Les jeunes éclosent 12 à 14 jours plus tard et quittent le nid 15 jours après (Géroutet, 1984). Les adultes les nourrissent et les guident 2 ou 3 semaines encore (Géroutet, 1984). En juillet-août les jeunes se dispersent et parcourent une dizaine de kilomètres (Géroutet, 1984). Comme le Gobemouche gris, il est intimement lié aux arbres et fréquente les boisements clairs avec de vieux arbres riches en cavités ou il fait son nid mais également les vieilles pinèdes au Nord (Michelat <i>et al.</i>, 2003 ; Svensson <i>et al.</i>, 1999). Son milieu d'origine pour la nidification serait la lande boisée (Anonyme 3, à paraître), mais comme le Gobemouche gris on le trouve en forêts de feuillus, en lisières de bosquets, dans les tourbières boisées, dans les haies, particulièrement celles qui sont hautes et vieilles (Duckworth, 1994 in Hinsley & Bellamy, 2000). Comme pour le Gobemouche gris, les coupes d'amélioration de la futaie âgée seraient favorables à l'espèce sous le seul angle des effectifs (Lovaty, 2004). Cet oiseau s'est également adaptée à la proximité des êtres humains et c'est une espèce typique des vergers et des parcs et jardins que l'on retrouve même dans les grandes villes (Anonyme 3, à paraître ; Géroutet, 1984 ; Michelat <i>et al.</i>, 2003). Les peuplements de sapins uniformes et serrés sont évités, ce qui limite sa distribution en montagne, bien qu'on le trouve jusqu'à 2000 m lorsque le milieu lui est favorable (Anonyme 3, à paraître). Espèce insectivores, le Rougequeue à front blanc capture ses proies au sol ou en vol, à la manière du Gobemouche gris (Anonyme 3, à paraître). En période de nidification, un couple occupe un territoire d'environ un hectare, parfois moins (Anonyme 3, à paraître). La densité de couples nicheurs varie beaucoup selon la disponibilité en ressource alimentaire (Géroutet, 1984). En région Rhône-Alpes, les densités maximales sont de 20 couples/km² (vieilles forêts) et les densités moyennes sont relativement faibles : 6 couples/km² mais en accord avec d'autres régions comme le Jura : 2 à 5 couples/km² (Bogey, 2003). En Suisse et en Hollande, la densité de Rougequeue à front blanc serait de 1 couple/ha dans les milieux favorables (Bogey, 2003).

> Rédacteur :

Géraldine ROGEON, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Christian ERARD, Muséum national d'Histoire naturelle
Jean-Philippe SIBLET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ALLEMAND G. (2003). *Gobemouche gris. Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Éditions CORA. Page 226.

ANONYME 1 (à paraître). *Gobemouche gris* (*Muscicapa striata* (Pallas, 1764)). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 2 (à paraître). *Gobemouche noir* (*Ficedula hypoleuca* (Pallas, 1764)). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages

ANONYME 3 (à paraître). *Rougequeue à front blanc* (*Phoenicurus phoenicurus* (Pallas, 1764)). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ALATALO R.-V. & ALATALO R.-H. (1979). Resource partitioning among a flycatcher guild in Finland. *Oikos*. Numéro 33. Pages 46-54.

BAKER P.-E. & BAKER H. (2002). Spotted Flycatcher In: WERNHAM C.-V., TOMS M.-P., MARCHANT J.-H., CLARK J.-A., SIRIWARDENA G.-M. & BAILLIE S.-R. (eds). *The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland*. London: T. & A.D. Poyser.

BIEBACH H. (1985). Sahara stopover in migratory flycatchers: fat and food affect the time program. *Experientia*. Numéro 41. Pages 695–697.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2012). *IUCN Red List for birds*. Disponible en ligne sur : <http://www.birdlife.org> (Consulté le 12/07/2012).

BOGEY D. (2003). *Rougequeue à front blanc. Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Éditions CORA. Page 243.

BOTH C., ROBINSON R.-A., VAN DER JEUGD H.-P. (2012). Long-distance dispersal in migratory pied flycatchers *Ficedula hypoleuca* is relatively common between the UK and the Netherlands. *Journ. Avian Biology*. Numéro 43. Pages 1-5.

CRAMP S., SIMMONS K., SNOW D.-W. & PERRINS C.-M. (2006). *The Birds of the Western Palearctic; interactive BWPI 2.0 (2006 update)*. BirdGuides. Sheffield. UK.

DAVIES N.-B. (1977). Prey selection and the search strategy of the Spotted Flycatcher (*Muscicapa striata*) : a field study on optimal foraging. *Animal behavior*. Numéro 25. Pages 1016-1033.

DAVIES N.-B. (1976). Parental care and the transition to independent feeding in the young Spotted Flycatcher (*Muscicapa striata*). *Behaviour*. Volume 59. Numéro 3-4. Pages 280-295.

DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 559 pages.

DUBOIS P.-J. & ROUSSEAU E. (2005). *La France à tire d'aile - Comprendre et observer les migrations d'oiseaux*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 263 pages.

EPPRECHT W. (1985). 21 Jahre Grauschnäpperbruten (*Muscicapa striata*) am gleichen Nestort. *Der ornithologische beobachter*. Numéro 82. Pages 169-184.

ERARD C. (1997). *Muscicapa striata* (Pallas). Spotted Flycatcher. *Gobemouche gris*. In: URBAN E.-K., FRY C.-H. & Keith S. (1997). *The Birds of Africa. Volume V: Thrushes to Puffback Flycatchers*. 672 pages.

ERARD C. (1991). Aide au nourrissage chez le Gobe-mouche gris *Muscicapa striata*. *L'Oiseau et la Revue française d'ornithologie*. Volume 61. Numéro 2. Pages 154-155.

ÉRARD C. (1961). Notes sur la distribution dans l'Est de la France des deux Gobe-mouches *Muscicapa hypoleuca* (PALLAS) et *M. albicollis* (TEMMINCK). *Alauda*. Numéro 29. Pages 260-273.

EUROPEAN BIRD CENSUS COUCIL (2011). *Trends of common birds in Europe, 2011 update*. Disponible en ligne sur : <http://www.ebcc.info/index.php> (Consulté en juillet 2012)

FREEMAN S.-N & CRICK H.-Q.-P (2003). The decline of the Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* in the UK: an integrated population model. *Ibis*. Numéro 145. Pages 400–412.

GÉROUDET P. (1984). *Les passereaux 2 : des mésanges aux fauvettes*. Éditions Delachaux et Niestlé. Yverdon-les-bains. 313 pages.

GEROUDET P. (1980). *Les passereaux 3 : des pouillots aux moineaux*. Éditions Delachaux et Niestlé. Yverdon-les-bains. 275 pages.

- HELLE E. & HELLE P. (1982). Edge effect on forest bird densities on offshore islands in the northern Gulf of Bothnia. *Annales zoologici fennici*. Numéro 19. Pages 165-169.
- HERNANDEZ A. (2009). Summer-autumn feeding ecology of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* and Spotted Flycatchers *Muscicapa striata*: the importance of frugivory in a stopover area in north-west Iberia. *Bird conservation international*. Numéro 19. Pages 224-238.
- HINSLEY S.-A. & BELLAMY B.-E. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value hedgerows to birds : A review. *Journal of environmental management*. Numéro 60. Pages 33-49.
- HUBÁLEK Z. (2004). Global weather variability avian phenology : a long-term analysis, 1881-2001. *Folia Zoologica*. Numéro 53. Pages 227-236.
- IBORRA O. (2003). *Gobemouche noir. Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Éditions CORA. Page 243.
- ISENMANN P. (1989). La migration du Gobemouche gris (*Muscicapa striata*) à travers la France méditerranéenne. *L'Oiseau et la Revue française d'ornithologie*. Volume 59. Numéro 4. Pages 273-280.
- JIGUET F. (2010). *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. Disponible en ligne sur : <http://www2.mnhn.fr/vigie-nature>. (Consulté en mars 2012)
- JOKIMÄKI J. (1999). Occurrence of breeding bird species in urban parks : Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban ecosystems*. Numéro 3. Pages 21-34.
- KIRBY W., BLACK K., PRATT S. & BRADBURY R. (2005). Territory and nest-site habitat associations of Spotted Flycatchers *Muscicapa striata* breeding in central England. *Ibis*. Volume 147. Numéro 2. Pages 420-424.
- KOK O.-B., VAN EE C.-A. & NEL D.-G. (1991). Daylength determines departure date of the Spotted flycatcher *Muscicapa striata* from its winter quarters. *Ardea*. Volume 79. Numéro 1. Pages 63-66.
- LOVATY F. (2004). Les variations des effectifs du Rougequeue à front blanc *Phoenicurus phoenicurus* et du Gobemouche gris *Muscicapa striata* dans les futaies de chênes âgés de l'Allier (France). *Alauda*. Volume 72. Numéro 2. Pages 81-86.
- MARCHETTI C., LOCATELLI D.-P., VAN NOORDWIJK A.-J. & BALDACCINI N.-A. (1998). The effects of prey size on diet differentiation of seven passerine species at two spring stopover sites. *Ibis*. Numéro 140. Pages 25-34.
- MC COLLIN D. (1993). Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberside, U.K.)/the role of between-patch and within-patch structure. *Global ecology and biogeography letters*. Numéro 3. Pages 48-62.
- MICHELAT D. (coordinateur), DUQUET M., TISSOT B., LAMBERT J.-L., BESCHET L. & PEPIN D. (2003). *Les oiseaux de la montagne jurassienne*. Éditions Néo. Besançon. 367 pages.
- O'CONNOR R.-J. & MORGAN R. A. (1982). Some effects of weather conditions on the breeding of the Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* in Britain. *Bird study*. Volume 29. Numéro 1. Pages 41-48.
- PARADIS E., BAILLIE S.-R., SUTHERLAND W.-J. & GREGORY R.-D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of animal ecology*. Numéro 67. Pages 518-536.
- SANGSTER G. (2010). Multi-locus phylogenetic analysis of Old World chats and flycatchers reveals extensive paraphyly at family, subfamily and genus level (*Aves: Muscicapidae*). *Molecular phylogenetic evolution*. Volume 57. Numéro 1. Pages 380-392.
- STAAV R. (1998). Longevity of birds ringed in Europe. *Euring newsletter*. Numéro 2. Pages 9-18.
- STEVENS D.-K. (2007). *The breeding ecology of the Spotted Flycatcher Muscicapa striata in lowland England*. Thèse universitaire de doctorat. Université de Reading. Royaume-Uni. 217 pages.
- STEVENS D.-K., ANDERSON G.-Q.-A., GRICE P.-V. & NORRIS K. (2007). Breeding success of Spotted Flycatchers *Muscicapa striata* in southern England-is woodland a good habitat for this species? *Ibis*. Volume 149. Numéro 2. Pages 214-223.
- STOATE C. & SZCZUR J. (2006). Potential influence of habitat and predation on local breeding success and population in Spotted Flycatchers *Muscicapa striata*. *Bird Study*. Numéro 53. Pages 328-330.
- SVENSSON L., MULLARNEY K., ZETTERSTRÖM D. & GRANT P.-J. (1999). *Le guide ornitho*. Éditions Delachaux et Niestlé. Paris. 399 pages.
- UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France.
- VILLARD M.-A. & TAYLOR P.-D. (1994). Tolerance to habitat fragmentation influences the colonization of new habitat by forest birds. *Oecologia*. Numéro 98. Pages 393-401.
- VOELKER G. & SPELLMAN G. (2004). Nuclear and mitochondrial DNA evidence of polyphyly in the avian superfamily Muscicapidae. *Molecular phylogenetics and evolution*. Numéro 30. Pages 386-394.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris, France. 775 pages.

ZUCCON D. & ERICSON G.-P. (2010). A multi-gene phylogeny disentangles the chat-flycatcher complex (Aves: *Muscicapidae*). *Zoologica scripta*. Volume 39. Numéro 3. Pages 213-224.

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

FINLAYSON C. (2011). *Avian survivors : The History and Biogeography of Palearctic Birds*. Bloomsbury Publishing.

SANDERSON F.-J., DONALD P.-F., PAIN D.-J., BURFIELD I.-J. & Van BOMMEL F.-P.-J. (2006). Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological conservation*. Numéro 131. Pages 93-105.

> Pour citer ce document :

ROGEON G. & SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Gobemouche gris (Muscicapa striata (Pallas, 1764) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 11 pages.



Photo Varel

Le gomphe serpent

Ophiogomphus cecilia

Le Gomphe serpent

Ophiogomphus cecilia (Geoffroy in Fourcroy, 1785)

Insectes, Odonates (Anisoptères), Gomphidés



Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Gomphe serpent, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Gomphe serpent appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Dijkstra & Lewington, 2007 Dommanget, 2004 Dommanget <i>et al.</i>, 2009 Grand & Boudot, 2006 Höldin, 2008 Jacquemin & Boudot, 1991a,b Jacquemin, 1992 Lambert <i>et al.</i>, 2012 Trockur <i>et al.</i>, 2010 Westermann & Westermann, 1996	Le Gomphe serpent in est une espèce eurosibérienne principalement répandue de la Sibérie occidentale et de l'Est de l'Europe à la France (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Dommanget <i>et al.</i>, 2009). En France, il se trouve en limite d'aire et n'existe qu'en populations isolées et fragmentées (Dijkstra & Lewington, 2007), présentes essentiellement dans les bassins de la Loire et de l'Allier, où se trouve la population la plus importante, dans les Vosges du Nord (Jacquemin & Boudot, 1991a,b ; Jacquemin, 1992 ; Dommanget, 2004 ; Grand & Boudot, 2006 ; Höldin, 2008 ; Dommanget <i>et al.</i>, 2009 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010) et sur le vieux Rhin en Alsace (Westermann & Westermann, 1996). L'espèce vient en outre d'être découverte en Franche-Comté (Lambert <i>et al.</i>, 2012). Les citations du bas Rhône sont à confirmer.

Evolution récente D'après : Bensettiti <i>et al.</i>, 2002 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Dommanget, 1987 Dommanget <i>et al.</i>, 2009 Dupont <i>et al.</i>, 2010 Grand & Boudot, 2006 Jacquemin & Boudot, 1991a Kalkman <i>et al.</i>, 2010 Trockur <i>et al.</i>, 2010	Le Gomphe serpent in a été réputé être en forte régression dans la plupart des pays européens, en particulier à cause de la pollution de l'eau et de l'aménagement des cours d'eau (Grand & Boudot, 2006 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010). Cependant, l'espèce semble s'être réimplantée avec succès en Europe centrale depuis les années 1990 (Dijkstra & Lewington, 2007 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010) probablement en partie du fait de l'amélioration de la qualité des eaux courantes (Boudot, com. pers.). L'espèce est rare en France (Dommanget, 1987) mais était probablement plus largement présente dans le passé, notamment en Haute-Normandie sur le bassin de la Seine où se trouve sa localité type (Jacquemin & Boudot, 1991a). Bensettiti <i>et al.</i> (2002) estiment que les populations du bassin ligérien ne sont pas actuellement directement menacées, mais que celles des Vosges du Nord semblent nettement plus sensibles du fait de leur fragmentation et de leur petite taille. En Europe, le Gomphe serpent in était auparavant considéré comme « En danger » (Grand & Boudot, 2006). La récente liste rouge européenne de l'UICN le classe désormais comme « Préoccupation mineure » et considère que la tendance de population est stable à l'échelle de l'Europe (Kalkman <i>et al.</i>, 2010). En France, il est toujours estimé comme étant « En danger » (Dommanget <i>et al.</i>, 2009). Le Gomphe serpent in est strictement protégé en France par l'article 2 de l'arrêté de 2007 et figure aux annexes II et IV de la directive européenne Habitats-Faune-Flore.

Phylogénie et phylogéographie	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce	Le Gomphe serpent in n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et structuration de l'espace

Habitat D'après : CEN Bourgogne, 2011 Cloupeau <i>et al.</i>, 2000 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Dommanget, 2004 Dupont <i>et al.</i>, 2010 Grand & Boudot, 2006 Heidemann & Seidenbusch, 2002 Höldin, 2008 Jacquemin & Boudot, 1991a,b Lett <i>et al.</i>, 2001 Müller, 2004 Ouest-Aménagement, 2002 Prevost, 2009 Sachteleben <i>et al.</i>, 2010 Suhling & Müller, 1996 Trockur <i>et al.</i>, 2010 Vonwil, 2011	Le Gomphe serpent in fréquente en Europe une large gamme de cours d'eau allant des petites rivières de l'étage collinéen aux grands fleuves de plaine. En France, il est essentiellement présent dans les fleuves et les grandes rivières, à basse altitude (Lett <i>et al.</i>, 2001 ; Heidemann & Seidenbusch, 2002 ; Müller, 2004 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Vonwil, 2011), mais est localement abondant dans les ruisseaux et les petites rivières sableuses des Vosges du Nord (Jacquemin & Boudot, 1991a ; Höldin, 2008). L'eau doit être courante, de bonne qualité, riche en oxygène et le substrat doit être meuble, généralement sableux ou graveleux (Suhling & Müller, 1996 ; Heidemann & Seidenbusch, 2002 ; Höldin, 2008). Les larves semblent délaisser les fonds vaseux (Dijkstra & Lewington, 2007). Les zones de micro-habitats favorables (eau peu profonde, substrat de sables ou graviers) peuvent se déplacer dans le lit des rivières et des fleuves selon les années (Suhling & Müller, 1996 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010 ; CEN Bourgogne, 2011). Le Gomphe serpent in peut localement se reproduire dans certaines gravières aux eaux bien oxygénées creusées dans des zones où les eaux sont renouvelées par les nappes alluviales (Grand & Boudot, 2006 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010). La largeur des cours d'eau est variable (Dommanget, 2004). Dans les Vosges du Nord par exemple, Jacquemin & Boudot (1991b) précisent que la largeur des rivières fréquentées (affluents du Rhin) varie de 1,5 à 10 mètres et se situe fréquemment autour de 5 mètres. Cependant, l'espèce peut se développer sur des cours d'eau plus larges, la largeur pouvant atteindre jusqu'à plusieurs centaines de mètres comme le montrent les populations importantes de la Loire (Cloupeau <i>et al.</i>, 2000 ; Lett <i>et al.</i>, 2001). De même, il peut être présent aussi bien sur le cours principal des fleuves que sur ses bras secondaires. Dans le bassin de la Loire, aucune reproduction n'a pu être attestée sur les affluents du fleuve, malgré des observations régulières et abondantes d'imagos : les populations connues restent uniquement sur la Loire elle-même (Lett <i>et al.</i>, 2001 ; Prevost, 2009).

	La végétation aquatique n'est pas un facteur important (Dommanget, 2004). Elle est généralement constituée d'hélophytes (Joncs, Carex, Roseaux...) et parfois par d'hydrophytes (Potamots, Renouées, Nénuphars, Callitriches, Renoncles...). Une étude sur la Loire a montré que les émergences se faisaient préférentiellement sur des berges érodées ou caillouteuses, ce qui correspond aux zones de courant important, caractéristique des micro-habitats larvaires (Ouest-Aménagement, 2002). Le milieu environnant doit être diversifié et peu perturbé (Vonwil, 2011). La présence à proximité de l'eau de friches, boisements ou haies, en mosaïque avec des prairies, semble être un facteur favorable à la présence de l'espèce (Jacquemin & Boudot, 1991 ; Dommanget, 2004 ; Grand & Boudot, 2006 ; Vonwil, 2011). Cependant, au moins une des rives doit être ensoleillée et pourvue d'endroits sans végétation (Heidemann & Seidenbusch, 2002). Ainsi, la proportion d'ombre sur le cours d'eau ne doit pas dépasser 60 % (Sacheteleben <i>et al.</i>, 2010 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010).
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Dommanget, 2004 Dupont <i>et al.</i>, 2010 Heidemann & Seidenbusch, 2002 Höldin, 2008 Münchberg, 1932 Suhling & Müller, 1996 Vonwil, 2011	Le Gomphe serpentin est une espèce volante à l'âge adulte. Les adultes passent une partie de leur vie en milieu terrestre à l'écart de l'eau, notamment pour chasser le long des lisières, dans les friches ou les clarières. La présence de friches et boisements à proximité de l'eau est donc un paramètre important, car les adultes les fréquentent pendant la phase de maturation, pour la chasse, ainsi que pour l'accouplement et la préparation à la ponte (Münchberg, 1932 ; Dommanget, 2004 ; Vonwil, 2011). La larve vit enfouie dans le sable ou les graviers ou reste en surface (Suhling & Müller, 1996 ; Heidemann & Seidenbusch, 2002 ; Höldin, 2008 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010). Le déplacement passif des larves par les courants est possible.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Bensettiti <i>et al.</i>, 2002 CEN Bourgogne, 2011 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Dommanget, 2004 Dupont <i>et al.</i>, 2010 Grand & Boudot, 2006 Lett <i>et al.</i>, 2001 Lohr, 2003 Münchberg, 1932 Suhling <i>et al.</i>, 2003 Vonwil, 2011	Les déplacements des larves sont très peu connus. En laboratoire, il a été noté qu'elles ont un déplacement essentiellement nocturne, à raison d'environ deux centimètres par nuit (Suhling <i>et al.</i>, 2003). Ces déplacements actifs semblent donc faibles. Il faut cependant noter que pour émerger, les larves doivent se rapprocher d'une berge par un déplacement actif, sans que l'on sache à quel moment de leur développement elles le font. De plus, des déplacements passifs par les courants peuvent avoir lieu sur des distances importantes, mais ils concernent plutôt la dispersion interpopulationnelle (Lett <i>et al.</i>, 2001). Les déplacements sont donc principalement le fait des adultes. Leur période de vol s'étend généralement de mi-mai à fin octobre selon les régions, avec un pic d'abondance en juillet-août (Dommanget, 2004 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010). Ces dates peuvent varier en fonction de la température de l'eau notamment (Dijkstra & Lewington, 2007 ; CEN Bourgogne, 2011). En région Centre par exemple, les émergences peuvent commencer dès début mai et se poursuivre jusqu'en juillet ou août (Lett <i>et al.</i>, 2001). La période de maturation des jeunes adultes dure une à deux semaines selon les conditions climatiques (Bensettiti <i>et al.</i>, 2002 ; Grand & Boudot, 2006). Pendant cette période, les premiers vols suivant l'émergence sont réalisés dans les prairies à proximité de l'eau, puis les immatures s'éloignent vers les friches et boisements avoisinants. Les adultes matures recherchent ensuite un milieu favorable à la reproduction (Dommanget, 2004). Les déplacements des adultes varient au cours de la journée. En effet, à certaines heures ou lors de conditions climatiques particulières, les imagos s'éloignent momentanément du cours d'eau pour s'alimenter ou s'abriter dans le milieu terrestre (boisements, friches...) (Dommanget, 2004). Les zones de repos nocturne semblent principalement se situer dans les arbres et les buissons de la ripisylve et du milieu terrestre environnant (Suhling <i>et al.</i>, 2003). Les mâles et les femelles n'ont pas le même comportement. Les femelles sont très discrètes et restent plus fréquemment éloignées du bord des eaux, par exemple sur les chemins graveleux ou sableux, les friches et les boisements (Münchberg, 1932 ; Grand & Boudot, 2006 ; Vonwil, 2011). Les mâles volent fréquemment au-dessus de l'eau puis se posent sur la berge nue ou végétalisée, en attendant le passage des femelles (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). Le rayon d'action moyen des adultes est d'environ 400 mètres et inclue le cours d'eau lui-même et les zones terrestres alentours (Dommanget, 2004 ; Grand & Boudot, 2006). Des distances de 5 à 10 kilomètres peuvent être néanmoins parcourues par les imagos, notamment lors de la recherche de nourriture (Suhling <i>et al.</i>, 2003). Mais ces grands déplacements concernent probablement des individus en période de maturation et participe d'avantage à la dispersion de l'espèce qu'à des déplacements intra-populationnels (Lohr, 2003 ; Vonwil, 2011).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité D'après : Dommanget, 2004 Grand & Boudot, 2006 Jacquemin & Boudot, 1991 Suhling <i>et al.</i>, 2003	Le Gomphe serpentin n'est pas territorial (Grand & Boudot, 2006). Les mâles utilisent un tronçon de cours d'eau, mais peuvent le partager avec d'autres mâles. La taille de la zone de vol sur le cours d'eau et la durée d'occupation sont très variables (Dommanget, 2004), mais d'une manière générale, un mâle se déplace dans un rayon de 400 mètres (Suhling <i>et al.</i>, 2003). On peut parfois observer une dizaine de mâles sur une portion de cours d'eau de 50 à 100 mètres (Jacquemin & Boudot, 1991).

Densité de population D'après : Hoess & Vonwil, 2005 Höldin, 2008 Lett <i>et al.</i> , 2001 Lohr, 2003	Des effectifs importants peuvent être observés. Ainsi, sur l'Allier, une densité maximale de 100 exuvies sur 10 mètres de berge a été notée (Lohr, 2003). Sur la Loire, 25 exuvies ont été trouvées sur quelques mètres de berge dans la réserve naturelle de l'île de Saint-Pryvé-Saint-Mesmin (Lett <i>et al.</i> , 2001). Cependant, les auteurs précisent qu'une telle concentration n'a plus été retrouvée par la suite sur ce secteur et qu'elle paraissait exceptionnelle. Il semble en effet qu'il puisse y avoir de grandes variations d'effectifs selon les années (Lett <i>et al.</i> , 2001 ; Lohr, 2003 ; Höldin, 2008). Hoess & Vonwil (2005) estiment par ailleurs que les sites favorables accueillent en moyenne 1 à 2 individus émergeants pour 100 m ² d'eau libre.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Dommanget, 2004	Des études allemandes estiment que le maintien d'une population viable nécessite au moins cinq kilomètres de linéaire de cours d'eau favorable (Dommanget, 2004). Mais ce sont les seuls à proposer une valeur : ce paramètre a été très peu étudié.
Effectif minimum pour un noyau de population D'après : Ellwanger <i>et al.</i> , 2006	Ellwanger <i>et al.</i> (2006) proposent des niveaux d'abondance pour estimer l'importance d'une population. Ainsi, une population est considérée comme étant en excellent état si l'on peut observer plus de sept adultes ou au moins 50 exuvies sur un linéaire de 100 mètres (25 pour les petits cours d'eau). Par contre, l'effectif sera jugé peu satisfaisant si on trouve moins de 4 adultes ou moins de 5 exuvies sur 100 mètres.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Dijkstra & Lewington, 2007 Lambert <i>et al.</i> , 2012 Lett <i>et al.</i> , 2001 Lohr, 2003 Prot, 2001	La structure interpopulationnelle du Gomphe serpentin n'a pas encore fait l'objet d'études. On peut néanmoins noter que les populations françaises sont considérées comme fragmentées (Dijkstra & Lewington, 2007), à l'exception de l'ensemble du bassin de la Loire (Lett <i>et al.</i> , 2001). Il semble en effet y avoir une continuité sur des secteurs importants de cours d'eau. Ainsi, les auteurs ont retrouvé l'espèce sur l'ensemble des communes riveraines de la Loire prospectées dans la région Centre. Lohr (2003) a également vu l'espèce dans chacune de ses 26 stations d'études réparties sur le cours principal de l'Allier. Ces deux observations semblent indiquer une évidente continuité de la population ligérienne. Prot (2001) estimait que des rivières favorables de Franche-Comté pouvaient permettre l'implantation et la persistance de petites populations, notamment grâce à la situation géographique intermédiaire entre le bassin de la Loire, la Suisse et l'Alsace. Suite à sa récente découverte dans cette région (Lambert <i>et al.</i> , 2012), une étude précise serait nécessaire pour décrire d'éventuelles connexions ainsi que la structure interpopulationnelle.
Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Dommanget, 2004 Lett <i>et al.</i> , 2001 Vonwil, 2011	Il semble que les zones utilisées par les mâles adultes et celles utilisées par les larves puissent être distinctes et éloignées parfois de 100 à 200 mètres (Dommanget, 2004). On trouve par exemple des concentrations d'exuvies dans les secteurs de retenue plus calmes des centrales hydroélectriques (Vonwil, 2011). L'auteur explique ceci par la dérive des larves avec le courant. Lett <i>et al.</i> (2001) signalent également ce phénomène et insistent notamment sur le rôle joué par les crues. Ils ont noté ce déplacement passif grâce à l'observation d'émergences dans des flaques et des mares résiduelles d'un bras mort de la Loire, sec en été.
Distance de dispersion D'après : Lett <i>et al.</i> , 2001 Vonwil, 2011	Il n'y a pas de valeur connue pour la dispersion larvaire (dispersion passive), mais elle semble pouvoir être importante (Lett <i>et al.</i> , 2001 ; Vonwil, 2011)
Milieus empruntés et facteurs influents	Le transport passif des larves s'effectue par voie aquatique, d'amont vers l'aval.
Fidélité au lieu de naissance	La fidélité des larves au lieu de naissance dépend directement de la dispersion passive, mais celle-ci reste encore mal connue.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Cloupeau <i>et al.</i> , 2000 Dommanget, 2004 Grand & Boudot, 2006 PAN, 2006 Schiel & Hunger, 2006	Des observations relativement éloignées des zones de reproduction semblent être principalement le fait d'individus en période de maturation (Schiel & Hunger, 2006 ; Vonwil, 2011). C'est donc probablement à cette période (qui dure de une à deux semaines) que se font les principaux déplacements à longue distance. La recherche de nourriture peut également amener des adultes matures à parcourir des distances importantes (Suhling <i>et al.</i> , 2003). Aucune étude de capture-marquage-recapture ne semble avoir été menée sur cette espèce. Les distances de dispersion ne sont donc pas connues précisément. Cependant, l'observation d'individus éloignés des lieux de reproduction permet d'en avoir une première estimation. En Touraine par exemple, des imagos ont été observés à

Suhling <i>et al.</i> , 2003 Vonwil, 2011	plusieurs kilomètres des population connues (Cloupeau <i>et al.</i>, 2000). Plusieurs auteurs parlent d'une distance d'environ trois kilomètres (Dommanget, 2004 ; Grand & Boudot, 2006), et la plus grande distance précise relevée pour cette espèce est de 3,5 kilomètres (PAN, 2006). Suhling <i>et al.</i> (2003) estiment quant à eux que des distances de 5 à 10 kilomètres peuvent être parcourus par les adultes, notamment lors de la recherche de nourriture. Ils ont en effet pu observer en Allemagne une progression de la répartition de l'espèce de 20 kilomètres en quatre ans, ce qui revient à une moyenne de cinq kilomètres par génération.
Fidélité au site	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire pourrait cependant être traitée mais elle n'est pas connue. Les paramètres régissant la dispersion des imagos ne semblent pas avoir été spécifiquement étudiés. Des études par marquage seraient souhaitables.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Cloupeau <i>et al.</i> , 2000 Hoess & Vonwil, 2005 Schiel & Hunger, 2006 Vonwil, 2011	Lors de déplacements de plusieurs kilomètres, les individus traversent probablement des milieux variés, même si ceux-ci n'ont jamais été décrits. Cloupeau <i>et al.</i> (2000) précisent que des observations éloignées de cours d'eau ont été faites dans des milieux terrestres divers : vignoble, lisière de bois, culture, landes. Des observations isolées faites jusqu'à des altitudes de 1 300 mètres (Hoess & Vonwil, 2005 ; Schiel & Hunger, 2006 ; Vonwil, 2011) indiquent en outre que certains individus peuvent s'aventurer en milieu montagnard lors de leurs déplacements longs pendant la phase de maturation.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Deliry <i>et al.</i> , 2008 Dommanget, 2004 Dupont <i>et al.</i> , 2010 Heidenmann et Seidenbusch, 2002 Hoess & Vonwil, 2005 Höldin, 2008 Ouest-Aménagement, 2002 Schiel & Hunger, 2006 Trockur <i>et al.</i> , 2010 Vonwil, 2011	Les principales menaces pour le Gomphe serpentin sont liées à la pollution de l'eau (eutrophisation, envasement des fonds...) et à l'aménagement des cours d'eau (rectification des tracés, canalisation, chenalisation, enrochement, artificialisation des berges et tout aménagement réduisant le transport naturel des sédiments...) (Heidenmann et Seidenbusch, 2002 ; Dommanget, 2004 ; Schiel & Hunger, 2006 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Höldin, 2008 ; Trockur <i>et al.</i>, 2010 ; Vonwil, 2011). La déprise agricole, favorable dans un premier temps (transformation des prés en friches), peut être défavorable à terme à cause d'une fermeture excessive (Ouest-Aménagement, 2002 ; Dommanget, 2004). Vonwil (2011) note également le risque d'un boisement trop régulier de la berge : le Gomphe serpentin a besoin de berges au moins en partie ensoleillées. Sur la partie large des fleuves, les vagues créées par la circulation nautique à moteur et les activités de loisir et de plaisance peuvent également être un facteur négatif et entraîner une surmortalité des individus lors de l'émergence (Hoess & Vonwil, 2005 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010). Ces différentes perturbations du milieu aquatique et du milieu terrestre environnant réduisent et fractionnent les surfaces favorables à l'espèce, impactant sa conservation. La taille réduite et l'isolement des populations, liés à la fragmentation des milieux favorables, augmente leur risque d'extinction. Ainsi, Dommanget (2004) estime que les populations des Vosges du Nord sont menacées par ce phénomène.
Importance de la structure paysagère D'après : Bensettiti <i>et al.</i> , 2002 Cloupeau <i>et al.</i> , 2000 Dommanget, 2004 Grand & Boudot, 2006	La structure paysagère a une grande importance, surtout pour l'activité non reproductrice des imagos : un milieu diversifié, présentant une mosaïque de boisements, prairies, friches et haies, et préservant des zones ensoleillées au niveau du cours d'eau, semble être le paysage le plus favorable au Gomphe serpentin (Dommanget, 2004). Pour préserver l'espèce, il faut donc maîtriser les dégradations sur le milieu aquatique et maintenir un milieu environnant favorable (Grand & Boudot, 2006). Il faut notamment tenir compte du linéaire important nécessaire au développement de l'espèce (au moins cinq kilomètres), et prévoir ainsi de grandes zones favorables (Dommanget, 2004). De plus, la capacité de dispersion de l'espèce est mal connue, mais ne semble pas dépasser quelques kilomètres, sauf éventuellement pour quelques rares individus (Bensettiti <i>et al.</i>, 2002 ; Grand & Boudot, 2006 ; Cloupeau <i>et al.</i>, 2000). Il faut donc éviter que des linéaires trop importants de cours d'eau ne deviennent défavorables, car ils empêcheraient les échanges entre les populations.
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT

Des conditions météorologiques particulières peuvent influencer les déplacements du Gomphe serpent. En effet, les adultes peuvent être amenés à s'éloigner momentanément du cours d'eau pour s'abriter dans le milieu terrestre (boisements, friches...) (Dommanget, 2004).

Ces conditions influencent également le développement larvaire. En effet, selon la température de l'eau l'éclosion peut être immédiate ou s'étaler progressivement au cours de l'hiver. De plus, si les œufs sont pondus trop tardivement en fin d'été, ils entrent en diapause et n'éclosent qu'au printemps suivant (Grand & Boudot, 2006). Les émergences s'échelonnent généralement sur 3 à 7 semaines et ne sont pas synchronisées (Grand & Boudot, 2006 ; Höldin, 2008). Selon la température de l'eau, les périodes d'émergence peuvent se décaler de plusieurs semaines (Vonwil, 2011).

D'après une modélisation prospective réalisée à l'échelle de l'Europe, la réponse du Gomphe serpent au changement climatique est variable selon les modèles : il pourrait perdre 68 % de son aire de distribution actuelle à l'horizon 2035 ou au contraire gagner en surface dans le Nord-est de l'Europe. Quoiqu'il en soit, les deux méthodes de calcul prédisent une très forte régression voire une disparition en France (Jaeschke *et al.*, 2013). Il semble que ce soit la seule étude tentant d'estimer les effets du changement climatique sur cette espèce, et les auteurs précisent que les différences de résultats entre les modèles montrent bien les limites de ce genre d'analyses. De plus, même si cette étude prédictive nous alerte sur les risques climatiques, elle ne peut être utilisée telle quelle pour établir une stratégie de conservation.

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

Aucune étude, ni génétique ni capture-marquage-recapture, ne semblent avoir déjà été menées sur cette espèce. Cependant, comme cela se fait sur d'autres espèces, ces méthodes pourraient être utilisées pour étudier les déplacements des individus et les flux de gènes entre les populations.

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Plusieurs autres espèces de la famille des gomphidés vivent dans les fleuves et les grandes rivières et présentent donc certaines similitudes d'écologie avec le Gomphe serpent. Parmi elles, deux sont également retenues comme espèces de cohérence nationale pour la TVB :

Le Gomphe à pattes jaunes (*Gomphus flavipes* (Charpentier, 1825)) est retenu dans sept régions (Aquitaine, Auvergne, Bourgogne, Centre, Pays de la Loire, Poitou-Charentes et Rhône-Alpes). Il se développe dans les mêmes milieux que le Gomphe serpent, mais préfère souvent les zones des cours d'eau où le courant est calme et le fond vaseux ou limoneux (Ouest-Aménagement, 2002 ; Lohr, 2003 ; Grand & Boudot, 2006 ; Vonwil, 2011). Néanmoins, il est souvent observé en compagnie du Gomphe serpent dans le bassin de la Loire (Ouest-Aménagement, 2002 ; Dommanget, 2004 ; Grand & Boudot, 2006 ; Prevost, 2009 ; CEN Bourgogne, 2011), et Lett *et al.* (2001) notent qu'il peut lui aussi faire l'objet de déplacements passifs de larves lors des crues.

Le Gomphe de Graslin (*Gomphus graslinii* Rambur, 1842) est retenu dans six régions (Aquitaine, Centre, Languedoc-Roussillon, Midi-Pyrénées, Poitou-Charentes et Rhône-Alpes). On retrouve cette espèce dans les grandes rivières calmes, mais aussi dans les petites rivières méditerranéennes. De même que le Gomphe serpent, c'est une espèce de plaine dont les larves se développent sur substrat sableux. Cependant, les deux espèces ne se retrouvent pas ensemble car leurs répartitions sont différentes : le Gomphe de Graslin est endémique du Sud-ouest de la France et de la péninsule Ibérique (Grand & Boudot, 2006).

Les autres espèces de gomphidés fréquentant des milieux similaires n'ont pas été retenues comme espèces de cohérence nationale pour la TVB :

Le Gomphe à pincettes (*Onychogomphus forcipatus* (Linné, 1758)) colonise des milieux plus variés que le Gomphe serpent : on le retrouve dans de nombreux types d'eau courante (ruisseaux, rivières, fleuves, canaux) et également dans des lacs bien oxygénés, des bras morts... (Grand & Boudot, 2006). On peut le rencontrer en compagnie du Gomphe serpent (Dommanget, 2004), notamment sur l'Allier où leurs larves fréquentent les mêmes secteurs de sables et de graviers (Lohr, 2003), sur la Loire (Ouest-Aménagement, 2002 ; CEN Bourgogne, 2011) et dans les Vosges du Nord (Höldin, 2008).

Le Gomphe semblable (*Gomphus simillimus* Selys, 1840), le Gomphe joli (*Gomphus pulchellus* Selys, 1840) et le Gomphe vulgaire (*Gomphus vulgatissimus* (Linné, 1758)) se développent eux aussi dans des milieux plus variés : diverses eaux courantes, lacs, bras morts... Le Gomphe joli est particulièrement ubiquiste (Grand & Boudot, 2006). Tous les trois peuvent être trouvés en compagnie du Gomphe serpent dans les régions où ils cohabitent (Dommanget, 2004 ; Höldin, 2008), mais avec certaines nuances : ils préfèrent les zones à courant plus lent, avec un fond plus vaseux, et sur l'Allier, le Gomphe joli colonise peu le chenal principal, mais plutôt ses affluents (Lohr, 2003).

D'une manière générale, ces gomphidés partagent donc au moins en partie les milieux de vie du Gomphe serpent, même si Vonwil (2011) note tout de même que ce dernier préfère généralement les courants plus rapides et un substrat sablonneux plus grossier. Certaines caractéristiques observées pour le Gomphe serpent peuvent donc s'appliquer à ces différentes espèces, au moins pour les populations fréquentant les fleuves et les grandes rivières. Ainsi, ils subissent tous les mêmes menaces : pollution et aménagement des cours d'eau (Grand & Boudot, 2006), et ils présentent tous une variabilité importante d'effectifs selon les années (Lohr, 2003).

En ce qui concerne le comportement de vol et les déplacements, les paramètres sont également similaires : ils ne s'éloignent généralement que modérément de leur site de reproduction, avec un rayon d'action moyen voisin de 500 mètres. Certains individus erratiques sont observables à plusieurs kilomètres des populations connues (Grand & Boudot, 2006). Lohr (2003) note que des adultes matures et immatures de Gomphidés ont pu être retrouvés en recherche de nourriture jusqu'à 20 kilomètres de tout milieu aquatique favorable, sans toutefois préciser de quelle espèce il s'agissait. Des imago ont également été observés à 60 km de la Loire, mais là encore, l'espèce (Gomphe serpent ou Gomphe à pattes jaunes) n'est pas précisée (Ouest-Aménagement, 2002).

Par ailleurs, de même que le Gomphe serpent, aucune espèce française de gomphidé n'est territoriale (Grand & Boudot, 2006) (hormis *Lindenia tetraphylla*, observé une fois en Corse mais dont l'indigénat n'est pas encore établi). Enfin, les autres gomphidés ont, de manière générale, une période de vol plus courte et plus précoce que le Gomphe serpent (Jacquemin & Boudot, 1991).

En tenant compte de ces similitudes et de ces différences, les informations proposées pour le Gomphe serpent peuvent être utiles à la compréhension des traits de vie et des besoins de continuités des autres gomphes. Cependant, pour avoir des données plus précises, une recherche bibliographique spécifique reste nécessaire.

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteur :

Jean-Pierre BOUDOT, Université de Lorraine / Société française d'Odonatologie (SfO)

> Bibliographie consultée :

BENSETTITI F. & GAUDILLAT V., coord. (2002). *“Cahiers d'habitats” Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 7 – Espèces animales*. MEDD/MAAPAR/MNHN. La Documentation française, Paris. Pages 289-292 (fiche 1037).

CEN BOURGOGNE (2011). *Action CS03 : Suivi du Gomphe serpentin et du Gomphe à pattes jaunes. Année 2011*. Plan de gestion 2010-2014. Conservatoire d'espaces naturels de Bourgogne. 10 pages.

CLOUPEAU R., BOUDIER F., LEVASSEUR M. & COCQUEMPOT C. (2000). Les Odonates de Touraine (département d'Indre-et-Loire, France). Bilan de l'inventaire en cours. *Martinia*. Tome 16, fascicule 4. Pages 153-170.

DELIRY C., coord. (2008). *Atlas illustré des libellules de la région Rhône-Alpes*. Groupe Sympetrum, Muséum d'Histoire Naturelle de Grenoble. Biotopie, Mèze, Collection Parthénope. 408 pages.

DIJKSTRA K.-D. B. & LEWINGTON R. (2007). *Guide des Libellules de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Paris. 320 pages.

DOMMANGET J.-L. (1987). *Etude faunistique et bibliographique des Odonates de France*. Inventaire de faune et de flore, fasc. 36. Muséum National d'Histoire Naturelle, Secrétariat de la faune et de la flore, Paris. 283 pages.

DOMMANGET J.-L. (2004). *Ophiogomphus cecilia* (Geoffroy in Fourcroy, 1785). In : BENSETTITI F. & GAUDILLAT V. (2004). *Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 7. Espèces animales*. La Documentation française. 353 pages.

DOMMANGET J.-L., PRIOUL B. & GAJDOS A. (2009). *Document préparatoire à une Liste Rouge des Odonates de France métropolitaine complétée par la liste des espèces à suivre prioritaire*. Document original en 2007, mis à jour en 2009. Société française d'Odonatologie. 47 pages.

DUPONT P., coord. (2010). *Plan national d'actions en faveur des Odonates*. Office pour les insectes et leur environnement, Société Française d'Odonatologie, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer. 170 pages.

ELLWANGER G., BURBACH K., MAUERSBERGER R., OTT J., SCHEL F.-J. & SUHLING F. (2006). *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt*. 11. Libellen (Odonata). Halle, Sonderheft 2 (2006). Pages 121-139.

GRAND D. & BOUDOT J.-P. (2006). *Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Biotopie, Mèze, Collection Parthénope. 480 pages.

HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH H. (2002). *Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf la Corse)*. Société française d'Odonatologie, Bois-d'Arcy. 415 pages.

HOESS R. & VONWIL G. (2005). *Ophiogomphus cecilia* (Geoffroy in Fourcroy, 1785). In : WILDERMUTH H., GONSETH Y., MAIBACH A. (Eds.) (2005). *Fauna Helvetica. Odonata. Les libellules de Suisse*. CSCF/SEG, Neuchâtel. Pages 198-201.

HÖLDIN P. (2008). *Etude des populations de Gomphe serpentin (Ophiogomphus cecilia) dans les cours d'eau du Parc naturel régional des Vosges du Nord*. Mémoire de fin d'études. AgroParisTech, Engref-Nancy. 95 pages.

JACQUEMIN G. & BOUDOT J.-P. (1991a). *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785) dans les Vosges du Nord (Odonata : Gomphidae). *Martinia*. Tome 7, fascicule 4. Pages 71-77.

JACQUEMIN G. & BOUDOT J.-P. (1991b). Les Odonates (Libellules) de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord : état actuel de nos connaissances. *Annales Scientifiques de la Réserve de Biosphère des Vosges du Nord*. Volume 1. Pages 35-48.

JACQUEMIN G. (1992). *Inventaire complémentaire des richesses naturelles des Vosges du Nord - Recensement des Odonates*. Rapport de contrat au Parc Naturel Régional des Vosges du Nord. 41 pages.

JAESCHKE A., BITTNER T., REINEKING B. & BEIERKUHNLEIN C. (2013). Can they keep up with climate change? – Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modeling. *Insect Conservation and Diversity*. Volume 6, numéro 1. Pages 93-103.

KALKMAN V.J., BOUDOT J.P., BERNARD R., CONZE K.J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIC M., OTT J., RISERVATO E. & SAHLEN G. (2010). *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 29 pages.

LAMBERT J.-L., NEVEU G., MILLARD R. & GENIN C. (2012). Première preuve de l'indigénat d'*Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785) dans le Jura Franc-Comtois (Odonata : Anisoptera : Gomphidae). *Martinia* Tome 28, fascicule 1. Pages 47-56.

LETT J.-M., CLOUPEAU R., PRATZ J.-L. & MALE-MALHERBE E. (2001). Liste commentée des Odonates de la région Centre (Départements du Cher, de l'Eure-et-Loir, de l'Indre, de l'Indre-et-Loire, du Loir-et-Cher et du Loiret). *Martinia*. Tome 17, fascicule 4. Pages 123-168.

LOHR M. (2003). Etude faunistique des Odonates des plaines alluviales de l'Allier et de quelques affluents au nord-ouest de Moulins (départements de l'Allier, du Cher et de la Nièvre). *Martinia*. Tome 19, fascicule 4. Pages 123-148.

MÜLLER O. (2004). Steinschüttungen von Buhnen als Larval-Lebensraum für *Ophiogomphus cecilia* (Odonata : Gomphidae). *Libellula*. Volume 23, numéro 1/2. Pages 45-51.

MÜNCHBERG P. (1932). Beiträge zur Kenntnis der Biologie der Odonatenfamilie der Gomphidae. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere*. Volume 24. Pages 704-735.

QUEST-AMENAGEMENT (2002). *Etude de trois Odonates d'intérêt communautaire*. Site Natura 2000 de la « Vallée de la Loire de Montsoreau aux Ponts-de-Cé ». Direction régionale de l'Environnement des Pays de Loire, Parc Naturel Régional Loire Anjou Touraine. 43 pages.

PAN (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH) (2006). *Übersicht zur Abschätzung von maximalen Entfernungen zwischen Biotopen für Tierpopulationen in Bayern*. Stand Dezember 2006. 6 pages. Disponible en ligne (<http://www.pan-gmbh.com/content/dload/TabEntfernungen.pdf>).

PREVOST O. (2009). *Gomphe serpentin* Ophiogomphus cecilia. In : Poitou-Charentes Nature. *Libellules du Poitou-Charentes*. Poitou-Charentes Nature, Fontaine-le-Comte. Page 207.

PROT J.-M. (2001). *Atlas commenté des insectes de Franche-Comté. Tome 2 – Odonates : Demoiselles et Libellules*. Office pour l'information Entomologique de Franche-Comté. 185 pages.

SACHTELEBEN J., FARTMANN T., WEDDELING K., NEUKIRCHEN M. & ZIMMERMANN M. (2010). *Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring*. Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). 206 pages.

SCHIEL F.-J. & HUNGER H. (2006). Bestandssituation und Verbreitung von *Ophiogomphus cecilia* in Baden-Württemberg (Odonata: Gomphidae). *Libellula*. Volume 25, numéro 1/2. Pages 1-18.

SUHLING F. & MÜLLER O. (1996). *Die Flußjungfern Europas. Gomphidae*. Die Neue Brehm-Bücherei, Vol. 628, Westarp-Wissenschaften. 237 pages.

SUHLING F., WERZINGER J. & MÜLLER O. (2003). *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785). *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*. Numéro 69. Pages 593-601.

TROCKUR B., BOUDOT J.-P., FICHEFET V., GOFFART PH., OTT J. & PROESS R. (2010). *Atlas des Libellules (Insecta, Odonata)*. Faune et Flore dans la Grande Région. Zentrum für Biodokumentation, Landsweiler-Reden. 201 pages.

VONWIL G. (2011). *Fiche de protection – Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785). 6 pages. Disponible en ligne sur le site du Centre Suisse de Cartographie de la Faune (<http://www.cscf.ch>).

WESTERMANN K. & WESTERMANN S. (1996). Neufunde der Gelben Keiljunfer (*Gomphus simillimus*) und der Grünen Keiljunfer (*Ophiogomphus cecilia*) am Oberrhein bei Basel. *Naturschutz südl. Oberrhein*. Volume 1. Pages 183-186.

> Comment citer ce document :

MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Gomphe serpentin (Ophiogomphus cecilia (Geoffroy in Fourcroy, 1785)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 8 pages.



Photo Marek Szczepanek

La gorgebleue à miroir

Luscinia svecica

La Gorgebleue à miroir

Luscinia svecica (Linnaeus, 1758)

Oiseaux, Passeriformes, Muscicapidés



Photo : Mickaël Dia

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques de la Gorgebleue à miroir, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Gorgebleue à miroir appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Populations nicheuses

Situation actuelle D'après : Alexandre & Lesaffre, 1988 Beauvallet & Bernard, 2003 Dronneau <i>et al.</i>, 1989 Dubois <i>et al.</i>, 2008 Eybert, 2008 Gendre <i>et al.</i>, 2007 Michelat <i>et al.</i>, 2003 Pascal <i>et al.</i>, 2003 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	De catégorie faunistique paléarctique, la Gorgebleue est répandue de l'Espagne jusqu'à la Sibérie et l'Alaska mais le bastion de l'espèce se situe dans le nord de l'Europe, de la Belgique à la Russie, ainsi qu'en Fennoscandie (Beauvallet & Bernard, 2003 ; Michelat <i>et al.</i>, 2003). Actuellement, les spécialistes distinguent au sein de l'espèce dix sous-espèces (Glutz von Blotzheim & Bauer, 1994 <i>in</i> Pascal <i>et al.</i>, 2003). Trois de ces possibles sous-espèces, qu'il est préférable de nommer morphotypes, s'observent en France : la sous-espèce nominale (<i>L. svecica svecica</i>) à miroir roux, qui traverse notre pays lors de ses trajets migratoires et niche en Scandinavie ainsi que <i>L. svecica namnetum</i> et <i>L. svecica cyanecula</i>, à miroir blanc, qui s'y reproduisent (Eybert <i>et al.</i>, <i>in</i> Pascal <i>et al.</i>, 2003 ; Constant & Eybert <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le morphotype dit « de Nantes » (<i>namnetum</i>) est endémique du Centre-Atlantique avec une population estimée à plus de 10 000 couples dans les années 2000 et l'autre plus petite (<i>cyanecula</i>), niche au nord d'une ligne joignant la baie du Mont-Saint-Michel à l'Isère avec une population entre 3000 et 5000 couples (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Gendre <i>et al.</i>, 2007). En France, la Gorgebleue à miroir n'est un nicheur abondant que du bassin d'Arcachon au golfe du Morbihan. Selon la dernière estimation réalisée en Vendée, les Pays-de-la-Loire abriteraient entre 2 700 et 3 600 couples nicheurs de la sous-espèce <i>namnetum</i> ce qui représenterait aux alentours de 50 % de ses effectifs reproducteurs nationaux (Eybert, 2008). Quelques couples isolés nichent dans les marais intérieur (Alexandre & Lesaffre, 1988). En Alsace, la Gorgebleue se trouve en limite sud-ouest de sa répartition (Dronneau <i>et al.</i>, 1989).
Évolution récente D'après : Anonyme 2, à paraître Constant & Eybert, 1995 Dronneau <i>et al.</i>, 1989 Eybert <i>et al.</i>, 1999 Geslin, 2002 Jiguet, 2010 Joveniaux, 1993 Pascal <i>et al.</i>, 2003 UICN France <i>et al.</i>, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Si les preuves archéologiques de la présence en France de la Gorgebleue à miroir pendant l'Holocène font défaut, les données historiques conduisent à conclure que l'espèce est autochtone de la façade Atlantique et du nord de la France (Pascal <i>et al.</i>, 2003). Au cours des cent dernières années, la population de Gorgebleue à miroir blanc a manifesté d'importantes fluctuations, avec des phases de retrait et d'expansion difficilement interprétables, dans sa distribution géographique comme dans ses effectifs (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Au milieu du XIX^{ème} et au début du XX^{ème}, la Gorgebleue étaient une nicheuse régulière dans les forêts et buissons des bords du Rhin et du Jura ((Kroemner, 1865 ; Schneider, 1887) <i>in</i> Dronneau <i>et al.</i>, 1989). En 1993, Joveniaux <i>et al.</i> (1993) notent une indéniable régression de l'espèce dans le Jura en raison de la modification progressive et de la destruction de son milieu d'élection. Cependant, durant la seconde moitié du XX^{ème} siècle, les deux morphotypes se reproduisant en France ont accru leur aire de répartition (Anonyme 2, à paraître), colonisant la totalité des rivages de l'Atlantique et de la Manche et opérant leur jonction au niveau de la baie du Mont-Saint-Michel (Pascal <i>et al.</i>, 2003). La baie du Mont St Michel représente donc à ce jour le seul site fréquenté par les deux formes où la reproduction en sympatrie a été prouvée en 1997 (Eybert <i>et al.</i>, 1999). Aujourd'hui, les deux morphotypes continueraient à être dans une phase d'expansion, au moins sur une partie du territoire (Anonyme 2, à paraître ; Constant & Eybert <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; com. pers. Nicolau-Guillaumet, 2012). En 2003, Pascal <i>et al.</i> indiquent une expression récente d'une certaine plasticité comportementale ou d'évolutions d'ordre physiologique, les réponses de l'espèce aux récentes modifications anthropiques de ses milieux d'accueil ne pouvant recevoir d'explications nettes dans l'état actuel des connaissances (Eybert <i>et al.</i> <i>in</i> Pascal <i>et al.</i>, 2003). On peut noter cependant que les données de points d'écoute de Vigienature (Suivi temporel des oiseaux communs) montrent une baisse à partir de 2001 et les données sur presque dix ans semblent bien confirmer cette tendance (Jiguet, 2010). La population nicheuse en France comme dans le Monde est classée dans la catégorie « Préoccupation mineure » de la liste rouge élaborée selon les critères UICN (UICN France <i>et al.</i>, 2011) et ne fait pas l'objet de mesures de gestion particulières (Eybert <i>et al.</i> <i>in</i> Pascal <i>et al.</i>, 2003). La Gorgebleue à miroir est pourtant considérée comme vulnérable car elle occupe des zones humides menacées, ses populations sont fragmentées et sa démographie fluctuante (Constant & Eybert, 1995 ; Geslin, 2002).
Phylogénie et phylogéographie D'après : Anonyme 2, à paraître Johnsen <i>et al.</i>, 2011 Johnsen <i>et al.</i>, 2006 Johnsen <i>et al.</i>, 1997 Questiau <i>et al.</i>, 1998 Zink <i>et al.</i>, 2003	Une étude génétique a été menée récemment à partir de l'ADN mitochondrial prélevé sur les deux morphotypes <i>L. s. namnetum</i> et <i>L. s. svecica</i> (Questiau <i>et al.</i>, 1998). L'objectif était de rechercher si les différences morphologiques observées entre les deux sous-espèces (respectivement miroir blanc et miroir roux) avaient un fondement d'ordre génétique (Questiau <i>et al.</i>, 1998). Les résultats ont montré que les deux morphotypes étaient extrêmement proches génétiquement, y compris dans les zones de l'ADN sensées évoluer très rapidement après une séparation entre populations différentes (Questiau <i>et al.</i>, 1998). Les auteurs ont conclu dès lors que l'apparition de ces deux morphotypes ne pouvait être que très récente (Questiau <i>et al.</i>, 1998). Deux populations originelles à miroir blanc auraient sans doute été isolées géographiquement, lorsque simultanément se serait produite l'apparition du miroir roux par mutation (Questiau <i>et al.</i>, 1998). Ce nouveau caractère se serait alors fixé très rapidement dans la population en question sous l'effet d'une sélection sexuelle (Questiau <i>et al.</i>, 1998). L'importance de la couleur chez la Gorgebleue a en effet été démontrée de façon expérimentale (Johnsen, 1997). La couleur des mâles, et donc en particulier celle de leur miroir, joue en effet sur l'attraction des femelles, la capacité d'un mâle à conserver sa partenaire ou à défendre son territoire et la donc au final sur le succès reproducteur du morphotype (Johnsen, 1997). Les résultats de Questiau <i>et al.</i> (1998) mettent en tous cas en lumière le fait que distance morphologique et distance génétique ne sont pas nécessairement corrélées. Une étude plus complète, menée sur 21 sites largement répartis en Eurasie, a confirmé que les différentes sous-espèces reconnues classiquement ne se retrouvaient pas génétiquement mais a montré l'existence de deux groupes qui ont été probablement isolés par une barrière forestière centrale : un au Nord qui s'est étendu vers le Nord et l'Est et un au Sud, plus homogène, qui s'est étendu vers l'Ouest (Zink <i>et al.</i>, 2003).

	D'autres travaux, menés en Norvège, sont plus nuancés sur l'absence de différenciation entre les différents morphotypes : leurs résultats montrent surtout que l'importance de ces différences sont variables selon les morphotypes comparées (Johnsen <i>et al.</i>, 2006). Par ailleurs, Johnsen <i>et al.</i> (2006) émettent l'hypothèse que le fait que les morphotypes sont apparus probablement récemment expliquent que leurs divergences ne sont pas encore fortement perceptibles au niveau génétique (Johnsen <i>et al.</i>, 2006). Actuellement, des recherches sont donc menées pour étudier la divergence entre cellules spermatiques de différentes sous-espèces et tenter d'expliquer les barrières reproductives responsables du taux de spéciation (Johnsen <i>et al.</i>, 2011). En ce qui concerne <i>L. s. cyanecula</i>, cette sous-espèce est beaucoup plus mal connue en France que la sous-espèce <i>namnetum</i> (Anonyme 2, à paraître). Il serait intéressant par exemple de comprendre pourquoi ce dernier morphotype est localisé dans l'est de la France et absent de grands cours d'eau sauvages comme la Loire et l'Allier. Il est possible que <i>L. s. cyanecula</i> possède en fait des exigences écologiques bien différentes de celles notées chez <i>L. s. namnetum</i> et constitue par conséquent une sous-espèce indicatrice d'un « style » fluvial réellement original (Anonyme 2, à paraître). Il s'agit peut-être d'une question de nature des sédiments trop sableux ou graveleux (dynamique fluviale de la Loire et de l'Allier plus forte que celle du Doubs par exemple : tressage/anastomose vs anastomose/méandrage) alors que la Gorgebleue préfère des sédiments limoneux à limono-vaseux pour se nourrir (com. pers. Roché, 2012).
Populations hivernantes	
Populations en hiver D'après : Anonyme 2, à paraître Dubois <i>et al.</i>, 2008	Le morphotype <i>cyanecula</i> hiverne principalement en Espagne, en Afrique du Nord et surtout dans les grands bassins fluviaux d'Afrique tropicale de l'Ouest (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Néanmoins, l'hivernage de l'espèce est connu en France depuis maintenant au moins une vingtaine d'années, essentiellement sur le pourtour méditerranéen (com. pers. Siblet, 2012). Quelques individus hivernent ainsi de manière plutôt régulière dans les marais littoraux méditerranéens, depuis la Camargue (de l'ordre de 10 observations par an) jusqu'aux Pyrénées orientales (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Trois données existent en Corse et quelques très rares cas ont été signalés sur le littoral atlantique (Charente-Maritime, Loire-Atlantique) (Dubois <i>et al.</i>, 2008) mais il n'est pas certain qu'il s'agisse de cette sous-espèce (com. pers. Nicolau-Guillaumet, 2012). Sa présence reste en tous cas extrêmement rare plus au Nord (Anonyme 2, à paraître). Le morphotype <i>namnetum</i> hiverne dans le sud de la péninsule ibérique et plus particulièrement dans le sud-ouest du Portugal puis jusqu'en Afrique du Nord et rarement en Afrique tropicale de l'Ouest (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Eybert <i>et al.</i>, 1989 in Geslin, 2002). Un seul cas d'hivernage a été signalé en France (Marais de Guérande en 1996) (Dubois <i>et al.</i>, 2008) mais cette donnée n'est pas certaine car l'individu n'a pas été capturé (com. pers. Eybert, 2012).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce D'après : Arizaga <i>et al.</i>, 2006b	Les populations scandinaves parcourent de très grandes distances (de l'ordre de 4 000 km), alors que la population de l'ouest de la France hiverne en général à moins de 1 000 km de son lieu de nidification (com. pers. Nicolau-Guillaumet, 2012) et qu'une partie des oiseaux espagnols est sédentaire (Arizaga <i>et al.</i>, 2006b). Le morphotype <i>cyanecula</i> est notée régulièrement et en nombre en France continentale en migration dès les premiers jours d'août.
Routes migratoires D'après : Arizaga <i>et al.</i>, 2006a	Les contrôles <i>L. s. namnetum</i>, en cours de migration, montrent que la migration s'effectue sur les bords de l'estuaire de la Loire, de la Gironde, et le long de la côte nord de l'Espagne (com. pers. Eybert, 2012). La plus forte proportion de <i>L. s. namnetum</i> est enregistrée sur la côte cantabrique (en moyenne plus de 70 %), suivie par une population déviant vers le Douro (presque 20 %), le bassin de l'Ebre, le centre et le sud est de l'Espagne recueillant moins de 5 %. Par contre <i>L. s. cyanecula</i> migre sur un large front au travers de l'Espagne (Arizaga <i>et al.</i>, 2006a).
Dates d'arrivée et de départ D'après : Anonyme 2, à paraître Beauvallet & Bernard, 2003 Geslin, 2002 Gendre <i>et al.</i>, 2007 Géroutet, 2010 Joveniaux, 1993 Svensson <i>et al.</i>, 1999	Les migrateurs pré-nuptiaux arrivent généralement en mars (Gendre <i>et al.</i>, 2007 ; Svensson <i>et al.</i>, 1999), parfois dès la fin-février (com. pers. Siblet, 2012). La migration printanière semble s'effectuer rapidement (Anonyme 2, à paraître), les mâles les plus précoces semblant précéder les femelles de 12 à 14 jours (Beauvallet & Bernard, 2003 ; Geslin, 2002 ; Joveniaux, 1993). Les Gorgesbleues deviennent très peu visibles dès lors que la période de nidification est terminée et entament leur migration postnuptiale dès août (Géroutet, 2010 ; Joveniaux, 1993 ; Svensson <i>et al.</i>, 1999). Les passages s'intensifient jusqu'en septembre et se terminent à la mi-octobre, rarement plus tard. Des oiseaux tardifs ou non hivernants peuvent être notés en novembre, voire en décembre (Anonyme 2, à paraître). <i>L. s. svecica</i>, la Gorgebleue à miroir roux, traverse régulièrement en très faible nombre la France continentale en migration pré-nuptiale de mars à fin avril et en migration post-nuptiale d'août à octobre (Anonyme 2, à paraître). C'est une espèce rarement identifiée, que cela soit par observation ou par capture en vue de baguage (com. pers. Nicolau-Guillaumet, 2012).
Comportement migratoire D'après : Anonyme 2, à paraître Arizaga <i>et al.</i>, 2011 Burton, 1995 Chenaval <i>et al.</i>, 2011	Les contrôles espagnols montrent une faible déposition en graisse chez les individus ce qui tend à prouver que <i>L. s. namnetum</i> traverse la France et l'Espagne par petites étapes (Arizaga <i>et al.</i>, 2011). Les études sur la Loire montrent une durée de séjour d'une quinzaine de jours voire moins (Chenaval <i>et al.</i>, 2011), comme dans le Pays basque espagnol (Arizaga <i>et al.</i>, 2011). Les Gorgebleues adultes effectuent leur migration plus vite que les jeunes probablement parce qu'ils accumulent plus de réserves énergétiques sur les points de ravitaillement (Burton, 1995 ; com. pers. Nicolau-Guillaumet, 2012). Les migrations s'effectuent de nuit et par étapes avec des vitesses de déplacement de 40 à 100 km par jour (Eybert <i>et al.</i>, 2004 in Anonyme 2, à paraître).

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et occupation de l'espace

Habitat D'après : Berndt & Hölzel, 2012 Dronneau <i>et al.</i> , 1989 Gendre <i>et al.</i> , 2007 Geslin <i>et al.</i> , 2002 Jiguet, 2010 Joveniaux, 1993 Pascal <i>et al.</i> , 2003 Svensson <i>et al.</i> , 1999 Thomas, 2006 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La Gorgebleue occupe des niches écologiques variées d'une région et d'un morphotype à l'autre (Jiguet, 2010). En milieu fluvial, il semblerait qu'une dynamique sédimentaire adéquate, plutôt du type anastomose/méandrage soit nécessaire à la Gorgebleue (com pers. Roché, 2012). Le morphotype <i>cyaneacula</i> habite globalement les milieux humides à marécageux parsemés de buissons bas et entrecoupés de fossés vaseux. On la trouve également en prairies humides côtières, dans les roselières en eaux douces et saumâtres ainsi que sur les rives des eaux calmes bordées de saules et de roseaux (Dronneau <i>et al.</i>, 1989 ; Gendre <i>et al.</i>, 2007 ; Svensson <i>et al.</i>, 1999). Dans l'est de la France, il occupe préférentiellement les jeunes ripisylves et dans le nord-ouest plutôt les roselières souvent littorales (Jiguet, 2010). La Gorgebleue à miroir occupe surtout les marais et les berges de cours d'eau dont la structure végétale est en phase d'évolution rapide. Elle semble donc à même de tirer profit d'un ensemble de travaux dont ces milieux font l'objet comme les aménagements de berges, les coupes de roseaux, la constitution de gravières, etc. Le morphotype <i>namnetum</i> occupe préférentiellement les marais salants voire les plaines agricoles dans l'Ouest (Jiguet, 2010). Sur la façade atlantique, il affectionne les schorres, les prairies humides sous influence marine, les canaux bordés de tamaris et de préférence les digues bordant les bassins salants en cours d'exploitation ou abandonnés (Constant & Eybert <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Gendre <i>et al.</i>, 2007). Une zone importante de reproduction de Gorgebleue dans le Marais poitevin est plutôt littorale, insérée dans un paysage ouvert. On y trouve des zones en eau, le plus souvent peu profondes, bordées d'une plage au sol nu mais proches d'une végétation dense avec le plus souvent un effet "galerie". Autrement dit, la végétation doit paraître dense vue de l'extérieur, mais doit permettre aussi le déplacement aisé, au sol, des oiseaux (Thomas, 2006). Depuis récemment, la Gorgebleue colonise des agro-écosystèmes qu'elle ne fréquentait pas par le passé (Berndt & Hölzel, 2012 ; Eybert <i>et al.</i> <i>in</i> Pascal <i>et al.</i>, 2003).
Taille du domaine vital D'après Geslin, 2002	Le domaine vital d'hivernage est plus petit que le domaine vital de reproduction, respectivement 0,07 ha et 0,47 ha en moyenne (Geslin, 2002). Toutefois, la taille d'un domaine vital varie avec l'accessibilité de la nourriture ((Davies & Houston, 1981 ; Kelsey, 1989) <i>in</i> Geslin, 2002).

Déplacements

Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Anonyme 2, à paraître	La Gorgebleue est un petit passereau solitaire vif et remuant qui passe le plus souvent inaperçu, sauf le mâle qui, en période nuptiale, vocalise avec force et se montre facilement à découvert sur des perchoirs élevés (Anonyme 2, à paraître). La Gorgebleue passe une grande partie de son temps au sol, courant et se faufilant sous la végétation palustre basse. Elle sort brièvement sur les petites plages de vase uniquement pour se nourrir et reste alors toujours prompte à regagner au moindre danger le couvert végétal (Anonyme 2, à paraître).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier)	Aucune information.
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circannuel (cycle annuel) D'après : Géroudet, 2010 Geslin, 2002 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les mâles s'établissent sur un territoire de reproduction vers lequel ils cherchent à attirer une partenaire (Geslin, 2002). La femelle construit seule le nid. Le nid est construit à faible hauteur, voire au sol, souvent sous une souche d'arbre mort, dans les racines d'un buisson ou dans une touffe de graminées ou de roseaux, et souvent près de l'eau. (Bonnet, 1984 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Gendre <i>et al.</i>, 2007 ; Géroudet, 2010 ; Joveniaux, 1993). Deux pontes successives sont généralement observées : l'une lors de la seconde quinzaine d'avril et l'autre dans la seconde quinzaine de mai. Si la femelle dépose une seconde ponte, le mâle s'occupera seul des jeunes issus de la première couvée. Les pontes comptent entre 4 et 6 œufs et l'incubation assumée par la femelle dure entre 12 et 14 jours (Constant & Eybert <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

ÉCHELLE POPULATIONNELLE

Organisation des individus au sein d'une population

Territorialité D'après : Anonyme 2, à paraître Geslin, 2002 Pascal <i>et al.</i> , 2003 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le comportement territorial des Gorgebleues est très marqué d'une manière générale même s'il semble varier avec l'accessibilité de la nourriture (Davies & Houston, 1981, Kelsey, 1989 <i>in</i> Geslin, 2002). Les mâles, dès leur arrivée, défendent avec vigueur un territoire (Anonyme 2, à paraître). Les postes de chant constituent un élément essentiel dans l'installation du territoire du mâle (Constant & Eybert <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les zones d'alimentation sont aussi défendues par certains adultes et plus tardivement par les jeunes (Constant & Eybert <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Geslin, 2002).

	Le morphotype <i>namnetum</i> en particulier, manifesterait un comportement territorial sur le schorre et des comportements agressifs sur les zones trophiques ; ces comportements territoriaux s'observent à la fois chez les mâles et les femelles qu'ils soient subadultes ou adultes (Eybert <i>et al.</i> 1989 <i>in</i> Geslin, 2002). Geslin, dans sa thèse (2002), montre que la compétition territoriale diminue le succès reproducteur et la survie des jeunes individus. En effet, les principaux événements biologiques qui interviennent sur la condition physique des individus (mue, compétition, effort parental, migration) sont très affectés par les manifestations de territorialité particulièrement développées lors de ces périodes cruciales qui entraînent des dépenses énergétiques supplémentaires (Geslin, 2002). Une corrélation a été établie ces 20 dernières années entre l'augmentation des effectifs des populations, l'extension de leurs aires de reproduction et l'accroissement de la production d'œufs (Eybert & Questiau, 1999 <i>in</i> Pascal <i>et al.</i>, 2003).
Densité de population D'après : Géroudet, 2010 Geslin, 2002 Joyeux <i>et al.</i>, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les populations de Gorgebleues semblent être régulées, tant en hivernage qu'en période de reproduction, par des facteurs sociaux qui interagissent avec d'autres facteurs du milieu liés à la disponibilité des ressources (alimentation, site de nidification) (Geslin, 2002). Dans les secteurs les plus colonisés de Grande-Brière, la densité de Gorgebleue a atteint 8 couples pour 10 ha en 1991 (Constant & Eybert <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les secteurs prospectés dans le Marais poitevin occidental ont accueilli au total en 2008 entre 875 et 1187 cantonnements <i>L. s. namnetum</i>. Une densité remarquable a été observée dans l'estuaire du Lay au niveau de la pointe d'Arçay avec 103 cantonnements sur 300 ha (Joyeux <i>et al.</i>, 2010). Mayaud (<i>in</i> Géroudet, 2010) assigne une densité de Gorgesbleues à 1 ou 2 couples par hectare. Les populations de Gorgebleue semblent plus dispersées en milieu fluvial (com pers. Roché, 2012).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le début du mois de juillet voit l'émancipation des jeunes et la dispersion de l'ensemble de la population (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Dubois <i>et al.</i>, 2008). Les poussins restent au nid pendant environ 13 ou 14 jours nourris par les deux parents puis s'émancipent (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Distance de dispersion D'après : Barbet-Massin <i>et al.</i>, 2011	Barbet-Massin <i>et al.</i> (2011), estiment la distance de dispersion natale de la Gorgebleue à 12 km en moyenne.
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance D'après : Geslin, 2002	Les jeunes individus montrent une plus grande mobilité au cours de leur premier hiver, ce qui leur permet de prospecter différents secteurs avant de choisir un emplacement définitif (Baker, 1978 <i>in</i> Geslin, 2002). Cependant, chez les subadultes, le choix définitif de cette zone s'opère en début ou en fin d'hiver selon le sexe. Une forte proportion des jeunes femelles semble choisir leur emplacement définitif en début d'hiver tandis que les mâles le font en fin d'hiver (Eybert <i>et al.</i>, 1989 <i>in</i> Geslin, 2002).
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion des adultes post-reproduction	Aucune information.
Dispersion/émigration	En France, l'accroissement des effectifs de Gorgebleue observé par endroit a pu provoquer en certains cas une saturation progressive des zones favorables qui oblige probablement la grande majorité des mâles de deuxième année à se disperser et de ce fait à étendre l'aire géographique de reproduction (Constant & Eybert, 1994 <i>in</i> Constant & Eybert, 1995).

Fidélité au site D'après : Constant & Eybert, 1995 Geslin, 2002 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les adultes sont significativement plus fidèles à leur zone de fréquentation que les individus subadultes. Le comportement territorial marqué de la Gorgebleue s'accompagne en effet d'une grande fidélité, autant vis-à-vis du site d'hivernage que du site de reproduction (Constant & Eybert, 1995). En ce qui concerne les sites d'hivernage, des travaux conduits au Portugal ont montré que les individus reviennent sur le même site d'une année sur l'autre (Eybert <i>et al.</i>, 1989 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), à 40 m près (Eybert <i>et al.</i>, 1989 in Geslin, 2002).
Fidélité au partenaire	Aucune information.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Dronneau <i>et al.</i>, 1989 Geslin <i>et al.</i>, 2002	La fragmentation et la dégradation des zones humides utilisées par l'espèce comme sites de nidification et d'hivernage sont les principaux facteurs qui menacent la Gorgebleue (Geslin <i>et al.</i>, 2002). Or, en 50 ans, 65 % des zones humides de l'ouest de la France ont été détruites (Fustec & Lefeuvre, 2000 in Geslin <i>et al.</i>, 2002). En milieu fluvial, où les populations dépendent étroitement de l'intensité de la dynamique hydrologique qui rajeunit normalement les milieux, les cours d'eau à fonds mobile voient aujourd'hui presque partout leur énergie diminuer et les successions qui en découlent évoluent vers la forêt dense non favorable à la Gorgebleue (com. pers. Roché, 2012). Par exemple, les modifications profondes qu'a connu le couloir rhénan depuis la seconde moitié du XIX^{ème}, ont entraîné la disparition progressive des zones humides et des ripisylves qui constituent en Alsace les biotopes de prédilection de la Gorgebleue (Dronneau <i>et al.</i>, 1989). La rectification de certaines parties du Haut-Rhône ont aussi fait disparaître des milieux favorables sur les rives.
Importance de la structure paysagère D'après : Berndt & Hölzel, 2012 De Cornulier <i>et al.</i>, 1997 Eybert, 2008 Geslin, 2002 Geslin <i>et al.</i>, 2002	La Gorgebleue est particulièrement sensible à la physionomie, la structure et la composition de l'habitat (Geslin, 2002). Elle a besoin d'une hétérogénéité d'habitat pour nicher, se nourrir et échapper aux prédateurs. Son habitat de prédilection est donc constitué d'une végétation dense de 1 à 2 m de haut, entrecoupée de places dégagées libres d'arbres et au sol nu (De Cornulier <i>et al.</i>, 1997 ; com. pers. Roché, 2012). En Pays-de-la-Loire, les exigences de cette espèce en matière d'habitat de reproduction sont multiples : présence de buissons (Soude arbustive, Tamaris...) ou d'herbes hautes (Moutarde, Chardon, Roseau...) utilisés en postes de chant, densité élevée du maillage de digues ou de talus à fort recouvrement herbacé favorisant un meilleur succès reproducteur (Eybert, 2008). L'hétérogénéité spatiale, qui exprime la qualité de l'habitat, a une véritable valeur fonctionnelle pour la Gorgebleue, espèce particulièrement discrète, en fournissant également une grande variété d'abris vis-à-vis des prédateurs. L'augmentation de la taille du territoire peut accroître l'hétérogénéité de l'habitat et améliorer ainsi le succès reproducteur (Geslin, 2002). En effet, Geslin <i>et al.</i> ont observé en 2002 que lorsque l'hétérogénéité de l'habitat n'était pas assez importante le succès de reproduction déclinait significativement. Une population reproductrice de <i>L. s. namnetum</i> a été suivie (marais salants de Guérande, France) et une autre, de la même sous-espèce, a été suivie en hivernage (estuaire du Tage, Portugal). Les résultats ont montré dans les deux cas une sélection de l'habitat occupé très marquée selon sa structure (Geslin, 2002). De Cornulier <i>et al.</i> (1997) se sont intéressés à l'extension plutôt étonnante de la Gorgebleue (sans doute la sous-espèce <i>namnetum</i>) dans des endroits secs et constitués de plaines céréalières de type Colza. Des Gorgebleues ont pu en effet être observées en fortes densités dans les grandes parcelles de Colza systématiquement bordées par des canaux, en Baie de l'Aiguillon. Cet attrait pour ce type de cultures en période de nidification pourrait s'expliquer selon les auteurs par la structure même de la végétation formée par la culture de Colza (De Cornulier <i>et al.</i>, 1997). En effet, au-delà du fait que ces cultures sont riches en insectes recherchés par la Gorgebleue, la structure et la disposition des tiges est proche de celle d'un buisson bas (De Cornulier <i>et al.</i>, 1997). Les cultures de Colza atteignent 100 à 150 cm de hauteur et forment un enchevêtrement serré dans leur moitié supérieure, constituant une voûte dense au-dessus de la moitié inférieure qui, elle, est beaucoup plus aérée. Or, ce type d'espace sous une végétation serrée correspond aux préférences de la Gorgebleue (De Cornulier <i>et al.</i>, 1997) qui se nourrit à même le sol (Géroudet, 1984). Cet attrait pour les cultures de colza vient d'être récemment observé chez la sous-espèce <i>cyaneacula</i> (Berndt & Hölzel, 2012).
Exposition aux collisions D'après : Girard, 2011	Très peu d'éléments ont été trouvés sur l'exposition aux collisions entre Gorgebleue et véhicules, routiers comme ferroviaires. Dans l'étude de Girard (2011) qui a recensé les collisions d'oiseaux sur 50 000 km de routes, 19 000 km de voies rapides et 40 000 km d'autoroutes dans l'ouest de la France entre 1994 et 2009, 1 seul cadavre de <i>Luscinia svecica</i> a été trouvé sur les 7 816 cadavres comptés au total par les auteurs (appartenant à 92 espèces au total) (Girard, 2011).
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	La Gorgebleue est caractéristique des milieux humides en évolution. Par conséquent, pérenniser les populations d'une espèce soumise à une forte instabilité de ses biotopes apparaît de fait difficile. En effet, les sites occupés ne lui sont souvent que provisoirement propices et la croissance de la végétation ne tarde pas à l'en chasser (Beauvallet &

D'après : Beauvallet & Bernard, 2003	Bernard, 2003). Le maintien des populations de Gorge bleue dépend donc surtout des efforts entrepris pour préserver la dynamique fluviale des grandes rivières à lit mobile (« fuseau de mobilité » du cours, reconnexion du lit et de la plaine alluviale...) qui régénère sans cesse les successions végétales temporairement occupées par cette sous-espèce. Les auteurs soulignent en effet l'importance de laisser aux cours d'eau leur caractère « libre », afin de « leur laisser » la possibilité de modifier naturellement leur lit et de créer et recréer ainsi régulièrement des milieux pionniers (Beauvallet & Bernard, 2003).
Franchissement d'ouvrages	Pas d'expérience connue dédiée à cette espèce.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Aucune information propre à la Gorgebleue n'a été trouvée sur ce point. En tant qu'espèce de zones humides et en tant qu'espèce migratrice, la Gorgebleue pourrait être potentiellement exposée aux aléas climatiques (sécheresses en particulier). Toutefois, le fait que les premiers migrateurs arrivent très tôt sur notre territoire ne permet pas de détecter des modifications significatives dans la phénologie migratoire (com. pers. Sibley, 2012). A ce jour, les individus hivernants en France ne semblent pas non plus être plus fréquents (com. pers. Sibley, 2012).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Comme présenté plus haut, le baguage est utilisé pour suivre les déplacements de la Gorgebleue, notamment les mouvements migratoires. L'outil génétique est aussi mobilisé pour cette espèce afin de comprendre l'histoire de sa répartition et de l'émergence des différentes lignées (Questiau <i>et al.</i>, 1998)	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Autres passereaux paludicoles D'après : Anonyme 1, à paraître Anonyme 3, à paraître Anonyme 4, à paraître Crouzier, 2003 Deliry, 2003 Géroutet, 1980 Géroutet, 1984 Iborra, 2003 Iborra & Olioso, 2003 Svensson, 1999 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La Gorgebleue est une espèce "parapluie" de la communauté d'oiseaux des marais salants. Elle peut être rapprochée d'autres passereaux spécialistes des milieux humides. La Locustelle lusciniôide (<i>Locustella luscinioides</i> (Savi, 1824)) ne vit que dans les marais, les roselières, les jonchaies et les étangs littoraux (Deliry, 2003 ; Géroutet, 1984). En France, l'espèce colonise les grandes roselières à roseau commun (<i>Phragmites australis</i>) et s'installe également dans les formations à grandes laïches comme <i>Cladium mariscus</i> et les zones à massettes (<i>Typha latifolia</i>) (Anonyme 3, à paraître). C'est un nicheur et un migrateur peu commun (Gendre <i>et al.</i>, 2007). Elle est présente du nord d'une ligne partant des Pyrénées Atlantiques et rejoignant la Savoie via le Périgord, avec des populations isolées en Languedoc. Ses populations doivent atteindre quelques milliers d'individus. Mildenberger (<i>in</i> Géroutet, 1984) indique des territoires de 15 à 75 ares. Son nid est situé à faible hauteur dans la végétation (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Visiteuse également d'été (avril-septembre), elle est, contrairement à la Gorgebleue, présente uniquement dans les régions tempérées d'Europe (Svensson, 1999). La monogamie est la règle chez cette espèce, mais de rares cas de bigamie ont été observés (Anonyme 3, à paraître). La première ponte à lieu entre mai et juin. La femelle couve entre 12 et 14 jours les œufs, les jeunes restent entre 12 et 14 jours au nid et sont nourris par les deux parents. Les jeunes se dispersent ensuite aux alentours. Le père se charge de les nourrir tandis que la mère se prépare à nouveau à pondre (Géroutet, 1984). Beaucoup de Locustelles migrent avant la mi-août mais quelques unes demeurent dans le marais parfois jusqu'à octobre (Géroutet, 1984). Le Phragmite des joncs (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i> (Linnaeus, 1758)) est un visiteur d'été précoce pour une fauvette paludicole, il arrive en avril pour repartir en septembre (Svensson, 1999 ; Crouzier, 2003). Le Phragmite des joncs niche du nord des cotes norvégiennes à la Turquie. L'espèce est adaptée aux climats froids et humides, ce qui lui permet de nicher dans les régions nordiques exposées parfois à des conditions météorologiques difficiles au printemps (Anonyme 4, à paraître). En France il n'est régulièrement rencontré qu'au nord d'une ligne reliant Bordeaux à Strasbourg et ponctuellement dans le centre et l'est du pays. L'espèce niche quasi exclusivement en plaine à la faveur des zones humides calmes, pourvues d'une végétation dense : phragmitaies, grands joncs, saulaies, buissons marécageux, fossés et canaux (Svensson, 1999 ; Crouzier, 2003). Dès la mi-avril les mâles se cantonnent. Les œufs sont couvés par la femelle durant 12 à 14 jours. Les petits sont nourris par les parents et quittent le nid vers 10-16 jours (Géroutet, 1984). Les populations françaises hivernent en Afrique de l'Ouest, dans le delta intérieur du Niger et la région guinéenne (Anonyme 4, à paraître). Cette espèce tout comme la Gorgebleue voit sa préservation subordonnée à celle des milieux humides notamment paludicoles (Crouzier, 2003). En France, les effectifs du Phragmite des joncs semblent globalement en diminution depuis les années 1970 et la zone de reproduction s'est probablement réduite de 20 à 50 % en un quart de siècle (Anonyme 4, à paraître). L'effectif nicheur serait compris entre 10 000 et 100 000 couples (Anonyme 4, à paraître). Le Bruant des roseaux (<i>Emberiza schoeniclus</i> (Linnaeus, 1758)) se reproduit en France essentiellement au nord d'une ligne Biarritz-Grenoble. A l'origine les lieux marécageux sont l'habitat exclusif du Bruant des roseaux (Iborra & Olioso, 2003). Il affectionne particulièrement les marais, les roselières et jonchaies hautes, les lacs et les étangs mais aussi les dépressions palustres, les tourbières et les landes humides (Iborra & Olioso, 2003 ; Svensson, 1999). Depuis 1930, comme pour la Gorgebleue, une tendance à l'occupation de milieux plus secs est observée. Comme la Gorgebleue mais de façon plus prononcée, les populations de Bruant des roseaux sont connues pour leurs fluctuations de densité (Iborra & Olioso, 2003). Élaboré au sol ou sur une branche basse le nid accueille une, voire deux nichés dans l'année : la première vers le mois de mai et la seconde jusqu'à fin juin. La femelle couve pendant

	12 à 14 jours, les petits restent ensuite 10 à 13 jours au nid, puis se dispersent en sautant chacun trouvant une cachette ou il recevra la becquée (Géroutet, 1980). Les Bruants des roseaux migrent sur un large front, très peu dépendants de la topographie des zones parcourues et des courants aériens et franchissent les étendues maritimes (Anonyme 1, à paraître). La migration postnuptiale intervient après une dispersion non directionnelle des jeunes oiseaux qui ont acquis leur indépendance (Anonyme 1, à paraître). Certains oiseaux venant du nord terminent leur migration en Péninsule Ibérique et en France (Anonyme 1, à paraître). Durant leur hivernage les oiseaux se rassemblent pour dormir dans des roselières et forment d'importants dortoirs (jusqu'à 10 000 individus signalés) (Gendre <i>et al.</i>, 2007). Dans la journée les individus se dispersent pour s'alimenter. La plus grande distance connue d'un dortoir à un site d'alimentation est de 3500 m (Iborra & Olioso, 2003). La Bouscarle de Cetti (<i>Cettia cetti</i> (Temminck, 1820)), passereau paludicole globalement sédentaire (migratrice à l'Est) occupe les végétations touffues et assez hautes, généralement près de l'eau (roseaux, saules, buissons..) (Svensson, 1999 ; Iborra, 2003). Dès le mois de février, le mâle occupe fermement son canton et parcourt son territoire de long en large. La femelle construit le nid début avril souvent à faible hauteur (Géroutet, 1984). Elle couve environ 13 jours puis nourrit seule les petits qui quittent le nid à l'âge de deux semaines. Une quinzaine de jours plus tard la femelle délaisse les jeunes qui se dispersent et prépare sa seconde couvée qui se dispersera 5 semaines après l'éclosion (Géroutet, 1984). Les populations françaises sont comprises entre 10 000 et 100 000 couples mais elles subissent d'importantes variations (supérieures à 20 %) en fonction des aléas climatique. En effet, cette espèce est très sensible aux rigueurs hivernales qui affectent ses populations (Iborra, 2003 ; Géroutet, 1984). Globalement l'espèce semble cependant poursuivre une progression vers le nord. Le maintien de la végétation palustre est, comme pour la Gorgebleue, la mesure la plus appropriée pour garantir la présence régulière de la Bouscarle (Iborra, 2003).
Autres espèces D'après : Anonyme 2, à paraître De Cornulier <i>et al.</i>, 1997 Geslin <i>et al.</i>, 2002	La Gorgebleue est une espèce parapluie pour les communautés des milieux humides (Geslin <i>et al.</i>, 2002). Elle est considérée de telle façon par exemple dans les marais salants de Guérande, ce qui signifie que les mesures de gestion assurant sa pérennité seraient susceptibles de garantir celle du fonctionnement de l'écosystème dans son intégralité (Geslin <i>et al.</i>, 2002). Sa protection vise donc autant les communautés d'oiseaux paludicoles qui partagent les mêmes milieux que d'autres espèces, notamment d'invertébrés qui constituent ses proies : larves et imago d'insectes (Diptères, Coléoptères, Orthoptères et Lépidoptères), mollusques et araignées en période nuptiale ; petits crustacés, vers marins, arthropodes terrestres voire graines et fruits en période inter-nuptiale (Anonyme 2, à paraître). La Gorgebleue peut se nourrir également d'Odonates et de têtards d'amphibiens (Mayaud, 1938 in De Cornulier <i>et al.</i>, 1997).

> Rédacteur :

Géraldine Rogeon, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Romain Sordello, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Marie-Christine EYBERT, Chargée de recherche au CNRS
Pierre NICOLAU-GUILLAUMET, Muséum national d'Histoire naturelle
Jean ROCHÉ, Ornithologue. Travail réalisé pour la SEOF dans le cadre du rapportage Directive Oiseaux. Rédacteur pour la Gorgebleue.
Jean-Philippe SIBLET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ALEXANDRE J.F. & LESAFFRE G. (1988). *Regardez vivre les oiseaux*. Delachaux et Nestlé. Neuchâtel-Paris. 318 pages.

ANONYME 1 (à paraître). Bruant des roseaux (*Emberiza schoeniclus* (Linnaeus, 1758)). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 2 (à paraître). Gorgebleue (*Luscinia svecica* (Linnaeus, 1758)). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 3 (à paraître). Locustelle lusciniolide (*Locustella luscinioides* (Savi, 1824)). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 4 (à paraître). Phragmite des joncs (*Acrocephalus schoenobaenus* (Linnaeus, 1758)). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ARIZAGA J., ALONSO D., CAMPOS F., UNAMUNO J.-M., MONTEAGUDO A., FERNANDEZ G., CARREGAL X.-M. & BARBA E. (2006a). ¿ Muestra el pechiazul *Luscinia svecica* en España una segregación geográfica en el paso postnupcial a nivel de subespecie ? *Ardeola*. Numéro. 53. Volume 2. Pages 285-291.

- ARIZAGA J., FRANCISCO C. & ALONSA D. (2006b). Variations in wing morphology among subspecies might reflect different migration distances in Bluethroat. *Ornis fennica*. Numéro 83. Pages 162-169.
- ARIZAGA J., MENDBURA A., ALONSO D., CUADRADO J.-F., JAUREGI J.-I. & SANCHEZ (2011). A comparison of stopover behaviour of two subspecies of the bluethroat *Luscinia svecica* in northern Iberia during the autumn migration period. *Ardeola*. Volume 58. Numéro 2. Pages 251-265.
- BARBET-MASSIN M., THUILLER W. & JIGUET F. (2011). The fate of European breeding birds under climate, land use and dispersal scenarios. *Global change biology*. Volume 18. Numéro 3. Pages 881 à 890.
- BEAUVALLLET Y. & BERNARD A. (2003). *La Gorgebleue- Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Cora. Lyon. 197 pages.
- BERNDT A.-M. & HOLZEL N. (2012). Energy crops as a new bird habitat: utilization of oilseed rape fields by the rare Bluethroat (*Luscinia svecica*). *Biodiversity conservation*. Numéro 21. Pages 527-541.
- BURTON R. (1995). *La migration des oiseaux*. Arthaud. Hong-Kong. 160 pages.
- CHENAVAL N., LORRILIERE R., DUGUE H. & DOXA A. (2011). Phénologie et durée de halte migratoire de quatre passereaux paludicoles en migration post-nuptiale en estuaire de la Loire. *Alauda*. Numéro 79. Numéro 2. Pages 149-156.
- CONSTANT P. & EYBERT M.-C. (1995). Données sur la reproduction et l'hivernage de la Gorgebleue *Luscinia svecica namnetum*. *Alauda* Numéro 63. Pages 29-36.
- CROUZIER P. (2003). *Le Phragmite des joncs- Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Cora. Lyon. 197 pages.
- DE CORNULIER T., BERNARD R., PINAUD D., ARROYO B. & BRETAGNOLLE V. (1997). Extension géographique et écologie de la Gorgebleue à miroir *Luscinia svecica* dans le centre-ouest de la France. *Alauda*. Numéro 65. Pages 1-16.
- DELIRY C. (2003). *La Locustelle luscinoïde -Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Cora. Lyon. 197 pages.
- DRONNEAU C., MULLER Y., ANDRES C., SIGWALT P. & WASSMER B. (1989). Livre rouge des oiseaux nicheurs d'Alsace. *Ciconia*. Numéro 13 spécial. 312 pages.
- DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 559 pages.
- EYBERT M.-C. (2008). *La Gorgebleue à miroir de Nantes*. In: MARCHADOUR B. & SÉCHET E. (coord.), 2008. *Avifaune prioritaire en Pays-de-la-Loire*. Coordination régionale LPO Pays de la Loire. Conseil régional des Pays de la Loire. 221 pages.
- EYBERT M.-C., GESLIN T., QUESTIAU S. & BEAUFILS M. (1999). La Baie du Mont Saint Michel : nouveau site de reproduction pour deux morphotypes de Gorgebleue à miroir blanc, *Luscinia svecica namnetum* et *Luscinia svecica cyanecula*. *Alauda*. Volume 67. Numéro 2. Pages 81-88.
- GENDRE N., REILLE A. & MEUNIER F. (2007). *Oiseaux des réserves naturelles de France*. Éditions Delachaux et Niestlé. Luçon. 223 pages.
- GÉROUDET P. (2010). *Les passereaux d'Europe*. Tome 1 – Des Coucous aux Merles. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 405 pages.
- GÉROUDET P. (1984). *Les passereaux 2 : des mésanges aux fauvettes*. Éditions Delachaux et Niestlé. Yverdon-les-bains. 313 pages.
- GÉROUDET P. (1980). *Les passereaux 3 : des pouillots aux moineaux*. Éditions Delachaux et Niestlé. Yverdon-les-bains. 275 pages.
- GESLIN T. (2002). *Territorialité en périodes de reproduction et d'hivernage chez la Gorgebleue à miroir (Luscinia svecica): aspect écologique, démographique et physiologique*. Thèse d'université. Université Rennes 1. 125 pages.
- GESLIN T., LEFEUVRE J.-C., LE PAJOLEC Y., QUESTIAU S. & EYBERT M.-C. (2002). Salt exploitation and landscape structure in a breeding population of the threatened bluethroat (*Luscinia svecica*) in salt-pans in western France. *Biological Conservation*. Volume 107. Pages 283-289.
- GIRARD O. (2011). La mortalité aviaire due à la circulation routière en France (première partie). *Alauda*. Volume 80. Numéro 1. Pages 249-257.
- IBORRA O. (2003). *La Bouscarle de Cetti- Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Cora. Lyon. 197 pages.
- IBORRA O. & OLIOSSO G. (2003). *Le bruant des roseaux- Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Cora. Lyon. 197 pages.
- JIGUET F. (2010). *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. Disponible sur : <http://www2.mnhn.fr/vigie-nature>. (Consulté en avril 2012)
- JOHNSEN A., ANDERSSON S., FERNANDEZ J.-G., KEMPENAERS B., PAVEL V., QUESTIAU S., RAESS M., RINDAL E. & LIFJELD J.-T. (2006). Molecular and phenotypic divergence in the bluethroat (*Luscinia svecica*) subspecies complex. *Molecular ecology*. Numéro 15. Pages 4033-4047.
- JOHNSEN A., HOGNER S., LASKEMOENT., PAVEL V., CHUTNY B., FERNÁNDEZ J.-G., SUÁREZ S.-S., EYBERT M.-C. & LIFJELD J.T. (2011). *Rapid sperm evolution in the bluethroat subspecies complex*. Tubingen (Germany), 20-25 August 2011, 13th Colloque international European Society Evolutionary Biology (ESEB).
- JOHNSEN A., LIFJELD J.-T. & ROHDE P.-A. (1997). Coloured leg bands affect male mate-guarding behaviour in the bluethroat. *Animal behavior*. Numéro 54. Pages 121-130.

JOVENIAUX A. (1993). *Atlas des oiseaux nicheurs du Jura, département français du Jura*. Groupe ornithologique du Jura. Lons le Saunier. 430 pages.

JOYEUX E., CORRE F., MARQUIS J., MERCIER F., SUDRAUD J., THOMAS A., MEUNIER F., YESOU P. & TEXIER A. (2010). La Gorgebleue à miroir blanc *Luscinia svecica namnetum* en marais poitevin. État des populations et habitats utilisés = Breeding of Bluethroat *Luscinia svecica namnetum* in the Marais. *Alauda*. Volume 78. Pages 197-205.

MICHELAT D. (coordinateur) (2003). *Les oiseaux de la montagne jurassienne*. Éditions Néo. Besançon. 367 pages.

PASCAL M., LORVELEC O., VIGNE J.D., KEITH P. & CLERGEAU P. (coordonnateurs) (2003). *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions*. Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages. 10 juillet 2003. 381 pages.

QUESTIAU S., EYBERT M.-C., GAGINSKAYA A.-R., GIELLY L. & TABERLET P. (1998). Recent divergence between two morphologically differentiated subspecies of bluethroat (Aves: Muscicapidae: *Luscinia svecica*) inferred from mitochondrial DNA sequence variation. *Molecular ecology*. Numéro 7. Pages 239-245.

SVENSSON L., MULLARNEY K., ZETTERSTRÖM D. & GRANT P.-J. (1999). *Le guide ornitho*. Éditions Delachaux et Niestlé. Paris. 399 pages.

THOMAS A. (2006). Milieux de nidification de la Gorgebleue à miroir *Luscinia svecica* dans le Marais poitevin Bilan d'observations réalisées entre 1992 et 2003. *La Gorgebleue*. Numéro 21-22. Pages 35-40.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France. 28 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris. 775 pages.

ZINK R.-M., DROVETSKI S.-V., QUESTIAU S., FADDEV I., NESTEROV E.-V., WESTBERG M.-C. & ROHWER S. (2003). Recent evolutionary history of the bluethroat (*Luscinia svecica*) across Eurasia. *Molecular ecology*. Numéro 12. Pages 3069-3075.

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

ALLANO L., BONNET P., CONSTANT P. & EYBERT M.-C. (1994).; Structure de l'habitat et densité de population chez la Gorgebleue à miroir, *Luscinia svecica namnetum* Mayaud *Revue d'écologie*. Volume 49. Numéro 1. Pages 21-33.

DUCHATEAU S. (2001). Hivernage de la Gorgebleue à miroir (*Luscinia svecica*) et du Torcol fourmilier (*Jynx torquilla*) dans les Pyrénées-Atlantiques. *Le Courbageot*. Numéro 17. Pages 34-35.

EYBERT M.-C., BONNET P., GESLIN T. & QUESTIAU S. (2004). *La Gorgebleue*. Éditions Belin. 71 pages.

JARVINEN A. & PRYL M. (1980). Nesting habits of the Bluethroat *Luscinia svecica* at Kilpisjärvi. *Lapland kilpisjärvi notes*. Numéro 4. Pages 1-7.

OLIOSO G. (1993). Stationnement, fidélité au site et hivernage chez la Gorgebleue à miroir blanc, *Luscinia svecica cyanecula* en Camargue à l'automne. *Faune de Provence*. Numéro 14. Pages 55-58.

OPDAM P., FOPPEN R., REIJNEN R. & SCHOTMAN A. (1995). The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *The international journal of avian science*. Volume 137. Issue Supplement 1. Pages 139-146.

QUESTIAU S. (1998). Évolution intraspécifique et système de reproduction de la Gorgebleue à miroir *Luscinia svecica* = Intraspecific evolution and mating system in the Bluethroat *Luscinia svecica*). Thèse universitaire de doctorat. Taberlet Pierre, Eybert Marie-Christine (Co-Directeurs de thèse). Université de Grenoble 1. Saint-Martin-d'Hères, France. 98 pages.

RIGAUD T. & GRANGER M. (1999). *Livre rouge des oiseaux nicheurs du Poitou-Charentes*. LPO Vienne & Poitou-Charentes Nature. Poitiers. 238 pages.

> Pour citer ce document :

ROGEON G. & SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Gorgebleue à miroir (*Luscinia svecica* (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 10 pages.



Photo Archeo

Le grand rhinolophe

Rhinolophus ferrumequinum



Le Grand rhinolophe

Rhinolophus ferrumequinum (Schreber, 1774)

Mammifères, Chiroptères, Rhinolophidés



Photo : Romain Sordello

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Grand rhinolophe, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Grand rhinolophe appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :

Arthur & Lemaire, 2009a
Arthur & Lemaire, 2009b
Aulagnier *et al.*, 2010
CSRPN Auvergne, 2010
DREAL PDL, 2010
GMB, 2010
Godineau & Pain, 2007

L'aire de répartition du Grand rhinolophe est la plus grande de tous les Rhinolophidés européens et couvre tout le sud du Paléarctique jusqu'en Afghanistan et au Japon (Aulagnier *et al.*, 2010). L'espèce est présente jusqu'à 53° Nord en Grande Bretagne au sud de la Hollande puis s'étale sur la majeure partie du bassin méditerranéen, îles comprises (Arthur & Lemaire, 2009a). A l'Est, le Grand rhinolophe s'étend via la Turquie, puis l'Iran jusqu'à sud de l'Himalaya (Arthur & Lemaire, 2009a). La population présente de la Corée à la Chine est désormais considérée comme une espèce distincte (Arthur & Lemaire, 2009a).
Les populations européennes actuellement les plus abondantes se trouvent sur le pourtour méditerranéen, les Balkans et la Turquie (Arthur & Lemaire, 2009a). En Grande-Bretagne des populations importantes de 4000 à 5000 individus subsistent encore également (Arthur & Lemaire, 2009b).
En France, la population est estimée à 40 000 individus avec des noyaux bien vivaces dans l'Ouest du pays en Bretagne, dans la Vallée de la Loire et dans le Sud (Arthur & Lemaire, 2009a ; Godineau & Pain, 2007). Par exemple, les effectifs régionaux de Pays-de-la-Loire et de Bretagne représentent respectivement 12 % (DREAL PDL, 2010) et 11,4 % (GMB, 2010) des effectifs nationaux en hiver. En Auvergne aussi les effectifs hivernants sont importants (CSRPN Auvergne, 2010). La Bretagne abrite 19 % de la population nationale en reproduction (GMB, 2010).

Évolution récente

D'après :

Arthur & Lemaire, 2009a
Aulagnier *et al.*, 2010
Godineau & Pain, 2007

Initialement méditerranéen, le Grand rhinolophe a étendu au cours des siècles son aire de distribution vers le Nord en profitant de certains aménagements humains pour ses gîtes (Arthur & Lemaire, 2009a).
Puis, partout, même là où il reste encore bien présent, les effectifs du Grand rhinolophe se sont effondrés ces cinquante dernières années (Aulagnier *et al.*, 2010). L'aire de répartition et les effectifs de cette espèce se sont en effet dramatiquement réduits au cours du XX^{ème} siècle, surtout au Nord, mais aussi dans le Centre de la France (Arthur & Lemaire, 2009a ; Godineau & Pain, 2007). En Grande-Bretagne, l'espèce se maintient au Pays de Galles mais les populations ont chuté de 300 000 à 5 000 individus (Arthur & Lemaire, 2009a). La régression a été forte jusqu'aux années 1980 puis s'est globalement figée, avec des populations qui tendent parfois à remonter localement (Arthur & Lemaire, 2009a).
La situation reste cependant préoccupante au Nord de l'aire (Arthur & Lemaire, 2009a). Le Grand rhinolophe est par exemple aujourd'hui considéré comme presque éteint dans une grande partie de la Belgique (moins de 200 individus restant dans le pays (Arthur & Lemaire, 2009a ; com. pers. Julien, 2012)), du Luxembourg (moins de 300 individus restant dans le pays (Arthur & Lemaire, 2009a)), du Nord de la France et de l'Allemagne septentrionale (où deux isolats se maintiennent en Bavière et en Sarre (Arthur & Lemaire, 2009a)) (Aulagnier *et al.*, 2010).

Phylogénie et phylogéographie

D'après :

Rossiter *et al.*, 2007

Des analyses génétiques effectuées sur 56 populations réparties entre la Grande-Bretagne et le Japon, ont permis de mettre en évidence les distances génétiques entre ces groupes au sein de l'aire de répartition mondiale du Grand rhinolophe et de comprendre l'histoire de l'évolution de l'espèce (Rossiter *et al.*, 2007). Les résultats montrent que les populations européennes sont anciennement originaires de l'ouest de l'Asie et par ailleurs mettent en évidence une expansion plus récente de l'aire de répartition de l'espèce à partir du dernier maximum glaciaire (- 20 000 ans) (Rossiter *et al.*, 2007). En effet, les auteurs constatent un déclin de richesse allélique depuis l'ouest de l'Asie jusqu'à la Grande-Bretagne ce qui sous-entend une colonisation de l'espèce à travers l'Europe qui a suivi une direction Nord-Ouest (Rossiter *et al.*, 2007). Les auteurs constatent également qu'il existe de fortes discontinuités génétiques à l'intérieur même de l'Europe ainsi qu'entre les Balkans et l'ouest asiatique (Syrie/Russie), ce qui sous-entend que cette expansion se serait faite à partir de multiples zones refuges et souligne également un manque de flux génétique récent depuis l'Asie mineure (Rossiter *et al.*, 2007). En définitive, les populations actuellement présentes dans le centre de l'Europe semblent issues des Balkans et celles de l'ouest de l'Europe semblent issues d'Italie et de la Péninsule Ibérique (Rossiter *et al.*, 2007). Par ailleurs, une différenciation génétique forte (et même plus forte qu'entre populations continentales pouvant être éloignées de plus de 4000 km) est constatée entre populations continentales et populations insulaires : France/Grande-Bretagne et Chine/Japon (Rossiter *et al.*, 2007). Pour les auteurs, cette situation île/continent permet d'illustrer le degré de différenciation génétique que pourrait entraîner une fragmentation nette entre populations continentales et souligne donc la nécessité de maintenir des flux génétiques entre populations de Grands rhinolophes (Rossiter *et al.*, 2007).

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce

D'après :

Arthur & Lemaire, 2009a
Arthur & Lemaire, 2009b
Aulagnier *et al.*, 2010

Le Grand rhinolophe est une espèce sédentaire (Arthur & Lemaire, 2009a ; Aulagnier *et al.*, 2010) qui n'accomplit pas de réelle migration entre hibernation et estivage (Arthur & Lemaire, 2009b) même si des déplacements de 100-200 km peuvent être observés (com. pers. Quekenborn, 2012).

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et occupation de l'espace

Habitat

D'après :

Arthur & Lemaire, 2009a
Aulagnier *et al.*, 2010

Les gîtes hivernaux se trouvent dans des grottes et autres sites souterrains frais comme les mines, les caves et les tunnels (Aulagnier *et al.*, 2010), les carrières, les parties souterraines des barrages (Arthur & Lemaire, 2009a). L'espèce occupe les cavités de toutes dimensions mais préfère souvent les vastes sites (Arthur & Lemaire, 2009a).

Les gîtes de mise-bas se trouvent sous les toits de grands bâtiments agricoles au nord de son aire de répartition et

Billington & Rawlinson, 2006 Godineau & Pain, 2007 Sierro <i>et al.</i>, 2009 Patriarca & Debernardi, 2010	dans des sites souterrains au sud de son aire (Arthur & Lemaire, 2009a ; Aulagnier <i>et al.</i>, 2010). Néanmoins, cette information doit être nuancée car en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA), peu de gîtes souterrains sont connus pour la mise-bas (deux au maximum) : en zone de montagne, ce sont surtout des bâtis qui sont utilisés (combles d'église) ou des ponts ayant de vastes espaces et en Camargue, les gîtes de mise-bas sont surtout connus dans le bâti agricole et les bunkers (com. pers. Quekenborn, 2012). En Corse, deux grottes de mise-bas sont connues (com. pers. Quekenborn, 2012). Les gîtes estivaux permanents doivent offrir un abri contre les précipitations et une température qui ne soit pas froide (Arthur & Lemaire, 2009a). Les ouvertures d'accès sont souvent larges afin de faciliter les entrées et sorties en vol des individus (Arthur & Lemaire, 2009a). Un large panel de gîtes nocturnes intermédiaires sont également utilisés en période d'estivage tels que des étables, porches, cheminées, bâtiments abandonnés, viaducs ou branches d'arbres (Arthur & Lemaire, 2009a). Pendant la saison active, le Grand rhinolophe apprécie les mosaïque de milieux hétérogènes et gérés extensivement (Arthur & Lemaire, 2009 ; Godineau & Pain, 2007 ; Sierro <i>et al.</i>, 2009) composés de lisières de massifs de feuillus, de ripisylves, de végétation semi-ouverte, de sous-bois dégagés, vergers, parcs, prairies fraîchement fauchées, landes coupées, allées arbustives, jardins (Arthur & Lemaire, 2009a). La proximité de rivière ou d'étendues d'eau bordées de végétation est favorable à l'espèce (Arthur & Lemaire, 2009a). Les milieux de chasse du Grand rhinolophe sont par prédilection les pâtures entourées de haies hautes et denses du bocage (Arthur & Lemaire, 2009a ; Billington & Rawlinson, 2006). Le Grand rhinolophe se nourrit sur les bousiers liés au pâturage et utilisent également les haies et les arbre/arbustes pour pratiquer la chasse à l'affût ; d'où sa prédilection pour ce type de milieu (com. pers. Quekenborn, 2012). Ainsi, les prairies pâturées avec haies, ripisylves, et boisements sont très recherchées par le Grand rhinolophe en Camargue (com. pers. Quekenborn, 2012). Les forêts feuillues sont également utilisées (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Billington & Rawlinson, 2006 ; Sierro <i>et al.</i>, 2009) comme en Roya (PACA) (com. pers. Quekenborn, 2012). Enfin, l'espèce ne fréquente pas les monocultures céréalières, les zones urbaines et évite généralement les forêts de résineux (Arthur & Lemaire, 2009a ; com. pers. Julien, 2012) mais ces préférences peuvent varier au cours du cycle annuel (cf. plus loin). Le Grand rhinolophe, comme les autres chauves-souris du genre <i>Rhinolophus</i>, possède une biologie et une morphologie adaptées à un environnement obscur (Norberg & Rayner, 1987 <i>in</i> Stone <i>et al.</i>, à paraître). Par exemple, la vision du Grand rhinolophe est adaptée à une lumière ambiante très faible en raison d'un grand nombre de cônes ((Kim <i>et al.</i>, 2008 ; Muller <i>et al.</i>, 2009) <i>in</i> Patriarca & Debernardi, 2010) : ceux-ci lui permettent de tirer profit d'une lumière très faible et deviennent rapidement saturés lorsque la lumière augmente (Muller <i>et al.</i>, 2009 <i>in</i> Patriarca & Debernardi, 2010). En conséquence, le Grand rhinolophe est majoritairement lucifuge et son habitat est caractérisé par une absence de lumière artificielle.
Taille du domaine vital D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Bontadina <i>et al.</i>, 2002a	Dans l'étude de Bontadina <i>et al.</i> (2002a) réalisée dans le Monmouthshire (Royaume-Uni), le domaine vital d'un Grand rhinolophe est estimé à 6,7 km² (± 0,34). Un domaine vital n'est pas utilisé sur toute sa surface de la même manière. Bontadina <i>et al.</i> (2002a) trouvent qu'en moyenne, il existe un « noyau » couvrant environ 30 % du domaine vital sur lequel se concentre 74 % de l'activité de chasse. Quand le milieu est riche en proies, de très petites parcelles (0,35 ha) peuvent être exploitées pour la chasse (Arthur & Lemaire, 2009a).
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Arthur & Lemaire, 2009b Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 Billington & Rawlinson, 2006 Jones & Rayner, 1989 Godineau & Pain, 2007	Le Grand rhinolophe vole très bien et est très mobile : il plane, glisse, virevolte, papillonne (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b ; Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Jones & Rayner, 1989). Ses larges ailes lui permettent une très grande manœuvrabilité (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010). Le vol se fait généralement à basse altitude ou près de la végétation (Jones & Rayner, 1989) : Arthur & Lemaire (2009a) mentionnent un vol entre 0,5 et 2 m au-dessus de la végétation. Toutefois, Billington & Rawlinson (2006) indiquent que les animaux peuvent aussi voler à des hauteurs supérieures, de 2 à 5 m au dessus de la végétation Le Grand rhinolophe chasse principalement à l'affût (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b ; Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Billington & Rawlinson, 2006). Plus de la moitié de la nuit est passée perché la tête en bas, suspendu aux branches basses qui dépassent de la végétation, en observant le territoire (Arthur & Lemaire, 2009a ; Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Jones & Rayner, 1989). Les proies qui passent sont alors repérées au sonar puis capturées après une poursuite active en l'air ou au sol (Arthur & Lemaire, 2009a ; Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Jones & Rayner, 1989). La chasse à l'affût est particulièrement pratiquée lors des nuits fraîches ou lorsque les concentrations d'insectes sont faibles (Aulagnier <i>et al.</i>, 2010) ou encore par les femelles en fin de gestation pour économiser de l'énergie (Grémillet, 1999 <i>in</i> Godineau & Pain, 2007). Le Grand rhinolophe pratique également le glanage sur le feuillage (Jones & Rayner, 1989 ; Barataud <i>et al.</i>, 1999 ; Huet, 1999 ; Kervyn, 1999 ; Swift & Racey, 2002) <i>in</i> Godineau & Pain, 2007). Le Grand rhinolophe effectue ses entrées et sorties de gîtes en vol ; pour cette raison il recherche des gîtes possédant des ouvertures larges (Godineau & Pain, 2007). Toutefois, des ouvertures larges sont aussi synonymes d'intrusions possibles de la part de prédateurs (chouettes, ...) ou de concurrents (pigeons, ...) (com. pers. Quekenborn, 2012).

Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Arthur & Lemaire, 2009b Billington & Rawlinson, 2006 Bontadina <i>et al.</i>, 2002a GMB, 2010 Stone <i>et al.</i>, à paraître	Le Grand rhinolophe émerge relativement tardivement quand la lumière du jour est suffisamment faible pour correspondre à son caractère lucifuge. Cette sortie tardive a également probablement pour objectif de diminuer les risques de prédation (Jones & Rydell, 1994 <i>in</i> Stone <i>et al.</i>, à paraître) et de s'adapter en outre au pic d'émergence de ses insectes-proies (Arthur & Lemaire, 2009a). Le Grand rhinolophe se met donc en chasse généralement plus de 10 minutes après le coucher du soleil (com. pers. Julien, 2012). En cas de diète prolongée, les individus peuvent sortir avant le coucher du soleil (Arthur & Lemaire, 2009a). Ensuite, l'espèce est surtout active pendant les deux premières heures de la nuit (Arthur & Lemaire, 2009a) puis avant le retour matinal au gîte environ une demi-heure avant le lever du soleil (Arthur & Lemaire, 2009a). Le retour au gîte s'effectue souvent par petits groupes suivis d'individus isolés rentrant avant l'aurore (Arthur & Lemaire, 2009a). Le déplacement hebdomadaire de la colonie vers les territoires de chasse se fait de manière routinière en longeant les mêmes haies (Arthur & Lemaire, 2009a). Les animaux se suivent sur plusieurs centaines de mètres puis se dispersent (Arthur & Lemaire, 2009a). Dans le nord de l'Europe, l'espèce chasse généralement à une distance de 2,5 km autour du gîte (Arthur & Lemaire, 2009a). D'autres résultats confirment ces distances moyennes autour du gîte : - entre 1 et 4 km avec de rares maximum à 7 km (Bontadina <i>et al.</i>, 2002a), - 1 km dans les Alpes (Lugon, 1996 <i>in</i> Bontadina <i>et al.</i>, 2002a), - entre 2 et 4 km (Jones & Morton, 1992 <i>in</i> Bontadina <i>et al.</i>, 2002a), - entre 1,6 km et 2,8 km (Duvergé, 1996 <i>in</i> Bontadina <i>et al.</i>, 2002a). Une étude télémétrique réalisée en Suisse a montré que les individus s'éloignaient autour du gîte dans un rayon de 5 km maximum mais 90 % des localisations ont été faites à moins de 1,7 km du gîte de mise-bas (<i>in</i> Arthur & Lemaire, 2009b). En Grande-Bretagne, des individus ont déjà été observés à des distances de 12 à 14 km de leur gîte (Billington, 2001 ; Duvergé 1997) <i>in</i> Billington & Rawlinson, 2006). En Camargue, les adultes s'éloignent davantage du gîte avec des distances en moyenne entre 5 km et 9,8 km (maximum observé : 21 km) (com. pers. Quekenborn, 2012). En Bretagne, des déplacements jusqu'à 10 km sont notés (GMB, 2010). Il est fréquent que les individus qui s'éloignent à plus de 4,5 km de leur gîte habituel rejoignent, après une ou deux heures, un gîte temporaire (bâtiment, porche, cavité) et s'y reposent une heure environ avant de repartir en prospection ou de retourner au gîte principal (Arthur & Lemaire, 2009a ; com. pers. Julien, 2012). L'existence de ces gîtes secondaires permet aux individus d'exploiter des biotopes éloignés ou de se rabattre sur des lieux identifiés en cas de dérangement ou destruction du site principal (Arthur & Lemaire, 2009a). Lorsqu'ils se sont trop éloignés de la colonie, certains individus peuvent aller jusqu'à rester dans un gîte secondaire la journée suivante s'ils ne disposent plus assez d'énergie pour retourner au gîte principal (Billington & Rawlinson, 2006). En cas de changement brutal de conditions météorologiques, les gîtes secondaires peuvent également constituer des solutions de replis permettant aux individus de s'abriter (Billington & Rawlinson, 2006). En moyenne un adulte chasse 3 heures par nuit, cette durée variant en fonction du sexe, de l'âge et du climat (Arthur & Lemaire, 2009a). Les mâles exploitent entre deux et onze terrains de chasse au cours d'une nuit, les femelles peuvent en exploiter jusqu'à 25 (Arthur & Lemaire, 2009a). La proximité entre le gîte et plusieurs terrains de chasse présente plusieurs avantages tels que celui de réduire la compétition intra-spécifique (Billington & Rawlinson, 2006). Les déplacements sont donc fréquents entre gîte et terrains de chasse au cours d'une nuit (GMB, 2010). En une nuit, les animaux peuvent parcourir une vingtaine de kilomètres en tout avec des records jusqu'à 51 km (Arthur & Lemaire, 2009a).
Déplacements liés au rythme plurircadien	Certaines populations changent de territoire de chasse chaque nuit (Arthur & Lemaire, 2009a).
Déplacements liés au rythme circannien (cycle annuel) D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Arthur & Lemaire, 2009b Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 Caubère <i>et al.</i>, 1984 Sierro <i>et al.</i>, 2009	Le Grand rhinolophe est une espèce qui hiberne (Arthur & Lemaire, 2009a). C'est une espèce cavernicole qui passe l'hiver en cavité (Arthur & Lemaire, 2009a). L'hibernation commence vers la fin-octobre (Arthur & Lemaire, 2009a). Le gréganisme domine chez cette espèce : plusieurs colonies peuvent être en jonction dans un même grand essaim et parfois l'ensemble de l'effectif régional se regroupe dans un même gîte sur quelques mètres carrés (Arthur & Lemaire, 2009a). Les petits groupes hivernaux sont le plus souvent des groupes formés de mâles matures en essaim plus lâche (Arthur & Lemaire, 2009a). En Grande-Bretagne une différenciation des gîtes en fonction des classes d'âge a été démontrée en gîte d'hiver : certains gîtes sont fréquentés surtout par des individus de l'année et des subadultes des deux sexes alors que d'autres sont essentiellement occupés par des individus plus âgés (Arthur & Lemaire, 2009a). A la mi-avril l'hibernation prend fin, le Grand rhinolophe constituant l'une des dernières espèces à abandonner le gîte d'hibernation (Arthur & Lemaire, 2009a). Pour la mise bas, les femelles ne rejoignent pas toutes directement leur colonie et peuvent s'arrêter dans des gîtes intermédiaires (Arthur & Lemaire, 2009a). La mise-bas a lieu généralement de la mi-juin à la mi-juillet (Arthur & Lemaire, 2009a). Les femelles mettent au monde leur premier petit entre 2-3 et 5 ans (Arthur & Lemaire, 2009a ; Ransome, 1989 <i>in</i> Sierro <i>et al.</i>, 2009). Leur fertilité est documentée jusqu'à l'âge de 29 ans au moins (Ransome, 1989 <i>in</i> Sierro <i>et al.</i>, 2009) ; par contre, les Grands rhinolophes donnent naissance à un unique petit et trois années sur quatre, en moyenne (Schaub <i>et al.</i>, 2007 <i>in</i> Sierro <i>et al.</i>, 2009). En août, les colonies quittent leur gîte estival (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b). Ce départ se fait en général brutalement : toute la colonie disparaît du jour au lendemain et se disperse en groupes vers des sites d'hibernation (Arthur & Lemaire, 2009b). Toutefois, en PACA, la situation est différente, avec d'abord une diminution

	nettement visible des colonies puis une diminution plus progressive (com. pers. Quekenborn, 2012). Moins de 20 à 30 km séparent gîtes estivaux et hivernaux (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b ; Aulagnier <i>et al.</i>, 2010). En Bretagne, des distances supérieures à 30 km sont régulièrement observées (GMB, 2010). Sans que cela ne soit considéré comme de réelle migration, des distances encore plus importantes, de l'ordre de la centaine ou de la pluri-centaine sont connues en PACA (com. pers. Quekenborn, 2012). Les records anecdotiques notés sont de 180 km en Espagne et 324 km en Hongrie et 500 km en France (Arthur & Lemaire, 2009a). Cette distance croirait avec l'âge : la première année les Grands rhinolophes couvrent en moyenne une quinzaine de kilomètres puis étendent leurs prospections jusqu'à se fixer sur un gîte d'hiver auquel ils resteront fidèles, souvent jusqu'à leur mort (Arthur & Lemaire, 2009a). Cette période (septembre) est également la période des accouplements, dite période de « swarming » : des bandes de dizaines d'individus circulent en tout sens dans et autour des cavités souterraines repérées pour l'hibernation (Arthur & Lemaire, 2009b). A Vex en Suisse, la variation saisonnière des terrains de chasse du Grand rhinolophe a été étudiée (Sierro <i>et al.</i>, 2009) : - au printemps (avril-mai), les individus exploitent avant tout les boisements alluviaux et, dans une moindre mesure, les vergers (Sierro <i>et al.</i>, 2009), - en été (juillet-août), ils chassent surtout dans les pinèdes mixtes, ainsi que dans les vergers à haute tige où ils profitent de l'émergence massive des hannetons (Sierro <i>et al.</i>, 2009). Certaines femelles en phase de lactation ont visité quasi exclusivement des vergers en juillet, peut-être pour s'économiser des déplacements durant cette période, synonyme pour elles de fortes dépenses énergétiques (Sierro <i>et al.</i>, 2009), - en septembre-octobre, les Grands rhinolophes ne montrent pas de tendance particulière dans le choix d'un habitat (Sierro <i>et al.</i>, 2009). C'est aussi une période où les chauves-souris doivent accumuler des réserves de graisses pour passer l'hiver (Sierro <i>et al.</i>, 2009). Ainsi, l'espèce chasse plutôt en forêt au printemps puis exploite plutôt les milieux ouverts avec l'avancée de l'été (Arthur & Lemaire, 2009a). Il existe également une variation saisonnière dans les distances parcourues depuis le gîte. En période de gestation, la plupart des individus chasse dans un rayon de 3-4 km autour de la colonie (Grémillet, 1999 <i>in</i> Godineau & Pain, 2007). Ce sont les femelles allaitantes qui parcourent les plus grandes distances car elles ont les plus gros besoins en proies (Arthur & Lemaire, 2009b). Également à cette période, les femelles peuvent revenir une à deux fois par nuit au gîte pour allaiter leurs petits (Arthur & Lemaire, 2009a). Le Grand rhinolophe montre une grande longévité et les animaux de plus de 15 ans peuvent représenter une part importante d'une population (Arthur & Lemaire, 2009a). Un mâle bagué dans la Sarthe a vécu jusqu'à plus de 30 ans (Caubère <i>et al.</i>, 1984).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Aulagnier <i>et al.</i> , 2010	Les femelles se regroupent dans des colonies de mise-bas qui comptent le plus souvent entre 20 et 200 individus, parfois jusqu'à 600 (Arthur & Lemaire, 2009a ; com. pers. Julien, 2012), voire jusqu'à 1000 (Aulagnier <i>et al.</i> , 2010). Les mâles sont presque absents des colonies méditerranéennes de mise-bas alors qu'ils composent un quart des effectifs au Pays de galle (Arthur & Lemaire, 2009a). L'hibernation chez le Grand rhinolophe peut se faire en essaim jusqu'à quelques centaines d'animaux (Aulagnier <i>et al.</i> , 2010 ; com. pers. Julien, 2012) mais ces effectifs étaient surtout atteints avant le déclin de l'espèce (com. pers. Julien, 2012).
Densité de population	Aucune information.
Minimum pour une population viable	
Superficie minimale d'une population	Aucune information.
Effectifs minimum d'une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Au bout de sa troisième semaine, les jeunes Grands rhinolophes essayent leurs ailes ; entre 19 et 30 jours ils maîtrisent le vol et peuvent alors commencer à chasser de manière indépendante tout en restant encore en contact avec la mère jusqu'à l'âge de 6 ou 7 semaines (Arthur & Lemaire, 2009a).

D'après : Arthur & Lemaire, 2009a	
Distance de dispersion D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Arthur & Lemaire, 2009b	Vers 24 jours, les jeunes Grands rhinolophes sortent pour la première fois du gîte de mise-bas (Arthur & Lemaire, 2009b). Ils prospectent au départ à proximité immédiate du gîte, à moins de 100 m puis, vers 29 jours, ils commencent à réellement se disperser sur le territoire des adultes (Arthur & Lemaire, 2009b). A 45 jours, ils s'éloignent jusqu'à 1,5 km et enfin atteignent les déplacements moyens de l'espèce vers le deuxième mois (Arthur & Lemaire, 2009a). En Camargue, les juvéniles s'éloignent en moyenne de 4-5 km autour du gîte de naissance (com. pers. Quekenborn, 2012). Avant leur sevrage (45 jours), les jeunes rentrent au moins une fois par nuit à la colonie, sans doute pour téter (Arthur & Lemaire, 2009b).
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Arthur & Lemaire, 2009a	La mortalité juvénile est généralement peu importante au sein du gîte (moins de 1 %) mais devient forte lors des premières sorties dans les premiers 40 à 45 jours, du fait que les juvéniles augmentent leur zone de chasse et donc les risques d'accidents (Arthur & Lemaire, 2009a). Les juvéniles nés les premiers au printemps ont un taux de survie supérieur à ceux nés tardivement en saison (Arthur & Lemaire, 2009a).
Fidélité au lieu de naissance D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Rossiter <i>et al.</i> , 2002	La philopatrie est particulièrement forte chez les femelles qui sont fidèles à leur lieu de naissance pendant plusieurs années (Rossiter <i>et al.</i> , 2002). Il en résulte donc l'existence de lignées maternelles fortes au sein d'une même colonie (Rossiter <i>et al.</i> , 2002). Une étude génétique a été effectuée en Grande Bretagne sur 15 lignées maternelles composées chacune de 3 à 12 individus sur 10 générations (identifiées grâce aux microsatellites et grâce à des données de baguages sur le long-terme). Les résultats mettent en évidence des taux d'apparentement de 17 à 64 % entre individus d'une même lignée alors que le taux moyen mesuré entre lignées maternelles ou sur l'ensemble des femelles est de 3 % environ (Rossiter <i>et al.</i> , 2002). Les individus d'une même lignée, outre le partage du même gîte, vont également être liés dans leur activité, en fréquentant par exemple les mêmes terrains de chasse sur le territoire de la colonie (Rossiter <i>et al.</i> , 2002). Chez les mâles la philopatrie semble différente. La plupart des mâles immatures feront un seul passage au gîte parental (Arthur & Lemaire, 2009a). D'autres l'adopteront dans un premier temps mais le délaisseront ensuite pour s'installer dans des gîtes périphériques dans un rayon de 10 km (Arthur & Lemaire, 2009a).
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Billington & Rawlinson, 2006	Dans certains cas, lorsqu'une colonie devient trop importante et que le nombre d'individus sature les ressources alimentaires proches, certains sites satellites normalement utilisés ponctuellement et temporairement peuvent être investis comme de nouveaux gîtes principaux (Schofield, 1996 <i>in</i> Billington & Rawlinson, 2006). Certains individus s'y arrêtent et ne retournent plus au gîte principal (Schofield, 1996 <i>in</i> Billington & Rawlinson, 2006). Au bout de quelques années, le site pourra devenir une colonie à part entière (Schofield, 1996 <i>in</i> Billington & Rawlinson, 2006).
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au site D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Arthur & Lemaire, 2009b	Pendant toute la période estivale, les femelles sont très fidèles au gîte de mise-bas et à leur territoire de chasse (Arthur & Lemaire, 2009a). Certains mâles ont tendance à être solitaires ; ils restent alors fidèles à leur gîte et l'utiliseront aussi pour les accouplements (Arthur & Lemaire, 2009a). Les Grands rhinolophes sont aussi d'une extrême fidélité à leur site d'hibernation et, à l'intérieur du gîte d'hibernation, ils occupent les mêmes sites d'accrochages d'une année sur l'autre (Arthur & Lemaire, 2009b).
Fidélité au partenaire	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Arthur & Lemaire, 2009b Billington & Rawlinson, 2006 CSRPN Auvergne, 2010 CSRPN Limousin, 2010 CSRPN Lorraine, 2010 GMB, 2010 Godineau & Pain, 2007 Nowicki <i>et al.</i> , 2009 Prévost, 2004	La littérature mentionne que, jusqu'à un certain degré, la fragmentation des habitats peut être bénéfique aux chiroptères du genre <i>Rhinolophus</i> et donc au Grand Rhinolophe (Billington & Rawlinson, 2006). Effectivement, la fragmentation peut conduire à un certain degré à l'émergence de réseaux linéaires de types haies, ripisylves, lisières forestières assurant ainsi une jonction entre terrains de chasse de type prairiaux et peut, dans ce cas, s'avérer favorable au Grand rhinolophe (Billington & Rawlinson, 2006). Tout réside dans la proportion et surtout dans le type de fragmentation car ce sont en fait les lisières et les linéaires, ainsi que la « mosaïcité » des milieux, qui sont favorables à l'espèce. Certaines sources de fragmentation peuvent donc, à l'inverse, être une menace importante pour le Grand rhinolophe (Billington & Rawlinson, 2006 ; CSRPN Limousin, 2010) lorsqu'elles engendrent des barrières infranchissables de type zones urbaines, zones éclairées ou routes (com. pers. Quekenborn, 2012). D'une manière générale, la transformation des paysages constitue l'une des causes les plus importantes à l'origine de la disparition des chiroptères, à laquelle s'associe l'utilisation des pesticides (Prévost, 2004). Deux transformations, que constituent l'évolution des espaces agricoles et l'urbanisation, affectent directement le Grand rhinolophe (Billington & Rawlinson, 2006 ; Prévost, 2004). Ces deux transformations impactent en effet la physionomie des milieux recherchés par le Grand rhinolophe, qui repose sur un maillage, réseau structuré de

Rossiter <i>et al.</i>, 2001 Rossiter <i>et al.</i>, 2000 Sierra <i>et al.</i>, 2009 Stone <i>et al.</i>, à paraître Wray <i>et al.</i>, 2005	végétation (CSRPN Auvergne, 2010 ; CSRPN Lorraine, 2010 ; GMB, 2010) et sur la présence de prairies pâturées (Prévost, 2004). Ainsi, la suppression des haies rompt les réseaux de circulation utilisés par les individus (Prévost, 2004) et la disparition des fauches échelonnées des prairies, dont par ailleurs la surface diminue progressivement avec l'extension des zones bâties, réduit les zones de chasses (Sierra <i>et al.</i>, 2009). On peut également citer l'impact du « grignotage » des ripisylves et autres cordons de forêts riveraines qui sont très importants pour l'espèce (com. pers. Quekenborn, 2012). Toutes ces transformations agissent également sur les proies du Grand rhinolophe et amplifient donc indirectement sa régression (Prévost, 2004). Par exemple, la suppression du pâturage extensif raréfie les proies du Grand rhinolophe associées aux déjections du bétail (Prévost, 2004). Les prairies de fauche permanentes exploitées de plus en plus intensivement, ou encore la tendance au labour régulier du sol, détruisent les larves hypogées des coléoptères coprophages ou des hannetons phytophages dont se nourrit le Grand rhinolophe (Lugon, 1996 ; Beck <i>et al.</i>, 1997 ; Duvergé, 1997) in Sierra <i>et al.</i>, 2009). La lumière artificielle nocturne est également responsable d'une forme de fragmentation pour le Grand rhinolophe. En tant qu'espèce lucifuge, le Grand rhinolophe fuit les éclairages même faibles, qu'ils soient proches des gîtes ou sur les terrains de chasse (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b). Sur un plan local, l'éclairage des bâtiments entraîne donc une nuisance majeure lorsque le bâtiment héberge une colonie : il tend à retarder l'envol des animaux, réduit leur période de chasse et leur gain énergétique (Downs <i>et al.</i>, 2003 in Godineau & Pain, 2007) et les expose aux prédateurs, (Grémillet, 1999 in Godineau & Pain, 2007). Au-delà du gîte lui-même, l'éclairage participe d'un « mitage » du paysage nocturne et engendre aussi bien une dégradation des milieux qu'un isolement des milieux favorables par formation de barrières répulsives et non franchissables. L'éclairage des infrastructures et la lumière des phares peuvent en effet constituer dans certaines conditions des barrières visuelles pour le Grand rhinolophe ((Bickmore & Wyatt, 2003 ; Highway agency, 1999) in Nowicki <i>et al.</i>, 2009). Les infrastructures linéaires de transport ont également un impact fort sur les chiroptères en termes de fragmentation, au-delà des altérations ou de la destruction de leurs habitats (gîtes, espaces de chasse notamment). En effet, elles réduisent ou limitent l'accès aux habitats restants de part et d'autres par un effet « barrière » du à l'ouverture qu'elle engendre dans le paysage, au bruit et à l'éclairage qui leur sont associés ainsi qu'à la mortalité directe qu'elle engendre par collision avec les véhicules (Godineau & Pain, 2007). Ce fractionnement tend à limiter les flux d'individus et doit donc avoir des conséquences sur le fonctionnement des populations (rencontres, flux génétiques, migrations, ...) (com. pers. Quekenborn, 2012). De la même façon que pour les transformations des pratiques agricoles, les infrastructures de transport impactent également les populations d'insectes dont se nourrit le Grand rhinolophe et entraînent là encore des effets amplifiés (Godineau & Pain, 2007). Chaque année les dizaines de millions de véhicules parcourant l'ensemble des routes françaises détruisent plusieurs milliers de tonnes d'invertébrés, avec un impact non évalué sur leurs populations et celles de leurs prédateurs tels que les chauves-souris ((Chambon, 1993 ; com. pers. Barataud, 2007) in Godineau & Pain, 2007). Wray <i>et al.</i> (2005) ont analysé les impacts de la construction d'une nouvelle route nationale sur une population de Grand rhinolophe en Grande Bretagne. Plusieurs impacts négatifs de la route ont été mis en évidence dont une fragmentation de l'espace due : à l'éclairage de cette voie, à la perte de couvert végétal arboré et d'éléments linéaire du paysage servant de routes de vol ou de supports de chasse (Wray <i>et al.</i>, 2005). Alors que ces causes de fragmentation sont bien identifiées, leurs conséquences sur les populations de chiroptères sont plus méconnues. Chez les chiroptères, si la dynamique d'une population à l'échelle d'une colonie est assez bien connue, il n'en est pas de même pour la dynamique des métapopulations (Godineau & Pain, 2007). Les conséquences démographiques de l'isolement des populations n'ont donc pas encore pu être évaluées chez les chiroptères (Godineau & Pain, 2007). Il convient cependant d'éviter un isolement génétique des populations grâce à une approche de la protection à une échelle globale (Godineau & Pain, 2007). En effet, la réduction de la dispersion, la consanguinité et d'autres phénomènes associés aux populations génétiquement isolées par fragmentation peuvent affecter une population de Grand rhinolophe (Duvergé, 1996 in Billington & Rawlinson, 2006). Par exemple, Rossiter <i>et al.</i> (2001) ont étudié les facteurs influençant le taux de survie des jeunes de Grands rhinolophes sur leurs sept premières années dans une colonie de Grande-Bretagne. Leur étude porte à la fois sur des caractéristiques phénotypiques et génétiques (Rossiter <i>et al.</i>, 2001). Leurs résultats montrent que les individus issus de lignées non consanguines ont un taux de survie juvéniles significativement plus important que les autres pendant leurs deux premiers étés (Rossiter <i>et al.</i>, 2001). Cette survie juvénile plus importante est due à l'interaction de plusieurs gènes et dans le même temps n'est pas corrélée aux différents facteurs phénotypiques testés (poids, sexe, taux de croissance, longueur du 5^{ème} doigt, ...) (Rossiter <i>et al.</i>, 2001). Les auteurs en concluent que le maintien d'un flux génétique entre différentes populations est un facteur essentiel pour assurer la stabilité et la croissance d'une colonie (Rossiter <i>et al.</i>, 2001). Au Royaume-Uni, le déclin prononcé du Grand rhinolophe a amené à des populations aujourd'hui très fragmentées (Rossiter <i>et al.</i>, 2000). Des analyses génétiques ont montré que les colonies entre le Pays de Galles et l'Angleterre sont génétiquement isolées (Rossiter <i>et al.</i>, 2000). Jones (com. pers., date inconnue in Billington & Rawlinson, 2006) a également montré par analyses génétiques qu'une population de Grand rhinolophe située dans le Pembrokeshire (Pays de Galles) était génétiquement déconnectée de populations situées en Angleterre, dans le Somerset (distante de 160 km environ à vol d'oiseau) et le Gloucestershire (distante de 180 km environ à vol d'oiseau).
Importance de la structure paysagère D'après : Arthur & Lemaire, 2009a	Le Grand rhinolophe recherche les milieux mixtes semi-ouverts et surtout bien structurés (Arthur & Lemaire, 2009a ; GMB, 2010 ; Sierra <i>et al.</i>, 2009). Les bocages constituent ainsi son milieu de prédilection, le réseau de haies jouant semble-t-il trois rôles prédominants : - il guide les Grands rhinolophes à travers leur territoire de chasse par nuit noire (Arthur & Lemaire, 2009a ; Billington & Rawlinson, 2006). Le Grand rhinolophe emprunte en effet un même chemin chaque nuit en suivant généralement

Arthur & Lemaire, 2009b Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 Billington & Rawlinson, 2006 GMB, 2010 Godineau & Pain, 2007 Sierro <i>et al.</i>, 2009	une haie ou un alignement d'arbres (ce chemin est nommé couramment « route de vol »). La présence de corridors est donc primordiale autour des colonies ((Barataud <i>et al.</i>, 1999 ; Arthur, 1999 ; Grémillet, 1999) <i>in</i> Godineau & Pain, 2007). En règle générale, les terrains de chasse, le gîte principal et les gîtes satellites sont reliés par des corridors de type haies, ripisylves ou alignements d'arbres (Billington & Rawlinson, 2006). Ces corridors sont particulièrement importants pour les jeunes (com. pers. Quekenborn, 2012), - il permet aux Grands rhinolophes de se percher afin de pratiquer la chasse à l'affût (Arthur & Lemaire, 2009b ; Billington & Rawlinson, 2006). Les alignements d'arbres et les grandes haies qui bordent les pâturés utilisés par des bovins offrent en effet des possibilités importantes de supports pour pratiquer ce type de chasse (Arthur & Lemaire, 2009b). Les bovins broutent les branches les plus basses de ces structures végétales et créent ainsi un espace sous branches hautes auxquelles les Grands rhinolophes se suspendent (Arthur & Lemaire, 2009b). Le même phénomène se produit en lisière forestière en présence de cervidés (Arthur & Lemaire, 2009b), - il permet aux Grands rhinolophes de se cacher et d'être par conséquent moins exposés à la prédation, par exemple par les rapaces diurnes qui peuvent encore être actifs au crépuscule (Arthur & Lemaire, 2009b). Le fait est que le Grand rhinolophe est capable sur un plan physique de traverser plusieurs centaines de mètres sans végétation en milieu ouvert (Godineau & Pain, 2007), il volera alors au raz du sol et très rapidement (Arthur & Lemaire, 2009a), mais il préfère rester à l'abri de la végétation (Godineau & Pain, 2007). La traversée de milieux ouverts se fera donc essentiellement si aucune autre route de vol n'est possible (Jones <i>et al.</i>, 1995 <i>in</i> Billington & Rawlinson, 2006). Pour les juvéniles encore malhabiles, cette végétation est essentiellement en sortie du gîte de mise-bas (Arthur & Lemaire, 2009b) ; elle leur offre une protection contre les prédateurs, un abri contre les intempéries et un réservoir de nourriture (com. pers. Quekenborn, 2012). Ainsi, en Camargue, les juvéniles chassent essentiellement au sein de la ripisylve et très peu en milieu ouvert (com. pers. Quekenborn, 2012). Ces fonctions de la végétation sont également essentielles pour les individus en transit (com. pers. Quekenborn, 2012). La végétation joue donc un rôle prédominant dans le déplacement de l'espèce mais détermine aussi son cycle journalier. Par exemple, plus la végétation sera dense autour du gîte plus les Grands rhinolophes sortiront tôt dans la soirée car ils pourront s'y protéger des prédateurs (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b ; Billington & Rawlinson, 2006). En conséquence, une haie brutalement éclaircie pourra retarder de 20 à 30 minutes son utilisation par les Grands rhinolophes pour s'adapter à cette visibilité nouvelle (Billington & Rawlinson, 2006). La présence d'une végétation riche est importante même autour du gîte d'hibernation (Arthur & Lemaire, 2009b ; Billington & Rawlinson, 2006). En effet, en cas de redoux, les Grands rhinolophes peuvent se remettre à chasser ponctuellement en hiver dans les secteurs bien ensoleillés avec un fort couvert végétal (Arthur & Lemaire, 2009b ; Billington & Rawlinson, 2006). Par ailleurs, à leur sortie de léthargie, une végétation riche à proximité leur permettra de trouver plus rapidement des proies pour reconstituer leurs réserves épuisées pendant l'hiver (Arthur & Lemaire, 2009b).
Exposition aux collisions D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Arthur & Lemaire, 2009b Billington & Rawlinson, 2006 CSRPN Limousin, 2010 Godineau & Pain, 2007 Nowicki <i>et al.</i>, 2009 Planckaert, 2010	Les Rhinolophes sont particulièrement sensibles aux collisions (CSRPN Limousin, 2010 ; (Cotrel, 2004 ; Arthur, 2006 ; Néri, 2006) <i>in</i> Godineau & Pain, 2007) et constitueraient même les chauves-souris les plus exposées à cette menace (Nowicki <i>et al.</i>, 2009). Il semble que leur sonar de courte portée les conduise souvent à voler en rase-motte et traverser les routes au niveau du sol (Nowicki <i>et al.</i>, 2009). Le fait que ces animaux soient nocturnes, leur taille et leur poids ne facilitent pas le référencement des collisions (Arthur & Lemaire, 2009b) mais l'exposition des Chiroptères aux collisions commence à être relativement documentée (com. pers. Quekenborn, 2012). Une étude a été réalisée aux environs de Bourges afin d'évaluer la mortalité routière des chauves-souris en général (Arthur & Lemaire, 2009b). Une étude vient aussi d'être menée plus spécifiquement sur le Grand rhinolophe en Camargue (Planckaert, 2010). D'une manière générale, l'ampleur de la menace dépend entre autres de la distance entre le gîte et l'infrastructure et des caractéristiques de cette dernière (trafic, nombre de voies, profil...) (Godineau & Pain, 2007). Les infrastructures à forte emprise telles que les autoroutes sont particulièrement meurtrières (Lugon & Roué, 2002 <i>in</i> Godineau & Pain, 2007). Les poids lourds ont un impact très fort compte tenu de leur part importante dans le trafic nocturne, de leur volume, de leur vitesse de circulation et des turbulences qu'ils occasionnent dans l'air et qui happe vraisemblablement les chauves-souris vers la collision (Arthur & Lemaire, 2009b). Il n'existe pas d'étude sur le rail mais les lignes à grande vitesse (LGV) peuvent être suspectées d'occasionner également une mortalité élevée chez les Chiroptères compte tenu de leur vitesse de circulation (Arthur & Lemaire, 2009b). Il existe deux pics de mortalité par collision au mois de mai et en août-septembre lorsque les déplacements des animaux sont très importants (Nowicki <i>et al.</i>, 2009). Ces deux périodes correspondent respectivement à la sortie d'hibernation où les individus doivent fortement s'alimenter puis à la période pré-hibernatoire où les individus doivent constituer des réserves en prévision de l'hiver (Nowicki <i>et al.</i>, 2009). La période de dispersion des jeunes à la fin de l'automne est également une période meurtrière car les jeunes inexpérimentés sont très vulnérables aux collisions (Nowicki <i>et al.</i>, 2009 ; com. pers. Quekenborn, 2012). La construction d'une nouvelle route semble posséder un impact particulièrement fort dans ses premiers temps de fonctionnement. Malgré l'existence d'une route nouvelle, les chauves-souris vont en effet tout d'abord continuer à passer là où elles passaient avant sa construction même si l'espace entre canopées de part et d'autre de la route n'est pas optimal pour elles (Billington & Rawlinson, 2006). Puis leur route de vol se modifiera au bout de quelques mois (Billington & Rawlinson, 2006), elles vont alors rechercher les points de la route où l'espace entre les canopées latérales est minimal (com. pers. Matthews, date inconnue <i>in</i> Billington & Rawlinson, 2006).

	La littérature mentionne l'existence d'un comportement particulier chez le Grand rhinolophe avant de franchir une route : certains individus montrent une grande prudence, tournent dans la partie canopée des arbres en attendant une baisse du trafic (certains se perchent, d'autres chassent un court instant), puis traversent d'un coup très près du bitume dès qu'une période plus calme arrive (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b). Ce comportement d'attente a été noté dans l'est et le centre de la France, en Camargue (com. pers. Cosson, date inconnue <i>in</i> com. pers. Julien, 2012) ainsi qu'en Angleterre et semble être typique du Grand rhinolophe (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b). Toutefois, ce comportement reste risqué pour des juvéniles inexpérimentés (com. pers. Quekenborn, 2012). Pour franchir un obstacle de type route, les Grands rhinolophes peuvent également opter pour rejoindre d'éventuels ponts afin d'en longer la gouttière métallique ou bien de passer par dessous (Planckaert, 2010). Cette solution, si elle leur permet de limiter le risque de collision, peut toutefois les amener à entreprendre des détours importants par rapport à leur route de vol habituelle (Planckaert, 2010).
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : Billington & Rawlinson, 2006 English nature, 2003	Bien que le maintien des cavités en tant que telles est une condition nécessaire à la pérennité d'une population de Grand rhinolophe, il est aujourd'hui acquis que cela n'est pas suffisant (English nature, 2003). La conservation d'une population de Grand rhinolophe passe par une approche à l'échelle du paysage prenant en compte l'environnement des cavités mais aussi d'autres espaces fréquentés par les Grands rhinolophes notamment pour leur chasse (English nature, 2003). Le Gouvernement britannique a réalisé une brochure sur la manière de conduire un paysage agricole optimal pour le Grand rhinolophe, qui préconise (English nature, 2003) : - le maintien de prairies pâturées sur des parcelles de petite taille et comportant des arbres isolés, notamment les grands et vieux arbres, à l'intérieur (English nature, 2003). Favoriser des pâtures les plus diverses possibles. Éviter tout usage de produits chimiques, vermifuges en particulier, sur le bétail qui affecterait les insectes bousiers (English nature, 2003), - le maintien et la restauration de haies autour des parcelles de pâturage voire à l'intérieur des parcelles trop vastes (English nature, 2003). Les haies doivent être connectées entre elles de façon à former un réseau et doivent mesurer 3 m de haut au moins (English nature, 2003). Les haies doivent également disposer d'une base large pouvant servir de guide pour les routes de vol : 3 à 6 m de large sont nécessaires (English nature, 2003) et 10 mètres sont plus favorable encore pour une haie mûre (com. pers. Quekenborn, 2012). Enfin, la conduite des haies doit favoriser les arbres « perchoirs » adaptés à la chasse à l'affut pratiquée par le Grand rhinolophe (English nature, 2003) ; - maintenir des espaces interstitiels sans culture ni pâturage de type bandes enherbées entre les haies et les parcelles (English nature, 2003), - le maintien voire la replantation des boisements de feuillus, surtout si ceux-ci comportent des clairières d'au minimum de 10 à 15 m de large (English nature, 2003). Des boisements « îlots » ou des ceintures boisées en périphérie des pâtures sont également très bénéfiques (English nature, 2003), - le maintien des vergers dits « traditionnels » dont la configuration optimale est sous la forme de plusieurs rangées de vieux fruitiers permettant un étage sous-branche dégagé et où l'usage de pesticide doit être minimal (English nature, 2003), - le maintien ou la recréation de mares et autres habitats aquatiques ou semi-aquatiques, très riches en insectes (English nature, 2003). Billington & Rawlinson (2006) proposent une série de préconisations optimales pour le Grand rhinolophe en fonction de la surface étudiée autour de la colonie. Ainsi, dans un rayon de : - 1 km : il est vital de maintenir une couverture végétale et des éléments de jonction de type haies et alignements d'arbres (voire des sections de murets et de clôtures) entre terrains de chasse que constituent les prairies pâturées ; - 1 à 3 km : le réseau de haies doit être maintenu ainsi que les prairies pâturées et les zones humides et que tout habitat linéaire pouvant jouer le rôle de lien, - 3 à 7 km : des zones avec haies autour des pâtures et des habitats « liens » restent essentiels, - 7 à 10 km : seule une faible partie du paysage à cette échelle sera utilisé pour la chasse mais des routes de vol doivent être maintenues pour permettre le transit vers de gîtes secondaires, - plus de 7 km : l'important est surtout de diminuer autant que possible l'éclairage artificiel afin de permettre, le cas échéant, le passage des Grands rhinolophes.
Franchissement d'ouvrages D'après : Godineau & Pain, 2007 Nowicki <i>et al.</i>, 2009 Renaut, 2012 Wray <i>et al.</i>, 2005	Wray <i>et al.</i> (2005) ont préconisé dans leur étude un certain nombre de mesures pour réduire les possibilités de collision entre véhicules et Grands rhinolophes dans le cadre de la construction d'une nouvelle route. Selon eux, il est nécessaire d'éloigner les Grands rhinolophes des abords de la voies en les dissuadant de venir chasser le long, et dans le même temps d'offrir des points de franchissements sûrs là où les chauves-souris sont connus pour transiter. Pour cela, ils préconisent : - le maintien des éléments linéaires du paysage (alignements d'arbres, haies, ...) perpendiculaires à la route pour attirer les chauves-souris loin de la route, - de laisser une large bande d'habitat pauvre le long de la voie (végétation, absence de perchoirs, ...) pour dissuader les chauves-souris de venir chasser sur les abords, - de mettre en place des passages inférieurs à la route sur les chemins de passages connus des chauves-souris, - de supprimer l'éclairage de la route à ces points de passage afin de les maintenir dans un environnement nocturne attrayant pour les Grands rhinolophes. Concernant les ouvrages de franchissement, d'une manière générale, les chiroptères peuvent en utiliser de divers types, supérieurs ou inférieurs (Godineau & Pain, 2007). Le point le plus important reste de guider les individus vers

ces passages et de favoriser leur utilisation par exemple par l'élévation du vol pour un passage supérieur ((Lemaire & Arthur, 1999 ; Sétra-Medd, 2005) in Godineau & Pain, 2007). La végétation environnante possède donc autant sinon plus d'importance que l'ouvrage de franchissement lui-même.

En France, il existe peu d'ouvrages de franchissement spécialement conçus pour les chauves-souris, que l'on peut appeler des chiropéroducts. Récemment, un ouvrage de ce type vient d'être achevé et installé dans le Sud-Ouest (Renaut, 2012). Le passage permet le franchissement de l'autoroute A 65 entre le diffuseur de Roquefort et celui du Caloy dans les Landes (40) (Renaut, 2012). Il s'agit d'un ouvrage supérieur de 56 m de long, 3 m de large, 3 m de haut et ouvert sur le dessus (Renaut, 2012). Le coût s'élève à 500 000 euros, ce prix comprenant l'ensemble de l'opération, y compris les plantations de guidage de part et d'autre de l'ouvrage (Renaut, 2012). Le choix du point d'implantation du chiropéroduct a été fait sur la base des informations connues sur les routes de vol des chauves-souris (Renaut, 2012). Cet ouvrage se situe ainsi à proximité immédiate d'un vallon, classé en Natura 2000, identifié depuis longtemps comme un couloir de vols pour les chauves-souris qui passent en nombre à l'automne (Renaut, 2012). Une quinzaine de couloirs de vol ont été identifiés sur le trajet de l'A65 entre Lescar et Captieux et d'autres passages pour chauves-souris ont donc été aménagés mais ils sont souterrains (Renaut, 2012). Les passages sous-route sont en effet aussi fonctionnels si leurs dimensions sont adéquates (sections 3 m x 3 m) (com. pers. Quekenborn, 2012).

Dans la mesure où ce type d'aménagements spécifiques est encore très récent, il est difficile de juger de son efficacité à long terme. Néanmoins, celle-ci est conditionnée par une connaissance précise de l'ensemble des espèces, de leurs axes de déplacement et de leurs modes d'occupation de l'espace (connections, gîtes, aires de chasse), mais aussi par une gestion adaptée de la végétation environnante.

Des mesures d'atténuation des impacts sont aussi possibles, notamment :

- au Pays de Galles, la lumière est utilisée comme effarouchement pour éloigner les Rhinolophes des points particulièrement accidentogènes par la pose de bornes lumineuses de 1 m de haut tous les 10 m de part et d'autres d'une route (Nowicki *et al.*, 2009). Toutefois, cette solution revient à augmenter globalement la pollution lumineuse ce qui ne diminue pas le phénomène de fragmentation et n'est donc pas idéal,
- la plantation d'arbres en îlots sur les remblais latéraux serait une solution possible pour créer des « aires d'attentes » pour les Grands rhinolophes le temps qu'une fluidification du trafic se fasse sentir pour traverser (Bickmore & Wyatt, 2006 ; Lemaire & Arthur, 1999) in Nowicki *et al.*, 2009).

INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT

Le climat influe en premier lieu sur les limites de l'aire de répartition du Grand rhinolophe qui est présent jusqu'à 1500 m d'altitude (Arthur & Lemaire, 2009a). En dessous de cette altitude, le climat reste un facteur déterminant. Par exemple, l'accumulation d'hivers longs ou de printemps pluvieux peut entraîner jusqu'à 50 % de mortalité au sein d'une colonie (Arthur & Lemaire, 2009a). Les individus les plus résistants au froid sont majoritairement les femelles âgées, qui sont donc les moins fertiles, ce qui fait qu'après de tels événements, plusieurs décennies sont nécessaires pour qu'une colonie se reconstitue (Arthur & Lemaire, 2009a).

De façon plus précise, le climat influe le Grand rhinolophe aux différentes étapes de son cycle biologique.

> Concernant l'hibernation, le climat joue sur :

- le choix du site d'hibernation : l'hygrométrie est souvent saturée dans les gîtes d'hiver avec une température optimale entre 7°C et 9°C (Arthur & Lemaire, 2009 ; Stebbings, 1988 in Sierro *et al.*, 2009). Quand l'hiver est doux, les individus peuvent temporairement hiberner sous des charpentes et non en cavités souterraines où elle a lieu dans le cas général (Arthur & Lemaire, 2009b). Ce phénomène est constaté en Bretagne par exemple (Arthur & Lemaire, 2009),
- la date d'entrée en hibernation et la date de sortie qui sont totalement conditionnées par la température et donc variable d'une année sur l'autre en fonction des aléas climatiques. Ainsi, l'espèce peut être temporairement active en hiver comme en Bretagne ou en Méditerranée (Arthur & Lemaire, 2009a). A l'inverse, en cas de mauvais temps après la sortie d'hibernation, les groupes cavernicoles peuvent se reconstituer temporairement même à la mi-avril (Arthur & Lemaire, 2009a),
- les chances de passer ou non l'hiver. Les mâles qui débutent l'hibernation avec peu de réserves, sont parfois contraints de se réveiller au cours de l'hiver pour aller chasser tout comme les juvéniles peu expérimentés (Arthur & Lemaire, 2009a). Ils seront alors les plus touchés en cas de froid rigoureux ou de printemps tardif (Arthur & Lemaire, 2009a),
- le déplacement possible d'individus en pleine hibernation. Sous l'effet de perturbations climatiques importantes ou répétées les Grands rhinolophes peuvent entreprendre en pleine hibernation des déplacements de masse (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b). Alors que les animaux sont tous plongés dans une léthargie profonde, la colonie sort du sommeil hivernal en 20 à 30 minutes puis la quasi-totalité de l'essaim se retrouve dans un nouveau gîte distant de plusieurs de plusieurs kilomètres (Arthur & Lemaire, 2009a ; Arthur & Lemaire, 2009b). Les Grands rhinolophes disposent d'une bonne connaissance des sites d'hibernation de leur secteur et peuvent changer de cette façon de sites très rapidement (Arthur & Lemaire, 2009b).

> Concernant la période d'estivage, le climat joue sur :

- l'après hibernation : à partir de la mi-avril, les Grands rhinolophes sortent de manière variable selon les températures avant d'être complètement fixés sur un bâtiment choisi comme gîte d'été en mai et pour le restant de l'été (Arthur & Lemaire, 2009a),
- le positionnement des individus dans le site d'estivage : les femelles se regrouperont en essaim sous le toit si les températures se rafraichissent ou au contraire se dissocieront vers les zones les moins chaudes des combles si les températures deviennent supérieures à 30 °C (Arthur & Lemaire, 2009a).

> Concernant la mise-bas, le climat joue sur :

- le type de gîtes car les femelles ont besoin d'une température maintenue au-dessus de 25°C (Arthur & Lemaire, 2009b) et les gîtes adéquates sont donc différents selon la situation géographique. Ainsi, dans le Sud de son aire de répartition, les Grands rhinolophes occupent des sites hypogés de type grottes, mines ou caves de château (Arthur & Lemaire, 2009a). Dans le Nord de l'aire de répartition, comme en Lorraine par exemple, les sites fréquentés offrent une température de 15°C en moyenne et c'est alors le nombre important d'animaux dans l'essaim qui permet d'assurer une thermorégulation (Arthur & Lemaire, 2009a). Cette thermorégulation du groupe devient parfois difficile à assurer compte tenu du faible nombre d'individus que comportent aujourd'hui certaines colonies ayant régressé ; dans ces cas, les individus sont contraints à l'exode vers des lieux plus

chauds,

- les dates de mise-bas : les naissances peuvent être plus tardives en cas de mauvaises conditions météorologiques et de températures basses qui ont forcé les femelles à prolonger leur léthargie et ont donc ralenti le développement embryonnaire (Arthur & Lemaire, 2009a),

- le taux de reproduction de la colonie (Godineau & Pain, 2007).

Une étude menée en Suisse a montré que la mortalité des jeunes dans la colonie et les précipitations de la dernière décade de juin sont corrélées positivement (Sierro *et al.*, 2009). Cela laisse supposer que les pluies limitent fortement l'activité des proies de grande taille que recherchent les Grands rhinolophes ou que ces précipitations les empêchent de chasser efficacement avec leur système sonar ((Jones, 1990 ; Lugon, obs. pers.) in Sierro *et al.*, 2009). Cette situation peut avoir des répercussions sur le succès reproducteur des femelles, l'alimentation des nouveau-nés et leur survie dans la colonie (Sierro *et al.*, 2009).

Les seuls écarts de température pouvant exister entre une forêt et une prairie suffisent à privilégier les colonies situées proches des massifs boisés car la majorité des insectes se mettent en mouvement quand la température atteint 6 à 10 °C (Arthur & Lemaire, 2009b). A long terme, ces différences pourtant subtils peuvent suffire pour avoir une incidence variant de 30 à 38 % sur le nombre de jeunes à l'envol (Arthur & Lemaire, 2009b).

L'effet du réchauffement climatique sur les populations de chiroptères en France reste inconnu à l'heure actuelle. Toutefois, on peut supposer, au regard de cette forte influence du climat, que les conséquences peuvent être importante et affecter *a minima* l'aire de répartition de l'espèce, le succès reproducteur (Godineau & Pain, 2007) et le type de gîte occupé. Par exemple, le réchauffement climatique pourrait amener l'espèce à coloniser plus régulièrement dans son aire septentrionale les types de gîtes qu'elle occupe pour le moment dans le Sud (Arthur & Lemaire, 2009a).

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

L'une des techniques les plus efficaces pour suivre les déplacements du Grand rhinolophe est le radiopistage (ou radiotracking) (Bontadina *et al.*, 1999 ; Caroff, 2002). Les individus sont préalablement équipés d'émetteurs radio lors d'une session de capture. Relâchés, ils sont ensuite suivis pendant plusieurs nuits à l'aide de récepteurs. La prise de l'azimut (angle sur le plan horizontal entre la direction du signal perçu et le Nord) au même moment, vers un même individu et par 3 observateurs éloignés permet ensuite par triangulation de localiser sur une carte la position de l'individu suivi. Un individu peut également être « pisté » grâce au signal qu'il émet afin de se trouver précisément à sa verticale (« Homing in ») et de récolter ainsi sa position exacte grâce à un GPS. L'accumulation de points de position pendant plusieurs jours et sur plusieurs sessions permet ensuite de retracer les chemins suivis par les individus, d'en comprendre leur cycle journalier, l'exploitation de leur territoire ou encore leur préférence en terme d'habitats et également de détailler toutes ces informations en fonction du sexe, de l'âge ou encore de la saison.

Le baguage, tel que pratiqué sur les oiseaux et qui permet lui aussi de suivre les déplacements d'individus bagués recapturés, a également été pratiqué par le passé sur les chauves-souris. Cependant, cette technique s'est accompagnée d'un manque de formation, de rigueur et d'encadrement (baguages hors du gîte, « décollement » des individus au balai, relâchés des individus bagués loin de leur gîte, ...) qui ont occasionné une perturbation et une mortalité certaines sur les colonies baguées (Arthur & Lemaire, 2009b). Depuis 1976, le baguage n'est plus pratiqué en France (Aulagnier, 2005 in Hutterer *et al.* 2005 in com. pers. Marmet, 2012).

Par ailleurs, la pose d'ANABATs sur des corridors suspectés est un bon moyen pour vérifier et quantifier le passage des chiroptères (com. pers. Quekenborn, 2012). Cette technique fonctionne bien pour les Rhinolophes (com. pers. Quekenborn, 2012).

Enfin, les analyses génétiques d'individus permettent de connaître l'éloignement entre populations ou encore la diversité génétique à l'intérieur d'une population. Elles permettent également de reconstituer l'historique de colonisation et de déplacements de l'aire de répartition et de comprendre par exemple l'impact des périodes de glaciations (Flanders *et al.*, 2011 ; Rossiter *et al.*, 2001 ; Rossiter *et al.*, 2000 ; Rossiter *et al.*, 2007).

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Autres chiroptères cavernicoles

D'après :

Aihartza *et al.*, 2003
Arthur & Lemaire, 2009a
Arthur & Lemaire, 2009b
Aulagnier *et al.*, 2010
Bensettiti & Gaudillat, 2002
Bontadina *et al.*, 2002b
Cosson *et al.*, 2003
Godineau & Pain, 2007
Goiti *et al.*, 2006
Kerbioui *et al.*, 2011
Lodé, 2000
Nemoz, 2007
Reiter, 2004
Russo *et al.*, 2002
Stone *et al.*, à paraître
Stone *et al.*, 2009

Une grande partie des éléments indiqués pour le Grand rhinolophe peuvent être rapporté au Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800)) qui est une espèce très proche.

Le Petit rhinolophe est le Rhinolophe le plus septentrional (Aulagnier *et al.*, 2010). Cette espèce a étendu son aire de répartition au nord de la zone où il est strictement cavernicole en profitant très probablement des conditions optimales de température dans les combles de bâtiments en période estivale (Brosset, 1977 in Godineau & Pain, 2007). Pour autant, le Petit rhinolophe semble dans un état de conservation défavorable et il est en forte régression dans le nord de la France (Godineau & Pain, 2007).

Le Petit rhinolophe occupe les forêts ouvertes, parcs, vergers, bocages, prairies, jusqu'à 2000 m d'altitude dans les Alpes (Aulagnier *et al.*, 2010). Néanmoins, la présence de boisements semble être un facteur relativement important (Bontadina *et al.*, 2002b). Dans son étude, Reiter (2004) a montré que la taille d'une colonie de mise-bas est corrélée à la présence de boisements présents à proximité.

Les gîtes de mise-bas du Petit rhinolophe se situent sous les toits de bâtiments au nord de son aire, dans les grottes, caves et autres sites souterrains voire des ruines (Aulagnier *et al.*, 2010). Les chaufferies dans des caves sont parfois utilisées par le Petit rhinolophe (Godineau & Pain, 2007).

Le Petit Rhinolophe est typique des espèces qui ont su profiter de la présence des humains dans leur gestion extensive en zone rurale (Cosson *et al.*, 2003). Il a ainsi conquis de nouveaux territoires grâce aux constructions couvertes que sont par exemple, les granges, les greniers ou les cabanons (Cosson *et al.*, 2003). Dans le Luberon, la population des cabanons représente plus du quart de la population reproductrice totale des communes inspectées (Cosson *et al.*, 2003).

Les colonies de mise-bas comptent en général entre 10 et 50 individus femelles (Aulagnier *et al.*, 2010). Il hiberne isolé souvent près du sol avec parfois jusqu'à 500 individus dans un site (Aulagnier *et al.*, 2010).

Une colonie de Petit rhinolophe utilise généralement un espace de 10 à 20 km² (Godineau & Pain, 2007). La majorité des individus reste dans un rayon de 2 km autour du gîte de mise-bas et s'éloigne peu entre gîte estival et gîte d'hibernation ((Barataud, 1999 ; Huet & François, 2003) in Godineau & Pain, 2007). Dans leur étude, Bontadina *et al.* (2002b) mesurent un domaine vital de 12 à 53 ha. Un individu fut observé à 4,2 km du gîte mais dans 50 % des observations, les chauves-souris furent observées dans un rayon de 600 m autour du gîte de mise-bas. Les auteurs estiment la densité d'individus à 5,8 individus par hectare dans un rayon de 200 m autour du gîte puis celle-ci diminue à 0,01 dans un rayon de 1200 m (Bontadina *et al.*, 2002b). Néanmoins, les auteurs préconisent pour cette

espèce des mesures de conservation dans un rayon de 2,5 km autour du gîte de mise-bas (Bontadina *et al.*, 2002b). La survie d'une population de Petit rhinolophe sera largement conditionnée par l'existence de gîtes de reproduction, d'hibernation et de transit répartis sur son domaine vital selon un réseau plus ou moins dense (Cosson *et al.*, 2003).

Le Petit rhinolophe est sédentaire comme le Grand rhinolophe. Les mouvements sont généralement inférieurs à 10 km (Aulagnier *et al.*, 2010) mais ils peuvent être bien supérieurs : en PACA (Lubéron), une juvénile baguée dans son gîte de reproduction (grange) a été trouvée en hibernation (grotte) à 18 km puis est retournée à son gîte au printemps suivant (donnée Groupe chiroptères de Provence *in com. pers.* QUEkenborn, 2012).

Comme le Grand rhinolophe, il suit des routes de vols bien définie et est donc très attaché aux haies et à la structure de la végétation (Aulagnier *et al.*, 2010). Durant la nuit, les individus passent fréquemment d'un terrain de chasse à un autre (Godineau & Pain, 2007). Ces terrains peuvent être morcelés mais doivent être reliés entre eux par des éléments linéaires servant de corridors (haies, ripisylves...) (Godineau & Pain, 2007). En l'absence de tels corridors les individus d'une colonie doivent souvent se contenter de terrains de chasse plus accessibles, mais moins favorables pour leur alimentation, ce qui pourrait nuire au taux de reproduction de la colonie (*com. pers.* Lemaire, date inconnue *in* Godineau & Pain, 2007).

Contrairement au Grand rhinolophe, le Petit rhinolophe pratique très occasionnellement la chasse à l'affût (Godineau & Pain, 2007) et semble la réserver essentiellement pour des grosses proies qu'il a du mal à capturer par glanage en vol (Jones & Rayner, 1989 *in* Godineau & Pain, 2007).

Comme le Grand rhinolophe, le Petit rhinolophe est très fidèle à ses gîtes ; en Provence, des colonies sont connues dans des bâtiments depuis plus d'une cinquantaine d'années (Cosson *et al.*, 2003).

Stone *et al.* (2009) ont testé les effets de la pollution lumineuse sur le Petit rhinolophe en installant le long de voies de déplacement empruntées par les individus, des lampes de sodium haute pression identiques à celles pouvant exister au bord des routes. Leurs résultats montrent une baisse d'activité très significative du Petit rhinolophe et un changement dans le comportement de déplacement et l'utilisation des routes de vols (Stone *et al.*, 2009).

Stone *et al.* (à paraître) ont cherché à tester l'impact des lampes de type LED sur l'activité des chauves-souris ayant l'habitude de voler le long des structures linéaires végétales (haies, ...) comme le Petit rhinolophe. Ce dernier ressort alors comme l'une des espèces les plus affectées négativement par les LED. Des LED disposées le long d'une haie provoquent ainsi une diminution sévère de l'activité de vol et une modification du comportement de déplacement (Stone *et al.*, à paraître). A l'inverse, sur le côté non éclairé des haies, aucune modification de l'activité n'est notée (Stone *et al.*, à paraître). L'expérience confirme également le caractère lucifuge du Petit rhinolophe avec 44 % des individus évitant carrément la lumière : ils choisissent alors de survoler la haie s'en éloigner, de rebrousser chemin avant même d'atteindre la haie et lorsqu'ils tolèrent de la longer ils le font largement à distance au-dessus ou largement à distance sur le côté (Stone *et al.*, à paraître).

Enfin, les résultats des auteurs permettent de mettre en évidence qu'à intensité lumineuse égale, la différence d'impacts causés entre lampes à sodium et les LED est minime et que les deux ont donc un effet dramatique de réduction de l'activité du Petit rhinolophe (Stone *et al.*, à paraître).

Le Petit rhinolophe n'est pas épargné par le phénomène des collisions routières et fait partie des espèces recensées dans les études de relevés de cadavres (Lodé, 2000).

Le Rhinolophe euryale (*Rhinolophus euryale* Blasius, 1853) est une espèce de taille intermédiaire entre le Grand Rhinolophe et le Petit rhinolophe (Arthur & Lemaire, 2009b).

C'est une chauve-souris du Sud, associée aux paysages karstiques avec des grottes et de l'eau (Aulagnier *et al.*, 2010 ; Arthur & Lemaire, 2009b). Il chasse principalement en lisière de forêt feuillue et dans les milieux buissonnants (Aulagnier *et al.*, 2010). Une étude menée en Italie montre que la présence de boisements est importante pour l'espèce, qui affectionne également les oliveraies et évite par contre les milieux urbains, les zones ouvertes et les forêts de résineux (Russo *et al.*, 2002). Une autre étude confirme ces résultats : les Rhinolophes euryale semblent éviter les prairies et les forêts de conifères et recherchent essentiellement les forêts linéaires et la canopée des boisements (Aihartza *et al.*, 2003). Par ailleurs, dans l'étude de Nemoz (2007), la rivière de la Dordogne, dont le lit principal est d'une largeur de 100 m environ semble présenter un obstacle physique au franchissement des individus qui apparaissent profiter des rétrécissements ponctuels et des ponts pour traverser.

Le Rhinolophe euryale gîte dans des grottes, des mines, parfois sous les toits de bâtiments en été dans le nord de l'aire de répartition (Aulagnier *et al.*, 2010). Une colonie de mise-bas peut atteindre 50 à 1 500 individus (*com. pers.* Julien, 2012), femelles avec des mâles et souvent associés aux autres espèces cavernicoles dont les autres *Rhinolophus* (Aulagnier *et al.*, 2010). Les femelles sortent du gîte de mise-bas entre 30 min et 1 heure après le coucher du soleil et sont rentrés environ trois-quart d'heure avant le lever du soleil (Nemoz, 2007). La nuit peut être marquée d'un retour au gîte d'une durée variable entre 1 h et 5 h (Nemoz, 2007).

Les populations françaises de Rhinolophe euryale, réparties dans les deux tiers sud du pays (à l'exception des massifs alpin et central) comptent 3 000 individus environ avec 50 % des effectifs hébergés dans la seule région Aquitaine (Arthur & Lemaire, 2009b). Dans l'ensemble de son aire de répartition, le Rhinolophe euryale a subi un recul de 65 à 95 % de ses effectifs (Arthur & Lemaire, 2009b). Les populations françaises sont aujourd'hui fragmentées (Godineau & Pain, 2007). Il est possible que cet isolement pose des problèmes de conservation à l'avenir (Godineau & Pain, 2007).

Dans l'étude de Nemoz (2007), la taille du domaine vital chez le Rhinolophe euryale ressort comme très variable selon les individus, avec une surface estimée à 1 800 ha (18 km²) ± 1 300 ha (13 km²). A l'intérieur de son domaine vital, chaque individu n'exploite intensivement qu'une très faible partie pour son activité de chasse (1 à 2 %) ; le reste correspond essentiellement à des itinéraires de déplacements entre terrain de chasse et gîtes (Nemoz, 2007). Une femelle peut avoir jusqu'à 4 terrains de chasse différents sur son domaine vital distants jusqu'à 3 km les uns des autres, qu'elle exploite au cours d'une nuit et avec une grande fidélité d'une nuit sur l'autre (Nemoz, 2007).

Une étude menée au Pays Basque par radiotracking rapporte des distances de 10 km environ parcourues depuis le gîte (Aihartza *et al.*, 2003). Une autre étude radiotracking menée dans le nord de l'Espagne sur 46 individus a permis de mettre en évidence des différences significatives dans les distances de déplacements entre les classes d'âges et

de sexes d'une colonie de *Rhinolophe euryale* et une variation saisonnière dans ces distances (Goiti *et al.*, 2006). Avant la période de mise-bas, les individus parcouraient des distances de 1,3 km environ depuis le gîte avec un maximum à 4,2 km (Goiti *et al.*, 2006). En période d'allaitement, les femelles ont ensuite augmenté leurs distances avec une moyenne à 4,3 km autour du gîte et un maximum observé à 9,2 km (Goiti *et al.*, 2006). Après l'allaitement, les femelles ont continué à pratiquer des déplacements identiques, de 4,6 km en moyenne. Cet accroissement des distances est interprété par les auteurs comme une conséquence de l'accroissement des effectifs de la colonie (de 55 % avant et après reproduction) qui amène en quelques sortes les femelles à aller chasser plus loin pour diminuer sans doute une concurrence intraspécifique et il n'y a donc pas de raison que ces distances diminuent après allaitement (Goiti *et al.*, 2006). Les mâles de leur côté ne suivent pas cette saisonnalité avec des distances maintenues à 1,9 km en moyenne pendant l'allaitement des femelles ; ils présentent en revanche une fidélité au gîte beaucoup moins importante (Goiti *et al.*, 2006). Une fois volants, les juvéniles de l'année parcourent des distances de 2,6 km en moyenne avec des comportements très variables (Goiti *et al.*, 2006). Lors de mesures de conservation d'une colonie de mise-bas et d'élevage des jeunes, Nemoz (2007) préconise une approche au moins 10 km autour du gîte chez le *Rhinolophe euryale*.

Sans appartenir au genre *Rhinolophus*, d'autres chauves-souris sont cavernicoles, comme le *Minioptère de Schreibers* (*Miniopterus schreibersii* (Kuhl, 1817)). Il s'agit d'une espèce exclusivement et toute l'année cavernicole, relativement exigeante quant au type de gîte utilisé (entrée dégagée) (Aulagnier *et al.*, 2010 ; Godineau & Pain, 2007). Il utilise un réseau de grandes cavités, grottes, carrières souterraines, exceptionnellement dans des bâtiments (Aulagnier *et al.*, 2010). C'est l'espèce européenne la plus grégaire (Arthur & Lemaire, 2009b). Les colonies de mise-bas hébergent jusqu'à plusieurs milliers d'individus (40 000 dans une grotte de Bulgarie) regroupés en essaim serré, incluant quelques mâles (Aulagnier *et al.*, 2010). Le *Minioptère de Schreibers* est encore plus grégaire en hiver avec un maximum de 120 000 individus dans une grotte de Bulgarie (Aulagnier *et al.*, 2010). En France, 70 000 individus ont été comptés dans une grotte au sud du pays (Arthur & Lemaire, 2009b). Le *Minioptère* partage volontiers en hibernation ou en estivage les mêmes abris que le Grand rhinolophe et le *Rhinolophe euryale* (Arthur & Lemaire, 2009b ; Aulagnier *et al.*, 2010).

Toutefois, au-delà de son caractère cavernicole, le *Minioptère de Schreibers* possède un certain nombre de divergences écologiques avec les *Rhinolophes* (com. pers. Julien, 2012). Sur un plan strictement biologique par exemple, chez le *Minioptère de Schreibers*, accouplements et fécondation ont lieu à l'automne et sont suivis d'une implantation différée qui a lieu à la fin de l'hiver, lors du transit vers le gîte de printemps, contrairement aux autres espèces décrites qui stockent le sperme pour une fécondation différée (Aulagnier *et al.*, 2010 ; Bensettiti & Gaudillat, 2002 ; com. pers. Julien, 2012). Ses traits de vie sont également très différents précisément en ce qui concerne ses déplacements et sa sensibilisation à la fragmentation (com. pers. Julien, 2012) :

> Tout d'abord, le domaine vital d'un *Minioptère de Schreibers* dépasse souvent plusieurs milliers de kilomètres carrés et est donc considérablement plus grand que celui d'un *Rhinolophe*. La conséquence est que certaines populations de *Minioptère de Schreibers* peuvent se retrouver à cheval sur plusieurs pays (Arthur & Lemaire, 2009b). C'est le cas par exemple entre le Jura suisse et le Jura français ou entre sud de la France et nord de l'Espagne (Arthur & Lemaire, 2009b).

> Par ailleurs, autour de son gîte, le *Minioptère de Schreibers* peut effectuer aller chasser de 5 à 50 km (Aulagnier *et al.*, 2010 ; com. pers. Julien, 2012), soit un rayon d'action bien plus grand que celui des *Rhinolophes*. Il sort de son gîte à la nuit tombée, environ 30 minutes après le coucher du soleil (Bensettiti & Gaudillat, 2002). Il possède un vol rapide et nerveux, pouvant effectuer des pointes à plus de 50 km/h (Arthur & Lemaire, 2009b ; Bensettiti & Gaudillat, 2002 ; com. pers. Julien, 2012). Il est doué d'une grande agilité y compris dans les sites riches en obstacles (Bensettiti & Gaudillat, 2002). Il suit les linéaires forestiers et les routes bordées d'arbre, empruntant parfois des couloirs étroits au sein de la végétation (Bensettiti & Gaudillat, 2002). Ces routes de vols peuvent être empruntées par des milliers d'individus pour rejoindre leurs terrains de chasse (Bensettiti & Gaudillat, 2002). Il chasse au dessus des canopées et en plein ciel (Arthur & Lemaire, 2009b ; Bensettiti & Gaudillat, 2002). Contrairement au Grand rhinolophe, le *Minioptère de Schreibers* tire profit de la plus grande concentration en insectes sous les lampadaires (Godineau & pain, 2007).

> Enfin, sur son domaine vital, le *Minioptère de Schreibers* change de cavité en fonction de son cycle annuel et des propriétés physiques de chaque cavité souterraine et effectue ainsi des déplacements saisonniers très importants par rapport au Grand rhinolophe (Arthur & Lemaire, 2009b). Ces déplacements atteignent couramment une centaine de kilomètres (com. pers. Julien, 2012) et jusqu'à 833 km en Espagne (Aulagnier *et al.*, 2010). Ce comportement saisonnier est susceptible de créer des connexions entre de très nombreux gîtes (Bensettiti & Gaudillat, 2002). Les routes empruntées pour ces déplacements saisonniers entre gîte d'hiver et gîte d'été sont identiques d'une année sur l'autre (Bensettiti & Gaudillat, 2002). Du fait de ce comportement saisonnier, la construction d'éoliennes peut constituer une menace pour cette espèce (Godineau & Pain, 2007). Plusieurs points sont à préciser par rapport à cette menace :

- la mortalité directe par collision est avérée, mais reste difficile à évaluer malgré les suivis réalisés à l'heure actuelle ((GCC, 2000 ; Cosson, 2007) in Godineau & Pain, 2007),
- la localisation géographique des éoliennes est importante : situées sur les voies de migration ou routes de vol, elles peuvent avoir un impact fort (fragmentation du milieu, mortalité) (Godineau & Pain, 2007 ; com. pers. Julien, 2012),
- les éoliennes, notamment par leur couleur, pourraient attirer les insectes qui attirent à leur tour les chauves-souris (Godineau & Pain, 2007),
- le milieu utilisé pour l'implantation d'un champ éolien ne doit pas être attractif (Godineau & Pain, 2007).

Le *Minioptère de Schreibers* est le mammifère à la plus vaste répartition mondiale après l'espèce humaine et ses commensales (com. pers. Julien, 2012). Il est associé aux régions karstiques jusqu'à 1000 m (Aulagnier *et al.*, 2010). En France, le *Minioptère de Schreibers* est surtout abondant en région méditerranéenne (Aulagnier *et al.*, 2010). En 2002 le *Minioptère* a subi une forte régression au niveau national à la suite d'une probable épizootie d'origine inconnue dont les conséquences sur les effectifs sont considérables (com. pers. Julien, 2012). La perte de 60% de la population a été avancée (Godineau & Pain, 2007). Les colonies de mise-bas touchées sont réparties de manière

	apparemment aléatoire, ce qui pourrait s'expliquer par l'existence de plusieurs métapopulations de Minioptère en Europe (Godineau & Pain, 2007). Le rétablissement des populations s'effectue de manière plus lente que pour d'autres espèces cavernicoles (Kerbiriou <i>et al.</i>, 2011). Enfin, les Murins sont importants à évoquer avec le Grand rhinolophe. Les "Murins de grande taille" (le Petit murin <i>Myotis blythii</i> (Tomes, 1857), le Grand murin <i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797), le Murin du Maghreb <i>Myotis punicus</i> Felten, 1977) et même le Murin de Capaccini <i>Myotis capaccinii</i> (Bonaparte, 1837), eux aussi cavernicoles, sont également proches des Rhinolophes du point de vue vol et de la spécialisation alimentaire (com. pers. Julien, 2012). Par ailleurs, le Grand rhinolophe est connu pour partager souvent ses gîtes avec le Murin à oreilles échancrées (<i>Myotis emarginatus</i> (E. Geoffroy, 1806)) (com. pers. Marmet, 2012 ; com. pers. Quekenborn, 2012) qui est très lié aux boisements pour la chasse (com. pers. Quekenborn, 2012).
Autres espèces D'après : Arthur & Lemaire, 2009a Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 Billington & Rawlinson, 2006 Sierro <i>et al.</i>, 2009	Le Grand rhinolophe se nourrit essentiellement de gros insectes : lépidoptères, coléoptères, hyménoptères et diptères (Arthur & Lemaire, 2009a ; Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Billington & Rawlinson, 2006 ; Sierro <i>et al.</i>, 2009). Une grande partie de ses proies, notamment les coléoptères des genres <i>Aphodius</i>, <i>Melolontha</i> et <i>Geotrupes</i>, sont associées aux bouses du bétail et l'espèce est donc très liée aux zones d'élevage extensif non traité contre les parasites où il pourra trouver ces insectes coprophages (Arthur & Lemaire, 2009a ; Aulagnier <i>et al.</i>, 2010 ; Billington & Rawlinson, 2006). Dans le sud de l'Angleterre, la présence de bétail pâture en automne a été considérée comme primordiale pour la survie du Grand rhinolophe, en particulier pour les jeunes (Duvergé, 1997 <i>in</i> Sierro <i>et al.</i>, 2009), alors que l'effet d'antiparasitaires comme l'ivermectine s'avère désastreux (com. pers. Julien, 2012).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Julie Marmet, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Jean-François Julien, Muséum national d'Histoire naturelle - UMR 7204 Conservation des espèces, Restauration et Suivi des Populations
Delphine Quekenborn, Groupe chiroptères de Provence

> Bibliographie consultée :

- AIHARTZA J.-R., GARIN I., GOITI U., ZABALA J. & ZUBEROGOITIA (2003). Spring habitat selection by the Mediterranean horseshoe bat (*Rhinolophus euryale*) in the Urdaibai Biosphere Reserve (Basque Country). *Mammalia*. Volume 67. Numéro 1. Pages 25-32
- ARTHUR L. & LEMAIRE M. (2009a). *Les chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Éditions Parthénopée. Publications scientifiques du Muséum. Paris. 544 pages.
- ARTHUR L. & LEMAIRE M. (2009b). *Les chauves-souris, maîtresses de la nuit*. Éditions Delachaux & Niestlé. La bibliothèque du naturaliste. Paris. 272 pages.
- AULAGNIER S., HAFFNER P., MITCHELL-JONES A.-J., MOUTOU F. & ZIMA J. (2010). *Guide des mammifères d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 271 pages.
- BENSETTITI F. & GAUILLAT V. (coord.) (2002). « *Cahiers d'habitats* » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*. Tome 7 - Espèces animales. MEDD/MAAPAR/MNHN. Éditions La Documentation française. Paris. 353 pages + cédérom.
- BILLINGTON G. & RAWLINSON M.-D. (2006). A review of horseshoe bat flight lines and feeding areas. *Countryside council for wales*. 25 pages.
- BONTADINA F., GLOOR S., HOTZ T., BECK A., LUTZ M. & MUHLETHALER E. (2002a). Foraging range use by a colony of Greater horseshoe bats *Rhinolophus ferrumequinum* in the Swiss Alps: implications for landscape planning. *For submission to Biological conservation*. Pages 40
- BONTADINA F., SCARAVELLI D., GLOOR S., HOTZ T. & BECK A. (1999). Radio-tracking bats: a short review with examples of a study in Italy. Atti 1° Convegno Italiano sui Chiroteri (Italian Bat Research Congress), Castell' Azzara. Pages 163-173.
- BONTADINA F., SCHOFIELD H. & NAEF-DAENZER B. (2002b). Radio-tracking reveals that Lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*) forage in woodland. *Journal of zoology of London*. Numéro 258. Pages 281-290.
- CAROFF C. (2002). *Méthodes d'étude des populations de Grands rhinolophes*. Stage du 6 au 10 mai 2002 – Compte rendu de Novembre 2002. Groupe chiroptère du Groupe mammalogique breton. 21 pages.
- CAUBERE B., GAUCHER P. & JULIEN J.-F. (1984). Un record mondial de longévité *in natura* pour un chiroptère insectivore ? *Revue d'écologie. (La Terre et la Vie)*. Numéro 39. Pages 351-353.
- CONSEIL SCIENTIFIQUE RÉGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL D'Auvergne (2010). *Avis N°1-2010 de la séance du 30 juin 2010 du CSRPN Auvergne - Propositions concernant les espèces déterminantes pour l'établissement de la Trame Verte et Bleue*. 18 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE RÉGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DU LIMOUSIN (2010). *Avis sur les projets de listes d'espèces déterminantes Trame verte et bleue Mammifères-Reptiles-Amphibiens*. 3 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE RÉGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE LORRAINE (2010). *Avis du CSRPN Lorraine sur les listes d'espèces déterminantes Trames Vertes et Bleues à la suite de la réunion du 7 octobre 2010*. 3 pages.

COSSON E., ALBALAT F., STOECKLÉ T., COIFFARD P. (2003). Rôle des cabanons comme gîtes du Petit rhinolophe. *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon*. Numéro 7. Pages 100-113.

DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'AMÉNAGEMENT ET DU LOGEMENT DES PAYS-DE-LA-LOIRE (2010). *Consultation des CSRPN pour la définition d'une cohérence nationale de la Trame verte et bleue relative à des espèces dites déterminantes Trame verte et bleue*. 5 pages.

ENGLISH NATURE (2003). *Managing landscapes for the Greater horseshoe bat*. Government agency that champions the conservation of wildlife and geology throughout England. 5 pages.

FLANDERS J., WEI L., ROSSITER J. & ZHANG S. (2011). Identifying the effects of the Pleistocene on the greater horseshoe bat, *Rhinolophus ferrumequinum*, in East Asia using ecological niche modelling and phylogenetic analyses. *Journal of biogeography*. Numéro 38. Pages 439-452.

GROUPE MAMMALOGIQUE BRETON (GMB) (2010). *Liste d'espèces déterminantes Trame verte et bleue*. 2 pages.

GODINEAU F. & PAIN D. (2007). *Plan de restauration des chiroptères en France métropolitaine, 2008 – 2012*. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères / Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement Durables. 79 pages et 18 annexes.

GOITI U., AIHARTZA J.-R., ALMENAR D., SALSAMENDI E. & GARIN I. (2006). Seasonal foraging by *Rhinolophus euryale* (Rhinolophidae) in an Atlantic rural landscape in northern Iberian Peninsula. *Acta chiropterologica*. Volume 8. Numéro 1. Pages 141-155.

JONES G. & RAYNER J.-M.-V. (1989). Foraging behavior and echolocation of wild horseshoe bats *Rhinolophus ferrumequinum* and *R. hipposideros* (Chiroptera, Rhinolophidae). *Behavioral ecology and sociobiology*. Numéro 25. Pages 193-191.

KERBIRIOU C., MARMET J., MONSARRAT S., ROBERT A., LEMAIRE M., ARTHUR L., HAQUART A. & JULIEN J.-F. (2011). Éléments de réflexion sur le suivi des gîtes de chiroptères. *Symbioses*. Numéro 28. Pages 55-68.

LODE T. (2000). Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio*. Volume 161. Numéro 29. Pages 163-166.

NEMOZ M. (2007). *Étude de l'activité et des habitats de chasse des Rhinolophes euryales (Rhinolophus Euryale) de la colonie de Magnagues (Lot, France) en vue de leur conservation*. Société française pour l'étude et la protection des mammifères, Groupe chiroptères de Midi-Pyrénées, Conservatoire des espaces naturels de Midi-Pyrénées. 51 pages.

NOWICKI F., DADU L., CARSIGNOL J., BRETAUD J.-F. & BIELSA S. (2009). Chiroptères et infrastructures de transports terrestres. Menaces et actions de préservation. Service d'études techniques des routes et autoroutes (SETRA). 22 pages.

PAVEY C.-R. (1998). Habitat use by the eastern horseshoe bat, *Rhinolophus megaphyllus*, in a fragmented woodland mosaic

PATRIARCA E. & DEBERNARDI P. (2010). *Bats and light pollution*. Centro regionale chiroterri. 27 pages.

PLANCKAERT O. (2010). *Chiroptères et infrastructures de transport terrestres. Étude de la problématique collision et suivis de mesure*. Groupe chiroptères de Provence. Saint-Etienne-les-Orgues, France. 36 pages.

PREVOST O. (2004). *Le guide des chauves-souris en Poitou-Charentes*. Editions Geste. Paris. 197 pages.

RENAUT J.-F. (2012). Un couloir à chauves-souris. Publié pour *Sud-Ouest* le 28/02/2012 à 06h00.

REITER G. (2004). The importance of woodland for *Rhinolophus hipposideros* (Chiroptera, Rhinolophidae) in Austria. *Mammalia*. Volume 68. Numéro 4. Pages 403-410.

ROSSITER S.-J., BENDA P., DIETZ C., SHUYIZHANG & JONES G. (2007). Rangewide phylogeography in the Greater horseshoe bat inferred from microsatellites: implications for population history, taxonomy and conservation. *Molecular ecology*. Numéro 16. Pages 4699-4714.

ROSSITER S.-J., JONES G., RANSOME R.-D. & BARRATT E.-M. (2002). Relatedness structure and kin-biased foraging in the Greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Behavioral, ecology and sociobiology*. Numéro 51. Pages 510-518.

ROSSITER S.-J., JONES G., RANSOME R.-D. & BARRATT E.-M. (2001). Outbreeding increases offspring survival in wild Greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Proceed of the royal society of London*. Numéro 268. Pages 1055-1061.

ROSSITER S.-J., JONES G., RANSOME R.-D. & BARRATT E.-M. (2000). Genetic variation and population structure in the endangered Greater horseshoe bat *Rhinolophus ferrumequinum*. *Molecular biology*. Numéro 9. Pages 1131-1135.

RUSSO D., JONES G. & MIGLIOZZI A. (2002). Habitat selection by the Mediterranean horseshoe bat, *Rhinolophus euryale* (Chiroptera: Rhinolophidae) in a rural area of southern Italy and implications for conservation. *Biological conservation*. Numéro 107. Pages 71-81.

SIERRO A., LUGON A. & ARLETTAZ R. (2009). La colonie de grands rhinolophes *Rhinolophus ferrumequinum* de l'église St-Sylve à Vex (Valais, Suisse) : évolution sur deux décennies (1986-2006). *Le Rhinolophe*. Numéro 18. Pages 75-82.

STONE E.-L., JONES G. & HARRIS S. (2009). Street lighting disturbs commuting bats. *Current biology*. Numéro 19. Pages 1123-1127.

STONE E.-L., JONES G. & HARRIS S. (A paraître). LED street lights affects bats negatively. Article en cours de parution dans *Global change biology*.

WRAY S., REASON P., WELLS D., CRESSWELL W. & WALKER H. (2005). Design, installation, and monitoring of safe crossing points for bats on a new highway scheme in Wales. In: IRWIN C.-L., GARRETT P., MC DERMOTT K.-P. (Eds). Proc 2005 Intl Conf Ecol Transport. Center for Transportation and the Environment. North Carolina State University, Raleigh, NC. Pages 369-379.

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

ARLETTAZ R. & SIERRO A. (1988). Le Grand rhinolophe *Rhinolophus ferrumequinum* en Valais: répartition et protection. *Le Rhinolophe*. Numéro 5. Page 12-13.

BARATAUD M. (1999). Habitat et activités de chasse des chiroptères menacés en Europe : synthèse des connaissances actuelles en vue d'une gestion conservatrices - le Petit rhinolophe, *Rhinolophus hipposideros*. *Le Rhinolophe*. Volume spécial n°2. Pages 48-51.

BILGIN R., FURMAN A., CORAMAN E. & KARATAS A. (2008). Phylogeography of the Mediterranean horseshoe bat, *Rhinolophus Euryale* (Chiroptera: Rhinolophidae), in southeastern Europe and Anatolia. *Acta chiropterologica*. Volume 10. Numéro 1. Pages 41-49.

BILLINGTON G. (2002). Report on a radio tracking study of lesser horseshoe bats associated with the Glynllifon Special area of Conservation. *Review of consents report*. Numéro 13. CCW, Bangor.

BILLINGTON G. (2001). *Report on radio tracking study of lesser horseshoe bats associated with the A487 Llanwnda to south of Llanllyfni road improvement*. Unpublished report to Gwynedd Council.

BILLINGTON G. (2000). Radio tracking study of greater horseshoe bats at Mells, near Frome, Somerset. *English nature research report*. Numéro 403. Pages 1-24.

BILLINGTON G. & JONES G. (1999). Radio tracking studies of greater horseshoe bats at Cheddar, North Somerset. *English nature*. (unpub.)

BONTADINA F. & NAEF-DAENZE B. (2002). Analysing spatial data of different accuracy: the case of Greater horseshoe bats foraging. *Conservation biology in Horseshoe bats*. In LE MAHO Y. (ed.). *Wildlife – Biotelemetry*. CNRS-CEPE, Strasbourg.

BONTADINA F., ARLETTAZ R., FANKHAUSER T., LUTZ M., MUHLETHALER E., THEILER A. & ZINGG P. (2001). *The Lesser horseshoe bat Rhinolophus hipposideros in Switzerland: present status and research recommendations*. The lesser horseshoe bat in Switzerland. Version 06. 24 pages.

DIETZ C., DIETZ I. & SIEMERS B.-M. (2006). Growth of horseshoe bats (Chiroptera: Rhinolophidae) in temperate continental conditions and the influence of climate. *Mammalian biology*. Article in press. 16 pages.

DE JONG (1995). Habitat use and species richness of bats in a patchy landscape. *Acta theriologica*. Numéro 40. Pages 237-248.

DUVERGÉ P.-L. (1997). *Foraging activity, habitat use, development of juveniles, and diet of Greater horseshoe bat Rhinolophus ferrumequinum*. Unpublished Ph.D. Thesis, University of Bristol.

DUVERGÉ P.-L. (1997). Foraging activity and habitat use of greater horseshoe bats *Rhinolophus ferrumequinum* in Wales; preliminary results from Slebech Hall. *The Vincent wildlife trust*.

FURE A. (2006). Bats and lighting. *The london naturalist*. Numéro 85. 20 pages.

GAISLER J., OEHÁK Z. & BARTONIÈKA T. (2009). Bat casualties by road traffic (Brno-Vienna). *Acta theriologica*. Volume 54. Numéro 2. Pages 147-155.

GREMILLET X. (1999). Habitat et activités de chasse des chiroptères menacés en Europe : synthèse des connaissances actuelles en vue d'une gestion conservatrices - le Grand rhinolophe *Rhinolophus ferrumequinum*. *Le Rhinolophe*. Volume special n°2. Pages 119-125.

HOLZHAIDER J., KRINER E., RUDOLPH B.-U. & ZAHN A. (2002). Radio-tracking a Lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) in Bavaria: an experiment to locate roosts and foraging sites. *Myotis*. Numéro 40. Pages 47-54.

HUTTERER R., IVANOVA T., MEYER-CORDS M. & RODRIGUES L. (2005). *Bat Migrations in Europe: A Review of Banding Data and Literature*. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Numéro 28. 180 pages.

JONES G. (1990). Prey selection by Greater horseshoe bat *Rhinolophus ferrumequinum* : optimal foraging by echolocation ? *Journal of animal ecology*. Numéro 59. Pages 587-602.

JONES G., DUVERGÉ P.-L. & RANSOME R.-D. (1995). Conservation biology of an endangered species : field studies of Greater horseshoe bats. In : RACEY P.-A. & SWIFT S.-M. (Eds). Symposium Zoological Society London. Numéro 67. Pages 309-324.

- JONES G. & MORTON M. (1992). Radio-tracking studies on habitat use by greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*). In : (I.G. PRIEDE & SWIFT S.-M., ed.). Remote monitoring, monitoring, and tracking of animals. Ellis Horwood, Chichester. Pages 521-537.
- KAYIKCIOGLU A. & ZAHN A. (2004). High temperatures and the use of satellite roosts in *Rhinolophus hipposideros*. *Mammalian biology*. Numéro 69. Pages 337-341.
- KERTH G. & MELBER M., 2009. Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation*. Volume 142. Numéro 2. Pages 270-279.
- KIEFER A., MERZ H., RACKOW W., ROER H. & SCHLEGEL D. (1995). Bats as traffic casualties in Germany. *Myotis*. Numéro 32-33. Pages 215-220.
- LECOQ V. (2006). *Caractéristiques écologiques des rhinolophes* (Chiroptera : Rhinolophidae) dans le Parc national des Cévennes et sa périphérie. Mémoire pour l'obtention du diplôme de l'École pratique des hautes études. Université de Montpellier II. 99 pages.
- LESINSKI G. (2008). Linear landscape elements and bat casualties on roads—an example. *Annales of zoology fennica*. Numéro 45. Pages 277-280.
- LESINSKI G. (2007). Bat road casualties and factors determining their number. *Mammalia*. Numéro 71. Pages 138-142.
- LESINSKI G., SIKORA A. & OLSZEWSKI A., 2010. Bat casualties on a road crossing a mosaic landscape. *European journal of wildlife research*. Volume 57. Numéro 2. Pages 217-223.
- LUGON A. (1996). *Écologie du Grand rhinolophe* *Rhinolophus ferrumequinum* en Valais (Suisse) : habitat, régime alimentaire et stratégie de chasse. Travail de diplôme, Université de Neuchâtel. 106 pages.
- LUGON A. & ROUÉ S.-Y. (2002). Impacts d'une ligne TGV sur les routes de vol du Minioptère de Schreibers : de l'étude aux propositions d'aménagements. *Symbioses*. Numéro 6. Pages 39-40.
- MC ANEY C.-M. & FAIRLEY J.-S. (1988). Activity patterns of the lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* at summer roosts. *Journal of zoology of London*. Numéro 216. Pages 352-338.
- MC ANEY C.-M. & FAIRLEY J.-S. (1988). Habitat preference and overnight and seasonal variation in foraging activity of lesser horseshoe bats. *Acta theriologica*. Numéro 33. Pages 393-402.
- MARTINO M. (1998). *Écologie estivale d'une colonie de Grand rhinolophe* *Rhinolophus ferrumequinum* (Chiroptera : Rhinolophidae) à Ornans (Doubs). Mémoire B.T.S. Gestion et protection de la nature option Gestion des espaces naturels, L.E.G.T.A. Edgar Faure, Montmorot. 48 pages.
- MOTTE G. & LIBOIS R. (2002). Conservation of the Lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros* Bechstein, 1800) (*Mammalia: Chiroptera*) in Belgium. A case study of feeding habitat requirements. *Belgian journal of zoology*. Volume 132. Numéro 1. Pages 47-52.
- MUHLETHALER A., THEILER & ZINGG. P. (2000). The lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* in Switzerland: present status and recommendations. *Le Rhinolophe*. Numéro 14. Pages 69-83.
- NÉMOZ M., BARATAUD M., ROUÉ S. & SCHWAAB F. (2002). *Protection et restauration des habitats de chasse du Petit rhinolophe* (*Rhinolophus hipposideros*) : cartographie des habitats autour des colonies de mise bas : année 2002. SFEPM. Paris. 58 pages.
- PARK J.K., JONES G. & RANSOME R. (1999). Winter activity of a population of Greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Journal of zoology of London*. Numéro 248. Pages 419-427.
- PARK J.K., JONES G. & RANSOME R. (2000). *Torpor, arousal and activity of hibernating Greater horseshoe bats* (*Rhinolophus ferrumequinum*). 28 pages.
- RANSOME R.-D. (1997). Climatic effects upon foraging success and population changes of female Greater horseshoe bats. Zur Situation der Hufeisennasen in Europa. In : Arbeitskreis Fledermäuse Sachsen-Anhalt (Hsgb) : Zur Situation der Hufeisennasen in Europa. IFA-Verlag, Berlin. Pages 129-132.
- RANSOME R.-D. (1995). Earlier breeding shortens life in female Greater horseshoe bats. *Philosophical transaction of the Royal society of London*. Numéro 350. Pages 153-161.
- RANSOME R.-D. (1989). Population changes of Greater horseshoe bats studied near Bristol over the past twenty-six years. *Biological journal of the linnean society*. Numéro 38. Pages 71-82.
- RANSOME R.-D. & HUTSON A. (2000). *Action plan for the conservation of the greater horseshoe bat in Europe* (*Rhinolophus ferrumequinum*). Convention on the conservation of european wildlife and natural habitats. *Nature et environnement*. Numéro 109. 57 pages.
- ROSSITER S.-J., JONES G., RANSOME R.-D. & BARRATT E.-M. (2000b). Parentage, reproductive success and breeding behaviour in the Greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Proceed of the royal society of London*. Numéro 267. Pages 545-551.
- ROUÉ S.-Y. & NÉMOZ M. (2002). Mortalité exceptionnelle du Minioptère de Schreibers en France lors de l'année 2002. Bilan national. SFEPM. Paris. 28 pages.
- ROUÉ S.-G. (2002). Les Chiroptères de la Directive Habitats : le Petit rhinolophe, *Rhinolophus hipposideros* (Beschtein, 1800). *Arvicola*. Volume 14. Numéro 1. Pages 7-10.

RUSSELL A.-L., BUTCHKOSKI C.-M., SAIDAK L. & MAC CRACKEN G.-F. (2009). Road-killed bats, highway design, and the commuting ecology of bats. *Endangered species research*. Numéro 8. Pages 49-60.

RUSSO D., MUCEDDA M., BELLO M., BISCARDI S., PIDINCHEDDA E. & JONES G. (2007). Divergent echolocation call frequencies in insular rhinolophids (*Chiroptera*): a case of character displacement?. *Journal of biogeography*. Numéro 34. Pages 2129-2138.

SCHOFIELD H.-W. (1996). *The ecology and conservation biology of Rhinolophus hipposideros, the lesser horseshoe bat*. Unpublished PhD Thesis, University of Aberdeen.

SCHOFIELD H., MESSENGER J., BIRKS J. & JEMYN D. (date inconnue). *Foraging and roosting behaviour of Lesser horseshoe bats at the Ciliau, Radnor*. The Vincent wildlife trust. 25 pages.

SECKERDIECK A., WALTHER B. & HALLE S. (2005). Alternative use of two different roost types by a maternity colony of the Lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*). *Mammalian biology*. Volume 70. Numéro 4. Pages 201-209.

SOCIÉTÉ FRANÇAISE POUR L'ETUDE ET LA PROTECTION DES MAMMIFÈRES & MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE (2008). *Chiroptères cavernicoles*. 104 pages. Disponible en ligne sur : <http://www.sfepm.org/LifeChiropteres/images2/Resultats%20life/P1-43.pdf> et <http://www.sfepm.org/LifeChiropteres/images2/Resultats%20life/P44-104.pdf>

SOCIÉTÉ FRANÇAISE POUR L'ÉTUDE ET LA PROTECTION DES MAMMIFÈRES (2008). *Site internet du Life Chiroptères Grand Sud « Conservation de trois chiroptères cavernicoles dans le Sud de la France : Rhinolophe euryale, Murin de Capaccini et Minioptère de Schreibers »*. Programme Life-Nature 2004-2008. Disponible en ligne sur : <http://www.sfepm.org/LifeChiropteres/Accueil.htm> (Consulté en mai 2012)

STEBBINGS R.-E. & ARNOLD H.-R. (1987). Assessment of trends in size and structure of a colony of the Greater horseshoe bat. *Symposium zoological society of London*. Numéro 58. Pages 7-24.

URCUN J.-P. (1999). Habitat et activités de chasse des chiroptères menacés en Europe : synthèse des connaissances actuelles en vue d'une gestion conservatrices - le Rhinolophe euryale *Rhinolophus euryale* (Blasius, 1853). *Le Rhinolophe*. Volume special n° 2. Pages 44-45.

ZAHN A., HOLZHAIDER J., KRINER E., MAIER A. & KAYIKCIOGLU A. (2007). Foraging activity of *Rhinolophus hipposideros* on the Island of Herrenchiemsee, Upper Bavaria. *Mammalian biology*. Numéro 73. Pages 222-229.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Grand rhinolophe (Rhinolophus ferrumequinum (Schreber, 1774)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 18 pages.



Photo Xavier Houard

La leucorrhine à large queue

Leucorrhinia caudalis

La Leucorrhine à large queue

Leucorrhinia caudalis (Charpentier, 1840)

Insectes, Odonates (Anisoptères), Libellulidés



© Xavier HOUARD

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités de la Leucorrhine à large queue, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Leucorrhine à large queue appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Dommanget <i>et al.</i>, 2009 Grand & Boudot, 2006 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 Site internet PNA Odonates Site internet Sfo	La Leucorrhine à large queue a une répartition européenne s'étendant de la France jusqu'à l'Oural et la Scandinavie. Elle est particulièrement présente dans le Nord-est de l'Europe (Est de l'Allemagne, Sud de la Finlande, Pologne), alors qu'elle est bien plus rare et localisée vers l'Ouest et le Sud (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Dijkstra & Lewington, 2007). En France, cette espèce est en limite de son aire de répartition (Dommanget <i>et al.</i>, 2009). Elle est donc assez rare à très rare, même si on trouve des populations importantes dans le Nord-est du pays, où se situe ses principaux noyaux de population. Plus au Sud-ouest, sa répartition est plus morcelée, avec notamment une présence assez marquée dans les régions Centre et Aquitaine. Elle est actuellement citée dans au moins 23 départements (Grand & Boudot, 2006 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Site internet PNA Odonates ; Site internet Sfo).

Evolution récente D'après : Baeta <i>et al.</i>, 2012 Dommanget <i>et al.</i>, 2009 Goffart <i>et al.</i>, 2006 Grand & Boudot, 2006 Kalkman <i>et al.</i>, 2010 Keller <i>et al.</i>, 2010 Mauersberger, 2009 Motte, 2012 Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie, 2002 Sansault, 2011 Velle, 2012	Sur l'ensemble de son aire de distribution, les populations ont longtemps régressé et la plupart de celles qui restent sont spatialement isolées (Keller <i>et al.</i>, 2010). Actuellement, elle est en expansion dans toute l'Europe occidentale (Mauersberger, 2009) : elle a récemment été redécouverte en Belgique, d'où elle avait disparu au début du XIX^e siècle (Goffart <i>et al.</i>, 2006 ; Motte, 2012) et aux Pays-Bas, d'où elle avait disparu dans les années 1990 (Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie, 2002). Ses populations ouest-européennes sont de mieux en mieux connues. Après un déclin confirmé en France (Grand & Boudot, 2006), l'espèce a récemment fait l'objet de nombreuses (re)découvertes. Sa densification dans l'Est du pays et sa progression vers l'Ouest sont évidentes, notamment en région Centre, même si l'amélioration de la prospection pourrait participer à ce constat (Baeta <i>et al.</i>, 2012 ; Sansault, 2011 ; Velle, 2012) et en Bretagne (Forum Boyeria ; Forum Bretagne Vivante), et ceci même dans des régions où elle n'avait jamais été observée. En Europe, elle a été considérée tout d'abord comme « En danger » (Grand & Boudot, 2006). La liste rouge européenne la classe maintenant comme « Préoccupation mineure » au niveau de l'Europe géographique et « Quasi menacée » à l'échelle des 27 pays membres de la Communauté Européenne. Ses populations sont globalement jugées stables à l'échelle de l'Europe (Kalkman <i>et al.</i>, 2010). En France par contre, elle est considérée comme « en danger » : Dommanget <i>et al.</i> (2009) l'estiment très menacée mais pas encore « en danger critique d'extinction ». Ce statut devra être rapidement réévalué en fonction des dernières données concernant son expansion actuelle, qui semble progressive et durable (Boudot, com. pers.). Cette espèce figure par ailleurs à l'annexe IV de la directive Habitats-Faune-Flore et est protégée en France par l'article 2 de l'arrêté de 2007.

Phylogénie et phylogéographie D'après : Hovmöller & Johansson, 2004	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche. La phylogénie du genre <i>Leucorrhinia</i> a été précisée par Hovmöller & Johansson (2004) grâce à une analyse génétique couplée à l'étude des épines larvaires. Des informations peuvent être trouvées dans cet article.

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce	La Leucorrhine à large queue n'est pas une espèce migratrice. Elle n'est donc pas concernée par cette partie.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et structuration de l'espace

Habitat D'après : Bardet & Hauguel, 2003 Courant & Mème-Lafond, 2011 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Dommanget <i>et al.</i>, 2009 Doucet & Ruffoni, 2012 Dubech, 2009 Dupont <i>et al.</i>, 2010 Heidemann & Seidenbusch, 2002 Hessen-Forst, 2010 Labbaye, 2011 Mikolajewski & Rolf, 2004 Prévost & Durepaire, 1994 Proess, 1998 Vonwil, 2011 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	La Leucorrhine à large queue fréquente les mares, étangs et lacs eutrophes, mésotrophes et oligotrophes, tourbeux ou non, en paysage souvent forestier et riches en végétation aquatique immergée et flottante, telles que les nénuphars et les potamots (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Dubech, 2009 ; Courant & Mème-Lafond, 2011 ; Labbaye, 2011). Elle est également présente dans les annexes hydrauliques aux eaux claires et bien oxygénées des grands cours d'eau, ainsi que dans les anciennes fosses de détournement des tourbières mésotrophes. C'est une espèce de plaine que l'on retrouve jusque vers 600 mètres d'altitude (Heidemann & Seidenbusch, 2002). Les plans d'eau favorables se trouvent dans différents types de milieux plus ou moins boisés : pelouses, prairies, friches, landes, bas-marais, grands massifs forestiers... La présence d'arbres ou de buissons à proximité est importante (Dupont <i>et al.</i>, 2010). En forêt, le site doit rester suffisamment ensoleillé (Deliry <i>et al.</i>, 2008). Cependant, sur certaines stations suisses, il semble que la présence de ligneux ne soit pas une exigence stricte, car de grandes populations sont présentes sur des sites qui en sont dépourvus (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Vonwil, 2011). La grande majorité des stations concernent des plans d'eau d'origine anthropique. Il s'agit souvent d'anciens sites d'exploitation de la tourbe ou d'étangs à vocation piscicole. L'espèce colonise aussi les bras morts et les anciennes gravières bien végétalisées (Doucet & Ruffoni, 2012 ; Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010). Vonwil (2011) précise que les plans d'eau les plus favorables sont assez grands (au moins un demi-hectare), sont alimentés par les eaux souterraines et ne possèdent pas d'affluents. Ceci n'est toutefois pas généralisable. Des mares de 30 m² peuvent aussi être favorables (Prévost & Durepaire, 1994 ; Dubech, 2009 ; Hessen-Forst, 2010).

	La végétation aquatique est un élément déterminant. Ainsi, la présence de nymphéas ou de potamots est un facteur très favorable (Dommanget <i>et al.</i>, 2009 ; Courant & Mème-Lafond, 2011). Bardet & Hauguel (2003) estiment qu'un recouvrement d'herbier flottant entre 30 et 70 % est optimal. Un recouvrement trop important est par contre défavorable (Vonwil, 2011). La présence de végétation immergée (Characées, Myriophylles, Utriculaires, ou Renoncles aquatiques notamment) est aussi très importante pour le développement des larves (Proess, 1998 ; Heidemann & Seidenbusch, 2002 ; Labbaye, 2011). Un recouvrement de 10 à 50 % selon le type d'herbier semble être un optimum. Les étangs sans végétation ou trop encombrés sont par contre défavorables. La profondeur des plans d'eau occupés est variable (Courant & Mème-Lafond, 2011). Bardet & Hauguel (2003) précisent que, sur leur zone d'étude, les Leucorrhines sont absentes des étangs les plus profonds (à partir de 1,5 à 2 m sur l'ensemble de leur surface). Les auteurs relient cette observation au fait que les herbiers ne peuvent pas se développer si la profondeur est trop importante. Par contre, en Suisse, les plans d'eau idéaux ont une profondeur comprise entre 1,5 et 3 mètres (5 au maximum), ce qui semble garantir une surface durablement ouverte et de bonnes conditions thermiques (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Vonwil, 2011). En Poitou-Charentes également, l'espèce est présente dans les plans d'eau d'une profondeur supérieure à 1,5 mètre (Dubech, 2009) et Prévost & Durepaire (1994) précisent que la profondeur maximale moyenne est de 2,20 mètres. Labbaye (2011) estime que de fortes fluctuations du niveau d'eau peuvent être défavorables à l'herbier. Une berge en pente douce est généralement considérée comme plus favorable (Dupont <i>et al.</i>, 2010), mais des rives plus abruptes sont également possibles (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Vonwil, 2011). Par exemple, en Poitou-Charentes, la Leucorrhine à large queue est présente sur des mares aux parois abruptes (Prévost & Durepaire, 1994 ; Dubech, 2009). Les larves portent des épines latérales et dorsales bien développées sur leurs différents segments abdominaux (Heidemann & Seidenbusch, 2002), ce qui diminue par quatre le risque de prédation lors d'attaques par l'arrière par les poissons (Mikolajewski & Rolf, 2004). Elles peuvent ainsi supporter la présence de certains poissons (Dijkstra & Lewington, 2007), d'autant plus qu'elles se tiennent parmi les herbiers immergés qui leur servent alors de refuge (Bardet & Hauguel, 2003 ; Grand & Boudot, 2006). Cependant, la présence de carpes herbivores peut endommager la végétation aquatique, et donc menacer les populations de Leucorrhines (Deliry <i>et al.</i>, 2008).
Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Bardet & Hauguel, 2003 Courant & Mème-Lafond, 2011 Hessen-Forst, 2010	La Leucorrhine à large queue est une espèce volante à l'âge adulte. Pendant la phase de maturation, les jeunes adultes peuvent s'éloigner des sites de reproduction et sont observés dans des milieux variés, tels que les landes ou les friches (Courant & Mème-Lafond, 2011), ou également dans les prairies humides à proximité du plan d'eau (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005). Les adultes matures se déplacent ensuite principalement au-dessus du plan d'eau, parfois à des hauteurs importantes (Bardet & Hauguel, 2003) et également dans les arbres et arbustes à proximité, notamment pour les mâles en attente d'un territoire disponible ou lorsque le temps est couvert (Hessen-Forst, 2010). Le déplacement des larves se fait sur le substrat, au fond de l'eau. Les jeunes larves s'abritent dans la végétation immergée dans la partie superficielle de l'eau. Plus âgées, elles peuvent regagner le fond et se dissimuler dans la litière (Hessen-Forst, 2010). Les émergences s'effectuent dans la végétation des rives ou émergeant des eaux peu profondes.
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Bardet & Hauguel, 2003 Bolliger <i>et al.</i>, 2011 Courant & Mème-Lafond, 2011 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dijkstra & Lewington, 2007 Dupont <i>et al.</i>, 2010 Grand & Boudot, 2006 Hessen-Forst, 2010 Pajunen, 1964 Wildermuth <i>et al.</i>, 2005	Les larves vivent principalement dans la végétation aquatique et aucune étude n'a été réalisée sur leur déplacement éventuel au sein du plan d'eau. Cependant, Courant & Mème-Lafond (2011) signalent que les émergences peuvent avoir lieu dans des zones différentes des lieux de ponte, impliquant des déplacements larvaires au sein du plan d'eau. Quoi qu'il en soit, les principaux déplacements sont le fait des adultes. Ils volent de mi-mai (voire mi-avril) à début août, avec un pic en mai ou juin selon le climat local (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010). Les émergences s'étalent sur quatre semaines et la maturation des jeunes adultes dure une dizaine de jours (Grand & Boudot, 2006 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010). L'adulte a ensuite une durée de vie de quelques semaines (Hessen-Forst, 2010). Très peu d'informations sont disponibles sur les habitudes de vol de la Leucorrhine à large queue (Bolliger <i>et al.</i>, 2011). Les deux sexes se posent fréquemment sur la végétation flottante, notamment sur les feuilles de Nymphéa, où les mâles établissent leur territoire et guettent d'éventuelles proies (Pajunen, 1964 ; Bardet & Hauguel, 2003). Les déplacements sur le site concernent essentiellement la défense du territoire pour les mâles et la recherche de zones de ponte pour la femelle (Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007). A l'intérieur d'un site, la distance des déplacements dépend probablement de la taille du plan d'eau et des milieux environnants. L'activité varie au cours de la journée : elle est maximale de la fin de la matinée jusqu'au début de l'après-midi (Hessen-Forst, 2010). De plus, à l'échelle du site, les déplacements sont influencés par le vent, les zones abritées étant beaucoup plus fréquentées. Pour cela, la présence de buissons ou de grands hélophytes sur les rives est un paramètre important concernant l'implantation de l'espèce (Bardet & Hauguel, 2003).

ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité D'après : Dijkstra & Lewington, 2007 Grand & Boudot, 2006 Pajunen, 1964	Les mâles sont territoriaux et présentent une nette agressivité à l'encontre de leurs congénères ou envers les autres odonates. Ils défendent un territoire de 10 à 20 m² à partir de leur poste de guet (surtout des feuilles de Nymphéa). Contrairement aux autres Leucorrhines, leur territorialité se maintient et leur agressivité vis-à-vis de leurs rivaux s'accroît lorsque la densité de population augmente (Pajunen, 1964). L'accouplement, qui dure 5 à 30 min, se déroule dans le territoire du mâle (Pajunen, 1964 ; Grand & Boudot, 2006). La femelle commence à pondre dans le territoire du mâle puis poursuit en dehors. Elle peut être gardée par le mâle qui vole alors au point fixe à proximité (Grand & Boudot, 2006) ou peut pondre seule (Dijkstra & Lewington, 2007).
Densité de population D'après : Courte, 2010 Deliry <i>et al.</i> , 2008 Dommanget <i>et al.</i> , 2009 Keller <i>et al.</i> , 2010 Vonwil, 2011	La France étant en limite d'aire de répartition, on peut trouver de très petites populations plus ou moins isolées (Dommanget <i>et al.</i>, 2009). Cependant, rien ne permet d'affirmer qu'elles soient pérennes à long terme. Des populations plus importantes sont parfois observées. Ainsi, en Rhône-Alpes, le plus grand nombre d'individus observés simultanément sur un plan d'eau est de plus de 50 mâles (Deliry <i>et al.</i>, 2008), mais cette valeur est à relativiser du fait de la territorialité de l'espèce : de nombreux mâles restent à l'écart de l'eau. Les populations lorraines se situent fréquemment entre 250 et 500 individus visibles (Courte, 2010) et des densités d'exuvies de 120 sur 50 mètres de rives ont été dénombrées (Boudot, com. pers.). Une étude suisse a montré la grande variabilité de la taille des populations, celles-ci allant de moins de 20 à 9 000 individus (Keller <i>et al.</i>, 2010). Les auteurs notent que les sites abritant les plus petites populations ne sont pas occupés en permanence. De plus, la Leucorrhine à large queue présente souvent de fortes fluctuations d'effectifs, pouvant être dues aux conditions météorologiques lors des émergences (Vonwil, 2011).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : Hessen-Forst, 2010 Vonwil, 2011	Aucune information n'est disponible sur la surface minimale pour qu'une population soit viable. Cependant, la Leucorrhine à large queue peut se développer dans des mares de petites dimensions : la taille du plan d'eau varie entre 30 m² et 220 hectares et est le plus souvent comprise entre 0,4 et 2 hectares (Hessen-Forst, 2010). Pour Vonwil (2011), la taille minimale pour qu'un plan d'eau soit très favorable devrait être un demi-hectare.
Effectif minimum pour un noyau de population D'après : Ellwanger <i>et al.</i> , 2006 Sachteleben <i>et al.</i> , 2010	Ellwanger <i>et al.</i> (2006) considèrent qu'une population est en « excellente santé » si le nombre de mâles adultes observés pour un plan d'eau est supérieur à 30 individus. L'état de conservation est jugé « mauvais » en dessous de 5 mâles. Une estimation à partir des exuvies est également proposée : la somme de deux visites pendant la période d'émergence doit permettre de trouver au moins une exuvie par mètre de berge pour une population en « excellent » état de conservation. Cet état est jugé « mauvais » si moins de 0,1 exuvie est trouvée par mètre (Sachteleben <i>et al.</i>, 2010).
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Baeta <i>et al.</i> , 2012 Courte, 2010 Deliry <i>et al.</i> , 2008 Dommanget <i>et al.</i> , 2009 Hessen-Forst, 2010 Keller <i>et al.</i> , 2010 Sansault, 2011	Il existe très peu d'informations sur la structure interpopulationnelle de la Leucorrhine à large queue. Il semble qu'elle s'organise souvent en complexes de populations plus ou moins connectées entre elles selon la distance les séparant (Hessen-Forst, 2010 ; Keller <i>et al.</i>, 2010). On peut par exemple la retrouver dans des mosaïques d'étangs en milieux ouverts ou boisés, ou dans des réseaux de mares tourbeuses (Deliry <i>et al.</i>, 2008). Ainsi, en Indre-et-Loire, Sansault (2011) et Baeta <i>et al.</i> (2012) ont observé la présence de l'espèce dans plusieurs plans d'eau d'un large complexe d'étangs et de mares forestiers. Dans certaines situations, notamment en limite d'aire, les populations peuvent être très isolées (Dommanget <i>et al.</i>, 2009 ; Keller <i>et al.</i>, 2010). Ainsi, il ne reste parfois qu'un seul site fonctionnel dans le rayon de dispersion des adultes. Les plus petites populations peuvent s'éteindre régulièrement et sont ensuite recolonisées par les populations voisines plus importantes (Keller <i>et al.</i>, 2010), ce qui suppose un fonctionnement en métapopulation. Ces sites ne sont donc pas occupés tous les ans. Cependant, cette recolonisation n'est possible que s'il existe des populations suffisamment proches. Une étude en Suisse a montré que deux populations distantes de plus de 30 kilomètres étaient très différenciées génétiquement, montrant que seuls de très rares échanges étaient possibles entre ces deux populations. Par contre, la colonisation de sites restaurés a été observée de 500 mètres à 7 kilomètres des populations existantes. Une colonisation à une distance entre 30 et 50 kilomètres a même été notée. Ainsi, les auteurs estiment que des sites éloignés par moins de 7 kilomètres peuvent être considérés comme proches, alors que des sites éloignés de 50 kilomètres sont considérés comme isolés (Keller <i>et al.</i>, 2010). Dans le Baden-Württemberg, dans un complexe de stations généralement séparées les unes des autres par moins de 15 kilomètres, les auteurs estiment que les populations sont connectées (Hessen-Forst, 2010). De même, en Lorraine, plusieurs sites ne sont séparés que de quelques kilomètres. Ils peuvent donc avoir des échanges réguliers (Courte, 2010) et même le cas échéant fonctionner en métapopulation (ce qui reste à démontrer).
Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Si les larves peuvent se déplacer sur le substrat au fond de l'eau, ces mouvements ne participent pas à la dispersion entre populations.

Distance de dispersion	Les déplacements larvaires n'ont jamais été étudiés.
Milieux empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent sur le substrat.
Fidélité au lieu de naissance	La fidélité au lieu de naissance dépend du déplacement des larves. Ceux-ci sont mal connus mais probablement faibles.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Deliry <i>et al.</i> , 2008 Grand & Boudot, 2006 Keller <i>et al.</i> , 2010 Mauersberger, 2009 Wildermuth, 1994 Vonwill, 2005	Les mâles restent généralement à proximité immédiate des zones de reproduction, alors que les femelles n'y retournent que pour l'accouplement et la ponte. Certains déplacements sur de longues distances permettent la dispersion d'individus, les échanges entre populations et la colonisation de nouveaux sites. Ainsi, la redécouverte récente de l'espèce en Belgique et aux Pays-Bas est liée à la colonisation de stations favorables depuis d'autres populations européennes. Dans l'Est de l'Allemagne également, des expansions avaient été notées en 2008 (Mauersberger, 2009). Ces déplacements longs semblent être principalement le fait d'individus en maturation (Keller <i>et al.</i>, 2010). Keller <i>et al.</i> (2010) estiment que la plupart des déplacements de dispersion se font pendant la phase de maturation des jeunes adultes. Cette période dure une dizaine de jours (Grand & Boudot, 2006). Cependant, ces déplacements sont difficiles à suivre, car du fait de la forte mortalité à cet âge, les études de capture-marquage-recapture sont peu efficaces. Des taux de recapture d'à peine 6 % ont été observés (Wildermuth, 1994 <i>in</i> Keller <i>et al.</i>, 2010). Les connaissances à ce sujet demeurent donc lacunaires. La Leucorrhine à large queue est une espèce principalement sédentaire : très peu de déplacements supérieurs à 5 kilomètres ont pu être mis en évidence, que ce soit par des observations sur le terrain ou par des études génétiques. De plus, une étude de capture-marquage-recapture a permis de montrer que la plupart des individus sont retrouvés sur le plan d'eau où ils ont été marqués : seuls 2,5 % des individus revus se sont déplacés entre sites (Keller <i>et al.</i>, 2010). Néanmoins, un suivi de la colonisation de nouveaux sites a permis de détecter plusieurs déplacements entre 50 mètres et 7 kilomètres, ainsi qu'une colonisation à environ 30-50 kilomètres (Keller <i>et al.</i>, 2010). De plus, Vonwill (2005) a pu observer des déplacements entre 5 et 10 kilomètres du site d'origine. Deliry <i>et al.</i> (2008) estiment qu'en Rhône-Alpes certaines mentions dans des vallées loin de populations connues concernent probablement des individus erratiques, indiquant que cette espèce peut présenter occasionnellement des capacités de déplacement importantes.
Fidélité au site D'après : Keller <i>et al.</i> , 2010	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée. La fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire pourrait cependant être traitée, mais elle semble n'avoir jamais été spécifiquement étudiée chez cette espèce. Cependant, les études de capture-marquage-recapture montrent que beaucoup d'individus restent sur le site d'où ils ont émergé (Keller <i>et al.</i>, 2010). Des échanges entre sites ont toutefois été observés. Les auteurs estiment qu'ils sont principalement dus aux jeunes adultes, très mobiles, qui se reproduisent sur les sites favorables rencontrés lors de leurs déplacements pendant la phase de maturation.
Fidélité au partenaire	Compte tenu du caractère annuel de l'adulte, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée.
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Bolliger <i>et al.</i> , 2011 Courant & Mème-Lafond, 2011 Hessen-Forst, 2010 Wildermuth <i>et al.</i> , 2005	Pendant la période de maturation, les individus semblent particulièrement mobiles (Keller <i>et al.</i>, 2010). Ils peuvent ainsi s'éloigner des plans d'eau, parfois sur plusieurs kilomètres. Les milieux traversés n'ont pas été spécifiquement étudiés. Ils dépendent des paysages présents autour des sites d'émergence. Des individus sont régulièrement observés dans les prairies, les landes, les friches et également dans les arbres et arbustes (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Hessen-Forst, 2010 ; Courant & Mème-Lafond, 2011). Sur un site en Lorraine, Courte (2010) précise que les immatures sont fréquemment observés dans une bande enherbée et des bouquets de saules à l'arrière de l'étang et également dans un champ de blé situé à proximité, où ils peuvent profiter de l'ensoleillement en s'abritant du vent. Une étude en Suisse tend à démontrer que certains éléments du paysage, tels que les haies, les zones boisées ou les plans d'eau, ne semblent pas influencer les taux de dispersion de l'espèce. Ainsi, les auteurs estiment que ces éléments de la structure du paysage ne sont pas une barrière et que le concept de corridor écologique ne peut s'appliquer à cette espèce dans le contexte de l'étude en question (Bolliger <i>et al.</i>, 2011).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Bardet & Hauguel, 2003 Deliry <i>et al.</i> , 2008	L'une des causes de la régression observée par le passé est la pisciculture des plans d'eau pour la pêche (Bardet & Hauguel, 2003 ; Grand & Boudot, 2006 ; Keller <i>et al.</i>, 2010). En effet, même si les larves sont capables de supporter la présence de poissons, les herbiers aquatiques, indispensables aux larves, subissent parfois de gros dégâts, comme cela a notamment pu être observé avec des carpes dans une réserve naturelle de Rhône-Alpes (Deliry <i>et al.</i>, 2008). D'autres atteintes à l'habitat peuvent également menacer les populations de Leucorrhine à large queue. On peut

Grand & Boudot, 2006 Keller <i>et al.</i> , 2010 Vonwil, 2011 Wildermuth <i>et al.</i> , 2005	notamment citer le curage, la pollution de l'eau (notamment par eutrophisation), le faucardage des hydrophytes flottants, l'envasement, la modification du régime des eaux (mise en relation de plans d'eau, établissement d'affluents ou d'effluents, régulation du niveau d'eau) (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005 ; Grand & Boudot, 2006 ; Vonwil, 2011). L'envahissement des surfaces d'eau libre par les roseaux ou par un trop grand développement de la végétation flottante est défavorable (Wildermuth <i>et al.</i>, 2005). Pour cela, le remplacement des zones de Nymphéas par des Nénuphars jaunes (pouvant traduire une modification du fonctionnement hydraulique) peut être problématique car ces derniers peuvent recouvrir entièrement le plan d'eau (Grand & Boudot, 2006). Keller <i>et al.</i> (2010) signalent que le déclin parfois observé de la végétation immergée et flottante peut être causée par des changements de composition chimique de l'eau, des changements du cycle thermique ou une augmentation de la turbidité de l'eau. Cette augmentation de la turbidité peut notamment être due à l'activité fousseuse de certains poissons comme les carpes (Vonwil, 2011). Ces diverses modifications de milieux entraînent une réduction de l'habitat favorable disponible, isolant de plus en plus les populations restantes. Keller <i>et al.</i> (2010) ont montré que des populations suisses isolées entre elles subissaient un « étranglement génétique » se traduisant par une faible diversité génétique en leur sein. Ces populations sont donc plus sensibles et plus vulnérables à des événements stochastiques (modification accidentelle et brutale du milieu, météorologie défavorable lors de l'émergence...) qui pourraient occasionner leur extinction. De plus, en cas d'extinction, si les autres populations sont trop éloignées, la station ne pourra que difficilement être recolonisée.
Importance de la structure paysagère D'après : Bardet & Hauguel, 2003 Bolliger <i>et al.</i>, 2011 Courant & Mème-Lafond, 2011 Courte, 2010 Deliry <i>et al.</i>, 2008 Dupont <i>et al.</i>, 2010 Keller <i>et al.</i>, 2010	La colonisation de nouveaux sites est possible si la connectivité est fonctionnelle. Ainsi, la création ou la restauration de mares fournissant des habitats favorables (hydrophytes à feuilles flottantes) dans le rayon de dispersion moyen des populations existantes est un moyen efficace de préserver cette espèce (Keller <i>et al.</i>, 2010). Les auteurs conseillent une distance maximale de cinq kilomètres pour être certain que des échanges d'individus pourront se faire. Même des mares de petites surfaces peuvent être intéressantes si l'habitat est favorable. Ainsi, elles favoriseront les déplacements des individus issus de populations plus grandes en créant des continuités selon le principe des « pas japonais ». Courte (2010) observe d'ailleurs cette situation avec un étang, distant de quatre kilomètres, qui ferait un relais entre deux ensembles de plans d'eau. Mais des études de capture-marquage-recapture seraient nécessaires pour confirmer cette hypothèse. La structure du paysage ne semble pas avoir d'effet notable sur la dispersion, comme l'a montré une étude réalisée en Suisse (Bolliger <i>et al.</i>, 2011). C'est donc principalement la distance entre les surfaces d'habitat favorable qui semble être importante. Néanmoins, la présence de strates arborées ou buissonnantes (boisements, haies, landes, friches...), pouvant être en mosaïque avec des strates herbacées (prairies, bas-marais...), à proximité des plans d'eau semble être un paramètre important rendant les plans d'eau plus accueillants et donc plus attractifs pour les individus migrants (Bardet & Hauguel, 2003 ; Deliry <i>et al.</i>, 2008 ; Dupont <i>et al.</i>, 2010 ; Courant & Mème-Lafond, 2011).
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Les déplacements sont influencés par le vent, les zones abritées étant beaucoup plus fréquentées. Pour cela, la présence de buissons ou de grands héliophytes sur les rives est un paramètre important concernant l'implantation de l'espèce (Bardet & Hauguel, 2003). Les conditions météorologiques influent également sur le développement larvaire. En effet, la jeune larve éclot au bout de 2 à 6 semaines en fonction de la température (Grand & Boudot, 2006). La phase larvaire dure ensuite un à deux ans et comprend 12 stades (Heidemann & Seidenbusch, 2002 ; Mikolajewski <i>et al.</i>, 2004 ; Grand & Boudot, 2006 ; Hessen-Forst, 2010). D'après une modélisation prospective réalisée à l'échelle de l'Europe, la Leucorrhine à large queue pourrait perdre au moins 30 % de son aire de distribution actuelle à l'horizon 2035. Le modèle prédit notamment une très forte régression voire une disparition en France (Jaeschke <i>et al.</i>, 2013). Il semble que ce soit la seule étude tentant d'estimer les effets du changement climatique sur cette espèce. Cependant, même si cette étude prédictive nous alerte sur les risques climatiques, elle ne peut être utilisée telle quelle pour établir une stratégie de conservation, d'autant que l'on observe pour l'instant une expansion vers l'ouest et une densification de l'espèce en Europe occidentale. Mauersberger (2009) estime au contraire que le changement climatique pourrait être un facteur expliquant la récente progression de la répartition et de l'abondance de l'espèce dans le Nord-est de l'Allemagne. L'auteur reste cependant très prudent sur un réel lien de conséquence entre les deux phénomènes concomitants (augmentation des températures moyennes et extension de l'espèce). Il est peu vraisemblable que l'accroissement des populations d'une espèce d'Europe septentrionale en Europe occidentale puisse être dû au réchauffement du climat (Boudot, com. pers.).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	

Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Keller *et al.*, 2010) et ont donné des résultats intéressants. Elles pourraient donc être reproduites pour préciser les déplacements des adultes. Des études génétiques pourraient également être envisagées, comme cela se fait sur d'autres espèces, pour mieux connaître les échanges entre les populations.

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Trois autres espèces de leucorrhines (genre *Leucorrhinia*) ont des traits de vie assez proches de la Leucorrhine à large queue et sont également sélectionnées comme espèces de cohérence nationale pour la TVB dans plusieurs régions. Il s'agit de la Leucorrhine à gros thorax (*L. pectoralis* (Charpentier, 1825)), sélectionnée en Aquitaine, Bourgogne, Centre, Champagne-Ardenne, Franche-Comté, Lorraine, Picardie, Poitou-Charentes et Rhône-Alpes, la Leucorrhine douteuse (*L. dubia* (Vander Linden, 1825)), sélectionnée en Alsace, Auvergne, Franche-Comté, Limousin, Lorraine et Rhône-Alpes, et la Leucorrhine à front blanc (*L. albifrons* (Burmeister, 1839)), sélectionnée en Aquitaine, Franche-Comté, Poitou-Charentes et Rhône-Alpes).

Ces trois espèces fréquentent principalement des plans d'eau peu profonds, oligotrophes à mésotrophes, souvent localisés en milieux boisés. *L. dubia* se trouve préférentiellement en eaux acides et oligotrophes (tourbières notamment), alors que les deux autres espèces sont moins sensibles à ces deux paramètres : on les retrouve également dans des bras morts, lacs mésotrophes... (Bardet & Hauguel, 2003 ; Grand & Boudot, 2006 ; Dijkstra & Lewington, 2007 ; Doucet, 2007). Elles ont toutes les trois un cycle larvaire de deux ans et leurs larves sont plus sensibles que celles de *L. caudalis* à la prédation par les poissons (Grand & Boudot, 2006).

Les capacités de vol sont quelque peu différentes. Alors que *Leucorrhinia caudalis* a une distance de dispersion d'environ 7 km, les Leucorrhines à front blanc et à gros thorax sont plus mobiles, avec des distances respectives de 18 km et 27 km (Jaeschke *et al.*, 2013). *L. dubia* semble avoir également une grande dispersion (Mikolajewski *et al.*, 2010). Prot (2001) cite un certain nomadisme pour *L. pectoralis*. Ainsi, il a pu observer un mâle chassant sur un étang forestier dont la population connue la plus proche était située à plus de 45 km. Cependant, si les capacités de dispersion sont importantes en termes de distance, le taux de dispersion reste assez faible chez ces trois espèces, à l'image de la Leucorrhine à large queue.

Le comportement territorial diffère de celui de la Leucorrhine à large queue. En effet, les mâles défendent leur territoire et repoussent activement les autres prétendants, mais cette territorialité diminue lorsque la densité de population augmente, alors qu'elle s'accroît chez *L. caudalis* (Pajunen, 1962a, 1962b, 1963, 1964, 1966 ; Wildermuth, 1992, 1994 ; Wischhof, 1997 ; Grand & Boudot, 2006).

Concernant un éventuel impact des changements climatiques, la modélisation de Jaeschke *et al.* (2013) prévoit un effet identique pour *L. albifrons* et *L. caudalis* : ces deux espèces sont supposées perdre au moins 30 % de leur distribution actuelle à l'horizon 2035. *L. pectoralis* en revanche est sensée gagner en surface de distribution en Europe de l'Est et du Nord. Pour les trois espèces, le modèle prévoit une très forte régression voire une disparition en France (Jaeschke *et al.*, 2013). L'impact sur *L. dubia* n'a pas été modélisé. Il est néanmoins clair que ces types d'études n'en sont qu'à leurs balbutiements et que les interprétations doivent être très prudentes.

En tenant compte de ces similitudes et de ces différences, les informations proposées pour la Leucorrhine à large queue peuvent être utiles à la compréhension des traits de vie et des besoins de continuités de ces trois autres leucorrhines. Cependant, pour avoir des données plus précises, notamment sur les capacités de dispersion, une recherche bibliographique spécifique reste nécessaire.

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

Jean-Pierre BOUDOT, Université de Lorraine / Société française d'Odonatologie (SfO)
Frédéric MORA, Opie Franche-Comté

> Bibliographie consultée :

BAETA R., SANSAULT É. & PRÉSENT J. (2012). Répartition et première estimation quantitative des populations de *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840) en Indre-et-Loire (37), région Centre (Odonata, Anisoptera : Libellulidae). *Martina*. Tome 28, fascicule 2. Pages 109-119.

BARDET O. & HAUGUEL J.-C. (2003). *Contribution à la connaissance de l'écologie de Leucorrhinia caudalis et Leucorrhinia pectoralis (Odonata) dans les marais de la Souche (Aisne – France)*. 14 pages.

BOLLIGER J., KELLER D. & HOLDEREGGER R. (2011). When landscape variables do not explain migration rates: An example from an endangered dragonfly, *Leucorrhinia caudalis* (Odonata: Libellulidae). *European Journal of Entomology*. Volume 108. Pages 327-330.

COURANT S. & MÊME-LAFOND B. (2011). Écologie et gestion des populations de *Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839) et *L. caudalis* (Charpentier, 1840) (Odonata, Anisoptera : Libellulidae) sur un étang du Saumarois (département du Maine-et-Loire). *Martina*. Tome 27, fascicule 2. Pages 81-94.

COURTE C. (2010). *Étang de Pannes (54) – Plan de gestion – Diagnostic entomologique*. Conservatoire des Sites Lorrains. 16 pages.

DELIRY C., coord. (2008). *Atlas illustré des libellules de la région Rhône-Alpes*. Groupe Sympetrum, Muséum d'Histoire Naturelle de Grenoble. Biotopie, Mèze, Collection Parthénope. 408 pages.

DIJKSTRA K.-D. B. & LEWINGTON R. (2007). *Guide des Libellules de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Paris. 320 pages.

DOMMANGET J.-L., PRIOUL B. & GAJDOS A. (2009). *Document préparatoire à une Liste Rouge des Odonates de France métropolitaine complétée par la liste des espèces à suivre prioritaire*. Document original en 2007, mis à jour en 2009. Société française d'Odonatologie. 47 pages.

DOUCET G. (2007). *Les Odonates des tourbières de Haute-Saône (70) : Recherche des différents cortèges et caractérisation des habitats larvaires. Exemple de la Leucorrhinie à gros thorax, Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825). Quelle méthode pour un suivi en routine de ces milieux ?* Espace Naturel Comtois, OPIE Franche-Comté. 61 pages.

DOUCET G. & RUFFONI A. (2012). *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840), nouvelle espèce pour la Côte-d'Or (21) (Odonata, Anisoptera : Libellulidae). *Martinia*. Tome 28, fascicule 2. Pages 127-130.

DUBECH P. (2009). *Leucorrhinie à large queue Leucorrhinia caudalis*. In : Poitou-Charentes Nature. *Libellules du Poitou-Charentes*. Poitou-Charentes Nature, Fontaine-le-Comte. Pages 170-171.

DUPONT P., coord. (2010). *Plan national d'actions en faveur des Odonates*. Office pour les insectes et leur environnement, Société Française d'Odonatologie, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer. 170 pages.

ELLWANGER G., BURBACH K., MAUERSBERGER R., OTT J., SCHEL F.-J. & SUHLING F. (2006). *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt*. 11. Libellen (Odonata). Halle, Sonderheft 2 (2006). Pages 121-139.

GOFFART P., DE KNIJF G., ANSELIN A. & TAILLY M. (eds.) (2006). *Les Libellules (Odonates) de Belgique : répartition, tendances et habitats*. Publication du Groupe de travail Libellules Gomphus et du centre de recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW-DGRNE), Série « Faune-Flore-Habitats » n°1, Gembloux. 398 pages.

GRAND D. & BOUDOT J.-P. (2006). *Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope. 480 pages.

HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH H. (2002). *Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf la Corse)*. Société française d'Odonatologie, Bois-d'Arcy. 415 pages.

HESSEN-FORST (Landesbetrieb – Servicezentrum für Forsteinrichtung und Naturschutz) (2010). *Gutachten zur gesamthessischen Situation des Zierlichen Moosjungfer (Leucorrhinia caudalis) (Art des Anhangs IV des FFH-Richtlinie). Artgutachten 2009*. Überarbeitete Fassung. 55 pages.

HOVMÖLLER R. & JOHANSSON F. (2004). A phylogenetic perspective on larval spine evolution in *Leucorrhinia* (Odonata: Libellulidae) based on ITS1, 5.8 S and ITS2 rDNA sequences. *Molecular Phylogenetics Evolution*. Volume 30. Pages 653-662.

JAESCHKE A., BITTNER T., REINEKING B. & BEIERKUHNLEIN C. (2013). Can they keep up with climate change? – Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modeling. *Insect Conservation and Diversity*. Volume 6, numéro 1. Pages 93-103.

KALKMAN V.J., BOUDOT J.P., BERNARD R., CONZE K.J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIC M., OTT J., RISERVATO E. & SAHLEN G. (2010). *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 29 pages.

KELLER D., BRODBECK S., FLÖSS I., VONWILL G. & HOLDEREGGER R. (2010). Ecological and genetic measurements of dispersal in a threatened dragonfly. *Biological Conservation*. Volume 143, numéro 11. Pages 2658-2663.

LABBAYE O. (2011). Les Odonates du marais de Larchant (département de la Seine-et-Marne). *Martinia*. Tome 27, fascicule 2. Pages 69-80.

MAUERSBERGER R. (2009). Nimmt *Leucorrhinia caudalis* im Nordosten Deutschlands rezent zu? *Libellula*. Volume 28, numéro 1/2. Pages 69-84.

MIKOLAJEWSKI D.J. & ROLFF J. (2004). Benefits of morphological defence demonstrated by direct manipulation in larval dragonflies. *Evolutionary Ecology*. Volume 6. Pages 619-626.

MIKOLAJEWSKI D.J., LEIPELT K.G., CONRAD A., GIERE S. & WEYER J. (2004). Schneller als gedacht : einjährige Larvalentwicklung und 'slow life style' bei *Leucorrhinia caudalis* (Odonata : libellulidae). *Libellula*. Volume 23, numéro 3/4. Pages 161-171.

MIKOLAJEWSKI D.J., DE BLOCK M., ROLFF J., JOHANSSON F., BECKERMAN A.P. & STOKS R. (2010). Predator-driven trait diversification in a dragonfly genus: covariation in behavioral and morphological antipredator defense. *Evolution*. Volume 64, numéro 11. Pages 3327-3335.

MOTTE G. (2012). *Bref bilan de l'année 2011*. GT Gomphus, Service public de Wallonie. 19 pages. Disponible sur le site internet « La biodiversité en Wallonie » (<http://biodiversite.wallonie.be>).

NEDERLANDSE VERENIGING VOOR LIBELLENSTUDIE, 2002. *De Nederlandse Libellen (Odonata)*. Nederlandse Fauna 4. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, knnv Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden. 440 pages.

PAJUNEN V.I. (1962a). A description of aggressive behaviour between males of *Leucorrhinia dubia* Vander Linden (Odonata, Libellulidae). *An. Entomol. Fenn.*, 28 (3) : 108-118.

PAJUNEN V.I. (1962b). Studies on the population ecology of *Leucorrhinia dubia* Vander Linden (Odonata, Libellulidae). *Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn. Vanamo*. Volume 24, numéro 4. Pages 1-78.

PAJUNEN V.I. (1963). Reproductive behaviour in *Leucorrhinia dubia* Vander Linden and *L. rubicunda* L. (Odonata, Libellulidae). *Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn.* Volume 29, numéro 2. Pages 106-118.

- PAJUNEN V.I. (1964). Aggressive behaviour in *Leucorrhinia caudalis* (Odonata, Libellulidae). *Annales Entomologici Fennici*. Volume 1. Pages 357-369.
- PAJUNEN V.I. (1966). The influence of population density on the territorial behaviour of *Leucorrhinia rubicunda* L. (Odonata, Libellulidae). *Annales Entomologici Fennici*. Volume 3. Pages 41-52.
- PREVOST O. & DUREPAIRE P. (1994). État de la population de *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840) dans la Réserve Naturelle du Pinail (Département de la Vienne). *Martinia*. Tome 10, fascicule 2. Pages 23-27.
- PROESS R. (1998). Erstnachweis von *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840) (Zierliche Moosjungfer) in Luxemburg. *Bulletin de la Société des Naturalistes Luxembourgeois*. Volume 99. Pages 133-135.
- PROT J.-M. (2001). *Atlas commenté des insectes de Franche-Comté. Tome 2 – Odonates : Demoiselles et Libellules*. Office pour l'information Eco-entomologique de Franche-Comté. 185 pages.
- SACHTELEBEN J., FARTMANN T., WEDDELING K., NEUKIRCHEN M. & ZIMMERMANN M. (2010). *Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring*. Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). 206 pages.
- SANSAULT E. (2011). Découverte du premier site de reproduction de *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840) en Indre-et-Loire (Odonata, Anisoptera : Libellulidae). *Martinia*. Tome 27, fascicule 2. Pages 115-120.
- TROCKUR B., BOUDOT J.-P., FICHEFET V., GOFFART PH., OTT J. & PROESS R. (2010). *Atlas des Libellules (Insecta, Odonata)*. Faune et Flore dans la Grande Région. Zentrum für Biodokumentation, Landsweiler-Reden. 201 pages.
- VELLE L. (2012). Inventaire des Odonates en forêts domaniales de Vierzon et première preuve de reproduction de *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840) pour le département du Cher. *Martinia*. Tome 28, fascicule 2. Pages 89-102.
- VONWIL G. (2005). *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840). In: WILDERMUTH H., GONSETH Y., MAIBACH A. (Eds.) (2005). *Odonata – Libellen der Schweiz*. CSCF/SEG, Neuchâtel. Pages 294–297.
- VONWIL G. (2011). *Fiche de protection – Leucorrhinia caudalis (Charpentier, 1840)*. 6 pages. Disponible en ligne sur le site du Centre Suisse de Cartographie de la Faune (<http://www.cscf.ch>).
- WILDERMUTH H. (1992). Habitate und Habitatwahl der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp., 1925 (Odonata, Libellulidae). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*. Volume 1. Pages 3-21.
- WILDERMUTH H. (1994). Populationsdynamik der Grossen Moosjungfer, *Leucorrhinia pectoralis* Charpentier, 1825 (Odonata, Libellulidae). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*. Volume 3. Pages 25-39.
- WILDERMUTH H., GONSETH Y. & MAIBACH A. (2005). Odonata – Les libellules de Suisse. *Fauna helvetica*. Volume 11. CSCF/SES. 398 pages.
- WISCHHOF S. (1997). *Zur Habitatwahl und Populationsdynamik von Leucorrhinia albifrons Burmeister 1839 (Odonata)*. Diplomarbeit am Fachbereich Biologie, Zoologisches Institut und Museum Hamburg, Universität Hamburg. 123 pages.
- Site internet du Plan National d'Actions (PNA) en faveur des Odonates (<http://odonates.pnaopie.fr>), consulté en mars 2012.
- Site internet de la Société française d'Odonatologie (SfO) (<http://www.libellules.org>), consulté en mars 2012.
- Forum Boyeria : liste de discussion autour des Odonates (<http://fr.groups.yahoo.com/group/boyeria/>).
- Forum Bretagne vivante : forum des Naturalistes de l'Ouest (<http://www.forumbretagne-vivante.org/forum>).

> Comment citer ce document :

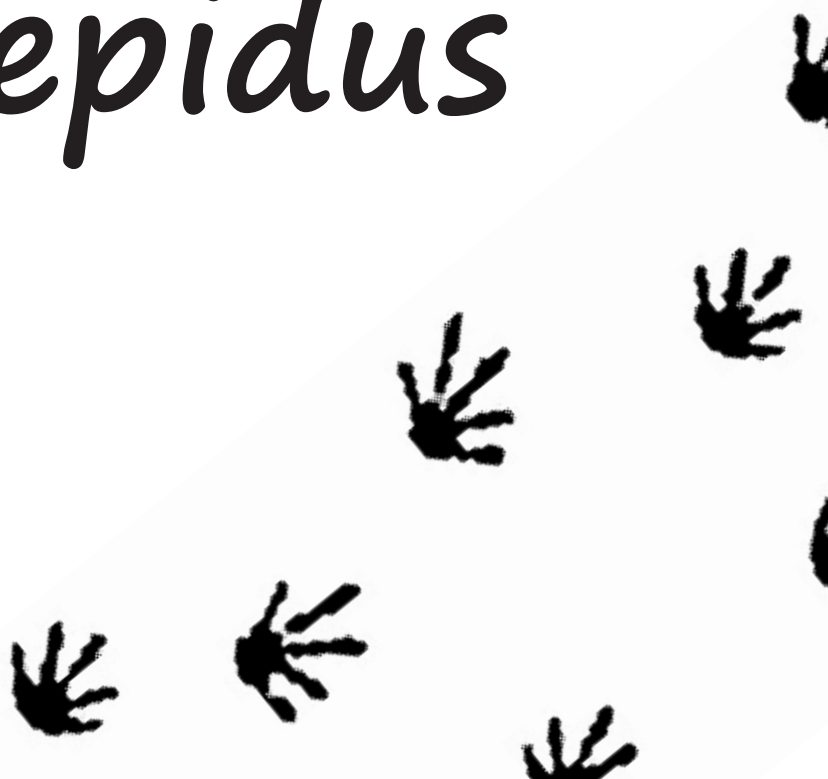
MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Leucorrhine à large queue (Leucorrhinia caudalis (Charpentier, 1840)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 9 pages.



Photo Haplochromis

Le lézard ocellé

Timon lepidus



Le Lézard ocellé

Timon lepidus (Daudin, 1802)

Reptiles, Squamates, Lacertidés



Photo : Haplochromis

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Lézard ocellé, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Lézard ocellé appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



-  Région où l'espèce est absente ou très marginale
-  Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce TVB
-  Région où l'espèce est présente et **est définitivement proposée pour être retenue** comme espèce TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :

Cheyland & Grillet, 2005
Cheyland & Grillet, 2004
Cheyland & Grillet, 2003
Vacher & Geniez, 2010

Le Léopard ocellé *Timon lepidus*, parfois toujours appelé *Lacerta lepida* ou en tant que sous-espèce *Lacerta lepida lepida*, est présent dans la quasi-totalité de la péninsule ibérique, dans la région de Ligure en Italie et certaines régions littorales du sud et de l'ouest de la France (Cheyland & Grillet, 2004).

L'aire de répartition nationale du Léopard ocellé couvre la région méditerranéenne et pour partie la façade atlantique. La France marque donc la limite Nord de l'extension de cette espèce. Cette limite septentrionale se situe actuellement dans la vallée du Rhône à l'Est (Ardèche et sud-ouest de l'Isère) et en Poitou-Charentes à l'Ouest (île d'Oléron en Charente-Maritime) (Cheyland & Grillet, 2004 ; Cheyland & Grillet, 2003).

En France, trois grands ensembles peuvent être distingués (Cheyland & Grillet, 2005 ; Cheyland & Grillet, 2004 ; Cheyland & Grillet, 2003 ; Grillet & Cheyland in Vacher & Geniez, 2010) :

-un ensemble méditerranéen, délimité par l'aire bioclimatique méditerranéenne et constitué de deux entités. Dans cette ensemble, l'espèce est présente de façon plus ou moins continue depuis la frontière italienne à l'Est jusqu'à l'Espagne à l'Ouest (Cheyland & Grillet, 2004),

-un ensemble « lotois » centré sur le département du Lot et le Causse de Gramat,

-un ensemble « atlantique » limité à la côte du Bassin aquitain et fait de petites populations littorales plus ou moins discontinues.

A ces trois ensembles s'ajoutent des populations isolées d'importance variable situées aux marges de la distribution (Cheyland & Grillet, 2003).

Évolution récente

D'après :

Cheyland & Grillet, 2005
Cheyland & Grillet, 2003
Cox & Temple, 2009
Grillet *et al.*, 2006
Thirion & Doré, 2012
Thirion & Doré, 2011
Vacher & Geniez, 2010

En Europe, le Léopard ocellé est considérée comme « quasi menacée » (Cox & Temple, 2009). En France, les données naturalistes indiquent clairement un processus de déclin, tout particulièrement aux marges des principaux noyaux de populations, notamment entre la région méditerranéenne et la côte atlantique (Cheyland & Grillet, 2003).

Cette régression s'illustre à la fois par la disparition de populations historiques et par la forte réduction des populations contemporaines qui ne sont pas toujours expliquées (Grillet *et al.*, 2006). Ainsi, la population de la plaine de Crau a chuté de 80 % dans les années 1990 (Grillet & Cheyland in Vacher & Geniez, 2010).

Plusieurs populations en limite Nord de l'aire de répartition du Léopard ocellé se sont éteintes au cours du XX^{ème} siècle, de même que deux des trois populations insulaires (Grillet & Cheyland in Vacher & Geniez, 2010). Le Léopard ocellé a disparu de Ratonneau dans la rade de Marseille dès le début du XX^{ème} siècle et tout récemment de l'île de Porquerolles dans le département du Var (Cheyland & Grillet, 2004 ; Grillet & Cheyland in Vacher & Geniez, 2010). La dernière population de Léopard ocellé insulaire française se situe donc sur l'île d'Oléron (Grillet & Cheyland in Vacher & Geniez, 2010).

Enfin, les populations « lotoises » et « atlantiques » constitueraient des reliquats d'une distribution jadis continue entre la Méditerranée et l'Atlantique (Cheyland & Grillet, 2005). Ces petites populations sont très menacées à court terme du fait de l'évolution défavorable de leurs habitats et de leur caractère isolé (Grillet & Cheyland in Vacher & Geniez, 2010).

En France, le Léopard ocellé est classée « vulnérable » dans la liste rouge des reptiles de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN *et al.*, 2009). L'élaboration d'un plan national d'action en faveur du Léopard ocellé a été engagée en 2011 (Thirion & Doré, 2011) et celui-ci est désormais publié pour la période 2012-2016 (Thirion & Doré, 2012). Un déclin de plus en plus rapide du Léopard ocellé dans les prochaines décennies est à craindre en France (Cheyland & Grillet, 2005).

Phylogénie

D'après :

Cheyland & Grillet, 2004
Mateo *et al.*, 1996

Le nom de Léopard ocellé pris au sens large désigne, dans la classification traditionnelle, plusieurs espèces regroupées au sein du genre *Lacerta*, et que l'on observe en Afrique du Nord, dans la Ligurie italienne, dans la péninsule Ibérique et en France. Ces espèces ont par le passé été décrites comme des sous-espèces de *Lacerta lepida*. La France n'est alors concernée que par la sous-espèce nominale *L. lepida lepida* (Chaline, 2007 in Cheyland & Grillet, 2004 ; Mateo *et al.*, 1996).

L'apparition de l'outil moléculaire a reconnu le caractère polyphylétique du genre *Lacerta*, aujourd'hui scindé en plusieurs genres (Cheyland & Grillet, 2004). Le genre *Timon* a ainsi été proposé par Böhme & Corti (1993) puis Mayer & Bischoff (1996) pour regrouper tous les Léopards ocellés « vrais » ; le Léopard ocellé présent en France étant alors dénommé *Timon lepidus* (Daudin, 1802) (Cheyland & Grillet, 2004). Cependant, l'usage fait que *Lacerta lepida* peut rester utilisé, surtout que les modèles phylogénétiques sont parfois jugés insuffisants pour soutenir cette proposition (Cheyland & Grillet, 2004). *Timon lepidus* est néanmoins le nom retenu dans le Plan National d'Actions (PNA) en faveur du Léopard ocellé actuellement en cours.

Que l'on accepte ou non l'existence d'un genre *Timon*, 5 espèces de Léopard ocellé sont aujourd'hui reconnues par Paulo (in Cheyland & Grillet, 2004) sur la base d'une phylogénie moléculaire : *Lacerta lepida* et *Lacerta nevadensis* en Europe puis, *Lacerta pater*, *Lacerta maroccanus* et *Lacerta tangitana* en Afrique du Nord.

Bien que ces lignées soient très anciennes, elles ont conservé des capacités d'hybridation non négligeables et c'est le cas des deux espèces européennes *L. lepida* et *L. nevadensis* (Cheyland & Grillet, 2004). Pour certains spécialistes, la situation correspondrait même à une super-espèce ou à un complexe d'espèces étroitement apparentées (Mateo *et al.*, 1996).

Phylogéographie D'après : Castanet & Guyétant, 1989 Cheylan & Grillet, 2004 Thirion & Doré, 2011	Les études génétiques particulièrement complètes pour cette espèce permettent de reconstituer l'histoire évolutive du Lézard ocellé (Cheylan & Grillet, 2004). La différenciation entre les 5 espèces reconnues aujourd'hui par l'outil moléculaire s'est effectuée au sud de la Méditerranée dans la région de Gibraltar (Cheylan & Grillet, 2004). Puis, c'est de ce foyer originel que la péninsule ibérique puis le sud de la France ont été colonisés (ainsi que le sud de la péninsule italique où l'espèce a aujourd'hui disparu) (Cheylan & Grillet, 2004). Les lignées africaines et européennes apparaissent déjà bien différenciées vers 8,8 millions d'années, soit bien avant l'ouverture du détroit de Gibraltar qui a eu lieu vers 5,3 millions d'années (Cheylan & Grillet, 2004 ; Thirion & Doré, 2011). Vers 7,3 millions d'années les deux lignées européennes, <i>L. lepida</i> et <i>L. nevadensis</i> apparaissent (Cheylan & Grillet, 2004). En France, l'espèce a été découverte dans des couches datant de 450 000 à 380 000 ans et de 120 000 ans à Nice (Bailon, 1991 <i>in</i> Cheylan & Grillet, 2004) ou datant du début du Quaternaire retrouvés dans l'Hérault (Ewald <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Les analyses génétiques des populations françaises démontrent que la France possède une lignée génétique unique sur le plan de l'ADN mitochondrial (Chaline, 2007 <i>in</i> Thirion & Doré, 2011). Les populations françaises semblent donc issues d'une colonisation récente à partir d'un refuge ibérique (Chaline, 2007 <i>in</i> Thirion & Doré, 2011). Dès 10 000 ans en arrière, le Lézard ocellé est commun dans les sites archéologiques du sud de la France (Cheylan & Grillet, 2004). Si l'on se base sur la colonisation du Chêne vert (<i>Quercus ilex</i> L., 1753), dont la répartition coïncide très étroitement avec celle du Lézard ocellé, la progression du Lézard ocellé en France depuis le bassin méditerranéen vers la côte atlantique a pu se faire soit en franchissant la Garonne à partir du Nord, soit en rive gauche du fleuve à la faveur des piémonts pyrénéens (Cheylan & Grillet, 2004). La deuxième hypothèse semble la plus probable car il semble difficile de concevoir un franchissement de la Garonne par le Lézard ocellé (Cheylan & Grillet, 2004). Enfin, vers l'Est, plusieurs éléments furent en théorie des contraintes pour la progression du Lézard ocellé : pour atteindre la Ligurie, l'espèce a dû franchir les fleuves côtiers du Languedoc-Roussillon puis de la Provence, dont le Rhône (Cheylan & Grillet, 2004). Cette colonisation semble avoir eu lieu il y a 10 000 ans à 5 000 ans (Cheylan & Grillet, 2004). La présence d'une population antérieure à la dernière glaciation n'est toutefois pas à exclure compte tenu des obstacles à franchir pour parvenir jusqu'à la côte ligure (Cheylan & Grillet, 2004).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le Lézard ocellé est une espèce sédentaire.
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Castanet & Guyétant, 1989 Cheylan & Grillet, 2004 Cheylan & Grillet, 2003 Grillet, 2008 Grillet <i>et al.</i> , 2006 Le Garff, 1991 Thirion & Doré, 2011 Vacher & Geniez, 2010	Le Lézard ocellé est un hôte typique des milieux ouverts méditerranéens (Cheylan & Grillet, 2003 ; Grillet <i>et al.</i>, 2006). Il occupe en général les milieux secs, dégagés et bien ensoleillés : broussailles, garrigues, vignes, oliveraies, vieux murs et rochers (Le Garff, 1991). Il se rencontre donc dans les steppes caillouteuses de la Crau ou de la plaine du Roussillon, les escarpements rocheux littoraux des Calanques marseillaises ou encore dans les gorges encaissées telles que les gorges du Tarn (Grillet & Cheylan <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Dans le Lot, l'espèce est liée aux milieux ouverts steppiques tels que les pelouses sèches piquetées de ligneux bas et de landes semi-fermées (Cheylan & Grillet, 2003). Il fréquente aussi les pelouses silicoles ainsi que les dunes côtières en Charente-Maritime (Cheylan & Grillet, 2003). En Provence cristalline, il est assez abondant dans le massif des Maures, les forêts claires de chênes-lièges et tout spécialement dans les zones incendiées (Thirion & Doré, 2011). Sur l'île d'Oléron, il fréquente les milieux dunaires non arborés et plus particulièrement les dunes grises (Grillet & Cheylan <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). L'espèce est absente des zones de marais, les prairies humides, les forêts denses (Grillet & Cheylan <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). En effet, un recouvrement arbustif ou arborescent inférieur à 50 % est nécessaire à la présence de l'espèce (Cheylan & Grillet, 2003). Ses gîtes peuvent prendre la forme de pierres, de murs de pierres ou de terriers de Lapin de garenne (<i>Oryctolagus cuniculus</i> (Linnaeus, 1758)) (Grillet, 2008 ; Thirion & Doré, 2011), de souches ou d'anfractuosités (Ewald <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989 ; Diaz <i>et al.</i>, 2006). Le Lézard ocellé peut aussi utiliser, pour gîter, des constructions anthropiques comme des blockhaus, des pistes en ciment ou des terrasses (Cheylan & Grillet, 2004 ; Lesclaux, <i>in</i> Thirion & Doré, 2011).
Taille du domaine vital D'après : Lefebvre <i>et al.</i> , 2009 Mateo, 2004 Thirion & Doré, 2011	Les données concernant les domaines vitaux sont lacunaires (Thirion & Doré, 2011). Les domaines vitaux comprennent généralement un gîte principal et d'autres secondaires (Vicente, 1989 <i>in</i> Thirion & Doré, 2011). Une étude de Salvador <i>et al.</i> (2004 <i>in</i> Mateo, 2004) indique des domaines vitaux compris entre 2 800 et 5 844 m² pour les femelles et entre 1 424 et 22 106 m² pour les mâles. Sur l'île d'Oléron, les domaines vitaux sont compris entre 588 et 1 675 m² pour les femelles et entre 307 et 8 383 m² pour les mâles (Lefebvre <i>et al.</i>, 2009 ; Thirion <i>et al.</i>, 2008 <i>in</i> Thirion & Doré, 2011).
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés	Le Lézard ocellé est capable de courir très rapidement en se dressant sur ses pattes, la queue relevée (Le Garff, 1991). Son passage fait beaucoup de bruit dans les broussailles (Le Garff, 1991).

D'après : Cheylan & Grillet, 2004 Le Garff, 1991	Il peut aussi grimper aux rochers et aux arbres avec agilité (Cheylan & Grillet, 2004 ; Le Garff, 1991). Il ne rechigne pas à franchir des espaces nus sur de grandes distances (cas de la plaine de la Crau), ni des espaces forestiers, dès lors que ceux-ci ne sont pas très sombres (com. pers. Cheylan, 2012). Il peut également franchir sans problème les routes (abstraction faite du trafic) et les espaces cultivés (com. pers. Cheylan, 2012).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Cheylan & Grillet, 2004 Le Garff, 1991	Pendant sa période active, le Léopard ocellé est exclusivement diurne (Cheylan & Grillet, 2004 ; Le Garff, 1991). Le rythme journalier est cependant soumis à d'importantes variations saisonnières, avec une activité qui peut être plus ou moins longue et qui peut se concentrer en début et fin ou bien en milieu de journée (cf. item « Déplacements liés au rythme circanien »).
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Cheylan & Grillet, 2004 Le Garff, 1991 Mateo, 2004 Thirion & Doré, 2011 Vacher & Geniez, 2010	Le Léopard ocellé hiberne 3 à 4 mois (de mi-novembre à mi-mars) dans un terrier assez profond qu'il creuse dans le sol, ou parmi les enchevêtrements de souches et de bois morts (Le Garff, 1991 ; Thirion & Doré, 2011). L'hibernation peut cependant être interrompue lors de périodes particulièrement chaudes (Thirion & Doré, 2011). La période d'activité couvre 8 à 9 mois, de mars jusqu'à mi-novembre avec une intensité maximale en mai et juin qui correspond à l'accouplement (Cheylan & Grillet, 2004 ; Mateo, 2004). Toutefois, cette période peut varier selon les sites, la température et les conditions météorologiques (Mateo, 2004). En raison de son caractère ectotherme (nécessité d'une thermorégulation via l'extérieur), le rythme circadien du Léopard ocellé varie fortement au fil du rythme circanien : - En mars, les sorties sont assez réduites et se limitent le plus souvent à un comportement de régulation thermique à proximité immédiate du gîte (Cheylan & Grillet, 2004) ; - En avril, l'activité devient plus régulière, mais reste concentrée en milieu de journée (Cheylan & Grillet, 2004) ; - En mai et juin, comme les conditions météorologiques se stabilisent, le rythme journalier s'accroît (Cheylan & Grillet, 2004). Les individus passent de longues heures à thermoréguler en début et en fin de journée, tandis que le milieu du jour est consacré à la recherche de nourriture ou d'un partenaire (Cheylan & Grillet, 2004 ; Thirion & Doré, 2011). L'unique ponte à lieu 3 semaines environ après l'accouplement et les œufs sont déposés dans une petite cavité de 7 à 9 cm de profondeur creusée par la femelle (Cheylan & Grillet, 2004). A cette époque, les besoins de régulation thermique devenant accessoires, le Léopard ocellé a plus de temps pour vagabonder et peut s'aventurer sur des distances de 250 à 300 m (Cheylan & Grillet, 2004). Sur l'île d'Oléron, on estime que les distances de déplacements journaliers moyens durant le printemps se situent entre 26 et 101 m pour les mâles et entre 11 et 15 m pour les femelles et un déplacement de 490 m en une journée a même été observé chez un mâle (Thirion <i>et al.</i>, 2008 <i>in</i> Thirion & Doré, 2011) ; - En juin-juillet, si les températures sont trop élevées, les individus peuvent se réfugier dans leur gîte aux heures les plus chaudes de la journée (Thirion & Doré, 2011 ; Grillet & Cheylan <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Un jeune mâle suivi dans le sud de la France a été observé quittant son gîte à 7 h du matin pour thermoréguler pendant 2 ou 3 h puis se retirant dans son gîte de midi jusqu'à 16h-18h30 avant de redevenir actif jusqu'au coucher du soleil (Cheylan & Grillet, 2004) ; - En août, l'activité se concentre plus encore le matin pour être assez réduite l'après-midi (Cheylan & Grillet, 2004) ; - En septembre, l'activité journalière diminue fortement et l'activité de thermorégulation reprend de l'importance jusque vers la fin octobre où commencera le repos hivernal (Cheylan & Grillet, 2004). Les jeunes semblent avoir une activité automnale plus importante que les adultes (Cheylan & Grillet, 2004). L'espérance de vie du Léopard ocellé est assez courte : 5 à 6 ans en moyenne dans la nature (Grillet & Cheylan <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010) mais plus de 10 ans en captivité (Cheylan & Grillet, 2004).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Cheylan & Grillet, 2004 Cheylan & Grillet, 2003 Thirion & Doré, 2011	Le Léopard ocellé est un animal solitaire, réputé peu tolérant vis-à-vis de ses congénères. Les mâles peuvent même devenir agressifs lors des accouplements (Cheylan & Grillet, 2004 ; Thirion & Doré, 2011). La présence de deux rivaux peut alors se traduire par un combat avec de violentes morsures (Cheylan & Grillet, 2004). Cependant, dans certaines circonstances et notamment dans le cas des populations insulaires, il arrive que le Léopard ocellé vive en petit groupe, sans qu'il y ait d'intolérance entre voisins proches (Cheylan & Grillet, 2004 ; Cheylan & Grillet, 2003). En dehors de la reproduction, il est aussi possible d'observer plusieurs mâles sous une même pierre, dans la Crau par exemple (Cheylan & Grillet, 2004).
Densité de population D'après : Cheylan & Grillet, 2005 Cheylan & Grillet, 2004 Doré <i>et al.</i>, 2011	Les densités de Léopards ocellés sont très variables (Cheylan & Grillet, 2004 ; Thirion & Doré, 2011). Les plus fortes densités rapportées pour cette espèce proviennent des territoires insulaires (jusqu'à 208 individus par hectare sur l'île de Faro en Espagne) (Mateo, 2004). Ces densités très élevées doivent cependant être pondérées du fait d'un certain regroupement d'individus en fonction de la disponibilité en gîtes (Thirion & Doré, 2011). Les plus fortes densités continentales observées sont de 60 à 52 individus/ha, près de Madrid (Mateo, 2004). En France, les densités de population semblent nettement plus faibles. Ainsi, la densité de Léopard ocellé dans la

Mateo, 2004 Thirion & Doré, 2011	plaine de Crau était estimée à 6,2 individus/ha entre 1992 et 1993 (Mateo & Cheylan, inédit <i>in</i> Doré <i>et al.</i> , 2011). C'est sans doute la plus importante population française observée à cette époque (Cheylan & Grillet, 2005). Depuis, celle-ci a depuis subi un déclin drastique et se maintient à des densités très basses (Cheylan & Grillet, 2005). Sur l'île d'Oléron, la population actuelle est estimée à 516 individus et occupe un territoire d'environ 8 km de long sur 30 à 400 m de large soit une densité d'environ 3,69 individus/ha (Doré <i>et al.</i> , 2011).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population D'après : Cheylan & Grillet, 2004	Si l'on considère un effectif minimum de 500 individus avec une densité de 8 individus par hectare, une surface théorique de 60 ha serait nécessaire au maintien à moyen terme d'une population isolée de Lézard ocellé (Cheylan & Grillet, 2004).
Effectifs minimum pour une population D'après : Cheylan & Grillet, 2004	On peut considérer un effectif minimum de 500 individus (Cheylan & Grillet, 2004). Cette base théorique de 500 individus (Franck & Soulé 1980 <i>in</i> Cheylan & Grillet, 2004) doit cependant être prise avec prudence, notamment parce que tous les individus d'une population ne participent pas à la reproduction (Cheylan & Grillet, 2004). En réalité, il est très difficile d'estimer l'effectif minimum nécessaire à la survie d'une population de Lézard ocellé (Cheylan & Grillet, 2004).
ÉCHELLE INTERPOPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Cheylan & Grillet, 2004 Thirion & Doré, 2011 Vacher & Geniez, 2010	Les œufs éclosent après 70-95 jours d'incubation (Mateo, 2007 <i>in</i> Thirion & Doré, 2011), en général vers septembre (Cheylan & Grillet, 2004). Dans la Crau, il est fréquent que les jeunes naissent dans les zones nues éloignées des sites occupés par les adultes (Cheylan & Grillet, 2004). Les femelles s'éloignent en effet des lieux qu'elles fréquentent habituellement pour déposer leurs œufs (Cheylan & Grillet, 2004). Ce comportement pourrait être une adaptation face au cannibalisme des adultes envers les jeunes (Cheylan & Grillet, 2004). Ces juvéniles se déplaceront alors peu jusqu'au printemps suivant (Cheylan & Grillet, 2004). Ce n'est qu'à partir de mai-juin, lorsqu'ils auront acquis une certaine taille, qu'ils se disperseront hors de leur zone de naissance (Cheylan & Grillet, 2004). Cette situation amène ainsi à une ségrégation spatiale entre les jeunes Lézards ocellés de moins d'1 an et les individus plus âgés (Cheylan & Grillet, 2004). Cette ségrégation semble s'appliquer également à la population de l'île d'Oléron (Thirion & Doré, 2011). Des données ponctuelles indiquent aussi une utilisation d'habitats différents par les juvéniles, comme par exemple les observations de 2 juvéniles et de 2 subadultes dans la dune blanche de la réserve naturelle nationale du Courant d'Huchet entre 2005 et 2007 (Lesclaux, inédit <i>in</i> Thirion & Doré, 2011). La maturité sexuelle est atteinte lors du deuxième ou troisième printemps (Thirion & Doré, 2011 ; Grillet & Cheylan <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Sur l'île de Berlenga (Portugal), la mortalité juvénile (entre 0 et 1 an) atteint 75 % et celle des subadultes (entre 1 et 2 ans) atteindrait 20 % (Cheylan & Grillet, 2004).
Distance de dispersion	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance	Aucune information précise n'a été trouvée sur ce point. Néanmoins, la colonisation de nouveaux milieux chez le Lézard ocellé passe sans doute essentiellement par la dispersion des juvéniles compte tenu des faibles capacités de dispersion des adultes (com. pers. Cheylan, 2012) ce qui sous-entend une fidélité modérée au site de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Grillet, 2008 Thirion & Doré, 2011	Lorsque les capacités démographiques sont intactes et que le milieu est favorable, le Lézard ocellé peut coloniser de nouveaux territoires (Thirion & Doré, 2011). Cependant, comme indiqué, les adultes possèderaient une faible capacité de dispersion (Grillet, 2008).
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au site D'après : Cheylan & Grillet, 2005	Aucune information propre au Lézard ocellé n'a été trouvée spécifiquement sur la fidélité des adultes à leur territoire. Cependant les habitudes casanières, le comportement territorial, les faibles distances parcourues et les exigences strictes en termes d'habitat de l'espèce (Cheylan & Grillet, 2005) suggèrent une certaine fidélité des adultes au territoire qu'ils occupent.
Fidélité au partenaire	Aucune information.

ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE

Sensibilité à la fragmentation

La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce

D'après :
Castanet & Guyétant, 1989
Cheylan & Grillet, 2005
Cheylan & Grillet, 2004
Grillet *et al.*, 2006
Sirami *et al.*, 2010
Telleria *et al.*, 2011
Vacher & Geniez, 2010

Si le déclin important des populations insulaires est parfois expliqué (prédation par les chats ou les chiens, changement d'occupation du sol ou encore pressions humaines) il ne l'est pas complètement pour les populations continentales (Cheylan & Grillet, 2005).

Il semblerait néanmoins que la disparition ou l'altération des habitats du Lézard ocellé constituent les causes majeures de déclin des populations continentales (Cheylan & Grillet, 2005 ; Cheylan & Grillet, 2004). En effet, au cours des 50 dernières années, une perte importante des milieux ouverts au profit des boisements et des cultures est constatée (Cheylan & Grillet, 2004 ; Grillet *et al.*, 2006). Ce processus s'accompagne d'un morcellement et d'un isolement accrus des populations de Lézard ocellé qui engendrent un rapide déclin des populations (Cheylan & Grillet, 2004 ; Grillet *et al.*, 2006). Par exemple, sur le site de Paussac, en Dordogne, la surface des milieux ouverts est passée de 30 % en 1950 à 6 % en 1999 : on estime que les effectifs perdus sont de l'ordre de 500 à 2 000 individus mais surtout, cette situation s'est traduite par un morcellement important (Cheylan & Grillet, 2004). La population présente a été scindée en 4 populations distinctes, elles-mêmes constituées de sous-populations déconnectées, car localisées sur des tâches d'habitat resté favorable désormais séparées par du milieu boisé (Cheylan & Grillet, 2004).

L'urbanisation et la déprise rurale sont à l'origine de cette perte de milieux ouverts par artificialisation ou reboisement (Cheylan & Grillet, 2004). Elles entraînent ainsi une fragmentation de plus en plus forte des populations avec des conséquences attendues en termes d'extinction (Boswell *et al.* 1998 *in* Cheylan & Grillet, 2005 ; Cheylan & Grillet, 2004). Du fait de ses habitudes casanières, de ses faibles capacités de dispersion, de ses exigences strictes en termes d'habitat et d'une aire de chasse assez importante, le Lézard ocellé subit fortement cette fragmentation (Ewald *in* Castanet & Guyétant, 1989 ; Cheylan & Grillet, 2005). L'isolement et la régression des habitats favorables posent de sérieux problèmes de conservation du Lézard ocellé dans un échéancier temporel assez bref (Grillet *et al.*, 2006). Une augmentation de la déprise rurale et la reforestation qui s'en suit pourrait conduire au déclin des populations de Lézard ocellé au bénéfice du Lézard vert (*Lacerta bilineata* (Daudin, 1802)) (Cheylan & Grillet, 2005 *in* Sirami *et al.*, 2010). Telleria *et al.* (2011) se sont intéressés à la distribution d'une population de Lézard ocellé de part et d'autre d'une autoroute âgée de 25 ans. Leurs résultats montrent des effectifs similaires de chaque côté de la voie ce qui suggère que la présence de l'autoroute n'altère pas la distribution de l'espèce. Les auteurs soulignent cependant que des études complémentaires (suivi par radio radiopistage ou analyses génétiques) sont nécessaires avant de confirmer que l'autoroute ne possède pas d'impact sur d'autres plans (Telleria *et al.*, 2011). L'étude ne s'intéresse pas en effet aux échanges qui eux pourraient être perturbés par la présence de cette autoroute sur le plan d'une mortalité directe (collisions) ou sur le plan du brassage génétique.

En revanche, la fragmentation et la modification des habitats ne sont pas les seules causes du déclin des populations. La situation de la plaine de Crau par exemple est intrigante, car la diminution drastique des effectifs s'est déroulée sans modification de l'habitat (Grillet & Cheylan *in* Vacher & Geniez, 2010). Ici, c'est sans doute l'usage de produits anti-parasitaires administrés aux troupeaux qui pourrait expliquer ce déclin (Grillet & Cheylan *in* Vacher & Geniez, 2010).

Importance de la structure paysagère

D'après :
Grillet, 2008
Grillet *et al.*, 2010
Thirion & Doré, 2011

La présence de gîtes, et même d'un réseau de gîtes, est indispensable au Lézard ocellé (Grillet *et al.*, 2010 ; Thirion & Doré, 2011). La disponibilité en gîtes peut être un facteur limitant pour le Lézard ocellé, dont le domaine vital comprend un gîte principal et des abris secondaires (Diaz *et al.*, 2006 *in* Grillet, 2008 ; Vicente, 1989 *in* Thirion & Doré, 2011). Dans certains milieux, la répartition des gîtes influence donc grandement la structuration spatiale des populations de Lézard ocellé, allant même jusqu'à modifier leur comportement social (Mateo, 2004 *in* Grillet, 2008).

Exposition aux collisions

D'après :
Com. pers. Cheylan, 2012
Cheylan & Grillet, 2004

Pour Cheylan & Grillet (2004), l'augmentation du trafic routier est une nouvelle menace venant s'ajouter à celles produites par l'évolution défavorable des habitats du Lézard ocellé. Dans le midi, les Lézards ocellés sont très souvent écrasés sur les routes et ce phénomène est une cause majeure de mortalité (com. pers. Cheylan, 2012).

Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce

Éléments du paysage

D'après :
Thirion & Doré, 2012

En termes de gestion des habitats, le plan national d'action validé pour la période 2012-2016 préconise essentiellement la préservation et la restauration des milieux ouverts propices au Lézard ocellé (Doré & Thirion, 2012). Cela peut passer par la réouverture et l'entretien des pelouses calcicoles avec la mise en place de pâturage. Ces mesures permettent le maintien des effectifs en place et la colonisation potentiellement de nouvelles zones si celles-ci sont connectées aux zones de présence actuelle. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

Franchissement d'ouvrages

Aucune action connue dédiée à cette espèce. La littérature aborde extrêmement rarement le cas des reptiles dans les études de passages à petite faune. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT

L'ensoleillement et la température sont des variables qui, comme pour d'autres espèces ectothermes, influencent de façon importante l'activité du Lézard ocellé (Thirion & Doré, 2011). La durée d'incubation des œufs varie aussi en fonction des conditions climatiques (Cheylan & Grillet, 2004).

Le Lézard ocellé est l'un des reptiles européens qui supporte le mieux les grosses chaleurs (Le Garff, 1991). Il fréquente en effet les zones sous climat méditerranéen (Cheylan & Grillet, 2004 ; Grillet & Cheylan in Vacher & Geniez, 2010). Les grandes amplitudes de températures ne l'affectent pas (Mateo, 2004). Le Lézard ocellé peut être abondant aussi bien sur la côte Sud de la péninsule ibérique où les températures sont douces toute l'année, que dans certaines régions centrales où les températures mensuelles moyennes peuvent différer de plus de 20 °C (Mateo, 2004). Par contre, les températures trop basses peuvent limiter sa présence (Mateo, 2004).

On rencontre le Lézard ocellé depuis l'étage thermo-méditerranéen aride (température moyenne de janvier de 3 °C avec des précipitations annuelles inférieures à 400 mm) jusqu'au supra-méditerranéen per-humide (températures moyennes de janvier comprises entre -3 et 0 °C avec des précipitations annuelles pouvant excéder 1 500 mm) (Grillet & Cheylan in Vacher & Geniez, 2010). L'espèce a été observée à des altitudes élevées : 780 m en Ardèche, 960 m en Lozère, 1 000 m dans les Bouches-du-Rhône, 1 250 m dans les Alpes-Maritimes et 1 550 m dans les Pyrénées orientales (Cheylan & Grillet, 2004 ; Grillet & Cheylan in Vacher & Geniez, 2010). En Espagne, le Lézard ocellé dépasse même les 2500 m dans la sierra Nevada (Cheylan & Grillet, 2004).

Les effets du réchauffement climatique devraient entraîner une extension de l'espèce au-delà de sa distribution actuelle, comme le suggèrent les modèles climatiques. Pourtant, l'évolution récente des populations situées aux marges Nord de la distribution montre l'inverse sur les 50 dernières années (Grillet *et al.*, 2006). Cela tient essentiellement à l'évolution des habitats fréquentés par l'espèce (milieux ouverts), qui se réduisent sous l'effet de la déprise rurale et de ces conséquences (reboisement, extension des parcelles cultivées...). Dans le cas présent, les effets anthropiques surpasseraient les effets climatiques (Cheylan & Grillet, 2005).

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

L'observation à vue du Lézard ocellé peut être utilisée comme méthode de suivi (Telleria *et al.*, 2011). Toutefois, cette technique n'est pas aisée, car les animaux sont farouches et fuient vers leur gîte ou vers un abri lorsqu'ils aperçoivent un observateur (Cheylan & Grillet, 2004).

La découverte de crottes (excréments cylindriques de 5 cm de long et environ 1 cm de diamètre, parfois assez nombreux) constitue un indice de présence (Cheylan & Grillet, 2004), mais elle ne donne pas beaucoup d'éléments concernant spécifiquement les déplacements de l'individu. De plus, même si leur couleur peut varier avec le temps (du noir au gris), il n'est pas facile d'affirmer que l'animal n'utilise plus un lieu (Cheylan & Grillet, 2004).

Sur des terrains sablonneux non humides (milieu dunaire par exemple), des traces faites par l'animal lors de ses déplacements peuvent être visibles (Cheylan & Grillet, 2004). Ces traces sont éphémères et constituent donc de bonnes preuves d'un passage récent (Cheylan & Grillet, 2004). Cependant, cette technique nécessite de l'attention pour identifier de façon certaine une trace de Lézard ocellé (traces rectilignes de 2,5 à 3 cm de large) et non d'autres lézards (rectilignes également mais moins larges) voire de serpents (traces très sinueuses) (Cheylan & Grillet, 2004). L'empreinte des pattes peut également parfois être visible et confirmer le diagnostic (Cheylan & Grillet, 2004).

Grillet et Doré ont mis en place en 2007 un protocole standardisé de suivi des populations de Lézard ocellé sur l'île d'Oléron pouvant être étendu à d'autres populations (Doré *et al.*, 2011a ; Doré *et al.*, 2011b). Cette méthode demande un investissement de temps important mais semble adaptée à une évaluation de l'état de conservation de la population (Grillet, 2008). Elle consiste à suivre la fréquentation d'un réseau de placettes afin d'obtenir des informations sur la modification de la répartition des individus, sur la colonisation de nouveaux secteurs et sur l'évolution du type de gîte utilisé. La méthodologie est prévue d'être renouvelée tous les 3 ans. La seconde session du suivi a eu lieu en 2010. De la même manière, le principe méthodologique a été adapté à la population de Lézard ocellé de Bussac-Forêt (sud de la Charente-Maritime) en 2009 avec une réplication du protocole en 2012 (Doré *et al.*, soumis).

Il est également possible d'établir une base d'informations sur l'abondance et la sélection de microhabitats d'une population de Lézard ocellé grâce à un suivi radiotéléométrique (Diaz *et al.*, 2006). La technique du radiopistage a par exemple été utilisée sur l'île d'Oléron en 2008 (Thirion *et al.*, 2008) et 2009 (Lefebvre *et al.*, 2009) et sur le littoral aquitain en 2010. Ce type d'étude peut être effectuée sur les juvéniles (1ère année), les subadultes (2ème année) et les adultes (> 2 ans), mais nécessite auparavant une validation du protocole en milieu confiné afin d'assurer une survie maximale aux individus équipés (Thirion & Doré, 2011).

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Autres lézards

D'après :

Castanet & Guyétant, 1989
Civantos, 2000
Cox & Temple, 2009
Diaz *et al.*, 2000
Foltête, 2011
Grillet, 2008
Lebboroni & Carti, 2006
Le Garff, 1991
Meek, 2009
Telleria *et al.*, 2011
UICN *et al.*, 2009
Vacher & Geniez, 2010

> Les Pseudoscorpions sont des lézards d'origine africaine que l'on retrouve en France dans le sud méditerranéen et qui d'une manière générale ont une écologie proche du Lézard ocellé.

Par exemple, le Psammodrome algire (*Psammodromus algirus* (Linnaeus, 1758)) est caractéristique de milieux relativement arides de l'Ouest méditerranéen (Bons in Castanet & Guyétant, 1989). On la trouve en Afrique du Nord, dans la péninsule Ibérique et en France dans le Languedoc Roussillon (Le Garff, 1991). Depuis la fin du XIX^{ème} siècle la répartition générale du Psammodrome algire n'a pas beaucoup varié (Bons in Castanet & Guyétant, 1989). L'Atlas des Reptiles et Amphibiens du Languedoc-Roussillon montre cependant que le Psammodrome algire s'enfonce sensiblement vers l'intérieur en suivant les cours d'eau (Bons in Castanet & Guyétant, 1989).

Comme le Lézard ocellé, le Psammodrome algire vit dans les milieux secs, bien ensoleillés et sablonneux et notamment dans les garrigues méridionales (Le Garff, 1991 ; Bons in Castanet & Guyétant, 1989). Le Psammodrome algire est associé à un couvert arbustif bas (Diaz & Carrascal, 1991 in Telleria *et al.*, 2011). On le trouve ainsi dans les formations à Cystes, Romarins et Lavandes, les Pinèdes ainsi que dans les formations à Salicornes et Immortelles depuis le bord de mer et jusqu'à 1 500 m d'altitude (Le Garff, 1991 ; Bons in Castanet & Guyétant, 1989). Très rapide et agile, il recherche le soleil en s'enfouissant dans le sable (Le Garff, 1991) et peu passer de longues périodes inactif dans la végétation (Telleria *et al.*, 2011). Son hibernation est longue (Le Garff, 1991). Cette espèce

	discrète ne constitue sans doute pas de peuplements importants dans notre pays (Bons <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Le Psammodrome algire est classé en « Préoccupation mineure » (espèce pour laquelle le risque de disparition de France est faible) dans la liste rouge des reptiles de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN <i>et al.</i>, 2009). Si l'espèce est jugée peu menacée, il est possible que la déprise rurale et la reforestation qui en découle entraîne le déclin progressif de certaines populations (Vacher & Cheylan <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). L'altération des écosystèmes méditerranéens par l'urbanisation, l'extension de certaines cultures ou la plantation de conifères peuvent entraîner une fragmentation des populations et une perte de l'habitat (Vacher & Cheylan <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). En effet, Il a été montré que l'espèce est présente de manière significative dans les milieux qui lui sont favorables, vastes ou connectés entre eux, alors qu'elle est quasi absente dans les habitats de petite taille, isolés au milieu d'une matrice agricole (Diaz <i>et al.</i>, 2000). A large échelle, l'élément qui conditionne la présence de cette espèce est la structure de la végétation, alors qu'à l'échelle de petites surfaces isolées, c'est bien la taille de ces patches (ou taches) qui est déterminante (Grillet, 2008). D'après une étude de Civantos (2000), la taille du domaine vital et la structure de la végétation sur cet espace influenceraient la probabilité de survie des individus : ceux qui ont survécu possèdent un domaine vital plus grand avec une plus grande couverture de végétation que les individus qui n'ont pas survécu. Telleria <i>et al.</i> (2011) montrent clairement dans leur étude l'effet barrière important des autoroutes sur la distribution de l'espèce. > Même s'il est beaucoup plus « polyvalent » que le Léopard ocellé, le Léopard vert (<i>Lacerta bilineata</i> (Daudin, 1802)) peut être intéressant à évoquer en tant qu'espèce également thermophile et inféodée aux milieux bien exposés au soleil : pieds de haies, lisières des forêts, clairières, prairies et talus (Goose & Castanet <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Il fréquente les terriers abandonnés par les micromammifères ou creusés par lui (Goose & Castanet <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Comme le Léopard ocellé, le Léopard vert s'expose au soleil dans la journée, mais se cache par temps très chaud ainsi que le soir dans son terrier (Le Garff, 1991). Il hiberne de novembre à février-mars (Goose & Castanet <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Le Léopard vert occupe une large frange de l'Europe moyenne, de l'Atlantique et de la mer noire, sans dépasser ni le 50^{ème} parallèle ni le Nord de l'Espagne (Le Garff, 1991). Il est classé en « Préoccupation mineure » dans la liste rouge des reptiles de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN <i>et al.</i>, 2009). En Europe l'espèce est également classée en « Préoccupation mineure » (Cox & Temple, 2009). Il existe 7 sous-espèces mais seule <i>Lacerta viridis bilineata</i> est présente en France (Goose & Castanet <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Le Léopard vert est bien représenté dans tous les départements au sud d'une ligne reliant Rouen-Soissons et Mulhouse, excepté en Corse (Goose & Castanet <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). On le rencontre depuis le niveau de la mer jusqu'à au moins 1 500 m dans le sud de la France (Goose & Castanet <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). La limite de sa répartition au nord serait expliquée contrairement au Léopard ocellé par le besoin de chaleur nécessaire au développement embryonnaire, alors que l'adulte n'est pas très exigeant thermiquement (Goose & Castanet <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Le Léopard vert vit de préférence dans les endroits à végétation buissonnante. L'existence de microhabitats et d'éléments structurants dans le paysage est très importante pour cette espèce (Vacher <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Il court très vite, grimpe aisément aux arbres et nage très bien. Il est sédentaire et territorial (Le Garff, 1991). Le domaine vital d'un individu varie entre 200 et 600 m². Les déplacements à l'intérieur du domaine vital, n'excèdent pas 50 m et sont consacrés aux fonctions de chasse, de thermorégulation, et de refuge (Sound & Veith, 2000 <i>in</i> Foltête, 2011). Les déplacements de plus ou moins 200 m à l'extérieur du domaine vital ont pour objectif la reconnaissance du terrain et le marquage du territoire (Sound & Veith, 2000 <i>in</i> Foltête, 2011). La perte de son habitat et l'isolement des populations sont les menaces majeures identifiées pour le Léopard vert (Pérez-Mellado <i>et al.</i>, 2008 <i>in</i> Foltête, 2011). La présence de l'espèce aux abords des voies de communication rend le Léopard vert vulnérable et contribue à la diminution de ses populations (Scoccianti, 2006 <i>in</i> Foltête, 2011). En effet, le Léopard vert semble être une espèce particulièrement victime du trafic routier mais ces résultats doivent être relativisés en raison de la grande taille de l'espèce qui la rend plus facilement repérable que d'autres lézards lors des recensements (Lebbononi & Carti, 2006 ; Meek, 2009). L'espèce utiliserait les routes pour se réchauffer et pour chasser (Lebbononi & Carti, 2006 ; Meek, 2009). Les routes les plus meurtrières pour le Léopard vert semblent posséder un faible trafic routier et se situer en milieu bocager (Lebbononi & Carti, 2006). Les routes à fort trafic seraient évitées par le Léopard vert (Lebbononi & Carti, 2006). > Enfin, en termes d'aire de répartition, on peut citer le Seps strié (<i>Chalcides striatus</i> (Cuvier, 1829)) comme espèce de lézard serpentiforme proche du Léopard ocellé.
Autres espèces D'après : Cheylan & Grillet, 2004 Grillet, 2008 Piazzon <i>et al.</i>, 2012 Vacher & Geniez	Comme indiqué précédemment, il existe un lien fort entre le Léopard ocellé et le Lapin de garenne (<i>Oryctolagus cuniculus</i> (Linnaeus, 1758)). Les deux espèces partagent d'abord une histoire commune puisque comme le Léopard ocellé, le Lapin de garenne est originaire d'Espagne et occupe depuis longtemps le sud de la France (Cheylan & Grillet, 2004). Le lien entre les deux espèces est également fonctionnel car le Léopard ocellé profite des terriers du Lapin de garenne et de son action sur la végétation. Il peut même exister une « cohabitation » entre les deux espèces dans un même terrier (Cheylan & Grillet, 2004). Ainsi, la régression quasi généralisée du Lapin de garenne semble jouer un rôle important dans le déclin du Léopard ocellé (Cheylan & Grillet, 2004 ; Doré <i>et al.</i>, sous presse <i>in</i> Thirion & Doré, 2011 ; Grillet & Cheylan <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Dans certaines situations comme à l'île d'Oléron, cette situation pourrait

	même à moyen terme compromettre l'avenir de la population de Lézard ocellé car sur cette île plus de 86 % des gîtes de Lézard ocellé sont des terriers de lapins (Cheylan & Grillet, 2004). Ce constat vaut pour bien des zones méditerranéennes (Cheylan & Grillet, 2004). Le Lézard ocellé possède également un lien étroit avec certaines espèces de flore qui l'entourent (comme : <i>Corema album</i>, <i>Osyris alba</i>, <i>Rubus ulmifolius</i> et <i>Tamus communis</i>) (Piazzon <i>et al.</i>, 2012). En effet, en complément de son régime alimentaire essentiellement insectivores, le Lézard ocellé peut consommer ponctuellement des fruits, notamment les adultes en fin d'été (Cheylan & Grillet, 2004). Il agit alors comme disperseur de graines, ce qui peut avoir une influence sur la démographie et les processus évolutifs des plantes concernées notamment en milieu insulaire (Piazzon <i>et al.</i>, 2012). Sur l'île d'Oléron, le régime alimentaire du Lézard ocellé est composé de 61 % d'insectes (majoritairement des coléoptères et des hyménoptères), 20 % de fruits et 11 % de mollusques ; les fruits appartenant à une seule espèce végétale, l'Éphédre (<i>Ephedra distachya</i> L., 1753) (Thirion & Beau, date inconnue in Cheylan & Grillet, 2004). Avec toute la prudence liée à l'utilisation de ces concepts, le Lézard ocellé pourrait faire figure d'espèce « indicatrice » ou encore « parapluie » pour les espèces fréquentant les pelouses et les landes sèches méditerranéennes ou sub-méditerranéennes (Grillet, 2008 ; Cheylan & Grillet, 2004).

> Rédacteur :

Géraldine ROGEON, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Marc CHEYLAN, Maître de conférences Ecole Pratique des Hautes Etudes, CEFE-CNRS.
Florian DORE, Chargé de mission herpétologie et entomologie, association Deux-Sèvres Nature Environnement. Rédacteur du plan national d'actions en faveur du Lézard ocellé *Timon lepidus* (2012-2016).
Jean-Christophe DE MASSARY, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

- CASTANET J. & GUYÉTANT R. (coord.) (1989). *Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France*. Société herpétologique de France. Paris. 191 pages.
- CHEYLAN M. & GRILLET P. (2005). Statut passé et actuel du Lézard ocellé (*Lacerta lepida*, Sauriens, Lacertidés) en France. Implication en termes de conservation. *Vie et milieu*. Volume 55. Pages 15-30.
- CHEYLAN M. & GRILLET P. (2004). *Le Lézard ocellé*. Éditions Belin Éveil Nature. Tours, France. 95 pages.
- CHEYLAN M. & GRILLET P. (2003). Le Lézard ocellé en France. Un déclin important. *Le courrier de la nature*. Numéro 204. Pages 25-31.
- CIVANTOS E. (2000). Home-range ecology, aggressive behaviour, and survival in juvenile lizards, *Psammotromus algirus*. *Canadian journal of zoology*. Numéro 78. Pages 1681-1685.
- COX N.-A. & TEMPLE H.-J. (2009). *European Red List of Reptiles*. Luxembourg. Office for Official Publications of the European Communities. 44 pages.
- DIAZ J.-A., CARBONELL R., VIRGOS E., SANTOS T. & TELLERIA L. (2000). Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammotromus algirus*. *Animal conservation*. Numéro 3. Pages 235-240.
- DIAZ J.-A., MONASTERIO C. & SALVADOR A. (2006). Abundance, microhabitat selection and conservation of eyed lizards (*Lacerta lepida*) : a radiotelemetric study. *Journal of zoology*. Numéro 268. Pages 295-301.
- DORÉ F., GRILLET P., BERNARD V., LABORDE S. & CHEYLAN M. (soumis). Suivi d'une population isolée de Lézard ocellé (*Timon lepidus* Daudin, 1802) sur le terrain militaire de Bussac-Dorêt (Charente-Maritime). *Bulletin de la Société herpétologique française*.
- DORÉ F., GRILLET P., THIRION J.-M., BESNARD A. & CHEYLAN M. (2011a). Implementation of a long-term monitoring program of the ocellated lizard (*Timon lepidus*) population on Oleron Island. *Amphibia-Reptilia*. Numéro 32. Pages 159-166.
- DORÉ F., GRILLET P., THIRION J.-M., BESNARD A. & CHEYLAN M. (2011b). Premiers résultats d'un suivi à long terme sur une population de Lézard ocellé *Timon lepidus* sur l'île d'Oléron. *Revue d'écologie*. Numéro 66. Pages 1-10.
- FOLTETE J.-C. (coord.) (2011). *GRAPHAB. Graphes paysagers et évaluation de l'impact de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône sur la connectivité spatiale des habitats : conséquences sur les distributions d'espèces*. Programme de recherche infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages, ITTECOP, Rapport final. 62 pages.

GRILLET P., CHEYLAN M. & DUSOULIER F. (2006). Évolution des habitats et changement climatique : quelles conséquences pour les populations de Lézard ocellé, *Lacerta lepida* (Saurien, Lacertidés), en limite nord de répartition ? *Ecologia mediterranea*. Numéro 32. Pages 63-72.

GRILLET P. (2008). *Biologie des extinctions et changements globaux : apport du Lézard ocellé Lacerta lepida, Daudin, 1802*. Diplôme de l'École Pratique des Hautes Etudes, Montpellier.

GRILLET P., CHEYLAN M., THIRION J.-M., DORÉ F., BONNET X., DAUGE C., CHOLLET S. & MARCHAND M.-A. (2010). Rabbit burrows or artificial refuges are a critical habitat component for the threatened lizard, *Timon lepidus* (Sauria, Lacertidae). *Biodiversity and Conservation*. Numéro 19. Pages 2039–2051.

LEBBORONI M. & CORTI C. (2006). Road killing of lizards and traffic density in central Italy. *Proceedings of the 13 th Congress of the Societas Europea Herpetologica*. Pages 91-86.

LEFEBVRE S., DORÉ F., GRILLET P., THIRION J.-M. & CHEYLAN M. (2009). *Étude spatiale et temporelle d'une population de Lézard ocellé Timon lepidus en limite nord de répartition sur l'île d'Oléron*. Congrès de la Société herpétologique de France, 8-10 octobre 2009, Montpellier.

LE GARFF B. (1991). *Les amphibiens et les reptiles dans leur milieu*. Éditions Bordas. Baume-les-Dames. 246 pages.

MATEO J.-A. (2004). Lagarto ocelado - *Lacerta lepida*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

MEEK R. (2009). Patterns of reptile road-kills in the Vendée region of western France. *Herpetological journal*. Numéro 19. Pages 135-142.

PIAZZON M., LARRINAGA A.-R., RODRIGUEZ-PEREZ J., LATORRE L., NAVARRO L., SANTAMARIA L. (2012). Seed dispersal by lizards on a continental-shelf island: predicting interspecific variation in seed rain based on plant distribution and lizard movement patterns. *Journal of biogeography*. Early view.

SIRAMI C., NESPOULOUS A., CHEYLAN J.-P., MARTY P., HVENEGAARD G.-T., GENIEZ P., SCHATZ B., MARTIN J.-L. (2010). Long-term anthropogenic and ecological dynamics of a Mediterranean landscape: Impacts on multiple taxa. *Landscape and urban planning*. Numéro 96. Pages 214-223.

TELLERIA J.-L., DIAZ J.-A., PEREZ-TRIS J., DE JUANA E., DE LA HERA I., IRAETA P., SALVADOR A. & SANTOS T. (2011). Barrier effects on vertebrate distribution caused by motorway crossing through fragmented forest landscape. *Animal biodiversity and conservation*. Volume 34. Numéro 2. Pages 331-340.

THIRION J.-M. & DORÉ F. (2012). *Plan national d'actions Lézard ocellé Timon lepidus 2012 - 2016*. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. 114 pages.

THIRION J.-M. & DORÉ F. (2011). *Plan National d'Actions, Lézard ocellé Timon lepidus (2012-2016) - Version de janvier 2012 non soumise à consultation*. Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement de Poitou-Charentes. 138 pages.

UICN FRANCE, MNHN & SHF (2009). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. Paris, France.

VACHER J.-P. & GENIEZ M. (2010). *Les reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Collection Parthénope. Editions Biotope, Mèze - Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 544 pages.

> Bibliographie non consultée pouvant intéresser le lecteur :

BAILON S. (1991). *Amphibiens et reptiles du Pliocène et du Quaternaire de France et d'Espagne: mise en place et évolution des faunes*. 2 volumes. Thèse Doctorale. Université de Paris VII. Paris, France. 499 + 89 pages.

CHALINE O. (2007). *La conservation du Lézard ocellé Lacerta lepida : apport de la génétique et de la démographie*. Mémoire de stage Master II professionnel. Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés. Ecole Pratique des Hautes Etudes. Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive. Montpellier. 38 p.

PAULO O.-F. (1988). *Estudo ecoetológico da população de Lacerta lepida (Daudin, 1802) da ilha de Berlenga*. Relatório de estágio de licenciatura em biologia. FCUL, Lisboa. 314 pages.

PAULO O. (2001). *The phylogeography of Reptiles of the Iberian Peninsula*. Phd, University of London, Queen Mary and Westfield College. 181 pages.

THIRION J.-M., DORÉ F., ADAMCZYK A., GRILLET P. & CHEYLAN M. (2008). *Étude spatiale et temporelle d'une population de Lézard ocellé Timon lepidus en limite nord de répartition*. Congrès de la Société Herpétologique de France, 2-4 octobre 2008, La Rochelle.

> Pour citer ce document :

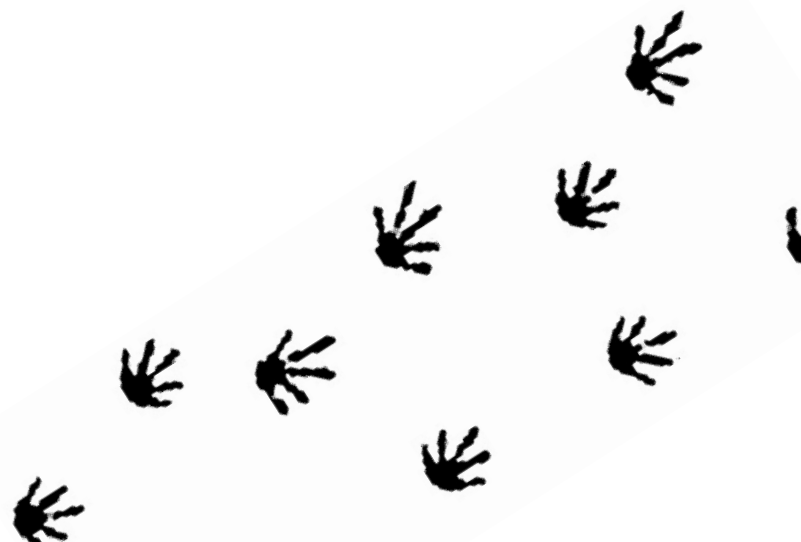
ROGEON G. & SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Lézard ocellé (Timon lepidus (Daudin, 1802)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 10 pages.



Photo Piet Spaans

Le lézard vivipare

Zootoca vivipara



Le Lézard vivipare

Zootoca vivipara (Jacquin, 1787)

Reptiles, Squamates, Lacertidés



Photo : Philippe Gourdain

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Lézard vivipare, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Lézard vivipare appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



-  Région où l'espèce est absente ou très marginale
-  Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce TVB
-  Région où l'espèce est présente et **est définitivement proposée pour être retenue** comme espèce TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Arnold & Ovenden, 2007 Castanet & Guyétant, 1989 Heulin <i>et al.</i>, 1993 Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001 Vacher & Geniez, 2010	Le Lézard vivipare est l'espèce de Lézard la plus nordique au monde : son aire de répartition dépasse le cercle polaire arctique (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989). Son aire s'étend depuis l'Irlande à l'Ouest jusqu'à l'île de Sakhalune à l'Est (Castanet & Guyétant, 1989) Le Lézard vivipare présente une bimodalité de reproduction c'est-à-dire qu'il existe une forme vivipare et une forme ovipare (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). La forme ovipare est localisée à l'extrême sud-ouest de l'aire de répartition : en France dans les Pyrénées et en Aquitaine et en Espagne dans les monts cantabriques et le Pays basque (Castanet & Guyétant, 1989 ; Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). La forme vivipare est présente sur une très vaste étendue septentrionale jusqu'à 69° Nord (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). En France, elle est présente dans la plus part des régions à basse altitude et entre la Loire, la Garonne et le Massif central (Castanet & Guyétant, 1989). Au Nord et à l'Est, le Lézard vivipare est représenté de façon quasi continue depuis la Picardie jusqu'aux Alpes (Castanet & Guyétant, 1989). A l'Ouest, l'espèce est présente en Bretagne et en Mayenne (Castanet & Guyétant, 1989). Aucune zone de contact n'est connue dans le sud de la France entre la forme ovipare et la forme vivipare (Heulin <i>et al.</i>, 1993 ; Heulin & Guillaume, 1989 <i>in</i> Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001).
Évolution récente D'après : Vacher & Geniez, 2010	Dans les régions méridionales de l'aire de répartition et à basse altitude, les biotopes humides favorables ont sans doute été fragmentés naturellement au cours du dernier réchauffement post-glaciaire et ont en outre subi des modifications anthropiques récentes (assèchements des zones humides, ...) (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Les populations ovipares d'Aquitaine sont elles aussi très fragmentées et limitées à de petites dépressions tourbeuses enclavées dans les forêts de Gironde et des Landes (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010).
Phylogénie et phylogéographie D'après : Heulin <i>et al.</i>, 1993 Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001	Les populations ovipares et vivipares de <i>Zootoca vivipara</i> sont très proches et la divergence entre les deux formes de reproduction semble être relativement récente à l'échelle des temps géologiques ((Arrayago <i>et al.</i>, 1996 ; Bea <i>et al.</i>, 1990 ; Guillaume <i>et al.</i>, 1997 ; Heulin, 1990 ; Heulin <i>et al.</i>, 1992, 1993, 1999) <i>in</i> Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001). Durant les glaciations du Quaternaire, deux zones de l'Europe, le sud-est (Péninsule ibérique/Pyrénées) et le sud-ouest (régions des Balkans et sud de la Russie), ont servi de zones refuges aux populations originelles de <i>Zootoca vivipara</i>, probablement encore ovipares (Heulin <i>et al.</i>, 1993 ; Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001). A cette période, la viviparité serait alors apparue dans les populations balkaniques et aurait été rapidement sélectionnée par l'évolution en raison des avantages qu'elle procure sur la forme ovipare dans la résistance au froid (Heulin <i>et al.</i>, 1993 ; Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001). Au radoucissement du climat, les populations vivipares ont alors progressivement (re)colonisé les pays du nord-est et du nord-ouest de l'Europe alors que les populations ovipares sont restées cantonnées dans le Sud-Ouest (Heulin <i>et al.</i>, 1993 ; Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001). Ainsi, la forme vivipare s'est massivement installée à travers l'Europe sans établir de contact avec les populations résiduelles ovipares (Heulin <i>et al.</i>, 1993). L'outil génétique a permis de confirmer ce scénario (Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001) en démontrant que la viviparité chez <i>Zootoca vivipara</i> est intervenue dans le sud-est de l'Europe, pendant le Pléistocène (période des cycles glaciaires du Quaternaire) (Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001).

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce	Le Lézard vivipare est une espèce sédentaire.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et occupation de l'espace

Habitat D'après : Arnold & Ovenden, 2007 Castanet & Guyétant, 1989 De Fraidpont <i>et al.</i>, 2000 Graitson, 2011 Laloi <i>et al.</i>, 2009 Massot & Clobert, 1995 Vacher & Geniez, 2010 Vercken, 2007	Le Lézard vivipare fréquente une grande diversité de milieux mais ceux-ci, d'une manière générale, sont des habitats frais ou légèrement humides (Castanet & Guyétant, 1989 ; De Fraidpont <i>et al.</i>, 2000 ; Graitson, 2011 ; Laloi <i>et al.</i>, 2009 ; Massot & Clobert, 1995 ; Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010 ; Vercken, 2007). La dépendance de l'espèce pour ces milieux humides est davantage marquée au sud de l'aire et à basse altitude (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Ainsi, les formes vivipare et ovipare occupent préférentiellement les prairies humides, les forêts humides, les landes hygrophiles, les formations végétales hydrophiles, les tourbières acides à sphaignes ou encore les formations herbacées du littoral, les abords de ruisseaux ou les marécages (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989 ; De Fraidpont <i>et al.</i>, 2000 ; Graitson, 2011, Laloi <i>et al.</i>, 2009 ; Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Le Lézard vivipare apprécie les lisières et fréquente donc les clairières, les bords de chemins forestiers ou encore les bordures de pâtures (Castanet & Guyétant, 1989 ; Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). La présence de bois mort lui est favorable (Graitson, 2011). Il recherche les couverts herbacés denses (Arnold & Ovenden, 2007).
Taille du domaine vital D'après : Laloi <i>et al.</i>, 2009 Massot & Clobert, 2000 Vercken, 2007	Le domaine vital d'un individu de Lézard vivipare est généralement considéré comme une zone de 20 à 30 m de diamètre maximum (Laloi <i>et al.</i>, 2009 ; Massot & Clobert, 2000 ; Vercken, 2007).

Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Arnold & Ovenden, 2007 Graitson, 2011	Le Lézard vivipare est essentiellement terrestre (Arnold & Ovenden, 2007). Il grimpe occasionnellement (Arnold & Ovenden, 2007). On peut le trouver par exemple sur les piquets de clôture autour des pâtures (Graitson, 2011). Par temps un peu frais mais ensoleillé, il est possible de l'observer thermoréguler au soleil sur l'herbe sèche, sur des souches, des troncs d'arbres morts ou des tas de pierre (Graitson, 2011).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier)	Aucune information.
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circannien (cycle annuel) D'après : Arnold & Ovenden, 2007 Graitson, 2011 Heulin <i>et al.</i>, 1994 Lecomte <i>et al.</i>, 2004 Massot & Clobert, 2000 Vacher & Geniez, 2010	Les mâles sortent en premier d'hivernation, suivis des subadultes puis des femelles et l'accouplement intervient immédiatement après (Lecomte <i>et al.</i>, 2004 ; Massot & Clobert, 2000). A ce moment, il n'existe pas de différence du stade ovarien entre femelles vivipares et femelles ovipares (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Chez la forme vivipare, la mère conserve l'œuf dans son utérus jusqu'à la fin du développement embryonnaire et la parturition (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Dans la forme ovipare, l'œuf est conservé dans l'utérus maternel jusqu'aux stades embryonnaires où intervient alors la ponte (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Dans les populations vivipares, la sortie d'hivernation intervient généralement en mars (plaine) ou avril (montagne) pour les mâles et en avril (plaine) ou mai (montagne) pour les femelles (Massot & Clobert, 2000 ; Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Les femelles sont très peu mobiles pendant la période de gestation (Bau-wens & Thoen, 1981 <i>in</i> Massot <i>et al.</i>, 1994). La mise-base intervient 2 à 3 semaines après l'accouplement (Massot & Clobert, 2000), entre début juillet (plaine) et mi-août (montagne) (Graitson, 2011 ; Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Les femelles vivipares produisent une seule portée par an composée de 3 à 11 (Arnold & Ovenden, 2007) voire 12 jeunes (Graitson, 2011). Dans les populations ovipares, les femelles effectuent une première ponte de 5 à 6 œufs en moyenne entre début juin (plaine) et mi-juillet (montagne). L'éclosion se produit entre début juillet (plaine) et mi-août (montagne) soit 30 à 40 jours après la ponte (Heulin <i>et al.</i>, 1994). Un grand nombre de femelles peuvent alors s'accoupler une seconde fois après la première ponte (en juin) et produire une seconde ponte (juillet) qui éclosa en août (Heulin <i>et al.</i>, 1994). L'entrée en hibernation se produit généralement de septembre (Massot & Clobert, 2000) jusqu'à la fin octobre (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Les jeunes sont les derniers à entrer en hibernation (Massot & Clobert, 2000). En milieu naturel, la maturité sexuelle est atteinte le plus souvent au cours de la deuxième année, parfois dès la première ou parfois uniquement la troisième selon les conditions climatiques (ensoleillement excédentaire ou déficitaire, plaine ou haute montagne) (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). La longévité du Lézard vivipare peut vivre jusqu'à 12 ans (Arnold & Ovenden, 2007). Toutefois, les adultes d'une population ont en majorité 2 à 3 ans (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Il n'existe pas de différence marquée dans les taux de survie entre populations vivipare et ovipare (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999 Heulin, 1988 Laloi <i>et al.</i>, 2009 Laloi <i>et al.</i>, 2004 Le Galliard <i>et al.</i>, 2005b Le Galliard <i>et al.</i>, 2003	La littérature mentionne majoritairement que le Lézard vivipare n'est pas une espèce territoriale ((Stamps, 1977; Lecomte <i>et al.</i>, 1994 <i>in</i> Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999) ; Laloi <i>et al.</i>, 2009) : les mâles ne forment pas de territoires (Avery 1976 <i>in</i> Laloi <i>et al.</i>, 2004) et ils ne présentent aucun comportement de défense (Laloi <i>et al.</i>, 2009). Les domaines vitaux de plusieurs individus ne semblent donc pas spatialement séparés au sein d'une population et peuvent se chevaucher ((Clobert <i>et al.</i> 1994 <i>in</i> Le Galliard <i>et al.</i>, 2003) ; Le Galliard <i>et al.</i>, 2005b), y compris entre générations (Massot <i>et al.</i>, 1992 <i>in</i> Le Galliard <i>et al.</i>, 2005b). Toutefois, ces affirmations sont peut-être à nuancer car Boudjemadi <i>et al.</i> (1999) précisent que des affrontements entre individus peuvent avoir lieu pour l'accouplement ou la nourriture et Heulin (1988) révèle que des interactions agonistiques (et des évitements) existent entre mâles durant la période d'accouplement. Heulin (1988) a prouvé que des femelles peuvent copuler avec un ou plusieurs mâles et l'utilisation de l'outil génétique a permis de mettre en évidence le fait que cette polyandrie peut aller jusqu'à entraîner une multi-paternité (Laloi <i>et al.</i>, 2004). Ce phénomène est relativement fréquent au sein d'une population (entre 50 % et 68 % des prélèvements effectués par Laloi <i>et al.</i> (2004) révèlent une multi-paternité dans leur étude effectuée au Mont Lozère) et ne varie pas entre populations. La multi-paternité n'est pas liée à des facteurs environnementaux ou aux conditions particulières d'une population (Laloi <i>et al.</i>, 2004).

Densité de population D'après : Vacher & Geniez, 2010 Vercken, 2007	Dans les biotopes favorables, les densités sont généralement de quelques centaines d'individus (adultes et subadultes) par hectare et peuvent atteindre les 1 000 individus par hectare (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Sur le versant Nord du Mont Lozère, Vercken (2007) a étudié 4 populations qui sont toutes distantes de moins de 2 km les unes des autres, ce qui donne une idée de la densité de populations sur la zone étudiée.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Lecomte <i>et al.</i>, 2004 Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a Massot & Clobert, 2000 Massot <i>et al.</i>, 2002 Vercken, 2007	Après avoir déposé ses jeunes, la mère les laisse immédiatement et il n'y a pas de soins apportés à la progéniture de la part des parents (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a ; Massot & Clobert, 2000 ; Massot <i>et al.</i>, 2002). Les nouveaux nés sont ainsi autonomes et indépendants dès leur naissance (Lecomte <i>et al.</i>, 2004 ; Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a ; Vercken, 2007). La dispersion intervient quelques jours après leur naissance (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a), généralement dans les 10 (Vercken, 2007) à 15 jours (Lecomte <i>et al.</i>, 2004).
Distance de dispersion D'après : Heulin, 1984 Heulin, 1985 Laloi <i>et al.</i>, 2009 Massot & Clobert, 2000 Vercken, 2007	Les nombreuses études effectuées en Mont Lozère s'intéressant au phénomène de dispersion juvénile du Lézard vivipare considèrent que des individus s'éloignant d'une distance supérieure au diamètre d'un domaine vital (30 m) sont des individus dispersants (Laloi <i>et al.</i>, 2009 ; Massot & Clobert, 2000 ; Vercken, 2007). Les individus s'éloignant de moins de 20 m sont considérés comme philopatriques et les individus s'éloignant de 20 à 30 m ne peuvent être qualifiés strictement ni de philopatriques ni de dispersants (Laloi <i>et al.</i>, 2009 ; Massot & Clobert, 2000 ; Vercken, 2007). Les observations de Van Nuland & Strijbosch (1981), Heulin (1984) et Heulin (1985) indiquent des dispersions exceptionnelles pouvant atteindre 200 à 300 m voire plus (Strijbosch, 1995) (com. pers. Heulin, 2012).
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Aragon <i>et al.</i>, 2006a Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999 Cote <i>et al.</i>, 2007 De Fraipont <i>et al.</i>, 2000 Heulin, 1985 Laloi <i>et al.</i>, 2009 Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a Le Galliard <i>et al.</i>, 2005b Le Galliard <i>et al.</i>, 2003 Massot & Clobert 2000 Meylan <i>et al.</i>, 2002 Vercken, 2007 Vercken <i>et al.</i>, 2007a Vercken <i>et al.</i>, 2007b	Dans une population de Lézard vivipare, une partie seulement des juvéniles disperse (individus dits « dispersants ») tandis que les autres juvéniles restent sur leur lieu de naissance (individus dits « philopatriques »). Bauwens & Verheyen (1980 <i>in</i> Heulin, 1985) constatent que 35 % des juvéniles minimum dispersent (quittent leur quadra d'étude). Le déterminisme de ce comportement dispersant ou philopatrique des juvéniles est extrêmement complexe et lié à des facteurs à la fois sociaux, comportementaux et démographiques (Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999) qui sont variables, par exemple, selon le sexe (Meylan & Clobert, 2004). L'environnement au sens large constitue en tous cas le déterminisme majeur de la dispersion (Massot & Clobert 2000) alors que le déterminisme génétique tient ici une part très réduite (Laloi <i>et al.</i>, 2009). Les dispersants et les philopatriques diffèrent dans leur comportement ((Lecomte 1993; Clobert <i>et al.</i> 1994) Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999) et dans leur morphologie (Lecomte & Clobert 1996 <i>in</i> Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999) et que la dispersion des juvéniles est dépendante du sex-ratio de la portée et de la corpulence des jeunes à la naissance (Meylan & Clobert, 2004). La mère constitue l'un des principaux facteurs de contrôle de la dispersion natale (De Fraipont <i>et al.</i>, 2000 ; Massot & Clobert, 2000 ; Meylan <i>et al.</i>, 2002). Les femelles ont ainsi la possibilité d'influencer le comportement de leurs jeunes pour définir des stratégies de dispersion différentes (Vercken, 2007). Statistiquement, il apparaît que la condition de la mère pendant la gestation et notamment son alimentation ((Massot & Clobert 1995 <i>in</i> Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999) ; De Fraipont <i>et al.</i>, 2007 ; Vercken, 2007), l'environnement social (LeÂna <i>et al.</i> 1998 <i>in</i> Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999), sa coloration ventrale (Vercken, 2007) ou encore son âge ((Roncè, date inconnue ; Clobert & Massot 1998) <i>in</i> Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999) influencent la probabilité de dispersion des jeunes (Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999). Ainsi, le phénotype des juvéniles semble être affecté par l'histoire de la mère à la fois pendant la période prénatale (avant et pendant la gestation) et postnatale (Massot & Clobert, 2000 ; Meylan & Clobert, 2004). Dans une moindre mesure, certaines conditions prénatales de long-terme (conditions de la mère au cours de l'année qui précède la naissance) influenceraient aussi la dispersion juvénile (Massot & Clobert, 2000). Cette sensibilité des juvéniles aux conditions maternelles est interprétée comme une évolution qui permet de pré-adapter les juvéniles à l'environnement qu'ils trouveront en naissant (Meylan & Clobert, 2004). Par ailleurs, le comportement de dispersion entre frères et sœurs semble identique, ce qui peut s'expliquer par le fait que les jeunes

	issus d'une même portée ont eu des conditions maternelles prénatales semblables (Massot & Clobert, 2000). > Il faut tout d'abord indiquer que les femelles ont la capacité de percevoir le sex ratio de leur population par utilisation de capteurs optiques et chimiques (Bauwens <i>et al.</i>, 1987 in Le Galliard <i>et al.</i>, 2005b) et ainsi d'ajuster en conséquence le sex ratio de leur portée au vu de ses informations. et d'autres facteurs extérieurs (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005b). Par exemple, Lorenzon <i>et al.</i> (2001 in Le Galliard <i>et al.</i>, 2005b) observe qu'un milieu plus humide est associé à un sex-ratio déséquilibré en faveur des mâles à la naissance. > En ce qui concerne la phase de gestation, le contrôle maternel repose en grande partie sur l'hormone corticostérone présente dans le plasma de la mère (De Fraidpont <i>et al.</i>, 2007 ; Vercken, 2007) qui influe : - par son taux : il modifie le phénotype maternel et affecte le phénotype des juvéniles et par la suite leur stratégie de dispersion (Meylan & Clobert, 2004 ; Vercken <i>et al.</i>, 2007a). Ce taux reflète lui-même l'environnement intérieur et extérieur de la mère (Vercken <i>et al.</i>, 2007a) ; - par le timing d'exposition : une exposition précoce à la corticostérone influence négativement la taille des juvéniles, leur poids et leur condition physique (Vercken <i>et al.</i>, 2007a) et donc leurs capacités à disperser ; - par la durée d'exposition : elle affecte la stratégie de dispersion différemment selon le sex-ratio de la portée ; par exemple, en cas de déséquilibre en faveur des femelles au sein de la portée, une exposition prolongée pendant la gestation engendre des juvéniles philopatriques alors qu'une exposition courte engendre des dispersants (Vercken <i>et al.</i>, 2007a). La corticostérone du plasma maternel pendant la phase de gestation influencera également plus tard la vitesse de déplacement, la motivation à courir et l'endurance des juvéniles (Meylan & Clobert, 2004), qui sont autant de comportements clef pour leur dispersion. Enfin, la nutrition de la mère pendant la gestation affecte aussi significativement la dispersion des jeunes (Massot & Clobert, 1995 ; Vercken, 2007). Les jeunes de mères bien nourries dispersent plus que ceux de mères moins nourries (Massot & Clobert, 1995). Les individus dispersants ne sont donc pas nécessairement les plus maigres ni ceux provenant d'environnements pauvres (Massot & Clobert, 1995). Des jeunes en bonnes conditions physiques ou issus d'une mère en bonnes conditions dispersent plus tôt et en plus grand nombre que l'inverse (De Fraidpont <i>et al.</i>, 2007). > La mère pourrait effectuer un contrôle post-naissance de la dispersion juvénile via sa simple présence : la présence maternelle apparaît corrélée significativement au sex-ratio des individus qui dispersent au stade juvénile comme au stade 1 an (Le Galliard <i>et al.</i>, 2003). Au stade juvénile, la dispersion est plus forte chez les femelles lorsque la mère est présente alors que la présence de la mère n'affecte pas les mâles (Le Galliard <i>et al.</i>, 2003). Au stade de 1 an, les mâles ont tendance à disperser davantage en absence de la mère alors que les femelles tendent à disperser plus en sa présence (Le Galliard <i>et al.</i>, 2003). Ces résultats confirmeraient l'idée que la dispersion des jeunes femelles a pour objectif principal d'éviter la compétition avec leur mère (De Fraidpont <i>et al.</i>, 2007 ; Le Galliard <i>et al.</i>, 2003). Le contrôle maternel post-naissance de la dispersion juvénile est également lié à la coloration ventrale de la mère. Dans une population de Lézard vivipare, les femelles arborent trois types de colorations ventrales possibles : jaune pâle, orange brillant ou bien mixte (Vercken <i>et al.</i>, 2007b). Ces couleurs ventrales sont pérennes au cours de la vie d'une femelle et sont héritées de sa mère (Vercken <i>et al.</i>, 2007b). La couleur ventrale d'une femelle est directement corrélée au taux de dispersion de ses jeunes : les juvéniles de mère orange ont un taux de dispersion moyen, supérieur (0,53) à celui des juvéniles de mère jaune (0,48) ou mixte (0,41) (Vercken, 2007). Par ailleurs, selon leur couleur ventrale, les femelles présentent des réponses différentes aux variations environnementales éventuelles concernant la taille de leur ponte, le succès de leur mise-bas ou le sex-ratio de leur portée (Vercken <i>et al.</i>, 2007b). Enfin, la couleur ventrale des femelles est également impliquée dans la communication sociale et dicte les relations de dominance au sein d'une population (Vercken, 2007). Des recherches ont alors montré que la dispersion des juvéniles est influencée à la fois par la couleur ventrale de leur mère et par la fréquence des morphes de l'ensemble femelles de la population (Vercken, 2007). En effet, la vision par des jeunes de femelles jaunes, socialement dominantes, sous-entend qu'elles se situent sur des territoires de bonne qualité et par conséquent, une forte abondance locale de femelles jaunes est un indice positif de la qualité du territoire pour les juvéniles d'une population quelque soit la couleur ventral de leur mère (Vercken, 2007). Les jeunes issus de mères mixtes ou oranges réduiraient donc leur dispersion dans les populations où les femelles jaunes sont abondantes car cela signifie que leur lieu de naissance est un milieu favorable (Vercken, 2007). La dispersion des jeunes issus de mère jaune ne semble pas être plastique (Vercken, 2007), peut-être parce que les femelles jaunes étant les femelles dominantes, son succès doit être moins lié à la qualité du milieu et les bénéfices liés à une stratégie plastique de dispersion seraient minimes dans ce cas. • Il existe également une influence sur le comportement dispersant des juvéniles de la densité des populations. En effet, il existe une relation négative entre la dispersion et la densité au stade juvénile. Cette influence de la densité est en outre indépendante des influences décrites de la mère (Le Galliard <i>et al.</i>, 2003). Toutefois, les deux facteurs peuvent agir en synergie : l'effet de la coloration ventrale de la mère semble ainsi plus visible dans les zones de faibles densités (Vercken <i>et al.</i>, 2007b). • Concernant les facteurs environnementaux, la dispersion des jeunes est par exemple affectée par la température au mois de juin ou la température au mois d'août (Vercken, 2007). Les juvéniles dispersants diffèrent des juvéniles philopatriques dans leurs comportements et leurs activités. Ces différences perdurent 8 mois après qu'ils aient quitté leur population natale (Aragon <i>et al.</i>, 2006b).

	Face à un environnement nouveau leur réaction sera différente en présence ou en absence de résidents conspécifiques (Aragon <i>et al.</i>, 2006a). Les dispersants semblent avoir un avantage à coloniser des zones encore inoccupées car leur taux de croissance et de maturité en est positivement impactée (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a). Cette croissance plus rapide chez ces juvéniles dispersants leur permet une reproduction plus précoce (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a). A l'inverse, il n'y a pas de différences observées entre arrivants dans des zones occupées et résidents de cette zone (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a). A leur tour, l'arrivée de dispersants au sein d'une population modifie la structure de cette population et implique des décisions comportementales de la part des résidents (Aragon <i>et al.</i>, 2006a). Des recherches ont en effet montré que des individus arrivants dans une population portent via leur phénotype des informations sur leur lieu d'origine et notamment sur la densité de leur population natale (Cote <i>et al.</i>, 2007). Les individus résidents vont ainsi utiliser ces indices pour acquérir pour eux-mêmes des informations sur les populations environnantes et décider ensuite de leur propre immigration ou non sur la base de ces informations (Cote <i>et al.</i>, 2007). Ces informations relatives à la densité des populations déterminent donc les mouvements des individus et à plus large échelle la dynamique métapopulationnelle (Cote <i>et al.</i>, 2007). Ces transferts d'information entre résidents et arrivants passent par l'odeur et par des signaux comportementaux (Aragon <i>et al.</i>, 2006a).
Fidélité au lieu de naissance D'après : Laloi <i>et al.</i>, 2009 Vercken, 2007	Chez le Lézard vivipare, la dispersion est définitive (Léna <i>et al.</i> 1998 <i>in</i> Vercken, 2007). Aucun jeune dispersant ne revient par la suite sur le domaine vital maternel ((Massot & Clobert, 2000 ; Massot <i>et al.</i>, 2002) <i>in</i> Laloi <i>et al.</i>, 2009).
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Heulin, 1985 Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a	La dispersion (ou émigration) d'adultes ou de subadultes est possible chez le Lézard vivipare (Heulin, 1985). Elle serait néanmoins 5 à 10 fois moins fréquente que la dispersion juvénile (Massot <i>et al.</i> 2002 <i>in</i> Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a).
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a	Cette émigration, notamment chez les subadultes, est influencée par la structure de la métapopulation dans laquelle ils s'inscrivent (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a). Ensuite, l'installation de ces individus dans un nouvel endroit n'est pas influencée par la présence de conspécifiques même si les individus visitent plus longtemps les endroits inoccupés que les endroits où des conspécifiques sont déjà présents (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a). Par conséquent, les avantages décrits concernant la croissance ou la reproduction qu'apportent la dispersion juvénile ne sont pas apportés par la dispersion des subadultes ni des adultes (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a). Cela peut expliquer le fait que cette dispersion est moins fréquente que la dispersion natale (Le Galliard <i>et al.</i>, 2005a).
Fidélité au site D'après : Strijbosch <i>et al.</i>, 1983	Une étude menée par Strijbosch <i>et al.</i> (1983) a consisté à déplacer 34 individus de Lézard vivipare de 70 m à 150 m de leur domaine vital et de constater si ces derniers y revenaient ou non. Les résultats ont montré que : pour un déplacement de 70 m, 50 % des individus reviennent sur leur domaine vital, 28,6 % reviennent dans le cas d'un déplacement de 100 m et aucun individu ne revient pour un déplacement de 150 m (Strijbosch <i>et al.</i>, 1983).
Fidélité au partenaire	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Castanet & Guyétant, 1989 Vacher & Geniez, 2010	La fragmentation est une menace importante à l'échelle de l'aire de répartition du Lézard vivipare car les populations de certaines régions sont isolées (Castanet & Guyétant, 1989). Les populations situées en marge méridionale de l'aire de répartition et à basse altitude sont celles qui sont les plus menacées (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). De plus, le réchauffement climatique actuel risque de fragiliser encore davantage tous les biotopes humides et donc les populations relictuelles de plaine (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010).
Importance de la structure paysagère D'après : Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999 Lecomte <i>et al.</i>, 2004	Le Lézard vivipare est très sensible à la connectivité du paysage. Le caractère fragmenté ou non d'un paysage peut directement modifier les mécanismes comportementaux des individus et agir sur la démographie d'une population (Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999). Ainsi, en contexte fragmenté, deux périodes de dispersion natales sont observées contre une seule en contexte connecté (Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999). Cette deuxième période de dispersion semble correspondre à un « forçage » des individus à disperser alors que ceux-ci seraient restés philopatrics en contexte non fragmenté (Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999). En effet, ces individus de seconde période dispersent tout en restant morphologiquement identiques aux individus philopatrics et ne disposent donc pas des conditions physiques optimales pour disperser (Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999). Les individus dispersants de seconde période semblent également avoir un taux de survie hivernal plus faible que les individus philopatrics et qui est justement identique à celui d'individus philopatrics expérimentalement forcés à disperser (Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999). La fragmentation du paysage modifie également la démographie d'une population en réduisant le taux de survie des

	juvéniles et le taux de reproduction des femelles quelque soit la qualité de l'habitat (Boudjemadi <i>et al.</i>, 1999). Des recherches ont également montré que la taille des populations d'une métapopulation tend peu à peu à s'homogénéiser dans un contexte connecté (Lecomte <i>et al.</i>, 2004). En contexte fragmenté, les populations subissent aussi bien des extinctions que des explosions démographiques (Lecomte <i>et al.</i>, 2004). Toutefois, la dispersion juvénile est densité-dépendante en contexte connecté mais ne l'est pas en contexte fragmenté (Lecomte <i>et al.</i>, 2004). Par conséquent, les explosions démographiques en contexte fragmenté sont suivies par un déclin des effectifs (Lecomte <i>et al.</i>, 2004). Ainsi, des populations non connectées ne parviennent pas à se stabiliser (Lecomte <i>et al.</i>, 2004). Ces résultats montrent que la perte de connectivité au sein d'un paysage modifie le fonctionnement des populations en modifiant le déterminisme de la dispersion juvénile qui devient ou non influencée par les conditions locales (Lecomte <i>et al.</i>, 2004).
Exposition aux collisions	Aucune information.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Le maintien ou la restauration d'éléments fixes dans le paysage sont préconisées pour garantir une diversité de milieux propices au Lézard vivipare (Graitson, 2011). Ainsi, la préservation des espaces interstitiels entre les cultures (haies, bandes enherbées, friches, talus, lisières, ...) permet à la fois des milieux de vie aux vipères mais également la possibilité de se déplacer (Graitson, 2011). Le simple fait de disséminer des tas de bois au sein de pâtures permanentes peut permettre la survie de plusieurs Lézards vivipares et constituer des sites relais pour leur dispersion. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Aucune action connue dédiée à l'espèce. La littérature aborde extrêmement rarement le cas des reptiles dans les études de passages à petite faune. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Le Lézard vivipare est présent jusqu'à une altitude élevée. La forme vivipare se rencontre depuis les zones littorales jusqu'à 2 500 m d'altitude dans les Alpes (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989 ; Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010) et la forme ovipare se rencontre du niveau de la mer jusqu'à 2 200 m d'altitude dans les Pyrénées (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Toutefois, la répartition de l'espèce, aussi bien latitudinalement qu'altitudinalement, est complètement déterminée par le climat : - altitudinalement, l'espèce est très largement représentée dans les régions montagneuses humides mais est absente des massifs les plus secs (Causses, Alpes méridionales, ...) (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989 ; Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010), - latitudinalement, la limite Sud de l'aire de répartition de la forme vivipare correspond à la limite Nord des climats secs de type méditerranéen ou steppique (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). L'absence de zone de contact entre les deux formes ovipares et vivipares pourrait donc s'expliquer par une absence de biotopes favorables à l'espèce en partie pour des raisons climatiques ((Heulin <i>et al.</i>, 1993, 1997 ; Guillaume <i>et al.</i>, 2000) <i>in</i> Surget-Groba <i>et al.</i>, 2001 ; Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Toutefois, des facteurs édaphiques expliqueraient aussi dans cette discontinuité d'aire de répartition : existence de substrats calcaires perméables entre la bordure Sud-Ouest du Massif central et la Garonne où aucune tourbière à sphaignes n'existe (Heulin <i>et al.</i>, 1993). Cette influence du climat s'explique par le fait que les pertes hydriques par évaporation et respiration sont plus importantes chez le Lézard vivipare que chez d'autres Lacertidés (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Une restriction hydrique provoque par exemple une réduction de la taille des nouveaux nés ainsi qu'une diminution de l'activité et un ralentissement de croissances chez les subadultes (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Le Lézard vivipare a donc besoin d'un environnement humide (Arnold & Ovenden, 2007) et n'est pas adapté à un climat trop chaud et trop sec. A l'inverse, l'espèce est physiologiquement capable de résister aux grands froids ; elle peut ainsi survivre au moins une semaine avec une température corporelle de 3 °C (Heulin & Guillaume <i>in</i> Vacher & Geniez, 2010). Enfin, les pontes de la forme ovipare du Lézard vivipare ont également besoin d'un environnement à la fois chaud et humide pour leur incubation (Heulin <i>et al.</i>, 1994). Pour cette raison elles sont souvent localisées à l'intérieur de bombements de sphaignes exposés au soleil ce qui implique l'existence de microclimat humide et chaud (Heulin <i>et al.</i>, 1994). Massot <i>et al.</i> (2002) ont également montré que la dispersion des juvéniles est influencée par les conditions de température et d'humidité existantes aux différentes étapes du développement des jeunes. Ainsi, la dispersion est influencée par la température et le taux d'humidité vécue par la mère pendant la gestation (Massot <i>et al.</i>, 2002). Les réponses des jeunes à ces variations de température sont différentes selon la couleur ventrale de leur mère : les juvéniles de mère mixte (jaune/orange) dispersent moins en réponse à l'augmentation de la température moyenne en Juin tandis que les juvéniles de mère orange dispersent plus en réponse à l'augmentation de la température en Août et que les juvéniles de mère jaune ne semblent pas répondre aux variations de température (Vercken, 2007). Les conditions de sécheresse vécues par les juvéniles eux-mêmes sur leur lieu de naissance jouent également et provoquent la dispersion (Massot <i>et al.</i>, 2002). Une étude menée pendant 18 ans dans le sud de la France par Chamaillé-Jammes <i>et al.</i> (2006) a toutefois montré que l'accroissement de la température pouvait s'avérer positif pour le Lézard vivipare selon l'échelle observée. Cette étude s'est ainsi intéressée aux impacts d'un réchauffement du climat à court terme (individu) et à long terme (habitat) (Chamaillé-Jammes <i>et al.</i>, 2006). Cette étude montre alors que si l'on considère uniquement la biologie et l'activité d'un individu, le Lézard vivipare est favorisé par un accroissement de la température (Chamaillé-Jammes <i>et al.</i>, 2006). Une température plus élevée provoque en effet une augmentation de la taille du corps des individus quelque soit leur âge ; or, un corps plus gros entraîne à son tour un accroissement de la fécondité, de la taille des portées et au final du succès de reproduction (Chamaillé-Jammes <i>et al.</i>, 2006). Le taux de survie des adultes est également apparu plus élevé au sein d'une population sous l'effet de l'accroissement de la température (Chamaillé-Jammes <i>et al.</i>, 2006). Une augmentation de la température réduit aussi la durée de thermorégulation et donc l'exposition aux prédateurs et offre plus de temps pour la recherche de nourriture (Chamaillé-Jammes <i>et al.</i>, 2006).	

A l'inverse, si l'on s'intéresse à l'échelle de l'habitat, l'augmentation de la température est un facteur négatif pour le Lézard vivipare car elle tend à augmenter l'évaporation des sols et menace par conséquent les milieux humides auxquels l'espèce est inféodée ((Avery *et al.*, 1982 ; Avery, 1985 ; Downes, 2001) in Chamaillé-Jammes *et al.*, 2006).

Cette étude met donc en lumière un certain paradoxe de l'effet du réchauffement du climat qui peut constituer un avantage à très court terme (échelle de l'individu) mais constitue une menace à long terme en entraînant la disparition des habitats recherchés (Chamaillé-Jammes *et al.*, 2006).

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

L'utilisation de l'outil génétique permet de mesurer le taux de parenté entre adultes et jeunes et de comprendre ainsi le système d'accouplement au sein d'une population (père unique, père multiples) (Laloi *et al.*, 2004). L'outil génétique permet aussi d'évaluer le taux de consanguinité dans une population. A plus large échelle, l'outil génétique est également approprié pour comprendre l'évolution de la viviparité et l'histoire biogéographique du Lézard vivipare (Surget-Groba *et al.*, 2001).

L'utilisation de la CMR (Capture, Marquage, Recapture) quant à elle peut permettre de définir le caractère dispersant ou philopatrique des juvéniles : ceux-ci sont marqués puis relâchés et la distance à laquelle ils sont recapturés, comparée au diamètre moyen d'un domaine vitale (30 m), permet de dire s'ils sont ou non dispersants (Laloi *et al.*, 2009 ; Massot & Clobert, 2000 ; Vercken, 2007). Le marquage des individus à la naissance et un contrôle à t+1 peut aussi permettre d'estimer le pourcentage de juvéniles qui dispersent au sein d'une population (Heulin, 1985).

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Orvet fragile

D'après :

Arnold & Ovenden, 2007
Castanet & Guyétant, 1989
Graitson, 2011
Vacher & Geniez, 2010

Le Lézard vivipare partage souvent les mêmes milieux que la Vipère péliade (*Vipera berrus* (Linnaeus, 1758)) inféodée elle-aussi aux milieux frais et humides (com. pers. Rault, 2012 ; Vacher & Graitson in Vacher & Geniez, 2010).

Dans une moindre mesure, l'Orvet fragile (*Anguis fragilis* Linnaeus, 1758) se rencontre également dans les biotopes occupés par le Lézard vivipare. Comme ce dernier, l'Orvet fragile est en effet surtout abondant dans les milieux frais (Graitson, 2011) plutôt humides (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989) sans être pour autant mouillés (Arnold & Ovenden, 2007) et il a tendance à disparaître pendant les périodes chaudes et sèches (Arnold & Ovenden, 2007). Il affectionne donc particulièrement les fossés et les prairies grasses (Castanet & Guyétant, 1989) et recherche les endroits à couverture végétale herbacée épaisse (Arnold & Ovenden, 2007 ; Graitson, 2011).

Toutefois, l'affinité de l'Orvet fragile pour les milieux frais et humides ne semble pas être liée à un attrait direct pour l'eau mais pour les sols meubles qu'il y rencontre, dans lesquels il peut creuser plus facilement (Vacher & Graitson in Vacher & Geniez, 2010). Ainsi, l'Orvet fragile peut occuper, une palette bien plus large de milieux que le Lézard vivipare dans la mesure où il y trouvera un sol adapté à son comportement semi-fouisseur (Vacher & Graitson in Vacher & Geniez, 2010). On peut ainsi retrouver l'Orvet fragile des prairies aux bois clairs (Arnold & Ovenden, 2007) y compris dans des milieux très modifiés par les humains comme les parcs, les jardins, les talus de voies ferrées ou de voies routières (Arnold & Ovenden, 2007 ; Graitson, 2011).

Ces plus faibles exigences de naturalité font que l'Orvet fragile est nettement plus répandu que le Lézard vivipare. Il est présent dans presque toute l'Europe continentale (Castanet & Guyétant, 1989 ; Arnold & Ovenden, 2007) et en France, il est présent dans la plupart des départements (Castanet & Guyétant, 1989). Toutefois, il est moins présent, voire absent, dans le sud-ouest du pays : le sol argileux de cette région, devenant sec et dur dès qu'il fait chaud, pourrait expliquer cette absence (Castanet & Guyétant, 1989). L'Orvet fragile atteint 2 000 m dans le Sud de son aire et 2 400 m dans les Alpes (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989). A ce jour, l'Orvet fragile n'est pas menacé, même si certaines actions comme l'utilisation de pesticides lui sont néfastes (Castanet & Guyétant, 1989). Dans certaines localités, il peut atteindre des densités très élevées de 600 à 2 000 individus par hectares (Arnold & Ovenden, 2007).

On peut souligner que l'Orvet fragile et le Lézard vivipare diffèrent également sensiblement dans leur mode de déplacement. L'Orvet fragile appartient à la famille des Anguïdés, dont il est le seul représentant en France, et dont les individus sont apodes ou possèdent des membres réduits (Vacher & Graitson in Vacher & Geniez, 2010). Il se déplace ainsi en glissant et en ondulant grâce à un corps fin et des écailles dorsales lisses (Vacher & Graitson in Vacher & Geniez, 2010).

L'Orvet fragile est une espèce peu mobile (Vacher & Graitson in Vacher & Geniez, 2010). Il passe une grande partie de son temps dans la végétation dense, les racines ou le sol (Arnold & Ovenden, 2007 ; Graitson, 2011). Il thermorégule ainsi la plupart du temps en restant étendu sous la végétation ou des objets (pierres, souches) chauffés par le soleil (thigmothermie) (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989). Même si l'Orvet fragile peut parfois thermoréguler par exposition directe (héliothermie) via des trouées ensoleillées dans la végétation (Arnold & Ovenden, 2007), son mode de thermorégulation est donc une différence supplémentaire avec le Lézard vivipare qui thermorégule essentiellement par héliothermie (com. pers. Rault, 2012). C'est surtout le soir, après une pluie ou par temps frais (15 °C) que l'Orvet fragile est actif à découvert (Arnold & Ovenden, 2007).

La dispersion des juvéniles est à courte distance : aux Pays-Bas, des juvéniles ont parcourus 80 m en 7 jours puis 130 m au bout de 672 jours (Vacher & Graitson in Vacher & Geniez, 2010). Les adultes restent fidèles à leur domaine vital (Vacher & Graitson in Vacher & Geniez, 2010).

Autres espèces

D'après :

Graitson, 2011
Heulin 1986
Vacher & Geniez, 2010

Le Lézard vivipare, inféodé avant tout aux milieux humides et frais, est associé à tout un cortège de faune et de flore fréquentant ces milieux.

En effet, les densités très fortes que peuvent atteindre certaines populations de Lézard vivipare impliquent que l'espèce peut représenter une part de biomasse très importante dans un écosystème (com. pers. Rault, 2012). Elle constitue ainsi une ressource trophique abondante pour un grand nombre de prédateurs qui se nourrissent de reptiles (petits carnivores, rapaces, corvidés, d'autres reptiles voire certains amphibiens) (com. pers. Rault, 2012 ; Vacher & Geniez, 2010). Les juvéniles peuvent aussi être les proies d'oiseaux plus petits comme les merles, grives, pies-grièches.

Dans l'autre sens de la chaîne trophique, de telles densités impliquent également des quantités de proies assez

	importantes à disposition du Lézard vivipare lui-même prédateur (com. pers. Rault, 2012). Sa présence indique donc un milieu riche en invertébrés divers : araignées, homoptères orthoptères, coléoptères, diptères, chenilles de rhopalocères ou encore hyménoptères (Graitson, 2011 ; Heulin 1986). En particulier, les araignées, elles-mêmes à des espèces prédatrices, tiennent une place importante dans le régime alimentaire du Lézard vivipare (Heulin 1986 ; com. pers. Rault, 2012). On peut ainsi supposer que la présence de Lézard vivipare indique un écosystème dont la chaîne trophique complexe et qui est riche aux différents maillons de cette chaîne. La préservation du Lézard vivipare profite donc vraisemblablement à une grande partie de l'écosystème (com. pers. Rault, 2012).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jean-Christophe DE MASSARY, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

Benoît HEULIN, Université de Rennes 1

Pierre-Alexis RAULT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ARAGÓN P., CLOBERT J. & MASSOT M. (2006a). Individual dispersal status influences space use of conspecific residents *in* the common lizard, *Zootoca vivipara*. *Behavioral ecology and sociobiology*. Numéro 60. Pages 430-438

ARAGÓN P., MEYLAN S. & CLOBERT J. (2006b). Dispersal status-dependent response to the social environment *in* the Common Lizard, *Zootoca vivipara*. *Functional ecology*. Numéro 20. Pages 900-907.

ARNOLD N. & OVENDEN D. (2007). *Le guide herpéto*. Éditions Delachaux et Niestlé. Paris. 288 pages.

BOUDJEMADI K., LECOMTE J., & CLOBERT J. (1999). Influence of connectivity on demography and dispersal *in* two contrasting habitats: an experimental approach. *Journal of animal ecology*. Numéro 68. Pages 1207-1224.

CASTANET J. & GUYÉTANT R. (coord.) (1989). *Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France*. Société herpétologique de France. Paris. 191 pages.

CHAMAILLE-JAMMES S., MASSOT M., ARAGO P. & CLOBERT J. (2006). Global warming and positive fitness response *in* mountain populations of common lizards *Zootoca vivipara*. *Global change biology*. Numéro 12. Pages 392-402.

COTE J., BOUDSOCQ S., CLOBERT J. (2007). Density, social information, and space use *in* the common lizard (*Zootoca vivipara*). *Behavioral ecology*. Advance access publication.

COTE J. & CLOBERT J. (2007). Social personalities influence natal dispersal *in* a lizard. *Proceedings of the royal society*. Numéro 274. Pages 383-390.

DE FRAIDPONT M., CLOBERT J., JOHN-ALDER H. & MEYLAN S. (2000). Increased pre-natal maternal corticosterone promotes philopatry of o spring *in* common lizards *Zootoca vivipara*. *Journal of animal of ecology*. Numéro 69. Pages 404-413.

GRAITSON E. (2011). *Discrets et méconnus...les reptiles*. Service public de Wallonie – Direction de l'agriculture, des ressources naturelles et de l'environnement. Collection Agri Nature n°6. 127 pages.

HEULIN B., OSENEGG K. & MICHEL D. (1994). Survie et incubation des œufs dans deux populations ovipares de *Lacerta vivipara*. *Amphibia-Reptilia*. Numéro 15. Pages 199-221.

HEULIN B., GUILLAUME C., BEA A. & ARRAYAGO M.-J. (1993). Interprétation biogéographique de la bimodalité de reproduction du lézard *Lacerta vivipara* (*Sauria Lacertidae*) : un modèle pour l'étude de l'évolution de la viviparité. *Biogeographica*. Numéro 69. Pages 3-13.

HEULIN B. (1988). Observations sur l'organisation de la reproduction et sur les comportements sexuels et agonistiques chez *Lacerta vivipara*. *Vie et Milieu*. Numéro 38. Pages 177-187.

HEULIN B. (1986). Régime alimentaire et ressources trophiques exploitées dans trois populations de *Lacerta vivipara*. *Acta Oecologica*. Numéro 7. Pages 135-150.

HEULIN B. (1985). Démographie d'une population de *Lacerta vivipara* de basse altitude. *Acta Oecologica*. Numéro 6. Pages 261-280.

LALOI D., RICHARD M., LECOMTE J., MASSOT M. & CLOBERTJ. (2004). Multiple paternity *in* clutches of common lizard *Zootoca vivipara*: data from microsatellite markers. *Molecular ecology*. Numéro 13. Pages 719-723.

LALOI D., RICHARD M., FEDERICI P., CLOBERT J., TEILLAC-DESCHAMPS P. & MASSO M. (2009). Relationship between female mating strategy, litter success and offspring dispersal. *Ecology letters*. Numéro 12. Pages 823-829.

LE GALLIARD J.-F., FERRIÈRE & CLOBERT J. (2003). Mother-offspring interactions affect natal dispersal in a lizard. *Proceedings of the royal society*. Numéro 270. Pages 1163-1169.

LE GALLIARD J.-F., FERRIÈRE R. & CLOBERT J. (2005a). Effect of patch occupancy on immigration in the common lizard. *Journal of animal ecology*. Numéro 74. Pages 241-249.

LE GALLIARD J.-F., FITZE P.-S., COTE J., MASSOT M. & CLOBERT J. (2005b). Female common lizards (*Zootoca vivipara*) do not adjust their sex-biased investment in relation to the adult sex ratio. *Journal of biology and evolution*. Numéro 18. Pages 1455-1463.

LECOMTE J., BOUDJEMADI K., SARRAZIN F., CALLY K. & CLOBERT J. (2004). Connectivity and homogenisation of population sizes: an experimental approach in *Zootoca vivipara*. *Journal of animal ecology*. Numéro 73. Pages 179-189.

MASSOT M. & CLOBERT J. (2000). Processes at the origin of similarities in dispersal behaviour among siblings. *Journal of evolution and biology*. Numéro 13. Pages 707-719.

MASSOT M. & CLOBERT J. (1995). Influence of maternal food availability on offspring dispersal. *Behavioral ecology and sociobiology*. Numéro 37. Pages 413-418.

MASSOT M., CLOBERT J., CHAMBON A., MICHALAKIS Y. (1994). Natal dispersal: the problem of non-independence of siblings. *Oikos*. Volume 70. Numéro 1. Pages 172-176.

MASSOT M., CLOBERT J., LORENZON P. & ROSSI J.-M. (2002). Condition-dependent dispersal and ontogeny of the dispersal behaviour: an experimental approach. *Journal of animal ecology*. Numéro 71. Pages 253-261.

MEYLAN S. & CLOBERT J. (2004). Maternal effects on offspring locomotion: influence of density and corticosterone elevation in the Lizard *Zootoca vivipara*. *Physiological and biochemical zoology*. Volume 77. Numéro 3. Pages 450-458.

STRIJBOSCH H., VAN ROY P.-T. & VOESENEK L.-A. (1983). Homing behaviour of *Lacerta agilis* and *Lacerta vivipara*. *Amphibia-Reptilia*. Numéro 4. Pages 43-47.

SURGET-GROBA Y., HEULIN B., GUILLAUME C.-P., THORPE R.-S., KUPRIYANOVA L.-M.-S., VOGGIN N., MASLAK R., MAZZOTTI S., VENCZEL M., GHIRA I., ODIERNA G., LEONTYEVA O., MONNEY J.C., SMITH N.-D. (2001). Intraspecific phylogeography of *Zootoca vivipara* and the evolution of viviparity. *Molecular phylogenetics and evolution*. Volume 18. Numéro 3. Pages 449-459.

VACHER J.-P. & GENIEZ M. (2010). *Les reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Collection Parthénope. Editions Biotopie. Mèze. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 544 pages.

VERCKEN E. (2007). *Polymorphisme de couleur et stratégies alternatives chez les femelles du lézard vivipare*. Thèse de Doctorat Spécialité écologie pour obtenir le titre de Docteur de l'Université Pierre et Marie Curie. 347 pages.

VERCKEN E., DE FRAIPONT M., DUFTY A., CLOBERT J. (2007a). Mother's timing and duration of corticosterone exposure modulate offspring size and natal dispersal in the common lizard (*Zootoca vivipara*). *Hormones and behaviour*. Numéro 51. Pages 379-386.

VERCKEN E., MASSOT M., SINERVO-B. & CLOBERT J. (2007b). Colour variation and alternative reproductive strategies in females of the common lizard *Zootoca vivipara*. *The authors*. Numéro 20. Pages 221-232.

> Bibliographie non consultée pouvant intéresser le lecteur :

BELLIURE J., MEYLAN S. & CLOBERT J. (2004). Prenatal and postnatal effects of corticosterone on behavior in juveniles of the Common lizard, *Zootoca vivipara*. *Journal of experimental zoology*. Numéro 301A. Pages 401-410.

CLOBERT J., OPPLIGER A., SORCI G., ERNANDE B., SWALLOW J.-G. & GARLAND T. (2000). Trade-offs in phenotypic traits: endurance at birth, growth, survival, predation and susceptibility to parasitism in a lizard, *Zootoca vivipara*. *Functional ecology*. Numéro 14. Pages 675-684.

HEULIN B. (1984). *Contribution à l'étude de la biologie des populations de Lacerta vivipara : stratégie démographique et utilisation de l'espace dans une population du massif forestier de Paimpont*. Thèse de 3^{ème} cycle. Université de Rennes. 251 pages.

HEULIN B., OSENEGG K. & MICHEL D. (1997). Demography of a bimodal reproductive species of lizard (*Zootoca vivipara*) : survival and density characteristics of oviparous populations. *Herpetologica*. Volume 53. Numéro 4. Pages 432-444.

MEYLAN S., BELLIURE J., CLOBERT J. & DE FRAIPONT M. (2002). Stress and body condition as prenatal and postnatal determinants of dispersal in the Common Lizard (*Zootoca vivipara*). *Hormones and behaviour*. Numéro 42. Pages 319-326.

SORCI G., CLOBERT J., BELICHON S. (1996a). Phenotypic plasticity of growth and survival in the Common Lizard *Zootoca vivipara*. *Journal of animal ecology*. Volume 65. Numéro 6. Pages 781-790.

SORCI G., SWALLOW J.-G., GARLAND T., CLOBERT J. (1995). Genetics of locomotor speed and endurance in the Lizard *Zootoca vivipara*. *Physiological zoology*. Volume 68. Numéro 4. Pages 698-720.

STRIJBOSCH H. (1995). Population structure and displacements in *Lacerta vivipara*. *Scientia herpetologica*. Numéro 95. Pages 232-236. In: LLORENTES G.-A. et al. (Eds), *Scientia Herpetologica*, Proceedings of the Seventh Ord. Gen. Meet. SEH. Pages 232-236.

VAN NULAND G.-J. & STRIJBOSCH H. (1981). Annual rythmics of *Lacerta vivipara* and *Lacerta agilis agilis* in tha Netherlands. *Amphibia-Reptilia*. Numéro 2. Pages 83-95.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Léopard vivipare (Zootoca vivipara (Jacquin, 1787)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 11 pages.



Photo Ken Billington

La loutre d'Europe

Lutra lutra

30

La Loutre d'Europe

Lutra lutra (Linnaeus, 1758)

Mammifères, Carnivores, Mustélinés



Photo : Rachel Kuhn

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques de la Loutre d'Europe, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Loutre d'Europe appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :

Bouchardy, 2005
Étienne, 2005
Kuhn, 2009
Varray, 2011

D'après les données les plus récentes (1999-2009), la Loutre d'Europe se répartit globalement sur 3 zones en France : la Bretagne, le bassin Aquitain et le Massif central (Kuhn, 2009). En dehors de ces secteurs, la Loutre est présente sous la forme de populations relictuelles ou d'individus isolés (Kuhn, 2009). Elle n'a jamais été présente en Corse (Étienne, 2005).

Le noyau de populations du Massif central a rejoint ceux de la façade atlantique (Bouchardy, 2005). La colonisation du bassin de la Loire se poursuit sur la Loire elle-même, l'Allier, le Cher, la Vienne, la Creuse (Bouchardy, 2005). Quelques nouveaux noyaux de populations sont trouvés dans les Pyrénées, l'Ain, la Mayenne, l'Orne et l'Aube (Bouchardy, 2005). Le Rhône est réoccupé via l'Ardèche. Le bassin Adour Garonne voit également revenir la Loutre, notamment via la Dordogne, le Lot, l'Aveyron, le Tarn (Bouchardy, 2005).

Cette dynamique de reconquête laisse espérer un retour de l'espèce dans la totalité de l'hexagone à moyen/long terme même si ce phénomène n'est pas aussi rapide qu'escompté (Étienne, 2005).

La situation reste néanmoins préoccupante dans le Nord, l'Est, les Alpes, le Sud-Est et le bassin Seine-Normandie (Bouchardy, 2005).

A noter aussi que la reconquête du bassin de la Loire par la Loutre est un enjeu important des continuités écologiques, qui permettrait de mettre fin au cloisonnement entre les populations du Massif Central et de l'Ouest de la France (Varray, 2011).

Évolution récente

D'après :

Bouchardy, 2005
Étienne, 2005
Kuhn & Jacques, 2011
Simonnet & Grémillet, 2009
UICN France *et al.*, 2009

La répartition historique de la Loutre s'étendait sur la quasi-totalité de l'Europe où elle n'a jamais été présente, de la Russie, de l'Asie, de l'Indonésie ainsi que de l'Afrique du nord (Bouchardy, 2005 ; Étienne, 2005). Aujourd'hui si l'espèce reste bien présente dans certains endroits (Irlande, Grande Bretagne ou Grèce), elle a disparu de nombreuses régions, ou bien s'y trouve à un stade critique avec des populations très fragmentées et isolées (Étienne, 2005). C'est indéniablement en Europe de l'Ouest que l'espèce a le plus souffert de l'action des humains, désertant totalement certains pays et régressant fortement dans d'autres (Étienne, 2005). Ainsi la Loutre s'est éteinte ou presque dans plusieurs pays comme la Suisse ou les Pays-Bas (Étienne, 2005).

En France, la Loutre était très bien répandue jusque dans les années 1930-1940 sur tout le réseau hydrographique et la majorité des côtes puis a commencé à rencontrer un déclin sérieux dans les années 1950-1960 du nord vers le sud (Bouchardy, 2005 ; Étienne, 2005). En 1970 l'espèce n'était pratiquement plus présente qu'en dessous de la diagonale reliant le Cotentin au delta du Rhône avec une soixantaine de départements désertés (Étienne, 2005).

Le niveau le plus bas est atteint dans les années 1980 où l'espèce est considérée comme disparue ou très rares dans 82 départements (Bouchardy, 2005). A cette époque, sur les 12 départements où la Loutre est encore régulièrement présente, 3 seulement sont considérés comme hébergeant des populations viables, tous situés sur la façade atlantique et le Massif central (Bouchardy, 2005).

La protection totale dont bénéficie l'espèce à partir de 1972, les améliorations en matière d'assainissement des eaux et l'interdiction de certaines substances toxiques ont permis de stopper ce déclin dans les années 1980-1990 et d'enclencher une reprise des populations (Bouchardy, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011). Une opération de réintroduction a également été effectuée en Alsace en 1992 mais n'a pas été suivie du succès attendu.

Depuis une vingtaine d'années, on constate par conséquent un mouvement naturel de recolonisation de la Loutre d'Europe en France (Bouchardy, 2005). En 2005, la tendance générale du retour de la Loutre est largement confirmée et les populations de l'espèce sont considérées viables dans 25 départements (Bouchardy, 2005). Aujourd'hui l'espèce n'est plus menacée sur la liste rouge des mammifères de France métropolitaine élaborée en 2008 selon la méthodologie UICN et appartient à la catégorie « Préoccupation mineure (UICN France *et al.*, 2009).

Cependant, à côté de cette dynamique positive, il faut noter que certaines populations encore présentes dans les années 1980-1990 n'ont pas réussi ni à se développer ni à se maintenir et ont aujourd'hui disparu, surtout dans la moitié nord du pays (Kuhn & Jacques, 2011).

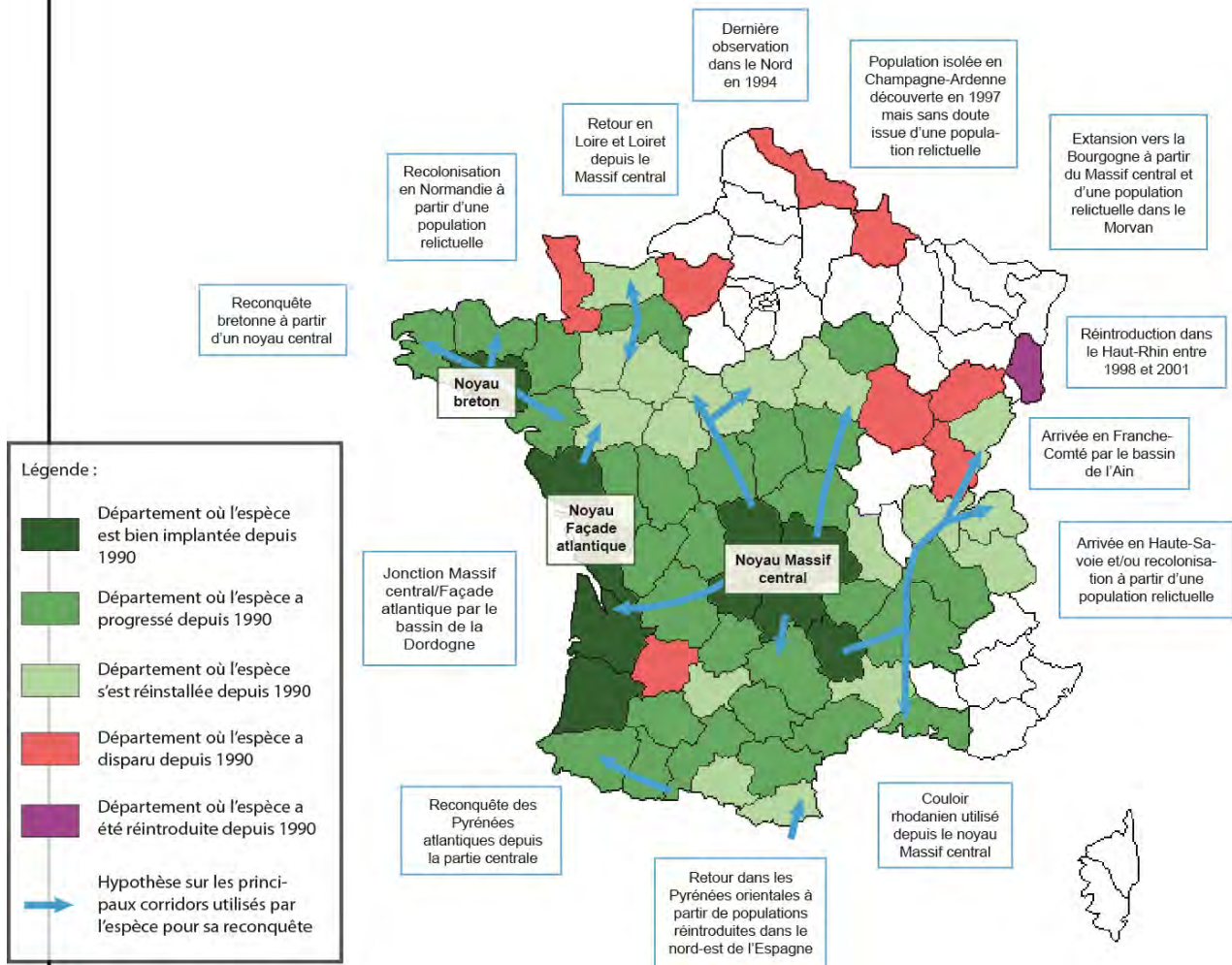
De manière générale, la recolonisation de la Loutre d'Europe se fait à partir des populations existantes dont l'aire de répartition s'élargit (Kuhn & Jacques, 2011).

En Bretagne, la recolonisation s'est faite à partir du noyau qui s'était maintenu au centre de la région. Le suivi de la répartition de l'espèce effectué en Bretagne a permis plusieurs constatations quant à la manière dont s'opère le mouvement de recolonisation (Simonnet & Grémillet, 2009). Tout d'abord, le phénomène s'avère lent du fait de la structure linéaire de l'habitat de la Loutre et de ses capacités de reproduction limitées (faible fécondité, faible taux de survie des jeunes, espérance de vie réduite) (Simonnet & Grémillet, 2009). En Bretagne, une grande part de la recolonisation s'est faite par les têtes de bassins versants, la Loutre descendant ensuite vers l'aval jusqu'aux estuaires (Simonnet & Grémillet, 2009).

A l'échelle régionale, la recolonisation s'est effectuée « en tâche d'huile », la Loutre recolonisant tous les bassins versants contigus au noyau principal de population (Simonnet & Grémillet, 2009). Par contre, à l'échelle du bassin versant ou du front de recolonisation (frange de bassins versants en limite de répartition) un mouvement de recolonisation très différent est constaté : la recolonisation se fait « par bonds », les individus pionniers s'installant prioritairement sur les zones les plus favorables (en gîtes et nourriture) (Simonnet & Grémillet, 2009). On observe ainsi des cantonnements d'individus par tâches discontinues, instables et souvent éphémères (Simonnet & Grémillet, 2009). L'existence de « populations invisibles », non détectées, de très faible densité, composées d'individus très mobiles et très difficilement repérables, n'est donc pas à écarter (Simonnet & Grémillet, 2009). De plus, les importants déplacements observés sur le front de recolonisation montrent que des échanges d'individus entre noyaux de populations sont possibles avant leur reconnexion (Simonnet & Grémillet, 2009).

Dans le Limousin, la recolonisation s'est effectuée à une vitesse d'environ 1,6 à 3,8 km par an selon les secteurs entre 1989 et 1999 (Kuhn & Jacques, 2011). Entre 2000 et 2004, la plus forte progression a été de 46 km soit 11,6 km/an (Dohogne et Leblanc, 2005 in Kuhn & Jacques, 2011).

Evolution de la répartition de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) entre 1990 et 2011 en France et hypothèses sur certains corridors utilisés pour cette expansion



Sordello R., MNHN-SPN, 2011.

Carte de synthèse réalisée par croisement de différentes sources de données nationales et régionales et consultation d'experts du plan national d'actions Loutre.

Phylogénie et phylogéographie

D'après :
Effenberger & Suchentrunk, 1999
Kuhn & Jacques, 2011
Randi *et al.*, 2003

Des analyses génétiques de Loutres issues d'Allemagne, du Danemark, d'Espagne, de France, d'Irlande, de Lituanie, du Royaume-Uni et de Suède montrent que seules deux populations sont bien distinctes : la population danoise et, dans une moindre mesure, la population espagnole ; les autres populations étant partiellement mélangées (Randi *et al.*, 2003).

Dans l'ensemble, les populations de Loutres d'Europe ont une diversité génétique relativement faible ce qui peut s'expliquer notamment par une drastique réduction des effectifs en période glaciaire (Kuhn & Jacques, 2011). Les Loutres actuellement présentes en Europe descendraient en effet toutes de quelques populations seulement qui auraient survécues dans des refuges glaciaires (Kuhn & Jacques, 2011). A cela s'ajoutent le fait que les densités de Loutres sont naturellement faibles ainsi que la forte pression de chasse et de piégeage exercée au fil des siècles qui a largement marqué le patrimoine génétique de certaines populations (Effenberger & Suchentrunk, 1999 ; (Mucci *et al.*, 1999 ; Cassens *et al.*, 2000 ; Pertoldi *et al.*, 2001) in Kuhn & Jacques, 2011).

Cet appauvrissement génétique peut conduire à des difficultés d'adaptation ainsi qu'à une augmentation des dégénérescences dues à la consanguinité (Kuhn & Jacques, 2011). Pour cette raison, la dispersion d'individus depuis des populations « source » à forte diversité génétique vers des populations où la diversité génétique est plus faible doit être encouragée (Effenberger & Suchentrunk, 1999).

Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	En France, la Loutre d'Europe n'effectue pas de réelle migration même si les individus peuvent se déplacer de plusieurs kilomètres en fonction des rigueurs de l'hiver (cf. Déplacements au cours du rythme circanien).
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Bouchardy, 2005 Étienne, 2005 Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990 Kuhn & Jacques, 2011 Lafontaine <i>et al.</i>, 2002 Lemarchand, 2007 Lemarchand <i>et al.</i>, 2012 Madsen & Prang, 2001 Simonnet & Grémillet, 2009 Sordello, 2010	La Loutre d'Europe, tout en restant inféodée au milieu aquatique, fréquente une très grande diversité d'habitats (Bouchardy, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011 ; Étienne, 2005). La Loutre occupe ainsi communément : les canaux, les fleuves, les rivières au cours plutôt lent mais aussi les cours d'eau rapides à salmonidés, les torrents de faible débit ou à l'inverse tumultueux (Étienne, 2005). Elle occupe également les tourbières, les lacs et étangs, les marais intérieurs et littoraux, les côtes maritimes ou encore les bois marécageux (Bouchardy, 2005 ; Étienne, 2005). Enfin, les annexes hydrauliques, comme les chenaux temporaires de rivières, les mares d'inondation et les bras morts, les fossés sont également fréquentés par l'espèce (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012 ; Étienne, 2005). La Loutre peut atteindre des altitudes élevées (1 800 à 2 000 m voire plus) (Étienne, 2005). Ce mustélidé ne se cantonne pas au lit des rivières mais explore aussi les berges, remonte sur la terre ferme et visite les herbages et les friches inondées (Étienne, 2005). Il parcourt habituellement les zones marécageuses parfois même asséchées mais où domine encore la phragmitaie (Étienne, 2005). La phragmitaie est un habitat très prisé de la Loutre comme l'ont révélé des études télémétriques et la découverte de gîtes et de catiches d'un modèle très particulier (Étienne, 2005). La Loutre utilise cet habitat comme lieu de refuge et de repos et comme lieu d'alimentation ; elle y chasse particulièrement à certaines saisons lorsque les amphibiens s'y concentrent pour leur reproduction ou leur hivernage ou lorsque les oiseaux s'y rassemblent en dortoirs de milliers d'individus (Étienne, 2005). Une étude réalisée sur 16 Loutres en Suède a montré que la Loutre s'établissait préférentiellement dans des sites riches en masse piscicole (Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990 ; Étienne, 2005). A l'amont des bassins versants, c'est dans les petits cours d'eau étroits (50 cm à 1 m de large) et très peu profonds (20 cm d'eau) que la Loutre est la plus fréquente car la capture de poissons y est assez aisée (Étienne, 2005). La Loutre peut occuper occasionnellement des eaux marines (Étienne, 2005) mais reste dépendante des milieux dulçaquicoles pour boire et pour la toilette du pelage (Kuhn & Jacques 2011). Elle peut chasser sur la première centaine de mètre des eaux littorales peu profondes (Étienne, 2005). Au Portugal, la Loutre pêche en mer la nuit et occupe les rivières côtières le jour. En Norvège des individus peuvent être totalement marins (Étienne, 2005). La Loutre peut occuper des lieux fréquentés par les humains, notamment dans ses phases de colonisation de nouveaux milieux (Étienne, 2005 ; Simonnet & Grémillet, 2009). Ainsi elle peut traverser des villages de nuit, voire des villes, sans être repérée (Étienne, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011) voire même s'installer à proximité immédiate de fortes activités humaines, à condition qu'elle trouve de la nourriture en quantité suffisante et des gîtes (Simonnet & Grémillet, 2009). A titre d'exemple, l'espèce est connue sur des cours d'eau de grandes villes comme Limoges (Sordello pour le Groupe mammalogique et herpétologique du Limousin, 2010). En général la Loutre déserte les zones rurales très déboisées, intensivement cultivées et contaminées (Étienne, 2005). Cependant, sa dynamique de recolonisation entraîne actuellement l'installation de l'espèce sur des rivières dont la qualité chimique de l'eau est mauvaise (Simonnet & Grémillet, 2009 ; Simonnet & Caroff, 2009 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Ainsi, elle semble présenter de bonnes capacités d'adaptations à la dégradation anthropique de ses habitats (Lemarchand, 2007) et il n'est plus possible de considérer de manière catégorique la présence de l'espèce comme un indicateur de bonne qualité de l'eau (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012 ; Madsen & Prang, 2001). Par contre, la Loutre reste incontestablement une espèce « sentinelle » c'est-à-dire qu'elle révèle l'état de son habitat, qu'il soit bon ou mauvais (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Par sa position de super prédateur, elle est en effet située en bout de chaîne alimentaire et reçoit par conséquent tous les composés toxiques accumulés dans les réseaux trophiques jusqu'aux poissons dont elle se nourrit (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Or, une accumulation significative de l'amont vers l'aval des bassins, la transmission depuis les femelles vers les jeunes par le lait maternel et les éventuels « effets cocktail » sont susceptibles de perturber à moyen ou long terme la reproduction et donc l'expansion des populations (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Enfin, nous manquons de recul pour conclure sur le caractère « durable et définitif » de la présence de la Loutre dans les zones anthropisées, le phénomène de recolonisation auquel nous assistons actuellement étant un moment particulier dans l'éco-éthologie de l'espèce et des super-prédateurs de manière générale (Lemarchand, 2007). La Loutre possède plusieurs dizaines de gîtes dans les berges, au sein de son domaine vital (Bouchardy, 2005). Une Loutre suivie en Ecosse en exploitait une trentaine et des observations dans le Marais Poitevin ont abouti à une soixantaine au sein du domaine vital (Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990). Ces gîtes sont différents selon leur fonction. Certains gîtes peuvent être très rudimentaires et être de simples dépressions à ciel ouvert aménagées au creux d'une touffe de joncs ou de roseaux. D'autres gîtes sont des abris utilisés quelques instants pour une sieste ou un toilettage voire plus longuement pour le repos diurne après la chasse nocturne (Bouchardy, 2005 ; Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990). Ces abris là sont beaucoup plus camouflés, dans des terriers, des éboulis rocheux ou des vieux arbres (Bouchardy, 2005 ; Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990). La Loutre utilise également des éléments artificiels tels que des tuyaux ou des

	constructions en béton ; des gîtes sont même parfois construits exprès pour elle (Kuhn & Jacques, 2011). Enfin, la catiche est le gîte le plus élaboré qui sert au repos et à la mise-bas ainsi qu'à la protection des jeunes pendant leurs premiers mois (Bouchardy, 2005). La catiche est souvent installée sur le bord du cours d'eau mais peut être plus éloignée : un cas existe de catiche installée à 300m du plus proche point d'eau (Bouchardy <i>in</i> Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990). Dans le cas le plus général, la catiche dispose d'une entrée sous l'eau et d'une sortie de secours dans la berge (Bouchardy, 2005). Une même Loutre possède plusieurs catiches et peut même en changer y compris en transportant ses jeunes en cas de danger (Bouchardy, 2005). Au final, trois conditions sont reconnues pour être indispensable à l'implantation durable de Loutres sur un secteur donné : - les gîtes doivent être suffisamment nombreux et disposés de manière homogène au sein du domaine vital (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012), - les eaux et l'habitat aquatique doivent être de bonne qualité, afin d'assurer le maintien des proies principales de la Loutre en diversité et en quantité suffisantes et de limiter les phénomènes d'accumulation d'éléments toxiques évoquée précédemment (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). La ressource alimentaire est en effet désormais considérée comme l'un des principaux facteurs limitant pour la Loutre d'Europe ((Lafontaine <i>et al.</i>, 2002 ; Klenke 2002 ; Ruiz-Olmo <i>et al.</i>, 2001) <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011) et qui en détermine la taille des populations dans la mesure où la survie des individus et le succès reproducteur en dépendent. Il peut arriver par exemple que des femelles abandonnent leurs loutrons si la nourriture n'est pas suffisamment disponible (Kruuk, 2006 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Le seuil de suffisance alimentaire se situe aux environs de 50 kg de masse piscicole par hectare (Chanin, 2003 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011) voire de 100 kg/ha (Weber, 1990 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011), - la liberté de circulation doit être totale, autant pour les Loutres territorialisées que pour les erratiques en émancipation, pour qui la continuité des corridors fluviaux est vitale (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Une étude menée en Bretagne a montré que la présence ou l'absence de Loutre est conditionnée par une combinaison de nombreux facteurs parmi lesquels trois sont prédominants : la disponibilité en biomasse piscicole, la physionomie des berges et la qualité des eaux (Lafontaine <i>et al.</i>, 2002).
Taille du domaine vital D'après : Bouchardy, 2005 Étienne, 2005	La Loutre demeure souvent sur un secteur bien défini, assez vaste, que l'on appelle le domaine vital, au sein duquel elle se nourrit se repose et se reproduit (Étienne, 2005). Le domaine vital des mâles adultes est généralement plus étendu que celui des mâles subadultes qui est égal à celui des femelles (Étienne, 2005). Le domaine vital des mâles peut atteindre 20 à 50 km de linéaire de rivières ; le domaine vital des femelles excède guère 5 à 20 km de linéaire, en fonction de la taille des cours d'eau et de leur potentiel alimentaire (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Durant l'élevage des jeunes, le domaine de la femelle se réduit considérablement (Bouchardy, 2005). Ces chiffres sont très généraux au regard des différentes études trouvées sur le sujet : - d'autres auteurs (Kruuk, 2006 ; Rosoux & Green, 2004) mentionnent semble-t-il plutôt des distances de l'ordre de 4-5 km (com. pers. Simonnet, 2012), - Un suivi télémétrique a par exemple montré que 2 femelles occupaient respectivement 16 km et 22,4 km de rivière, torrents et lacs et contre 39,1 km pour le mâle (Green, date inconnue <i>in</i> Étienne, 2005), - En Ecosse des études ont donné en moyenne 34,8 km pour les mâles et 20 km pour les femelles (Kruuk, date inconnue <i>in</i> Étienne, 2005), - D'autres études révèlent des domaines plus grands : 50,2 km et 84,4 km pour 2 mâles en Ecosse, 59 km pour un mâle et 131 km de fossés pour une femelle en France (marais Poitevin) (Étienne, 2005), - Durbin (date inconnue) rapporte un domaine de 50 km de rivière pour un mâle et 24 km pour une femelle (<i>in</i> Étienne, 2005), - Bouchardy rapporte que le domaine vital des mâles peut atteindre 40 km linéaire de rivières ou 30 km² de plan d'eau et celui des femelles de 15 à 20 km de rivière (Bouchardy, 2005), - Enfin, dans le marais Poitevin, une femelle suivie par télémétrie explorait un domaine de 225 ha, ce qui correspond à un linéaire de 130 km (Rosoux <i>in</i> Bouchardy, 2005). La disponibilité en proie influe sur la taille du domaine vital. Par exemple, il semblerait que plus le cours d'eau fréquenté est étroit (voire un simple fossé), plus la longueur du domaine vital est importante car la Loutre nécessite de parcourir plus de distances pour couvrir une surface suffisante pour ses besoins trophiques (Étienne, 2005). Là où les étendues d'eau sont imposantes (marais lacs retenues de barrages), le domaine est plus petit : par exemple 7 km de diamètre pour une famille (femelle + jeunes) et 15 km pour un mâle (Erlinge <i>in</i> Étienne, 2005). En milieu marin, la Loutre occupe entre 10 et 15 km de rivage (Étienne, 2005). Les femelles semblent casanières en comparaison des mâles mais on trouve en mer aussi des individus résidents et des erratiques parmi les adultes (Étienne, 2005). Il semblerait que les mâles disposent de domaines plus grands et occupent des cotes plus exposées (Étienne, 2005).

Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Étienne, 2005 Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990 Kuhn & Jacques 2011 Lemarchand <i>et al.</i>, 2012 Varray, 2011	La Loutre est une excellente nageuse. Ces capacités tiennent au profil hydrodynamique du corps de la Loutre, parfaitement adapté à l'élément liquide : allongé, fusiforme, offrant un minimum de résistance à l'eau, crâne aplati, pattes courtes et fortes avec un arrière train très puissant, queue longue, épaisse et musclée lui sert de gouvernail (Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990 ; Lemarchand <i>et al.</i>, 2012 ; Étienne, 2005). Les organes des sens sont portés en hauteur à fleur d'eau ce qui fait que tout en restant immergée, la Loutre peut jouir d'une vision périscopique idéale (Étienne, 2005). La Loutre est extrêmement souple dans l'eau, capable de se déplacer entre des pierres et des algues, de nager régulièrement sur le dos et de pivoter sur le flanc (Étienne, 2005). La Loutre est capable d'adopter plusieurs types de nages en fonction des circonstances (surface, sous l'eau, ...) (Étienne, 2005). Ainsi, sous l'eau, la Loutre effectue des mouvements très amples du corps, par des ondulations verticales, propulsée par les pattes-arrières qui battent simultanément (Étienne, 2005). La queue sert de stabilisateur et parfois de gouvernail (De Jongh, 1986 <i>in</i> Kuhn & Jacques 2011). Cette nage est de loin la plus employée (Étienne, 2005). Pendant ses déplacements ou sa chasse, qui nécessitent une vitesse plus élevée, la Loutre peut également effectuer une nage type « dauphin » en pratiquant des sauts réguliers hors de l'eau (Étienne, 2005). La Loutre est capable de descendre à une profondeur élevée (15 mètres) mais c'est plus fréquemment vers 5 m de profondeur qu'elle recherche ses proies (Étienne, 2005). En milieu côtier, Kruuk (2006) a observé que l'essentiel des plongées étaient à moins de 2 m (com. pers. Simonnet, 2012). Ceci est cohérent avec l'éco-éthologie de l'espèce : bien que la Loutre d'Europe soit capable de plongées bien plus grandes, il lui est nécessaire de ne pas dépenser trop d'énergie, donc de pouvoir capturer des proies à des profondeurs raisonnables. Sur un total de 13313 plongées recensées, Kruuk (date inconnue) constate des vitesses de plongée d'environ 1 km/h environ pour des pointes allant jusqu'à 5 km/h en cas de poursuite de poisson (<i>in</i> Étienne, 2005). La Loutre montre de grandes capacités à affronter des courants assez forts : elle fréquente donc des rivières au cours d'eau très rapide et ne se soucie pas des crues (Étienne, 2005). Par suivi télémétrique, des vitesses de 1,4 km/h à 1,7 km/h ont été mesurées à contre courant lors de prospections à la nage dans le domaine vital par le mâle et la femelle et de 2 à 3 km/h dans l'autre sens (Étienne, 2005). Lors des crues, deux moyennes établies sur 9000 et 12 000 m de parcours, ont donné 4,4 km/h à 3,7 km/h (Étienne, 2005). Toutefois, sur de courtes distances, la Loutre est capable de nager à 6 km/h voire davantage (Étienne, 2005). L'animal qui patrouille dans son domaine nagerait plutôt à proximité immédiate de la berge (moins d'un mètre) probablement pour mieux détecter les marquages laissés par d'éventuels congénères (Étienne, 2005). Mais cette information reste à confirmer. Même si elle est aquatique, la Loutre est capable de déplacements terrestres sur différents substrats (sable, vase, neige, rocher) (Étienne, 2005 ; Varray, 2011). La marche est très fréquemment utilisée par des pas d'une longueur d'une cinquantaine de centimètres (Étienne, 2005), le trot quant à lui est plutôt rare et c'est essentiellement en bondissant que la Loutre se déplace (Étienne, 2005). La longueur du pas lors du galop atteint facilement 95 cm à 1 m et l'animal peut atteindre une grande vitesse notamment s'il s'enfuit après avoir été surpris (Étienne, 2005). La vitesse de poursuite enregistrée fut de 24 à 29 km/h pendant 10 minutes sur glace recouverte de neige (Severinghaus & Tanck, 1948 <i>in</i> Étienne, 2005). La Loutre se montre également une bonne grimpeuse autant sur les hauts rochers recouverts d'algues glissantes que dans les arbres ; elle peut ainsi se reposer dans des branches à 2 m de hauteur (Étienne, 2005). Elle est aussi capable de sauts d'un mètre de hauteur (Raimong <i>in</i> Étienne, 2005). En captivité, des sauts de 1,6 m de longueur et de 1,3 m de hauteur ont été enregistrés (Étienne, 2005). Une réception sur le sol depuis une hauteur de 3m a également été constatée en captivité (Renaud <i>in</i> Étienne, 2005). Sur terre, la Loutre emprunte régulièrement des « coulées », repérables dans la végétation par leurs herbes couchées mais jamais rasées (Étienne, 2005). Ces coulées peuvent faire plusieurs dizaines de mètres et sont en général marquée à l'entrée et à la sortie par des épreintes (Étienne, 2005). Ces gouttières constituent des raccourcis terrestres forts appréciés entre les méandres des cours d'eau, d'autant plus lorsque ceux-ci sont très sinueux et empêchent la Loutre de rejoindre rapidement l'extrémité de son domaine (Étienne, 2005). De telles coulées sont également effectuées entre deux rivières ou pour rejoindre la catiche (Étienne, 2005).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Bouchardy, 2005 Étienne, 2005 Kuhn, 2009 Kuhn & Jacques, 2011 Lemarchand <i>et al.</i>, 2012	En Europe de l'ouest, la Loutre se montre généralement nocturne mais son observation reste possible au crépuscule et à l'aube (Étienne, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011). Plus précisément, les différents suivis télémétriques effectués sur l'espèce font état du schéma suivant (Rosoux en France, Green et Jefferies & Durbin en Ecosse) : les animaux entament majoritairement leur sortie de gîte tout juste après le coucher du soleil mais entre en activité dans leur site de repos déjà au moins 10 à 20 minutes avant (Étienne, 2005). La phase active nocturne se déroule selon un modèle bimodal : une première période intense de 3 à 5 h après le coucher du soleil puis de 2 à 3 h précédant l'aube (Étienne, 2005). Entre les deux, la Loutre entreprend un repos compensateur au milieu de la nuit durant 1h30 environ (Étienne, 2005). Deux périodes de repos sont aussi possibles et à l'inverse, pendant les nuits estivales courtes la Loutre diminue son temps de repos nocturne (Étienne, 2005). Le retour au gîte s'effectue en fin de nuit, avec une moins grande ponctualité, en concordance avec le lever du soleil mais parfois 2 heures avant ou au contraire une demi heure après (Rosoux, 1995 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Des sorties de gîtes peuvent aussi se faire de jour, généralement en matinée ou dans l'heure qui précède le crépuscule ; allant de quelques minutes à 2-3 heures, associées à l'occasion à un changement de gîte (Étienne, 2005).

	De nombreuses données font carrément état d'activité de Loutre en pleine journée (Étienne, 2005 ; Kuhn, 2009). Ces sorties diurnes semblent liées à l'absence de dérangements dans certains secteurs reculés et à l'activité des proies : dans les Shetland par exemple la Loutre est franchement diurne car elle adapte son mode de vie à celui de ses proies et aux marées (Étienne, 2005 ; Kruuk 2006 <i>in</i> Kuhn & Jacques 2011). En France, ces contacts diurnes étaient plus importants dans les années 1910-1940 mais certaines données sont plus récentes (1970-1980) (Étienne, 2005). En Bretagne, les observations de jour ne sont pas rares du tout, en particulier depuis quelques années et pas uniquement en zones très tranquilles (com. pers. Simonnet, 2012). Le caractère nocturne de la Loutre semble donc être relativement adaptable (Étienne, 2005) car l'animal n'est pas à proprement parlé un animal nocturne (Kuhn, 2009 ; Kuhn & Jacques, 2011). La Loutre est couramment observée de jour en Espagne et de nuit au Portugal (Étienne, 2005). Lorsqu'elle est nocturne, la Loutre passe sa journée dans son gîte où elle dort principalement (Kuhn & Jacques, 2011) ce qui représente au final 60 à 70 % de son temps (Étienne, 2005). Le temps global passé en dehors du gîte est de 4 à 6 h ; la plus longue période d'activité qui ait été constatée est de 10 h (Étienne, 2005). Les Loutres sont des animaux très mobiles qui effectuent des déplacements importants et réguliers (Bouchardy, 2005). Un individu peut parcourir jusqu'à 10 km en une seule nuit (Bouchardy, 2005 ; Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Les adultes territorialisés parcourent constamment leur domaine et peuvent faire plusieurs kilomètres par nuit (Bouchardy, 2005). Au cours d'une nuit d'activité, une à deux heures sont généralement dévolues à cette tâche pour inspecter les portions où l'individu a détecté la présence de congénères (Étienne, 2005). Par ailleurs, dans les paysages dominés par des formations boisées ou le milieu bocager, la Loutre n'hésite pas à parcourir de longues distances sur le sol afin d'atteindre à l'occasion d'autres cours d'eau un peu éloignés et sans communication directe avec son domaine habituel (Étienne, 2005). La Loutre a déjà été observée à plus de 10 km de tout cours d'eau à mi-chemin entre deux bassins versants (Rosoux & Green, 2004 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Globalement, Durbin (date inconnue) établit la distance moyenne parcourue par sortie à 7,4 km, ce qui représente selon les individus 12 à 25 % de la surface totale du domaine vital (<i>in</i> Étienne, 2005). Cependant, diverses études à travers l'Europe montrent que la Loutre effectue communément une dizaine de kilomètres par nuit avec des distances maximales de 14 à 16 km (Étienne, 2005).
Déplacements liés au rythme pluricircadiens D'après : Étienne, 2005	Les stratégies d'exploitation de l'espace sont diverses selon les individus (Étienne, 2005). Certains individus se montrent casaniers et utilisent plusieurs semaines de suite une même zone restreinte alors que d'autres circulent régulièrement entre plusieurs zones préférentielles (Étienne, 2005). Green et Jefferies (date inconnue <i>in</i> Étienne, 2005) ont montré qu'un individu territorial parcourt communément la totalité de son domaine chaque semaine et revient régulièrement visiter la portion de domaine vital où il a détecté la visite de congénères. Une différence pourrait exister entre les sexes dans l'utilisation pluricircadienne de l'espace mais cette information reste à confirmer. Les femelles semblent plutôt exploiter méticuleusement des zones restreintes en les sillonnant et lorsqu'elles se déplacent d'un secteur à un autre elles le feraient en ligne droite en coupant par des raccourcis sur la terre ferme (Étienne, 2005). A l'inverse, les mâles effectueraient plutôt des mouvements directs dans l'eau sur des distances plus grandes, alliant pêche et surveillance du domaine vital (Étienne, 2005). Par conséquent, deux jours en moyenne leur seraient nécessaires pour parcourir et marquer la totalité des rivières de leur domaine (Étienne, 2005). Certains auteurs avancent que la Loutre n'occupe jamais le même gîte deux fois de suite (Étienne, 2005). Toutefois, des observations dans les landes montrent que les Loutres peuvent sortir deux nuits de suite du même terrier et les suivis télémétriques de Green & Jefferies montrent que les Loutres peuvent bien retourner à leur gîte après un parcours de plusieurs kilomètres (<i>in</i> Étienne, 2005). Cependant, il est vrai qu'un animal peut adopter un autre terrier au bout de quelques jours à plusieurs centaines de mètres du premier voire à plusieurs kilomètres (14,5 km) (Étienne, 2005).
Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Bouchardy, 2005 Étienne, 2005 Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990 Kuhn & Jacques, 2011 Lemarchand <i>et al.</i>, 2012	La Loutre présente la particularité de pouvoir se reproduire à n'importe quel moment de l'année : c'est une espèce à poly-œstrus non saisonnier (Bouchardy, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011) et c'est semble-t-il la disponibilité en nourriture qui influence le plus la saisonnalité des naissances (Kuhn & Jacques, 2011). La période de rut est la seule période où mâle et femelle se rencontrent (Bouchardy, 2005). La gestation dure 60 à 63 jours (Bouchardy, 2005). La femelle recherche tout d'abord une catiche, particulièrement bien protégée (Bouchardy, 2005). Elle y met au monde 1 à 2 petits parfois jusqu'à 3 ou 4. Il est estimé que 60 % des femelles d'une population seulement se reproduisent chaque année (Ansorge <i>et al.</i>, 1997 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Par conséquent, cumulé avec une maturité sexuelle relativement tardive, une longévité relativement faible, une forte mortalité juvénile et une longue période d'apprentissage des jeunes, cela explique que les Loutres d'Europe ont généralement très peu de descendants et que le recrutement est très lent (Kuhn & Jacques, 2011). De ce fait, le taux annuel de reproduction (nombre de petits à la naissance par an pour 100 individus) est estimé à 78,4 % (Hauer <i>et al.</i>, 2002 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). La Loutre n'hiberne pas et doit donc faire face aux rigueurs de l'hiver, d'autant plus lorsqu'elle occupe des altitudes élevées. Quand le milieu qu'il occupe est gelé, ce mustélidé envisage des déplacements de plusieurs kilomètres pour se rabattre sur des proies terrestres : oiseaux et mammifères (Étienne, 2005). En Suède et Biélorussie, des migrations sont même observées entre les lacs (occupés en été et automne) et les estuaires et rivières (occupés en hiver-printemps) (Étienne, 2005).

	Au cours de son cycle vital, la Loutre utilise plusieurs types de gîtes suivant l'exploitation de son domaine vital (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). La présence, la disponibilité et l'abondance de ces gîtes, qui doivent se situer à proximité immédiate de l'eau sont donc d'une importance écologique majeure pour l'animal (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Ces milieux doivent également être calmes car la Loutre est sensible aux dérangements (Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990 ; Lemarchand <i>et al.</i>, 2012) Hors captivité, la durée de vie d'une Loutre excède guère 10 ans (Bouchardy, 2005 ; Ansorge <i>et al.</i>, 1997 in Kuhn & Jacques, 2011).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Bouchardy, 2005 Étienne, 2005 Kuhn, 2009 Lemarchand <i>et al.</i>, 2012	Mis à part quelques situations particulières, la Loutre fonctionne selon un mode individualiste et familial (Bouchardy, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011, Étienne, 2005). En dehors de la période de reproduction, mâles et femelles sont solitaires (Bouchardy, 2005). Ils se retrouvent pour l'accouplement et la femelle élève ensuite seule les jeunes pendant plusieurs mois (Bouchardy, 2005). Le mâle est systématiquement exclu de ce noyau familial (Étienne, 2005). La plupart des auteurs considèrent l'espèce comme strictement territoriale selon le modèle intrasexuel c'est-à-dire qu'il existerait une concurrence acharnée mâle contre mâle et femelle contre femelle alors que les sexes opposés s'accepteraient mutuellement (Étienne, 2005). Ainsi, de façon générale, le domaine vital d'un mâle se superpose avec celui de plusieurs femelles qui n'entretiennent pas de relations entre elles (Étienne, 2005) et que celles-ci soient reproductrices ou non (Kuhn & Jacques, 2011). Le domaine vital d'un mâle peut couvrir ceux de trois femelles voire plus (Étienne, 2005). Toutefois, des cas de superposition des domaines entre femelles ainsi qu'entre mâles sont connus comme en Suède où deux mâles subadultes ont été vus en cohabitation (Sjoasen <i>in</i> Étienne, 2005) : les deux individus dormaient parfois à 5 km d'écart et leur domaine vital se chevauchait à 80 %. Les restrictions alimentaires hivernales peuvent expliquer la grande territorialité. Il est possible aussi que des femelles élèvent leur progéniture à très courte distance voire en association temporaire sur des lacs (jusqu'à 6 ou 8 individus ensemble) (Étienne, 2005). A noter aussi que des passages d'individus sont très fréquents au sein de domaines vitaux (adultes, femelle avec ses jeunes, ...) (Étienne, 2005). En conséquence, il est probable qu'une zone à Loutres se caractérise par à la fois des individus résidents (adultes), des erratiques (adultes, ou jeunes de l'année antérieure) et des jeunes de l'année (Étienne, 2005 ; Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). En France l'utilisation du milieu marin par la Loutre est peu étudié (Kuhn, 2009). Néanmoins, Kruuk (2006) observe un partage de domaines vitaux entre femelles, probablement apparentées, ayant chacune une « zone cœur » privilégiée et défendue (com. pers. Simonnet, 2012). Un groupe de femelle aurait donc son propre domaine et ne le partagerait pas avec le groupe voisin. Les domaines des mâles englobent quant à eux ceux des groupes de femelle. Cette organisation peut faire penser à une « structuration sociale » allant plus loin qu'une simple tolérance entre individus. Kruuk suggère qu'une organisation similaire pourrait exister en eau douce avec les mâles sur les cours principaux et les femelles sur les réseaux secondaires. Chez la Loutre d'Europe, les individus marquent leur domaine vital par leurs épreintes ; ainsi un individu a connaissance de l'occupation du site par un congénère (Étienne, 2005). Au sein de son domaine, certains endroits sont particulièrement plus fréquentés que d'autres par la Loutre (Étienne, 2005). Sur le suivi de 3 mois d'un individu porteur d'un émetteur révèle que sur les 40 km de rivière habituellement fréquentés, 10 km accaparent réellement l'animal plus de la moitié de son temps (Étienne, 2005). En Ecosse, une « zone cœur » particulièrement occupée a été constatée au sein du domaine vital couvrant entre 52 % et 80 % de celui-ci (Durbin <i>in</i> Étienne, 2005). Une distinction est à noter entre mâle et femelle dans l'occupation du domaine vital : sur 23 animaux suivis, les mâles se répartissaient principalement sur les rivières principales (62,5 % du temps) et les femelles se cantonnaient plus souvent (86,7 % du temps) sur les portions de lacs et les réseaux hydrographiques secondaires (Étienne, 2005). Cette différence serait expliquée par une meilleure capacité de surveillance du domaine de la part du mâle qui parcourrait ainsi de plus grandes distances (Étienne, 2005). Enfin, les limites d'un domaine vital ne sont en général pas figées : lors de la période de rut, les mâles prospectent de vastes horizons à la recherche de femelles en œstrus (Étienne, 2005) et leur domaine vital peut aller jusqu'à doubler.
Densité de population D'après : Étienne, 2005 Kuhn & Jacques, 2011 Lemarchand <i>et al.</i>, 2012	Il est difficile d'évaluer le nombre d'individus d'une population de Loutres surtout à grande échelle. A titre d'exemple, Sulkava <i>et al.</i> (2007 in Kuhn & Jacques, 2011) ont comptabilisé 52 Loutres dans une région d'une surface de 1650 km² en Finlande. Dans le Parc national des Cévennes, Janssens <i>et al.</i> (2008 in Kuhn & Jacques, 2011) ont comptabilisé 70 individus. Le calcul des densités de Loutre est donc difficile en raison de la fluctuation importante des tailles de domaines vitaux. Toutefois, le schéma territorial de la Loutre évoqué précédemment (individus solitaires, grands domaines vitaux, ...) fait que les densités de Loutres ne peuvent jamais atteindre des valeurs élevées pour un secteur donné (Kuhn & Jacques, 2011 ; Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). En Biélorussie, Sidorovich annonce une fourchette de 1,7 à 4 individus pour 10 km de rivière dans les zones protégées et de 1,2 à 2 dans les zones exploitées et chassées (<i>in</i> Étienne, 2005). En Grand Bretagne, Green aboutit à 7 à 8 familles pour 98 km soit une famille tous les 12 à 14 km de système de rivière. La distance moyenne entre deux familles est d'environ 8 km et la distance la plus proche de 2,5 km (Étienne, 2005). En Suède les valeurs atteignent une Loutre pour 5 km de torrents et rivières ou pour 2 à 3 km de rivage lacustre (Étienne, 2005).

	La Loutre connaît ses plus fortes densités dans les rivières moyennes et de grande taille plutôt que dans les petits torrents (Étienne, 2005). En réalité, les densités de Loutre semblent varier avant tout en fonction des ressources alimentaires disponibles (Kuhn & Jacques, 2011). Une étude réalisée en Espagne a montré que les densités de Loutres augmentaient avec la quantité de nourriture disponible mais qu'au-delà de 1000 kg/ha il semblerait que les densités ne varient plus (Ruiz-Olmo, 1996 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Les densités de Loutres changent ainsi en hiver lorsque les cours d'eau gelés engendrent des déplacements et une concentration d'individus en certains lieux par exemple jusqu'à 7 à 8 individus pour 4 km de torrent (Étienne, 2005). Dans les Pyrénées espagnoles, on a compté 0,05 à 0,3 individus par km de rivière à 700-1500 m d'altitude et 0,3 à 1,2 individus par km de ruisseau de moyenne montagne (entre 400 et 700 km), plus riche d'un point de vue trophique (Étienne, 2005). Les rivages marins, étant les plus productifs, accueillent les densités les plus fortes : 16,5 individus pour 20 km de côte aux Shetland (Kruuk, date inconnue <i>in</i> Étienne, 2005). Green & Jefferies (date inconnue) a calculé une distance moyenne de 4 km entre les gîtes diurnes de différents mâles mais en période de crue celle-ci peut atteindre 11 à 14 km (Étienne, 2005). L'explication est qu'en ces périodes le courant est mis à profit pour accomplir de plus grandes distances à moindre effort. Le retour au gîte initial s'effectue alors par le sol pour éviter une consommation d'énergie à contre courant (Étienne, 2005). Les travaux de Kruuk (2006) rapportent quant à eux des densités calculées en nombre individus par rapport à la surface d'eau libre. Ses résultats montrent des densités de l'ordre de 3 à 60 individus par km² et en moyenne de 12-13 individus/km² (com. pers. Simonnet, 2012).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population viable	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population viable	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Si la connaissance est abondante sur l'occupation de l'espace à l'échelle des individus et des populations, aucune information n'a pu être trouvée sur l'organisation spatiale de cette espèce à l'échelle de plusieurs populations. Il n'est donc pas certain que la Loutre d'Europe fonctionne sous la forme de métapopulations.
Dispersion et philopatrie des larves/juveniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Bouchardy, 2005 Étienne, 2005 Kuhn & Jacques, 2011	Les loutrons restent les deux premiers mois dans la catiche (Kruuk, 2006 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Cette phase juvénile semble être la plus sujette à mortalité (Kuhn & Jacques, 2011). Ansorge <i>et al.</i> (1997) concluent en effet que 24 % des jeunes meurent durant leurs deux premiers mois (<i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Entre 2 et 3 mois les loutrons commencent à effectuer des sorties avec leur mère en dehors de la catiche : l'apprentissage de la nage commence alors et la mère entraîne les loutrons de plus en plus loin afin de leur apprendre à chasser et à se repérer (Bouchardy, 2005 ; Kruuk, 2006 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Les jeunes sont très malhabiles à la nage lors de leurs premières sorties (Étienne, 2005). Lors de l'élevage des jeunes, juste après la sortie de la catiche, la mère et ses jeunes occupent un faible périmètre : un domaine vital de 13 km a été mesuré dans les semaines suivant la mise-bas (Rosoux, date inconnue <i>in</i> Étienne, 2005). Puis le domaine s'élargit progressivement au fur et à mesure de la croissance des loutrons (Étienne, 2005). Le sevrage a lieu vers 4 mois. A cet âge les loutrons sont déjà de bons nageurs mais l'apprentissage de la pêche est long et ils mettront encore au moins 6 mois avant de devenir des pêcheurs aussi efficaces que leurs parents (Kruuk, 2006 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Les loutrons vont ainsi rester encore plusieurs mois en compagnie de leur mère avant émancipation totale (Bouchardy, 2005 ; Kruuk, 2006 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). L'émancipation totale intervient vers 8 mois (Étienne, 2005), parfois entre 9 et 10 mois (Étienne, 2005) voire même jusqu'à 12 à 14 mois (Étienne, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011). Une émancipation au-delà de 14 mois devient vraiment exceptionnelle (Kuhn & Jacques, 2011). D'après Étienne (2005), les jeunes semblent prendre leur liberté d'eux-mêmes, progressivement. Ils accompagnent bien souvent leur mère pour quelques heures comme d'ordinaire mais s'écartent désormais d'elle pour pêcher dans leur coin. Parfois elle les délaisse volontairement pour quelques heures et ne les retrouve que bien plus tard dans le terrier habituellement fréquenté qui constitue alors le point de ralliement. En captivité, la femelle manifeste carrément une intolérance vis-à-vis de ses jeunes et ce dès l'âge de 7 mois, mais cela tient sans doute davantage à l'exiguïté des enclos. La maturité sexuelle est atteinte entre 2 et 3 ans ((Hauer <i>et al.</i>, 2002 ; Capber, 2006) <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011) ce qui est relativement tard au regard de la longévité de l'espèce. De surcroît, il est rare que les Loutres se reproduisent tout de suite après avoir atteint leur maturité sexuelle ((Hauer <i>et al.</i>, 2002 ; Capber, 2006) <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011).

Distance de dispersion D'après : Bouchardy, 2005 Étienne, 2005 Kuhn & Jacques, 2011	L'émancipation est synonyme de vagabondage et d'éloignement par rapport au lieu de naissance (Étienne, 2005) et les jeunes à la recherche d'un domaine vital peuvent même parcourir des distances considérables (Bouchardy, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011). Le suivi d'un jeune mâle a montré qu'il avait parcouru 68 km le long de la rivière avec des distances d'une vingtaine de kilomètres par nuit (Étienne, 2005). Les jeunes animaux demeurent erratiques pendant plusieurs mois d'autant plus qu'ils sont souvent confrontés aux résidents lors de leurs déplacements. Ils cherchent en priorité un site vierge ou laissé vacant par la disparition d'un congénère (Étienne, 2005). La grande majorité de ces déplacements se fait sur les berges et dans l'eau (Bouchardy, 2005).
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance	Aucune information.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Kuhn & Jacques, 2011	Une partie d'une population de Loutre est généralement erratique (Kuhn & Jacques, 2011). Il s'agit la plupart du temps d'individus subadultes à la recherche d'un domaine vital (Hung <i>et al.</i> , 2004 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Une étude réalisée à partir d'analyses génétiques d'épreintes a montré que la moitié environ des individus de la population étudiée correspondait à des résidents alors que l'autre moitié correspondait à des animaux de passages (Hung <i>et al.</i> , 2004 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011).
Fidélité au site	Aucune information.
Fidélité au partenaire	Aucune information.
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Bouchardy, 2005 Dallas <i>et al.</i> , 1999 Étienne, 2005 Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990 Hauer <i>et al.</i> , 2002 Kuhn & Jacques, 2011 Lemarchand <i>et al.</i> , 2012 Simonnet & Grémillet, 2009 Varray, 2011	Le déclin fort qu'a connu la Loutre d'Europe dans les années 1950 est directement imputable à l'usage massif de produits chimiques, à la chasse ou au piégeage, à une industrialisation croissante sans souci de la pollution de l'air et des eaux, aux transformations de l'agriculture, à la destruction des habitats notamment le recalibrage ou le busage des cours d'eau, l'enrochement artificiel des berges et l'assèchement des zones humides (Bouchardy, 2005 ; Étienne, 2005 ; Simonnet & Grémillet, 2009). De nos jours, alors que la chasse et le piégeage sont interdits depuis 1972 et que des efforts ont été faits en matière de pollution chimique des eaux, le mouvement de reconquête de la Loutre reste lent. Cela est dû aux traits de vie mêmes de la Loutre largement évoqués (maturité sexuelle tardive, faible longévité, ...) mais aussi à l'apparition de nouvelles menaces. En effet, c'est désormais avant tout l'intensification du réseau routier et de son trafic qui constitue le facteur principal de menaces. La construction de barrages a également constitué et continue d'être un autre facteur particulièrement important (Bouchardy, 2005). Ces facteurs agissent : - en constituant un frein à la libre circulation des individus (Bouchardy, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011). Les capacités de déplacement de la Loutre ne doivent pas être sous-estimées : elles lui permettent assez aisément de suivre un cours d'eau anthropisé (ville, zones industrielles, ports) ou dégradé (agriculture intensive), de traverser des milieux non-favorables sur une ligne de partage des eaux ou de contourner certains barrages imposants (Simonnet & Grémillet, 2009 ; Varray, 2011). Cependant, certains grands barrages, certaines piscicultures, certains seuils de régulation des eaux (écluses), certaines routes, certains moulins peuvent s'avérer infranchissables (Simonnet & Grémillet, 2009 ; Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Ces aménagements freinent ainsi les Loutres en recherche de domaine vital mais aussi les individus déjà cantonnés sur leur domaine vital (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). En effet, si certains barrages peuvent être contournés par la Loutre d'Europe sans trop de difficultés, d'autres constituent des obstacles infranchissables (Kuhn, 2009), notamment à partir d'une certaine hauteur et si ceux-ci sont enchâssés entre deux parois abruptes (Bouchardy, 2005). Or, la libre circulation des animaux est essentielle pour la rencontre d'un partenaire sexuel, la dispersion, les échanges entre populations et les possibilités de recolonisation (Simonnet & Grémillet, 2009). En conséquence, le manque de déplacements induit un manque de flux de gènes entre populations et peut engendrer une perte de diversité génétique (Dallas <i>et al.</i>, 1999), - en entraînant une mortalité directe par collision avec les véhicules sur le réseau routier. Ainsi, dans les régions où la Loutre est encore bien présente comme dans les régions qu'elle recolonise, la collision avec les automobiles est devenue la principale cause de destruction directe de la Loutre (Bouchardy, 2005 ; Kuhn & Jacques, 2011). En 1990, Fetter-Keulen & Fetter-Keulen citaient déjà le facteur collision comme le plus important dans la mortalité directe de l'espèce pour les secteurs où la Loutre était restée abondante (Marais Poitevin par exemple). Une étude menée en Allemagne a montré que la mortalité routière est la première cause de mortalité des Loutres quelque soit la classe d'âge (Hauer <i>et al.</i>, 2002), - en impactant sur ses ressources alimentaires. Les barrages hydrauliques posent peu de problème à la Loutre

	d'Europe en ce qui concerne sa libre circulation sur le bassin ligérien. Par contre, ils ont un impact indirect sur elle, affectant sa ressource principale qu'est le poisson (Varray, 2011).
Importance de la structure paysagère D'après : Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990 Kuhn, 2009 Kuhn & Jacques, 2011 Robitaille & Laurence, 2002 Simonnet & Grémillet, 2009	La fonctionnalité des habitats aquatiques pour la Loutre dépend en partie de l'hétérogénéité du milieu (cours, lit et configuration des berges de la rivière, ripisylve) (Simonnet & Grémillet, 2009). Ainsi, le maintien des éléments vitaux, garants de la reproduction de l'espèce, sont essentiels sur le domaine vital de la Loutre : gîtes/catches et ressources alimentaires (Simonnet & Grémillet, 2009). La végétation constitue un élément important dans le paysage de la Loutre (Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990) même si on peut rencontrer l'espèce dans des zones dépourvues de végétation, surtout en milieu méditerranéen. Sur les berges, la végétation assure à la Loutre une grande partie de ses gîtes et la végétation dense des zones humides joue un rôle majeur pour sa sécurité et sa tranquillité (Simonnet & Grémillet, 2009). Ainsi, la présence sur les berges de gros arbres creux (tels des frênes ou des érables (Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990)), de souches creuses et d'arbres présentant d'importants lacis de racines (Simonnet & Grémillet, 2009) ou encore de ronciers, roselières denses, arbres abattus, buissons bas (Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990) est primordiale. Dans les zones humides à proximité du cours d'eau, la Loutre recherchera des végétations buissonnantes (saules, ronciers, épineux) constituant des zones de refuges (Simonnet & Grémillet, 2009). Le maintien ou la restauration d'un chapelet dense de tous ces micro-habitats est donc un préalable à toute reconstitution des populations et à leur maintien à long terme (Simonnet & Grémillet, 2009). En Biélorussie, Sidorovich (1997) a remarqué que la densité de Loutre était positivement corrélée à la quantité d'eau mais aussi à la végétation des berges (<i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Au-delà de la végétation des berges et des zones humides associées, d'après Simonnet & Grémillet (2009), la présence de la Loutre peut être favorisée par des éléments du paysage comme : - la présence alternative de zones éclairées et de zones ombragées en fonction des radiers et des fonds qui favorisent la richesse biologique de la rivière et la présence de frayères, - la présence d'encombres qui favorisent la survie des poissons, leur reproduction et jouent un rôle crucial pour la micro-faune grâce à la décomposition du bois, - la faible présence de résineux et des peupleraies à moins de 50 mètres des cours d'eau car ces essences entraînent notamment une déstabilisation des berges, - l'absence d'enrochements sur plus de 20 mètres car cela limite une grande partie de la faune associée aux cours d'eau, - la présence d'îlots sur les cours d'eau, lieux privilégiés pour l'élevage des jeunes. Une étude a par ailleurs montré que l'absence de Loutre était corrélée à une densité humaine et à une densité de routes importantes, ce qui illustre bien l'effet fragmentant des activités humaines (Reuther & Krekemyer, 2004 <i>in</i> Kuhn, 2009 ; Robitaille & Laurence, 2002). Dans le cas particulier du littoral et des estuaires, s'ajoute également une exigence spécifique : l'accès à des points d'eau douce permanents pour dessaler sa fourrure et pour boire.
Exposition aux collisions D'après : Bouchardy, 2005 Kuhn, 2009 Kuhn & Jacques, 2011 Lafontaine & Liles, 2005 Lemarchand <i>et al.</i>, 2012 Lodé, 2000 Philcox <i>et al.</i>, 1999 Simonnet & Grémillet, 2009	Quand un obstacle se présente à la Loutre, il peut soit bloquer définitivement son passage soit l'obliger à quitter le bord de l'eau avec les risques que cela comporte notamment de collisions avec un véhicule (Bouchardy, 2005). Le risque de collision est accentué par le fait que l'espèce est moins agile sur terre qu'un autre carnivore terrestre de même taille (Kuhn & Jacques, 2011). Ainsi, lorsque le réseau hydrographique est interrompu ou lorsqu'un ouvrage hydraulique est de petit gabarit, trop long, à faible tirant d'air ou lorsque le lit du cours d'eau se rétrécit au niveau de l'ouvrage en entraînant une accélération du courant, la Loutre a tendance à quitter l'eau et à traverser la chaussée (Kuhn & Jacques, 2011). Le fait est que, de manière générale, la Loutre tend à passer sous les ponts non pas dans l'eau en nageant, mais le long des berges en marchant ; et lorsque celles-ci sont inexistantes ou submergées, l'animal choisit alors de passer au dessus du pont (Kuhn, 2009). La littérature mentionne une sorte de cercle vicieux dans l'utilisation de ces « mauvais chemins ». Les premiers animaux à effectuer un détour par la route pourraient marquer leur passage par la formation d'une coulée et le dépôt d'épave qui inviterait ensuite d'autres individus à emprunter ce même chemin périlleux (Lafontaine & Liles, 2005). De « mauvaises » habitudes de passages pourraient ainsi se renforcer progressivement (Lafontaine & Liles, 2005). Cette information reste cependant à confirmer. Dans leurs déplacements les Loutres sont souvent amenées à rencontrer ce phénomène (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Avec l'augmentation du trafic et l'extension de l'aire de répartition de la Loutre, les collisions routières sont ainsi devenues l'un des principaux facteurs de mortalité de l'espèce (Bouchardy, 2005) et en tous cas la principale cause de mortalité directe due aux humains (Kuhn, 2009 ; Kuhn & Jacques, 2011 ; Simonnet & Grémillet, 2009). Une étude réalisée dans le centre-ouest atlantique a montré que 77 % de la mortalité observée entre 1980 et 1993 était due aux collisions routières (Rosoux & Tournebize, 1995 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Plus de 300 Loutres écrasées par des voitures ont été recensées depuis le début des années 1980 dans le Massif central et dans les zones humides de l'ouest du pays. A titre d'exemple, on recense entre 10 et 20 cas par an depuis 2004 en Auvergne (Catiche Productions <i>in</i> Kuhn, 2009), 13 cas par an en moyenne depuis 2005 en Bretagne (Groupe mammalogique breton <i>in</i> Kuhn, 2009) et entre 6 et 12 cas par an depuis 2002 dans le Marais Poitevin (Parc interrégional du Marais Poitevin <i>in</i> Kuhn, 2009). La mortalité routière est très importante dans les Pays-de-Loire où elle représente 26,7 % de la mortalité de l'espèce (Lodé, 2000). En Vendée, 121 cas ont été notés entre 2000 et 2008 (Texier & Varenne, 2009 <i>in</i> Kuhn, 2009). Par ailleurs, les chiffres comptabilisés sont sans doute biaisés par la non-découverte d'une grande partie des cadavres (Kuhn, 2009).

	La mortalité routière peut menacer sérieusement le bon état de conservation des populations de Loutre et leur expansion (Kuhn, 2009 ; Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Les collisions peuvent même provoquer un isolement de population dans le cas de points de conflits sérieux (Simonnet & Grémillet, 2009). Les collisions routières sont ainsi révélatrices d'une rupture de la continuité rivulaire pour la Loutre (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012) et limite le mouvement de reconquête entre bassins versants (en Bretagne, 10 % des collisions routières ont lieu entre têtes de bassins (Simonnet & Grémillet, 2009)). Une étude menée en Angleterre, comptabilisant 673 cadavres de Loutres entre 1991 et 1996, a permis de mettre en évidence certains facteurs inhérents aux collisions de Loutres (Philcox <i>et al.</i>, 1999) : - les cadavres comptabilisés sont majoritairement des mâles (56 %), - le nombre de cadavres comptabilisés fluctue au cours de l'année en étant positivement corrélé à la saison des pluies ou aux périodes de crues, - 57 % des collisions recensées l'ont été sur les réseaux routiers d'importance nationale et régionale (c'est-à-dire drainant un trafic longue-distance) alors que ces réseaux ne représentent que 13% du réseau de transport, - 67 % des cadavres recensés se situent dans une bande de 100 m autour des milieux aquatiques d'eaux douces et des côtes, - 91 % des collisions recensées ont eu lieu à un point où une infrastructure de transport croise un cours d'eau. Les cas de collisions ferroviaires répertoriés sont rares ; un cas a été noté en 2000 en région Midi-Pyrénées (Lot Nature <i>in</i> Kuhn, 2009). Toutefois, d'une manière générale et pour beaucoup d'espèces, l'impact du trafic ferroviaire est largement moins connu que celui du trafic routier et est donc possiblement sous estimé.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : Bouchardy, 2005 Guinard & Pineau, 2007 Kuhn, 2009 Recorbet, 1992	Pour maintenir les continuités écologiques existantes, le Service d'études techniques des routes et autoroutes (Sétra) souligne l'importance de prendre en compte la Loutre dès l'amont des projets d'aménagement, c'est-à-dire lors des réflexions sur l'opportunité même de construction d'un ouvrage puis, si l'ouvrage est acté, lors des réflexions pour l'identification du tracé (Guinard & Pineau, 2007). Dans la mesure où tous les impacts ne peuvent jamais être compensés, l'idéal reste d'éviter au maximum de traverser des zones humides et, si ce n'est pas possible, de choisir leurs parties les plus étroites et de les franchir le plus perpendiculairement possible, avec les ouvrages adaptés (Guinard & Pineau, 2007). Par ailleurs, l'implantation de l'infrastructure projetée devra tenir compte des paramètres suivants (Guinard & Pineau, 2007) : - le cloisonnement des populations, qui est un danger majeur d'extinction, - la destruction, la dégradation et la fragmentation des habitats de type zones humides, - les risques de collision avec les véhicules, - un cours d'eau ou une zone humide devront impérativement être franchis dans la zone la moins pénalisante pour ces espèces. Une fois le diagnostic établi et si les sites sensibles n'ont pu être évités, il conviendra d'adopter des principes de rétablissement des déplacements sans risque pour la Loutre grâce à certains aménagements d'ouvrages (Recorbet, 1992). La continuité écologique des rivières peut également être restaurée afin que celle-ci retrouve une fonctionnalité sur tout le parcours du cours d'eau. Le fait que l'ensemble d'un cours d'eau retrouve une continuité écologique fonctionnelle permet aux Loutres de se déplacer et de recoloniser des portions nouvelles (Bouchardy, 2005). Ces corridors fluviaux doivent ainsi s'étendre jusqu'aux têtes de bassin, aux sources et aux tourbières car ces lieux sont des passages privilégiés pour la recolonisation d'autres bassins situés au-delà des lignes de crêtes (Bouchardy, 2005). Il est également important de rétablir ou maintenir des connexions entre des secteurs occupés par les Loutres et isolés les uns des autres en évitant toute nouvelle construction de seuils et de barrages (Bouchardy, 2005). Le maintien et la restauration de corridors écologiques pour la Loutre permet de lever une grande partie des freins à sa recolonisation : celle-ci est plus rapide et des jonctions sont recréées entre les populations principales et les populations isolées (Kuhn, 2009). En Bretagne, une réflexion sur la mise en place de corridors pour la Loutre est en cours et en Auvergne, des travaux sont réalisés en collaboration avec le Parc naturel régional (PNR) des Volcans d'Auvergne et le PNR Livradois-Foréz (Kuhn, 2009). Le Centre ornithologique Rhône-Alpes (CORA Faune Sauvage) met en avant le rôle du Rhône comme corridor biologique pour la recolonisation de la région par la Loutre auprès de la Compagnie Nationale du Rhône (Kuhn, 2009).
Franchissement d'ouvrages D'après : Bouchardy, 2005 Guinard & Pineau, 2007 Kuhn, 2009 Lafontaine & Liles, 2005 Lemarchand <i>et al.</i>, 2012 Philcox <i>et al.</i>, 1999 Recorbet, 1992 Simonnet & Grémillet, 2009	La mortalité par collision routière peut être largement réduite grâce à l'aménagement de passages permettant à la Loutre de passer sous la chaussée à pied sec (Kuhn, 2009) et ces aménagements peuvent même parfois être indispensables à la restauration d'une continuité (Simonnet & Grémillet, 2009). L'objectif de ces aménagements est double : interdire l'accès de la chaussée aux Loutres tout en assurant la perméabilité des ouvrages par des passages adaptés (Recorbet, 1992). Les viaducs répondent bien à ces exigences mais constituent des aménagements coûteux et seuls quelques cas particuliers sont possibles (Recorbet, 1992). Sur les ouvrages existants, quand le talus est suffisamment haut, la construction de buses est possible (Recorbet, 1992). Les buses doivent avoir un diamètre d'environ 60 cm à 1 m, être située à côté du pont (Bouchardy, 2005) et surtout se trouver à une hauteur supérieure à celle des hautes eaux (Bouchardy, 2005 ; Philcox <i>et al.</i>, 1999). Ce point est très important car une buse totalement immergée en période de crue annule tout effet positif de l'ouvrage et amène les individus à remonter sur l'infrastructure routière pour la franchir (Lafontaine & Liles, 2005). Si l'espace est suffisant, l'ouvrage peut également être complété par une banquette en béton, voire des passerelles

	en matériau pérenne qui sont à réserver aux cas où aucune autre possibilité n'est envisageable (Kuhn, 2009). Des berges flottantes peuvent également être utilisées sur les cours d'eau soumis à de fortes variations du niveau d'eau (Kuhn, 2009). Dans les ouvrages neufs, il est préconisé de créer un pont-cadre laissant un passage souterrain large qui permet d'absorber les crues sans que le tirant d'air ne soit inférieur à 70 cm (Lafontaine & Liles, 2005). Le passage souterrain devra être équipé d'une banquette ou de marches de différentes hauteurs sur l'un des côtés (Bouchardy, 2005) et maintenue hors d'eau ou avec une fréquence d'immersion n'excédant pas la crue décennale (Recorbet, 1992). Ce système permet d'assurer la continuité des berges sous la chaussée (Bouchardy, 2005). Une banquette doit mesurer au moins 60 cm de largeur. Qu'il s'agisse des buses sèches ou des passages sous ponts, un grillage doit être placé en entonnoir pour empêcher les Loutres de monter sur la route et les « canaliser » vers l'ouvrage de franchissement (Bouchardy, 2005). Ce grillage devra faire environ 1 m de haut et comporter des mailles de 4cm*4cm à 5cm*5cm (Guinard & Pineau, 2007). Le grillage doit être enterré d'une trentaine de centimètres pour éviter qu'il soit détérioré par des animaux (Guinard & Pineau, 2007). Le grillage doit comporter un « pli » oblique au sommet incliné à 45° afin d'empêcher tout individu d'escalader le grillage (Guinard & Pineau, 2007 ; Lafontaine & Liles, 2005). Ainsi, on constate que des compétences certaines sont nécessaires pour qu'un passage soit efficace car chaque cas est unique et des erreurs peuvent facilement être commises (Kuhn, 2009). Un contrôle réalisé en 2005 sur 23 passages en Bretagne a montré que certains n'étaient pas fonctionnels en raison de défauts de conception, de réalisation ou d'entretien (Simonnet & Gremillet, 2005 <i>in</i> Kuhn, 2009). A l'étranger, ce type d'aménagement d'ouvrages est mis en place dans de nombreux pays tels que l'Angleterre, le Danemark, l'Allemagne ou l'Espagne (Lafontaine & Liles, 2005). En France, un certain nombre d'aménagements ont été réalisés depuis les années 80. Par exemple, une quarantaine de passages à Loutre, efficaces, ont été réalisés sur l'A89 Brive-Clermont (Bouchardy, 2005). Les efforts réalisés sont encourageants mais ils sont encore très localisés. Surtout, ces aménagements ne sont réalisés que dans les régions où la Loutre est présente (Kuhn, 2009). Or, il est beaucoup plus facile et beaucoup moins coûteux d'aménager un passage à Loutre au moment de la construction ou de la rénovation d'un ouvrage hydraulique (Bouchardy, 2005 ; Kuhn, 2009). Les zones que la Loutre n'a pas encore recolonisées sont, de plus, celles où le réseau routier est le plus dense, ce qui nécessitera de nombreux aménagements (Kuhn, 2009). Enfin, pour que la dynamique de recolonisation de bassins versants et de régions ne soit pas entravée et favoriser les reconnections de populations, il est essentiel que ces aménagements soient réalisés même en l'absence de la Loutre, très en aval des fronts de recolonisation (Simonnet & Gremillet, 2009). Lafontaine (1991) estime que des aménagements d'ouvrages doivent être réalisés <i>a minima</i> dans un rayon de 30 km autour des communes où la Loutre est présente en plus de réaliser des ouvrages de franchissements dans ces dernières (<i>in</i> Lafontaine & Liles, 2005). A noter que des mesures de sensibilisations sont également préconisées en parallèles des mesures d'aménagement. Une signalétique adaptée peut être installée sur la chaussée pour informer les conducteurs du passage possible de Loutres et les inviter à ralentir et à être vigilants. De telles initiatives ont été mises en œuvre en Aquitaine en 2005 dans le cadre d'un projet d'éducation à l'environnement porté par la Maison de la nature du bassin d'Arcachon (Beyaert, 2005 <i>in</i> Kuhn 2009). Les barrages peuvent également faire l'objet d'aménagement (Kuhn, 2009) en mettant en place un système de marches qui permettent aux Loutres de quitter le plan d'eau de la retenue et de franchir le parapet (Bouchardy, 2005). Une autre série de marches leur permet de redescendre de l'autre côté, souvent dans un déversoir (Bouchardy, 2005). Comme pour les routes, chaque barrage nécessite en général une installation particulière car tous sont construits différemment (Bouchardy, 2005). Ce type d'aménagement de barrages s'effectue en France depuis le début des années 80 (Kuhn, 2009). Par exemple, le barrage de Queuille a été équipé en 1992 d'un système de marches adapté pour ouvrir la voie vers l'Allier (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Le passage s'est avéré immédiatement fonctionnel.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
La Loutre d'Europe se rencontre dans des zones climatiques extrêmement différentes (Kuhn & Jacques, 2011). Ainsi, l'aire de répartition de <i>Lutra lutra</i> s'étend des régions proches du cercle polaire jusqu'aux régions méditerranéennes (Kuhn & Jacques, 2011). Au Maroc, la Loutre rentre même dans des zones désertiques où elle suit les cours des oueds jusqu'à ce que l'eau disparaisse (Broyer <i>et al.</i>, 1988 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). L'espèce ne semble donc pas véritablement impactée par le type de climat. Cependant, des variations climatiques brusques peuvent avoir un impact négatif sur le milieu aquatique et donc sur la ressource trophique (Kuhn, com. pers. 2012).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Les déplacements de la Loutre peuvent être suivis de différentes manières : par suivi des pistes laissées dans la neige, par radiopistage d'animaux équipés de colliers émetteurs, par relevé d'épreintes après avoir marqué les individus par un radio-isotope (zinc radioactif) (Fetter-Keulen & Fetter-Keulen, 1990). Le relevé des collisions (cadavres) constitue également une source d'information permettant de mettre en évidence des points de conflits entre Loutres et véhicules. Enfin, l'outil génétique est le seul permettant de constater réellement à quel degré des populations de Loutres sont isolées, à l'échelle d'un pays (Dallas <i>et al.</i>, 2002 ; Hobbs <i>et al.</i>, 2006) voire de l'Europe (Randi <i>et al.</i>, 2003).	

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Autres mammifères aquatiques d'eau douce

D'après :

Aulagnier *et al.*, 2010
 Bouchardy, 2005
 Camby, 1990
 Carsignol, 2006
 Catusse & Lombardi, 2012
 Gereau & Dren Aquitaine, 2007
 GMN, date inconnue
 Kuhn & Jacques, 2011
 Lafontaine & Liles, 2005
 Lemarchand *et al.*, 2012
 Étienne, 2005
 Roger *et al.*, 1988
 Ruiz-Olmo *et al.*, 2002
 Saint-Girons *et al.*, 1992
 Savouré-Soubelet, 2011
 Savouré-Soubelet *et al.*, en cours
 SETRA, 2000
 UICN France *et al.*, 2009

Il n'existe en Europe qu'une seule espèce de Loutre et c'est donc bien la même espèce *Lutra lutra* qui fréquente l'intérieur des terres ou le littoral (Bouchardy, 2005), à ne pas confondre avec la Loutre de mer (*Enhydra lutris* (Linnaeus, 1758)) qui est présente dans le Pacifique nord, du nord du Japon à la Californie (Étienne, 2005).

Par contre, il existe en France d'autres mustélidés aquatiques ou amphibies, le Vison d'Europe (*Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761)) et le Putois d'Europe (*Mustela putorius* Linnaeus, 1758), dont la comparaison avec la Loutre est tout à fait intéressante. A titre indicatif, la France héberge également une population introduite de vison d'Amérique (*Mustela vison* Schreber, 1777).

Répartition :

> Le Vison d'Europe a connu comme la Loutre un déclin très fort de ces populations européennes. L'aire de répartition historique du Vison d'Europe englobait la quasi totalité de la plaine germano-baltique et son prolongement jusqu'à l'Oural, ainsi que le pourtour de la mer Noire et remontant tout le bassin du Danube (Gereau & Dren Aquitaine, 2007). Cette large distribution s'est considérablement réduite au cours du XX^{ème} siècle, fractionnant la population en plusieurs isolats populationnels distants les uns des autres de plusieurs centaines, voire milliers de kilomètres. Le noyau occidental situé dans le sud-ouest de la France et le nord de l'Espagne est le plus isolé, à plus de 2000 km des Visions les plus proches de l'Est de l'Europe (Gereau & Dren Aquitaine, 2007). L'ensemble de ces populations est actuellement en régression rapide, et certaines sont même au bord de l'extinction (Gereau & Dren Aquitaine, 2007). Au début du XX^{ème} siècle le Vison d'Europe était présent dans 40 départements de la moitié Ouest de la France alors que le programme national d'étude de sa répartition mené de 1991 à 1997 a mis en évidence une aire de répartition limitée à la Charente, la Charente-Maritime, la Dordogne, la Gironde, le Lot-et-Garonne, les Landes et les Pyrénées-Atlantiques ((Maizeret *et al.*, 1995 ; Maizeret *et al.*, 1998) in Gereau & Dren Aquitaine, 2007). Contrairement à la Loutre, le Vison d'Europe n'a pas connu à ce jour de mouvement de reconquête de son aire nationale passée. L'espèce est classé en danger sur la liste rouge des mammifères de France métropolitaine élaborée en 2008 selon la méthodologie UICN (UICN France *et al.*, 2009). Un processus de fragmentation au cœur de la population française restante semble visible du fait de l'absence de données de présence entre les inventaires 1991-1999 et 2000-2003 dans certaines zones (Gereau & Dren Aquitaine, 2007). Ce manque de présence commence ainsi à créer des trouées dans l'aire de répartition et certains « noyaux » pourraient se trouver plus particulièrement éloignés du reste de la population, comme cela semble être le cas pour les animaux présents sur le Ludon (Gereau & Dren Aquitaine, 2007).

> Actuellement, l'aire de répartition du Putois d'Europe couvre toute la partie sud de l'Europe septentrionale, exceptée certaines îles (Roger *et al.*, 1988). Cependant, malgré cette aire large de répartition, les populations de Putois connaissent un déclin en Europe de l'Est, en Allemagne, en France, au Danemark et en Suisse (Savouré-Soubelet, 2011). La situation du Putois est donc sensiblement différente de celles de la Loutre et du Vison en ce sens que l'espèce n'a pas connu le déclin historique des deux premières mais semble connaître par contre une régression actuelle. En France, l'espèce est distribuée sur l'ensemble du territoire, excepté la Corse, mais les effectifs sont en régression depuis plusieurs décennies (Savouré-Soubelet, 2011). Le Putois est en effet considéré comme une espèce peu commune voire assez rare dans de nombreuses régions ou départements comme la Franche-Comté (Morin, 2008 in Savouré-Soubelet, 2011), une partie du Limousin et de l'Auvergne (Duboc, 2008 in Savouré-Soubelet, 2011), Rhône-Alpes (Grillo, 1997 in Savouré-Soubelet, 2011) ou la Lozère (Destre *et al.*, 2000 in Savouré-Soubelet, 2011). De façon générale, sa répartition semble aléatoire dans la moitié sud du pays (Roger *et al.*, 1988). La répartition du Putois est de toutes les façons imprécise du fait de la discrétion de cette espèce (Vallance, 2007 in Savouré-Soubelet, 2011). A ce jour, le Putois reste classé en préoccupation mineure sur la liste rouge des mammifères de France métropolitaine élaborée en 2008 selon la méthodologie UICN (UICN *et al.*, 2009).

Traits de vie :

> Le Vison d'Europe occupe des milieux sensiblement identiques à ceux de la Loutre c'est-à-dire une grande palette de milieux aquatiques dans la mesure où les berges conservent une certaine naturalité, des taux de pollution réduits et un lit bien préservé (Lopez-Martin *et al.*, 1996 ; Ruiz-Olmo *et al.*, 1998 ; Palazon, 1999) in Ruiz-Olmo *et al.*, 2002). L'existence d'un couvert végétal rivulaire dense est un facteur encore plus important chez le Vison d'Europe qu'il ne l'est déjà pour la Loutre (Camby, 1990 ; Ruiz-Olmo *et al.*, 2002). Le Vison d'Europe est en effet moins attaché à l'eau que *Lutra lutra* et effectue une grande partie de ses activités sur les rives, parfois dans des ruisseaux, sur les aires de végétation hélophytique sans eau ou les aires d'inondation temporaires ((Palazon & Ruiz-Olmo, 1997 ; Palazon, 1999) in Ruiz-Olmo *et al.*, 2002). Le couvert végétal rivulaire lui est donc particulièrement nécessaire pour le protéger des prédateurs et lui permettre de capturer ses proies plus aisément (Ruiz-Olmo *et al.*, 2002). Le Vison d'Europe se nourrit de proies comparables à celles de la Loutre et a également besoin d'un domaine vital d'une dizaine de kilomètres (Palazon & Ruiz-Olmo, 1998 in Ruiz-Olmo *et al.*, 2002). Le Vison d'Europe possède le même schéma territorial que la Loutre : c'est un animal solitaire qui ne recherche ses congénères que pour se reproduire (Saint-Girons *et al.*, 1992). Le domaine vital d'un mâle est estimé à 5 km de diamètre environ ou entre 2 et 5 km de long dans le cas d'un domaine vital linéaire calé sur une portion de cours d'eau, ce qui est le plus fréquent (Saint-Girons *et al.*, 1992). Une surface de 20 à 100 ha est avancée par Novikov (1939 et 1975 in Camby, 1990). Le domaine vital d'un mâle comprend celui de plusieurs femelles dont le domaine vital mesure de 8 à 20 ha (Saint-Girons *et al.*, 1992). Comme la Loutre, le Vison d'Europe est un animal nocturne particulièrement actif au crépuscule et à l'aube (Saint-Girons *et al.*, 1992). Comme la Loutre, le Vison ne pratique pas l'hibernation et est donc actif toute l'année (Saint-Girons *et al.*, 1992). Le Vison d'Europe, pour chasser, n'effectue pas de grandes distances, il se déplace généralement entre quelques centres d'activités de son domaine vital particulièrement riches en proies (Saint-Girons *et al.*, 1992). Il parcourt par contre régulièrement l'ensemble de son domaine vital pour vérifier la présence d'autres zones riches en proies ou chercher des femelles lors du rut (Saint-Girons *et al.*, 1992). Comme la Loutre, lorsque le milieu aquatique gèle, le Vison peut effectuer des déplacements vers des milieux aquatiques restés favorables et s'y rassembler à plusieurs individus (Saint-Girons *et al.*, 1992). La dispersion des jeunes se fait vers le mois d'août, dans

un rayon d'une dizaine de kilomètres (Camby, 1990).

> Concernant le Putois d'Europe, l'espèce est nettement moins inféodée aux milieux aquatiques que la Loutre. Même si le Putois est majoritairement observé en milieux humides (fossés, rivières, ruisseaux, étangs) il sait en effet s'adapter sous nos climats à tous les types de milieux (bocages, boisements hors grands massifs, milieux ouverts, ...) (Roger *et al.*, 1988) du moment que la présence de l'eau dormante ou courante est confirmée (Savouré-Soubelet *et al.*, en cours). L'utilisation du milieu par le Putois semble surtout dépendre de la disponibilité en proies. Ainsi, Danilov & Rusakov (1969) montrent que la plupart des individus se rencontrent près des cours d'eau (49,6 %) où ils exploitent les populations de rongeurs et d'amphibiens (*in* Camby, 1990). Même s'il est essentiellement terrestre, le Putois plonge et nage très bien (GMN, date inconnue). Sur terre, il grimpe rarement (GMN, date inconnue) et se déplace souvent caché dans la végétation (Braakhekke, 1979 *in* Camby, 1990), de façon assez lente (500 m/h environ) (Camby, 1990). En terrain découvert, le Putois utilise volontiers les sentiers réguliers (Poole, 1970 *in* Camby, 1990) et peut alors atteindre les 1,2 km/h (femelles) à 2,2 km/h (mâles) (Camby, 1990). Les études menées en milieu naturel soulignent le comportement territorial, l'éclatement précoce du groupe familial et le caractère solitaire du Putois ((Nilsson, non publié ; Erling *et al.*, 1982) *in* Roger *et al.*, 1988). En conséquence, le modèle d'organisation territoriale du Putois est identique à celui de la Loutre : les domaines vitaux des mâles recouvrent ceux de plusieurs femelles mais se chevauchent rarement avec ceux d'autres mâles ((Nilsson, non publié ; Moors et Lavers, 1986) *in* Roger *et al.*, 1988). Le domaine vital d'un Putois peut atteindre une centaine d'hectares (Savouré-Soubelet *et al.*, en cours). Le Putois installe son gîte dans des endroits très variés pouvant ou non être lié aux berges : souche creuse, tas de branchage, terrier abandonné (Savouré-Soubelet *et al.*, en cours). Contrairement à la Loutre, le Putois présente un cycle sexuel saisonnier avec une période de rut généralement en mars-avril (Roger *et al.*, 1988). Comme la Loutre, le Putois est une espèce nocturne et crépusculaire ; l'activité est la plus intense vers 20h puis peut reprendre ensuite en milieu de nuit (Danilov & Rusakov, 1969 *in* Roger *et al.*, 1988). Des données issues de radiopistage montrent qu'un individu peut parcourir entre 3 et 4 km au cours d'une nuit (Blanford, 1986 *in* Roger *et al.*, 1988). Ces distances semblent liées à la disponibilité en proies qui peut amener les individus à se déplacer pour chasser (Roger *et al.*, 1988). Les déplacements sont également particulièrement importants chez les mâles en période de rut (Roger *et al.*, 1988). Comme chez la Loutre, les mâles effectuent également régulièrement des « patrouilles » au sein de leur domaine vital pour vérifier l'absence de congénères (Roger *et al.*, 1988). Dès l'âge de trois mois les jeunes s'émancipent et établissent leur propre domaine vital ((Danilov et Rusakov, 1969 ; Stubbe, 1969 ; Stromberg *et al.*, 1983) *in* Roger *et al.*, 1988). Cette dispersion commence au début de l'été ; les mâles dispersent plus tôt que les femelles qui s'installent généralement près de leur lieu de naissance (Roger *et al.*, 1988).

Sans être un mustélidé, le Castor d'Europe (*Castor fiber* Linnaeus, 1758) mérite aussi sur certains points d'être comparé à la Loutre.

Autrefois présent sur l'ensemble du territoire national, le Castor a essuyé comme la Loutre un déclin drastique, entre les XVII^{ème} et XIX^{ème} siècles du fait de sa chasse et de son piégeage (Catusse & Lombardi, 2012). A la fin du XIX^{ème} siècle, la population ne comptait plus que quelques dizaines d'individus, localisés exclusivement dans la basse vallée du Rhône (Catusse & Lombardi, 2012). Contrairement à la Loutre, un plan de réintroduction a été entrepris pour le Castor en France à partir des noyaux de populations relictuels afin d'éviter une extinction totale (Aulagnier *et al.*, 2010 ; Catusse & Lombardi, 2012). Depuis le début des années 1970, ce sont 273 castors qui ont été relâchés au cours de 26 opérations de réintroduction (sur le Tarn, la Loire, la Moselle, les affluents du Rhin, en Bretagne, Champagne, dans le bassin supérieur du Rhône...) (Catusse & Lombardi, 2012). La plupart de ces opérations se sont révélées être des succès : aujourd'hui, sur les 17 600 km de cours d'eau suivis par le réseau Castor de l'ONCFS, 10 500 abritent des castors (Catusse & Lombardi, 2012). L'aire s'étend désormais sur une cinquantaine de départements et est toujours en expansion, même si des différences existent dans la dynamique de la colonisation selon les bassins (Catusse & Lombardi, 2012). Le Castor occupe aujourd'hui la plupart des systèmes hydrographiques de la moitié Est de notre pays, ainsi que le bassin de la Loire, hormis les cours d'eau d'altitude (Catusse & Lombardi, 2012). Il poursuit sa reconquête en colonisant des affluents de plus en plus petits (Catusse & Lombardi, 2012). L'espèce n'est donc aujourd'hui plus menacée en France (catégorie « Préoccupation mineure » de la liste rouge des mammifères de France métropolitaine élaborée selon la méthodologie UICN) (UICN France *et al.*, 2009). En terme d'histoire, le Castor et la Loutre se retrouvent ainsi sur ce mouvement de reconquête après un déclin dramatique de leurs populations nationales.

En terme d'écologie, de nombreux points rapprochent également ces deux espèces. Comme la Loutre, le Castor est un animal crépusculaire et nocturne (Aulagnier *et al.*, 2010 ; Catusse & Lombardi, 2012). Le Castor est encore davantage inféodé au milieu aquatique que la Loutre. Il peut s'installer aussi bien sur les fleuves que sur les ruisseaux, plus rarement sur les plans d'eau – à condition que ceux-ci soient proches du réseau hydrographique – et parfois même sur les réseaux d'irrigation et de drainage (Catusse & Lombardi, 2012). Il s'éloigne rarement de plus de 30 mètres du milieu aquatique qu'il occupe et sera donc encore plus impacté par les barrages que la Loutre. Comme pour la Loutre, l'expansion récente du Castor amène désormais l'espèce à fréquenter des eaux de qualité moyenne et des milieux anthropisés tels que des zones cultivées voire des villes (Aulagnier *et al.*, 2010). De manière générale, le Castor semble de toutes les façons moins sensible que la Loutre à la pollution organique des eaux qui n'empêche pas son installation durable, probablement en lien avec son régime végétarien (Catusse & Lombardi, 2012).

Contrairement à la Loutre qui est un animal solitaire, la territorialité du Castor s'articule autour d'une cellule familiale composée des parents, des jeunes de l'année et des jeunes de l'année précédente (Catusse & Lombardi, 2012). Une famille compte ainsi en moyenne quatre individus et occupe un domaine vital qui s'étend sur environ 3 km de cours d'eau (Catusse & Lombardi, 2012). Enfin, le Castor est un rongeur et diffère en ce sens fortement de la Loutre dans ses capacités de déplacements. A l'inverse de la Loutre qui constitue une excellente nageuse et un prédateur (déplacement rapide, silencieux, ...), le Castor possède des déplacements beaucoup plus lents et est moins agile dans l'eau comme sur terre (Étienne, 2005).

Le Castor est un troglodyte et installe généralement son gîte dans un terrier plus ou moins complexe creusé dans la berge d'un cours d'eau, dont l'entrée est toujours immergée (Catusse & Lombardi, 2012). Ainsi, le Castor possède

	des exigences similaires à celles de la Loutre en matière de végétation des berges. La présence d'une végétation buissonnante et arbustive au niveau de la ripisylve est très importante pour le Castor comme ressources alimentaires et zones de refuges (Catusse & Lombardi, 2012). Les Loutres semblent apprécier les constructions des castors car les indices de présence sont plus nombreux à proximité de leurs huttes et de leurs barrages et cela dans tous les écosystèmes aquatiques (Sidorovich, 1997 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). Au niveau des canaux de drainages, l'activité des castors est même le principal facteur favorable à la présence de la Loutre (Sidorovich, 1997 <i>in</i> Kuhn & Jacques, 2011). <u>Collisions :</u> Les problématiques évoquées pour la Loutre en ce qui concerne la nécessité de maintien de la continuité aquatique/rivulaire et l'exposition aux collisions routières sont sensiblement les mêmes pour le Castor, le Vison et le Putois. Plus largement, le problème semble concerner tous les mammifères aquatiques amphibies (Lafontaine & Liles, 2005). Pour ces espèces, la continuité écologique doit être appréhendée à la fois globalement, à l'échelle du bassin versant dans son sens le plus large, et très localement, jusqu'à l'ouvrage potentiellement infranchissable à aménager, ce qui nécessite un examen au cas par cas avec les gestionnaires (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). > L'expansion du Castor d'Europe reste actuellement bloquée dans certaines régions du fait de la présence d'obstacles anthropiques telles que les infrastructures ferroviaires, autoroutières et hydrauliques (Catusse & Lombardi, 2012). Ces contraintes aux déplacements du Castor fragmentent les populations et sont sources de pertes de diversité biologique (Catusse & Lombardi, 2012). Comme pour la Loutre, ces infrastructures sont également à l'origine d'une mortalité importante (collisions routières notamment) lorsque les individus tentent de les contourner (Catusse & Lombardi, 2012). Le schéma est exactement le même que la problématique de franchissement d'ouvrage évoquée chez la Loutre. Ainsi, le Castor se déplace également le long des cours d'eau pour rechercher sa nourriture ou coloniser de nouveaux territoires et de la même manière que chez la Loutre, une accélération du courant ou la présence de seuils de régulation bloquent les individus et les contraignent à contourner la difficulté ou à graver le talus et franchir la route (Carsignol, 2006). Comme pour la Loutre, des aménagements d'ouvrages sont possibles aussi pour le Castor et sont sensiblement les mêmes : restaurer la continuité de la berge dans les passages souterrains, sous les ponts et sur les barrages, sous forme d'un cheminement à pied sec (passerelle, banquettes, rampes, buses sèches...) (Catusse & Lombardi, 2012). Ainsi, certains ouvrages construits pour la Loutre peuvent tout à fait se révéler également efficaces pour le Castor. Par exemple, l'aménagement du barrage de Queuille a permis le rétablissement d'une continuité vers l'aval pour les Loutres mais aussi vers l'amont pour les castors issus de la campagne de réintroduction sur la Loire (Lemarchand <i>et al.</i>, 2012). Les conditions d'efficacité des passages pour castors semblent même être moins difficiles à remplir que pour la Loutre car des surlargeurs le long du ruisseau peuvent parfois suffire à assurer le transit du Castor (Carsignol, 2006). Idéalement, comme pour la Loutre, les aménagements pour Castor devraient être intégrés dans tout nouveau projet intervenant sur une zone où l'espèce est présente ou susceptible de s'installer (Catusse & Lombardi, 2012). > Pour le Vison d'Europe, les résultats de différentes études mettent en évidence l'importance relative de plus en plus grande des collisions routières comme cause de mortalité accidentelle. Une analyse, réalisée lors du premier plan de restauration par le réseau Vison d'Europe (Mission Vison d'Europe, 2003 <i>in</i> Gereau & Dren Aquitaine, 2007) a montré que sur 69 Visions d'Europe récoltés entre 1991 et 2003, 62 % des cas étaient dus à la mortalité routière. Deux périodes sont particulièrement accidentogènes : le début du printemps (mars) qui correspond à la période de rut durant laquelle les mâles sont particulièrement mobiles et le cœur de l'été (août) à la fin de la période d'allaitement au moment de la dispersion des jeunes (Gereau & Dren Aquitaine, 2007). La recherche des facteurs explicatifs, liés aux caractéristiques de la voie, aux conditions de trafic ou à l'environnement proche de l'infrastructure a été abordée dans le « Guide méthodologique pour la prise en compte du Vison d'Europe dans les documents d'objectifs Natura 2000 » (Mission Vison d'Europe - CREN Aquitaine, 2004 <i>in</i> Gereau & Dren Aquitaine, 2007). Les aménagements préconisables pour réduire la mortalité routière du Vison d'Europe sont très équivalents à ceux préconisés pour la Loutre. Par exemple, des buses peuvent être aménagées, de façon similaire à celles installées pour la Loutre mais avec quelques différences. La maille du grillage permettant de canaliser les individus vers les ouvrages de franchissement ne doit pas être supérieure à 2,5 cm du fait de la plus petite taille du Vison par rapport à la Loutre (Guinard & Pineau, 2007). Le diamètre minimum préconisé pour une buse à Vison d'Europe est de 80 cm, pour une longueur de passage de 30 m, et de 120 cm pour une longueur de passage de 50 m (Guinard & Pineau, 2007). Pour que le passage fonctionne, celui-ci ne doit pas excéder cette longueur de 50 m ; au-delà il est nécessaire de réaliser un autre type d'ouvrage (Guinard & Pineau, 2007). Les barrages ont également eu sur les Visions d'Europe les impacts d'isolement et de discontinuité écologique qu'ils ont eus sur les Loutres (Ruiz-Olmo <i>et al.</i>, 2002). Toutefois, le Vison d'Europe, étant moins dépendant de l'eau, il réalise plus facilement les mouvements entre bassins et domaines montagneux (Ruiz-Olmo <i>et al.</i>, 2002). > Enfin, concernant le Putois d'Europe, l'espèce subit un fort impact du trafic et constituerait même le carnivore le plus victime de collisions routières (Lodé com. pers. <i>in</i> Savouré-Soubelet, 2011). En Franche-Comté, une analyse de la mortalité routière de cette espèce montre l'émergence de deux pics saisonniers : le premier, en août, correspond à la phase de dispersion des juvéniles, le second, en novembre, coïncide avec l'établissement du domaine vital des subadultes (Morin, 2000 <i>in</i> Savouré-Soubelet, 2011). Pourtant, peu de documents abordent le Putois dans les mesures de préconisations d'aménagement d'ouvrage. Il semblerait que les passages aménagés pour la Loutre (passage hydraulique de petite dimension associé à un marchepied) soit utilisables par le Putois (SETRA, 2000).
Autres espèces D'après : Bouchardy, 2005 Catusse & Lombardi, 2012	L'habitat de la Loutre étant caractérisé par une grande diversité en nourriture (poissons, crustacées, ...) et par la présence d'un grand nombre d'abris au bord de l'eau (Bouchardy, 2005), les mesures mises en place pour préserver la continuité écologique nécessaire à l'espèce bénéficieront incontestablement à tout une faune aquatique et permettra de préserver des milieux riches. Les aménagements d'ouvrage préconisés pour la Loutre pourront dans certains cas servir aussi à d'autres animaux (reptiles, batraciens, petits mammifères, ...) qui traversent les voies de circulation (Catusse & Lombardi, 2012).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Gaëlle CAUBLOT, Groupe mammalogique et herpétologique du Limousin (GMHL)

Rachel KUHN, Animatrice du Plan national d'actions pour la Loutre

Audrey SAVOURE-SOUBELET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

+ Remarques de Franck SIMONNET, Groupe mammalogique breton (GMB)

> Bibliographie consultée :

Généralités sur l'espèce

AULAGNIER S., HAFFNER P., MITCHELL-JONES A.-J., MOUTOU F. & ZIMA J. (2010). *Guide des mammifères d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient*. Editions Delachaux & Niestlé. Paris. 270 pages.

ÉTIENNE P. (2005). *La Loutre d'Europe – Description, répartition, habitat, mœurs, observation*. Editions Delachaux & Niestlé. Collection Les sentiers du naturaliste. Paris. 192 pages.

FETTER-KEULEN C. & FETTER-KEULEN S. (1990). *La Loutre*. Education-Environnement. Editions Education-Environnement et Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM). Liège. 32 pages.

KUHN R. (2009). *Plan national d'actions pour la Loutre d'Europe (Lutra lutra) 2010-2015*. Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM) / Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDDM). 111 pages.

KUHN R. & JACQUES H. (2011). *La Loutre d'Europe Lutra lutra (Linnaeus, 1758)*. Encyclopédie des carnivores. Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM). Fascicule 8. 72 pages.

Recolonisation & modifications de l'aire de répartition

BOUCHARDY C. (2005). *La Loutre dans le bassin Seine-Normandie – Répartition historique, causes de régression et avenir*. Agence de l'eau Seine-Normandie. Catich Productions. 31 pages.

LEMARCHAND C., BOULADE Y., ROSOUX R., BERNY P., GOUILLOUX N. & BOUCHARDY C. (2012). *La Loutre d'Europe dans le Massif central*. *Le Courrier de la nature*. Numéro 266. Pages - .

UICN FRANCE, MNHN, SFEPM & ONCFS (2009). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Mammifères de France métropolitaine*. Paris, France.

VARRAY S. (2011). *Étude des continuités écologiques du Castor et de la Loutre sur le Bassin de la Loire : analyse de la franchissabilité des obstacles à l'écoulement*. Office national de la chasse et de la faune sauvage. 37 pages.

Occupation de l'espace et influence du paysage

LAFONTAINE L., FORTUMEAU E. & MAINSANT S. (2002). Influence of habitat quality factors on otter (*Lutra lutra* L.). Distribution in Brittany, NW France. A statistical approach for assessing recolonization probabilities. Pages 191-197. in : DULFER R., CONROY J., NEL J. & GUILTEB. A.-C. (2002). Otter conservation – An example for a sustainable use of wetland. Proceedings VIIth International otter colloquium. *UICN otter specialist group bulletin*. Volume 19A, Spécial Issue.

LEMARCHAND C. (2007). *Étude de l'habitat de la Loutre d'Europe (Lutra lutra) en région Auvergne (France) : relations entre le régime alimentaire et la dynamique de composés essentiels et d'éléments toxiques*. Thèse pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Blaise Pascal. Clermont-Ferrand. 225 pages.

ROBITAILLE J.-F. & LAURENCE S. (2002). Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and in France in relation to landscape characteristics. *Animal conservation*. Numéro 5. Pages 337-344.

SIMONNET F. & GRÉMILLET X. (2009). Préservation de la Loutre d'Europe en Bretagne : Prise en compte de l'espèce dans la gestion de ses habitats. *Le Courrier de la nature*. Numéro 247. Pages 25-33.

Fragmentation et génétique du paysage

DALLAS J.-F., BACON P.-J., CARSS D.-N., CONROY J.-W.-H., GREEN R., JEFFERIES D.-J., KRUUK H., MARSHALL F., PIERTNEY S.-B. & RACEY P.-A. (1999). Genetic diversity in the Eurasian otter, *Lutra lutra*, in Scotland. Evidence from microsatellite polymorphism. *Biological journal of the Linnean Society*. Numéro 68. Pages 73-86

DALLAS J.-F., MARSHALL F., PIERTNEY S.-B., BACON P.-J. & RACEY P.-A. (2002). Spatially restricted gene flow and reduced microsatellite polymorphism in the Eurasian otter *Lutra lutra* in Britain. *Conservation Genetics*. Numéro 3. Pages 15-29.

EFFENBERGER S. & SUCHENTRUNK S. (1999). RFLP analysis of the mitochondrial DNA of otters (*Lutra lutra*) from Europe : implications for conservation of a flagship species. *Biological conservation*. Numéro 90. Pages 229-234.

HOBBS G.-I., CHADWICK E.-A., SLATER F.-M., BRUFORD M.-W. (2006). Landscape genetics applied to a recovering otter (*Lutra lutra*) population in the UK : preliminary results and potential methodologies. *Hystrix, The italian journal of mammalogy*. Volume 17. Numéro 1. Pages 47-63.

MUCCI N., ARRENDAL J., ANSORGE H., BAILEY M., BODNER M., DELIBES M., FERRANDO A., FOURNIER P., FOURNIER C., GODOY J.-A., HAJKOVA P., HAUSER S., MOEN T., HEGGBERGET T.-M., HEIDECKE D., KIRJAVAINEN H., KRUEGER H.-H., KVALOY K., LAFONTAINE L., LANSZKI J., LEMARCHAND C., LIUKKO U.-M., LOESCHKE V., LUDWIG G., MADSEN A.-B., MERCIER L., OZOLINS J., PAUNOVIC M., PERTOLDI C., PIRIZ A., PRIGIONI C., SANTOS-REIS M., LUIS T.-S., STJERNBERG T., SCHMID H., SUCHENTRUNK F., TEUBNER J., TORNBERG R., ZINKE O. & RANDI E. (2010). Genetic diversity and landscape genetic structure of otter (*Lutra lutra*) populations in Europe. *Conservation genetics*. Numéro 11. Pages 583-599.

PERTOLDI C., HANSEN M.-M., LOESCHKE V., MADSEN A.-B., JACOBSEN L. & BAAGOE H. (1993). Genetic consequences of population decline in the European otter (*Lutra lutra*): an assessment of microsatellite DNA variation in Danish otters from 1883 to 1993. *Proceedings of the Royal society of London*. Numéro 268. Pages 1775-1781.

RANDI E., DAVOLI F., PIERPAOLI M., PERTOLDI C., MADSEN A. & LOESCHKE V. (2003). Genetic structure in otter (*Lutra lutra*) populations in Europe : implications for conservation. *Animal conservation*. Volume 6. Numéro 1. Pages 1-10.

Collisions/Passages à faune

CARSIGNOL J. (2006). *Routes et passages à faune. 40 ans d'évolution*. Service d'études techniques des routes et autoroutes (Sétra) / Ministère des transports, de l'équipement, du tourisme et de la mer. Collection les rapports. 55 pages.

GUINARD E. & PINEAU. C. (2007). *Les mustélidés semi-aquatiques et les infrastructures routières et ferroviaires - Loutre et Vison d'Europe*. Service d'études techniques des routes et autoroutes (Sétra) / Ministère des transports, de l'équipement, du tourisme et de la mer. Note d'information n°76 - Série Économie, Environnement, Conception. 14 pages.

HAUSER S., ANSORGE H. & ZINKE O. (2002). Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. *Journal of zoology of London*. Numéro 256. Pages 361-368.

LAFONTAINE L. & LILES G. (2004). *Exemples d'ouvrages aménagés en faveur de la Loutre en France et en Europe : essai de synthèse et perspectives*. Actes des 4^{èmes} Rencontres « Routes et faune sauvage » (Infrastructures de transport et petite faune). Colloque Service d'études techniques des routes et autoroutes (Sétra) / Ministère des Transports, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 21-22 septembre 2005, Chambéry. 24 pages.

LODE T. (2000). Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Journal of the human environment*. Volume 29. Numéro 3. Pages 163-166.

PHILCOX C.-K., GROGAN A.-L. & MACDONALD D.-W. (1999). Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of applied ecology*. Numéro 36. Pages 748-762.

RÉCORBET B. & LAFONTAINE L. (1992). *Petits mammifères et aménagements routiers*. Centre d'études techniques et de l'équipement (CETE) de l'Ouest. Note d'information n°34 - Série Économie, Environnement, Conception. 6 pages.

Autres espèces

CAMBY A. (1990). *Le Vison d'Europe (Mustela lutreola Schreber, 1777)*. Encyclopédie des carnivores. Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM). Fascicule 13. 44 pages.

CATUSSE M. & LOMBARDI A. (2012). Le Castor en France - Histoire d'une reconquête. *Le Courrier de la nature*. Numéro 263. Pages 20-25.

GEREA & DIRECTION REGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT D'AQUITAINE (2007). *Deuxième plan national de restauration du Vison d'Europe (Mustela lutreola) 2007-2011*. Ministère de l'écologie, de l'aménagement et du développement durables. 119 pages.

GROUPE MAMMALOGIQUE NORMAND (date inconnue). *Le Putois d'Europe*. Fiche consultable en ligne sur : http://www.gmn.asso.fr/public/mammiferes/Fiche_Putois_d_Europe.pdf (Consulté en février 2012)

ROGER M., DELATTRE P. & HERRENSCHMIDT V. (1988). *Le Putois (Mustela putorius Linnaeus, 1758)*. Encyclopédie des carnivores. Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM). Fascicule 15. 38 pages.

RUIZ-OLMO J., JIMENEZ J., PALAZON S. & LOPEZ-MARTIN J.-M. « Ecologie et conservation de la Loutre (*Lutra lutra*) et du Vison d'Europe (*Mustela lutreola*) en milieu méditerranéen » in CHAPRON G. & MOUTOU F. (2002). *L'étude et la conservation des carnivores*. Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM). Actes du XXIII^{ème} colloque francophone de mammalogie, 23 et 24 octobre 1999, Ecole nationale vétérinaire d'Alfort. Paris 167 pages.

SAINT-GIRONS M.-C., DE CHERISEY T. & MADIER M. (1992). Le Vison. *Vie sauvage, Encyclopédie Larousse des animaux*. Numéro 126. 20 pages.

SAVOURÉ-SOUBELET A. (2011). *Situation actuelle de la martre (Martes martes), la belette (Mustela nivalis) et du Putois (Mustela putorius) en France. Proposition d'une méthode de suivi*. Note de synthèse. Service du patrimoine naturel. Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 25 pages.

SAVOURÉ-SOUBELET A., RUETTE S., HAFFNER P. & ROUSSET G. (en cours). Proposition de protocoles de suivi de la martre (*Martes martes*), de la belette (*Mustela nivalis*) et du Putois (*Mustela putorius*). Service du patrimoine naturel. Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 43 pages.

SERVICE D'ÉTUDES TECHNIQUES DES ROUTES ET DES AUTOROUTES (2000). *Fragmentation de l'habitat due aux infrastructures de transport. Etat de l'art. Rapport de la France*. Ministère de l'équipement, des transports et du logement - Direction des routes. 196 pages.

> Bibliographie non consultée pouvant intéresser le lecteur :

Recueil de références bibliographiques

MERCIER L. (2007). *Bibliographie sur La Loutre d'Europe* Lutra lutra. Association Perennis. Saint-Briche. 37 pages.

RESEAU LOUTRE. *Bibliographie francophone Loutre d'Europe*. Disponible en ligne sur : http://www.reseau-loutres.org/docsliste/Bibliographie_Loutre_francophone.html (Consulté en Mars 2012).

Généralités sur l'espèce

KRUUK H. (2006). *Otters : ecology, behaviour and conservation*. Oxford university press. New-York. 265 pages.

KUHN R. (2010). *L'essentiel du plan national d'actions - Agir pour la Loutre d'Europe 2010 – 2015*. Société française pour l'étude et la protection des mammifères / Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (MEDDTL). 7 pages.

LAFONTAINE L. (2005). *La Loutre et autres mammifères aquatiques de Bretagne*. Groupe Mammalogique Breton. Editions Biotopie. Collection « Les Cahiers Naturalistes de Bretagne ». Mèze. 160 pages.

LEMARCHAND C. & BOUCHARDY C. (2011). *La Loutre d'Europe, histoire d'une sauvegarde*. Catiche Productions. 32 pages.

ROSOUX R. & DE BELLEFROID M.-N. (2007). *La Loutre*. Editions Artémis. 63 pages.

ROSOUX R. & GREEN J. (2004). *La Loutre*. Editions Belin Eveil Nature. Tours. 95 pages.

Recolonisation & modifications de l'aire de répartition

JANSSENS X. (2006). *Monitoring and predicting elusive species colonisation. Application to the otter in the Cevennes national park (France)*. Thèse pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences agronomiques et ingénierie biologique à l'Université catholique de Louvain. 245 pages.

JANSSENS X., DEFOURNY P., DE KERABON J. & BARET P.-V. (2006). The recovery of the otter in the Cevennes (France) : a GIS-based model. *Hystrix, The Italian journal of mammalogy*. Volume 17. Numéro 1. Pages 5-14.

REUTHER C. & KREKEMEYER A. (2004). On the Way Towards an Otter Habitat Network Europe (OHNE). Method and results of an assessment on the European and the German Level. *Habitat*. Numéro 15. 308 pages .

REUTHER C. & KREKEMEYER A. (2005). *Evaluation des couloirs de recolonisation pour la Loutre d'Europe, the Otter habitat network of Europe (OHNE)*. In : La Conservation de la Loutre, JACQUES H., LEBLANC F. & MOUTOU F. (eds.), actes du XXVII^{ème} Colloque francophone de mammalogie, Limoges, Octobre 2004, Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM) / Groupe mammalogique et herpétologique du Limousin (GMHL). Pages 77-80.

ROSOUX R. & DE BELLEFROID M.N. (2006). Le retour de la Loutre en France. *Symbioses*. Numéro 16. Pages 60-62.

VARANGUIN N. & SIRUGUE D. (2008). Vers une reconquête des rivières par la Loutre en Bourgogne. *Revue scientifique Bourgogne-Nature*. Numéro 8. Pages 205-227.

Occupation de l'espace, paysage et fragmentation

BARBOSA A.-M., REAL R., MARQUEZ A.-L. & RENDON M.-A. (2001). Spatial, environmental and human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish provinces. *Diversity and distributions*. Numéro 7. Pages 137-144.

BARBOSA A.-M., REAL R., OLIVERO J. & VARGAS J.-M. (2003). Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological conservation*. Numéro 114. Pages 377-387.

CLAVERO M., PRENDA J. & DELIBES M. (2004). Influence of spatial heterogeneity on coastal otter (*Lutra lutra*) prey consumption. *Annales of zoologici fennici*. Numéro 41. Pages 551-561.

GUICHER V. (2003). *Analyse des facteurs favorables et défavorables à la recolonisation de la Loutre d'Europe (Lutra lutra) en Haute-Vienne*. Mémoire de DESS à l'Université de Bourgogne. Groupe mammalogique et herpétologique du Limousin. 50 pages.

KETMAIER V. & BERNARDI C. (2005). Structure of the mitochondrial control region of the Eurasian otter (*Lutra lutra*; *Carnivora*, *Mustelidae*): Patterns of genetic heterogeneity and implications for conservation of the species in Italy. *Journal of Heredity*. Volume 96. Numéro 4. Pages 318-328.

MADSEN A. & PRANG A. (2001). Habitat factors and the presence or absence of otters *Lutra lutra* in Denmark. *Acta Theriologica*. Volume 46. Numéro 2. Pages 171-179.

ROSOUX R. (1995). Cycle journalier d'activités et utilisation des domaines vitaux chez la Loutre d'Europe (*Lutra lutra* L.) dans le Marais Poitevin (France). *Cahiers d'Ethologie*. Numéro 15 (2-3-4). Pages 283-306.

Collisions/Passages à faune

ANONYME (2009). *Compte rendu de l'atelier « Aménagement de passages à faune pour les mammifères semi-aquatiques : aspects techniques et stratégiques »*. Colloque « Aménagements techniques et gestion des territoires en faveur des mammifères sauvages », Morlaix, 9-11 octobre 2009.

ANONYME (1994). Les Loutres victimes des nouvelles infrastructures routières. *Le Courrier de la Nature*. Numéro 144. 14 pages.

BEYAERT J. (2005). *Loutre y es-tu ? Projet d'Education Environnement*. In : JACQUES H., LEBLANC F. & MOUTOU F. (eds.) : La Conservation de la Loutre. Actes du XXVII^{ème} Colloque francophone de mammalogie, Limoges, Octobre 2004. Société française pour l'étude et la protection des mammifères / Groupe mammalogique et herpétologique du Limousin (GMHL). Pages 187-190.

CAROFF F., SIMONNET F. & GRÉMILLET X. (2009). *Les mammifères semi-aquatiques en Bretagne. Aménager des passages à Loutres et autres mammifères semi-aquatiques*. Groupe mammalogique breton. 2 pages.

CARSIGNOL J. (2005). Fiche « la Loutre » in : Aménagements et mesures pour la petite faune. Service d'études techniques des routes et autoroutes (Sétra) / Ministère des transports, de l'équipement, du tourisme et de la mer. Collection « les outils ». Pages 236-241.

KOSTER R. (2010). *Aménagement de passages à Loutre sous 7 ponts au Luxembourg dans le cadre du projet Life 05 NAT/B/000085*. Bureau d'études Micha Bunusevac. Colloque de fin de projet, 24 et 25 septembre 2010, Wiltz (Grand-Duché de Luxembourg). 37 diapositives.

LAFONTAINE L. & LILES G. (2002). Otter traffic mortalities and roadpasses : a database. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*. Volume 19. Numéro 1. Pages 21-24.

LAFONTAINE L., MONTFORT D., MOYON X., PAILLAT J.-P. & SIGNORET F. (2005). *Mortalité routière et "passages à Loutres" et à "petite faune" aménagés : instauration d'une base de données interrégionale à partir de quelques exemples mis en oeuvre en France*. In : JACQUES H., LEBLANC F. & MOUTOU F. (eds) : La conservation de la Loutre. Actes du XXVII^{ème} Colloque francophone de mammalogie, Limoges, Octobre 2004. Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM) / Groupe mammalogique et herpétologique du Limousin (GMHL), Limoges. Pages 131-147.

ROSOUX R. (1998). *Etude des modalités d'occupation de l'espace et d'utilisation des ressources trophiques chez la Loutre d'Europe (Lutra lutra) dans le Marais Poitevin*. Thèse pour l'obtention du grade de Docteur en Biologie animale à l'Université de Rennes I. 186 pages + annexes.

ROSOUX R. & TOURNEBIZE T. (1996). *Analyse des causes de mortalité chez la Loutre d'Europe (Lutra lutra) dans le Centre-Ouest atlantique (France)*. in : GAUTIER J.-Y., LIBOIS R. & ROSOUX R. (eds) : La Loutre et le Vison d'Europe. Actes du XVII^{ème} Colloque international de mammalogie, Niort, 23-25 octobre 1993. Cah. Ethol.. Numéro 15 (2-3-4). Pages 337-350.

SIMONNET F. (2007). Mortalité routière chez la Loutre en Bretagne. *Bulletin Vivarmor Nature*. Numéro 130. Pages 12-15.

SIMONNET F. (2007). Mortalité routière chez la Loutre d'Europe en Bretagne. *Mammi 'Breizh*. Numéro 13 (suppl.). 4 pages.

VARENNE F. (2009). Loutre d'Europe et collisions routières en Vendée. *Lettre des Naturalistes vendéens*. Numéro 42. Pages 176.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Loutre d'Europe (Lutra lutra (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 20 pages.

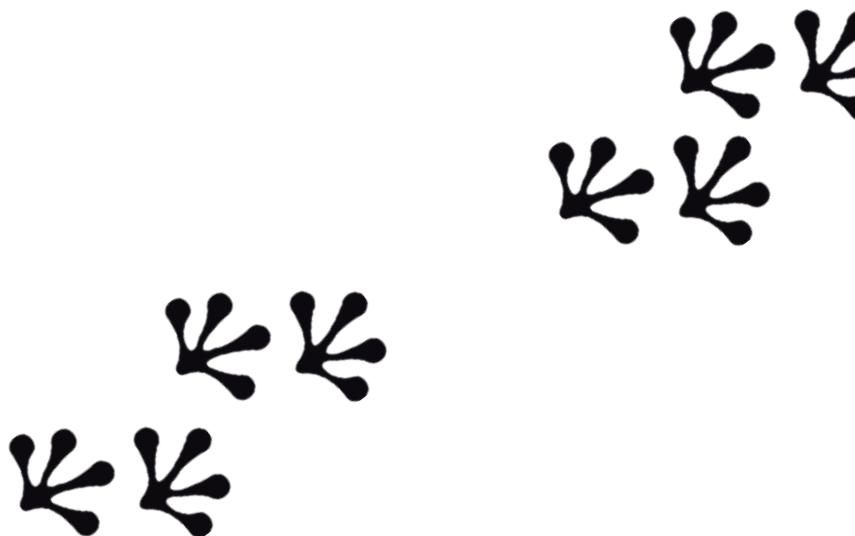


Photo Gilles San Martin

Le pélodyte ponctué

Pelodytes punctatus

31



Le Pélodyte ponctué

Pelodytes punctatus (Daudin, 1802)

Amphibiens, Anoures, Pélodytides



Photo : Philippe Gourdain

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Pélodyte ponctué, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Pélodyte ponctué appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :

ACEMAV, 2003
Boyer *et al.*, 2000
Castanet & Guyétant, 1989
Gasc *et al.*, 1997
Grossetet *et al.* (coord.), 2011
Lescure & De Massary, 2012

Le Pélodyte ponctué est une espèce ibéro-française dont la répartition s'étend du centre de l'Espagne à la Ligurie et au nord et à l'est de la France (Gasc *et al.*, 1997 ; Castanet & Guyétant, 1989).

En France, la répartition du Pélodyte ponctué est large mais très hétérogène et l'espèce est très souvent localisée :
- sa répartition évite les massifs montagneux : il est absent de la chaîne des Pyrénées, de presque tout le Massif Central à l'exception des Causses calcaires, et de l'extrême est du pays (haute chaîne des Alpes, Jura, Vosges *et al.* sace) (Guyétant & Geniez *in* Lescure & De Massary, 2012),
- sa répartition suit fréquemment les vallées des grands fleuves et leurs affluents (Loire, Rhône, Seine, Garonne (Castanet & Guyétant, 1989 ; Guyétant & Geniez *in* Lescure & De Massary, 2012),
- on la rencontre aussi sur le littoral atlantique, principalement vers la Bretagne (Cistude Nature, 2010 ; Grossetet *et al.* (coord.), 2011 ; Thirion *et al.*, 2002). En Bretagne l'espèce est d'ailleurs présente principalement à proximité du littoral et à l'Est le long de la Mayenne (Castanet & Guyétant, 1989).
- des noyaux de populations sont quelques fois situés à proximité des régions d'étangs (Boyer *et al.*, 2000).

L'espèce est particulièrement abondante en région méditerranéenne (ACEMAV, 2003).

Évolution récente

D'après :

ACEMAV, 2003
Boyer & Dohogne, 2008

Aujourd'hui, on constate une régression du Pélodyte ponctué en contexte alluvial comme dans la haute vallée de la Durance (com. pers. Eggert, 2012) ou près de la Seine en amont de Paris (ACEMAV, 2003). L'espèce est également signalée comme ayant très certainement régressée de façon significative dans l'Indre en raison de la disparition d'habitats favorables (Boyer & Dohogne, 2008).

L'espèce serait aussi en déclin dans le Nord-Pas-de-Calais et en Poitou-Charentes (ACEMAV, 2003).

La littérature mentionne que le Pélodyte ponctué aurait disparu des landes de Gascogne (ACEMAV, 2003) mais il pourrait tout simplement ne jamais y avoir été présent (com. pers. Eggert, 2012).

Phylogénie et phylogéographie

D'après :

ACEMAV, 2003
Arnold & Ovenden, 2007
Jourdan, 2010
Sanchez-Herrera *et al.*, 2000
Veith *et al.*, 2006

Le genre *Pelodytes* compte 3 espèces réparties de l'Espagne au Caucase (ACEMAV, 2003) :

- le Pélodyte ponctué qui est la seule espèce présente en France,
- *Pelodytes ibericus* Sánchez-Herrera, Barbadillo, Machordom & Sanchiz, 2000 qui est présent en Espagne et au Portugal,
- *Pelodytes caucasicus* Boulenger, 1896 qui est présent des rives de la mer Noire jusqu'à l'ouest de l'Azerbaïdjan.

Ces 3 espèces du genre *Pelodytes* ont autrefois été rattachées au genre *Pelobates* (ACEMAV ; Arnold & Ovenden, 2007). Aucun Pélodyte n'est connu avant l'Éocène (Veith *et al.*, 2006) et les premières espèces de *Pelodytes* auraient d'abord été endémiques de la péninsule ibérique (Veith *et al.*, 2006).

Une spéciation entre l'Oligocène et le Miocène aurait donné naissance à la lignée caucasienne par divergence avec la lignée ibérique il y a environ 14 millions d'années (Jourdan, 2010 ; Veith *et al.*, 2006). Plusieurs scénarios restent par contre envisageables pour expliquer le fait qu'aujourd'hui *P. caucasicus* et les Pélodytes ibériques (*P. ibericus* et *P. punctatus*) ne soient plus en contact ; on évoque notamment un scénario par extinction successive des populations intermédiaires entre le Caucase et la péninsule ibérique qui aurait amené à une disjonction actuelle des aires des deux espèces (Jourdan, 2010).

Une nouvelle divergence dans la lignée ibérique au Messinien (fin du Miocène) aurait donné *Pelodytes punctatus* et *Pelodytes ibericus*, il y a 3,6 millions d'années (Jourdan, 2010 ; Veith *et al.*, 2006). Ce n'est que depuis récemment, grâce à des études bioacoustiques et génétiques, que ces deux espèces de Pélodytes ibériques sont distinguées (Sanchez-Herrera *et al.*, 2000).

Le Pélodyte ponctué est donc historiquement endémique de la péninsule ibérique et celle-ci a joué le rôle de refuge pendant la dernière période glaciaire. Au radoucissement du climat (Tardiglaciaire), le Pélodyte ponctué a alors dispersé vers la France pour recoloniser la partie Nord de son aire de distribution actuelle (Loureiro *et al.*, 2008 *in* Jourdan, 2010 ; Gasc *et al.*, 1997 *in* Veith *et al.*, 2006).

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce

Aucune information précise n'a été trouvée. En revanche, le cycle annuel de cette espèce peut laisser penser qu'il existe bien une migration depuis les zones d'hivernages vers les zones de pontes. Se référer à l'item « Déplacements liés au cycle circarien »

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et occupation de l'espace

Habitat de l'espèce

D'après :

ACEMAV, 2003
Arnold & Ovenden, 2007
Beja & Alcazar, 2005
Boyer & Dohogne, 2008
Castanet & Guyétant, 1989
Garcia-Munoz, 2010
Jakob *et al.*, 2003

Le Pélodyte ponctué est une espèce de milieux ouverts à très ouverts (ACEMAV, 2003 ; Boyer & Dohogne, 2008 ; Richter-Boix *et al.*, 2007). Il affectionne les sols superficiels, bien exposés comme les éboulis, les plages de graviers, de sables ou de limons (ACEMAV, 2003 ; Boyer & Dohogne, 2008), en milieux secs ou légèrement humides (Arnold & Ovenden, 2007). Il est essentiellement terrestre en dehors de sa période de reproduction (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989). Ses habitats terrestres sont les prairies, les pelouses, les garrigues, les zones préforestières mais aussi les boisements alluviaux, les zones de bocage (ACEMAV, 2003 ; Boyer & Dohogne, 2008). Il fréquente les bois clairs, les buissons, la végétation à la base des murs parfois près des petits ruisseaux (Arnold & Ovenden, 2007), mais semble éviter les massifs forestiers (Boyer & Dohogne, 2008).

Le Pélodyte ponctué fréquente aussi des milieux créés ou très modifiés par les humains comme les zones cultivées, les vignobles, les jardins, les terrains vagues, les carrières ou les zones urbanisées (ACEMAV, 2003 ; Arnold &

Lescure & De Massary, 2012 Richter-Boix <i>et al.</i>, 2007 Salvidio <i>et al.</i>, 2004 Van de Vliet, 2009b	Ovenden, 2007 ; Salvidio <i>et al.</i>, 2004) à la condition que ces dernières soient situées à proximité d'écoulements naturels (ruisseaux et petites rivières) (Guyétant & Geniez <i>in</i> Lescure & De Massary, 2012). En contexte méditerranéen il fréquente les oliveraies et les matorrals (Salvidio <i>et al.</i>, 2004). Les habitats de reproduction, aquatiques, sont très variés. Ils peuvent toutefois être discutés et comparés sur différents paramètres. Il s'agit de points d'eau : - bien ensoleillés (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007 ; Boyer & Dohogne, 2008 ; Richter-Boix <i>et al.</i>, 2007) ce qui constituerait le critère primordial (com. pers. Eggert, 2012) ; - plutôt de petite taille au moins dans la zone méditerranéenne (Beja & Alcazar, 2005 ; Garcia-Munoz, 2010). Les observations de Beja & Alcazar (2005) sont en effet déclinantes en fonction de la taille de la surface. Toutefois, cette affirmation n'est pas nécessairement vraie partout car le Pélodyte ponctué peut aussi fréquenter des prairies inondées, des queues d'étangs ou des marais (Boyer & Dohogne, 2008 ; com. pers. Eggert, 2012) ; - végétalisés (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989 ; Jakob <i>et al.</i>, 2003 ; Salvidio <i>et al.</i>, 2004) mais le Pélodyte ponctué semble aussi rechercher des points d'eau où la canopée n'est pas très développée (Richter-Boix <i>et al.</i>, 2007). Localement il peut même être trouvé dans des points d'eau au contexte complètement minéral (com. pers. Eggert, 2012) ; - profonds dans le Sud (Beja & Alcazar 2005 ; Jakob <i>et al.</i>, 2003) et peu profonds ailleurs (Boyer & Dohogne, 2008 ; Grosselet <i>et al.</i>, 2011) ; - où l'eau est en général stagnante ou à faible courant (Castanet & Guyétant, 1989). Toutefois les milieux d'eaux courantes riches en végétation, surtout si leur débit est irrégulier, constituent des biotopes favorables (Guyétant & Geniez <i>in</i> Lescure & De Massary, 2012) ; - temporaires (Beja & Alcazar, 2005 ; Morand & Joly, 1995 ; Salvidio <i>et al.</i>, 2004), avec une hydropériode de quelques mois (Van de Vliet, 2009b) mais Guyétant & Geniez (<i>in</i> Lescure & De Massary, 2012) indiquent que l'espèce s'accommode aussi bien des mares permanentes que des pièces d'eau temporaires ; - où l'eau est plutôt acide (Beja & Alcazar 2005), fraîches et faiblement minéralisées (Garcia-Munoz, 2010 ; Guyétant & Geniez <i>in</i> Lescure & De Massary, 2012) et, dans le Sud, Garcia-Munoz (2010) a aussi constaté qu'il contenait peu d'éléments issus des intrants agricoles (nitrogène et phosphore). Les sites répondant le mieux à ces exigences sont les prairies hygrophiles, marais, pannes dunaires, lavognes, mares de garrigues, mouillères, prairies hygrophiles, fossés, ornières, grandes flaques, bras morts mais aussi cours d'eau intermittents, ruisseaux calmes, lagunes (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007 ; Boyer & Dohogne, 2008 ; com. pers. Eggert, 2012 ; Salvidio <i>et al.</i>, 2004). Le Pélodyte ponctué peut toutefois se reproduire dans des points d'eau permanents comme les marais permanents voire dans des étangs et bassins (ACEMAV, 2003 ; Salvidio <i>et al.</i>, 2004). L'espèce tolère une eau légèrement saumâtre (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007 ; Grosselet <i>et al.</i>, 2011), c'est pourquoi il est quelque fois rencontré dans les mares et marais arrière-dunaires ou les marais salants (com. pers. Eggert, 2012 ; Guyétant & Geniez <i>in</i> Lescure & De Massary, 2012). En période d'hivernage, le Pélodyte ponctué s'enfouit dans le sol ou trouve refuge dans des abris (amas de grosses pierres, cavités souterraines et grottes, trous de murs, souches, galeries de rongeurs, terriers de lapins, ...) (ACEMAV, 2003 ; com. pers. Eggert, 2012).
Taille du domaine vital	Aucune information.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : ACEMAV, 2003 Castanet & Guyétant, 1989 Arnold & Ovenden, 2007	Le Pélodyte ponctué est un bon nageur (Arnold & Ovenden, 2007). Sur terre, le Pélodyte ponctué reste relativement agile, il se déplace en sautant (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007). Il est également un bon grimpeur (Castanet & Guyétant, 1989). Il peut ainsi grimper sur la végétation parfois à plus de deux mètres, dans des buissons et en haut de pierre ou de rochers la nuit (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007). Il peut aussi monter sur des surfaces verticales et lisses à l'aide de son ventre humide (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007). Enfin, il posséderait aussi la capacité de s'enfouir sur 50 cm dans un sol meuble en creusant la tête en avant à l'aide de ses mains et de ses pieds (ACEMAV, 2003).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : ACEMAV, 2003 Arnold & Ovenden, 2007 Castanet & Guyétant, 1989	Le Pélodyte ponctué est essentiellement nocturne (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989). Son activité commence au crépuscule, parfois faiblement de jour en période de reproduction (ACEMAV, 2003). En journée le Pélodyte ponctué se réfugie sous des pierres et objets divers, dans des terriers peu profonds, dans des petites grottes, failles, fissures dans les roches et les murs de pierres sèches au voisinage de l'eau (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989).
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.

Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : ACEMAV, 2003 Arnold & Ovenden, 2007 Beja & Alcazar, 2005 Grosselet <i>et al.</i>, 2011 Jakob <i>et al.</i>, 2003 Jourdan, 2010 Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012 Nollert & Nollert, 2003 Salvidio <i>et al.</i>, 2004	L'activité du Pélodyte ponctué commence entre la mi-février et début mars, parfois dès janvier dans le sud de la France (ACEMAV, 2003). Dès la sortie d'hivernage, la reproduction peut débuter (ACEMAV, 2003). Les Pélodytes ponctués entament leur reproduction dès que les mares sont en eau (Beja & Alcazar, 2005). La ponte compte 1 000 à 1 600 œufs fractionnés en pontes de quelques dizaines à quelques centaines et dispersées dans la zone de ponte (Jourdan, 2010 ; Nollert & Nollert, 2003). Dans le Sud, au sein d'une population, la reproduction semble synchronisée et s'étendre sur quelques jours seulement (Jakob <i>et al.</i>, 2003). Les têtards éclosent 3 à 19 jours après la ponte selon la température de l'eau (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007). La métamorphose survient ensuite au bout de 2 à 4 mois (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007). Chez le Pélodyte ponctué, une deuxième ponte peut avoir lieu à l'automne (Jakob <i>et al.</i>, 2003 ; Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012 ; Salvidio <i>et al.</i>, 2004) entre l'été et novembre (ACEMAV, 2003). En Italie, la deuxième ponte est constatée dès le 30 août dans l'étude de Salvidio <i>et al.</i> (2004). Cette deuxième ponte n'est connue qu'en milieu méditerranéen ((Salvidio & Quero, 1987; Diaz-Paniagua, 1992) <i>in</i> Jakob <i>et al.</i>, 2003). Elle semble soumise à une variabilité individuelle et conditionnée par la température de l'air (Lizana <i>et al.</i>, 1994 <i>in</i> Jakob <i>et al.</i>, 2003). Plusieurs possibilités sont notées (Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012) : - certains individus se reproduisent à la fois au printemps et à l'automne de la même année ; - certains individus choisissent une des deux saisons pour leur première reproduction puis s'y tiennent toute leur vie et cette saison n'est pas nécessairement celle durant laquelle ils sont nés (des individus peuvent naître à l'automne et se reproduire au printemps et inversement) ; - certains individus se reproduisent à une saison pendant quelques années puis à une autre quelques années suivantes, en fonction des conditions locales et de leur état physique. En l'absence de seconde ponte, l'hivernage des adultes débute en octobre-novembre (ACEMAV, 2003), bien que dans certaines régions des adultes peuvent être trouvés toute l'année (Grosselet <i>et al.</i>, 2011). <i>In situ</i>, une longévité de 8 ans pour les mâles et de 10 ans pour les femelles a été constatée ((Esteban <i>et al.</i>, 2002 ; Esteban <i>et al.</i>, 2004) <i>in</i> Jourdan, 2010).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité	Aucune information.
Densité de population	Aucune information.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population D'après : com. pers. Eggert, 2012 Salvidio <i>et al.</i>, 2004	Il existe peu de données quantitatives sur les populations de Pélodyte ponctué (com. pers. Eggert, 2012). En effet, cette espèce est très discrète et fréquente souvent des habitats aquatiques très végétalisés ce qui rend les comptages difficiles (com. pers. Eggert, 2012). Il existe de nombreuses populations comprenant plusieurs centaines d'adultes, particulièrement lorsque les milieux de reproduction sont denses et en réseau ou lorsqu'il s'agit de grandes zones régulièrement inondées en secteur alluvial par exemple (com. pers. Eggert, 2012). Il existe aussi de très nombreuses populations où les effectifs semblent faibles, quelques dizaines d'individus a priori (com. pers. Eggert, 2012). Dans leur étude, Salvidio <i>et al.</i> (2004) comptent un maximum de 19 femelles sur un site de reproduction, avec une moyenne de 9 sur la totalité des sites.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : com. pers. Eggert, 2012	Le Pélodyte ponctué est une espèce capable de disperser et de coloniser aisément de nouveaux sites (com. pers. Eggert, 2012). Occupant souvent des milieux temporaires, il est probable que sa stratégie de reproduction intègre une variabilité spatiale de la disponibilité de sites de reproduction (com. pers. Eggert, 2012). Dans ce cadre, la viabilité des populations est améliorée par une structure en réseau des unités de reproduction (com. pers. Eggert, 2012).
Dispersion et philopatrie des larves/juveniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : ACEMAV, 2003	La durée de développement des têtards de Pélodyte ponctué observée par Joly <i>et al.</i> (2005) varie entre 31 et 115 jours selon la densité mais surtout selon la température. Cette durée est assez longue en comparaison de celle observée chez les amphibiens « modernes » (Ranidés, Bufonidés, Hylidés) (com. pers. Joly, 2012). D'autres études parviennent à des durées comparables : par exemple : 67 à 102 pour Toxopeus <i>et al.</i> (1993) et 73 à 97 jours pour Balcells (1955) et Girard (1989) (<i>in</i> Joly <i>et al.</i>, 2005). Il semble que la métamorphose soit conditionnée par un seuil

Arnold & Ovenden, 2007 Jakob <i>et al.</i>, 2003 Joly <i>et al.</i>, 2005 Salvidio <i>et al.</i>, 2004	de taille corporelle assez élevée (com. pers. Joly, 2012). Cela signifie que les pressions sélectives du milieu terrestre sont fortes sur la taille des juvéniles (risques de dessiccation par exemple) (com. pers. Joly, 2012). Dans le sud de la France, les têtards de deuxième ponte (comme les têtards de première ponte si celle-ci est tardive) passent un hiver à ce stade de développement et subissent la métamorphose uniquement au printemps suivant (ACEMAV, 2003 ; Jakob <i>et al.</i>, 2003 ; Salvidio <i>et al.</i>, 2004). A ce titre, la deuxième ponte est avantageuse car les têtards subissent une compétition interspécifique et une prédation par les invertébrés réduites pendant les mois d'hiver par rapport aux têtards nés au printemps ; par ailleurs en hiver les risques de dessiccations sont également amoindris ((Alvarez <i>et al.</i> ; 1990 ; Jakob, date inconnue ; Lizana <i>et al.</i>, 1994) in Jakob <i>et al.</i>, 2003). La période automnale représente ainsi une « niche temporelle » encore peu exploitée par d'autres amphibiens (Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012). La maturité sexuelle est atteinte entre 1 (Arnold & Ovenden, 2007 ; com. pers. Eggert, 2012) et 3 ans (ACEMAV, 2003).
Distance de dispersion D'après : com. pers. Eggert, 2012	Un Pélodyte a été recapturé à plus de 1,2 km de son point d'origine (Valleuse d'Antifer) (com. pers. Eggert, 2012).
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance	Aucune information.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration	Aucun élément spécifique au Pélodyte ponctué n'a été trouvé sur ce point mais la structure interpopulationnelle de cette espèce décrite plus haut peut donner quelques éléments sur une mobilité importante des adultes entre unités de reproduction.
Fidélité au site	Aucune information.
Fidélité au partenaire	Aucune information.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : ACEMAV, 2003 Beja & Alcazar, 2005 Castanet & Guyétant, 1989 Grossetet <i>et al.</i>, 2011 Jourdan, 2010 Lescure & De Massary, 2012 Salvidio <i>et al.</i>, 2004	Le Pélodyte ponctué est surtout concerné par des problématiques de gestions telles que celles qui marquent l'évolution des pratiques agricoles et qui tendent à l'élimination des fossés et des mares (ACEMAV, 2003). L'intensification de l'utilisation des paysages ressort comme la plus grande influence négative sur la présence de Pélodyte ponctué (Beja & Alcazar, 2005). En effet, alors que le labour et le curage régulier des mares sont des actions positives pour le Pélodyte ponctué, l'introduction de prédateurs (poissons, écrevisses, ...) et le comblement des mares ou leur transformation en réservoirs sont des actions très négatives pour cette espèce (Beja & Alcazar, 2005 ; Guyétant & Geniez <i>in</i> Lescure & De Massary, 2012). Le comblement et réaménagement d'anciennes carrières ou encore une gestion inadéquat des niveau d'eau dans les zones inondables sont également d'autres causes renseignées de déclin ou de disparition (Grossetet <i>et al.</i>, 2011). Ces modifications peuvent finir par se ressentir à l'échelle du paysage sous l'effet d'une fragmentation. D'une manière générale, les mares en contexte d'agriculture intensive hébergent peu d'individus (Beja & Alcazar, 2005). En Italie du Nord-Ouest par exemple, l'étude de Silvidio <i>et al.</i> (2004) a mis en évidence des populations isolées et constituées chacune de très peu d'individus (2 à 19 avec une moyenne de 9) (Salvidio <i>et al.</i>, 2004). Par ailleurs, l'aménagement des plages, la restructuration et l'urbanisation des façades littorales, qui entraînent une altération des cordons dunaires, constituent également une cause importante de menace (Castanet & Guyétant, 1989 ; Guyétant & Geniez <i>in</i> Lescure & De Massary, 2012). En conséquence, il est à craindre que la fragmentation progressive des populations de Pélodyte ponctué accentue à terme leur fragilisation (Guyétant & Geniez <i>in</i> Lescure & De Massary, 2012). Toutefois, il faut noter que le Pélodyte ponctué semble parvenir à éviter la consanguinité même dans des populations de petite taille (Jourdan, 2010). Ceci peut résulter de capacités de discrimination qui lui permet d'éviter de se reproduire avec ses apparentés ou simplement d'une dispersion suffisante (Jourdan, 2010).
Importance de la structure paysagère D'après : ACEMAV, 2003 Garcia-Munoz, 2010	Le Pélodyte ponctué ressort comme un amphibien très impacté par des facteurs paysagers (Richter-Boix <i>et al.</i>, 2007). Il fréquente surtout les milieux ouverts avec ou sans îlots de végétation buissonnante ou arborée (ACEMAV, 2003 ; Richter-Boix <i>et al.</i>, 2007). Toutefois, en contexte alluvial, sa présence est associée à la présence de boisements qui peuvent constituer un milieu propice à l'hivernage (ACEMAV, 2003). Par ailleurs, dans l'étude de Garcia-Munoz (2010) menée en Espagne (Andalousie), le seul site où le Pélodyte ponctué est recensé est caractérisé par une forte

Richter-Boix <i>et al.</i> , 2007	proportion à la fois de buissons, de forêts et de zones humides c'est-à-dire caractérisé surtout par une forte hétérogénéité paysagère. Le Pélodyte ponctué nécessite une densité importante de points d'eau temporaires à l'échelle du paysage (Richter-Boix <i>et al.</i> , 2007).
Exposition aux collisions D'après : Grosset <i>et al.</i> , 2011	Peu d'information ont été trouvées concernant le Pélodyte ponctué. Grosset <i>et al.</i> (2011) signalent une forte mortalité sur les routes traversant les marais salants.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Pas d'action connue dédiée à cette espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Pas d'action connue dédiée à cette espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Le Pélodyte ponctué est présent depuis le niveau de la mer jusqu'à une altitude relativement élevée. On le note jusqu'à 1 200 m d'altitude dans le Massif central et 1 600 m d'altitude dans les Alpes (ACEMAV, 2003) mais pas au dessus de 600 mètres dans les Pyrénées (Pottier <i>et al.</i>, 2008). Dans l'étude de Garcia-Munoz (2010) menée en Andalousie, le site unique où le Pélodyte est recensé est situé à 1 270 m d'altitude. Toutefois, malgré cette présence en montagne, la reproduction printanière du Pélodyte ponctué y est retardée et a lieu en mai (ACEMAV, 2003). Dans l'étude de Salvidio <i>et al.</i> (2004) menée en Italie du Nord-Ouest, les sites de reproduction sont recensés entre 60 m et 460 m d'altitude. Indépendamment de l'altitude, le début de la période de reproduction du Pélodyte ponctué est de toutes les façons fortement influencé par le climat et par les conditions météorologiques (ACEMAV, 2003). Les variations locales du climat induisent donc des variations dans l'activité de ponte et le dépôt des œufs varie sur une zone donnée pour une même saison selon la quantité locale de pluie (Salvidio <i>et al.</i>, 2004). Les études concernant le Pélodyte ponctué montrent en effet que les populations sont dépendantes de fortes pluies pour la ponte (Salvidio <i>et al.</i>, 2004). Dans la région méditerranéenne par exemple, c'est l'arrivée de fortes précipitations qui déclenche la reproduction puis les pontes s'échelonnent ensuite sur plusieurs semaines entrecoupées de conditions météo défavorables (ACEMAV, 2003 ; Jourdan, 2010). La température de l'air favorable à la reproduction est de 4°C minimum (ACEMAV, 2003). Une fois les œufs pondus, la durée de la phase larvaire dépend grandement de la température de l'eau (Jourdan, 2010). Par ailleurs, la menace principale qui pèse sur le succès reproducteur du Pélodyte ponctué après la ponte est l'assèchement possible des points d'eau, souvent temporaires, qui doivent rester en eau assez longtemps pour que le développement des têtards puisse arriver à terme (Morand & Joly, 1995). En Italie du Nord-Ouest, comme dans beaucoup de sites en France également (com. pers. Eggert, 2012), la principale menace qui pèse sur le Pélodyte ponctué reste donc l'assèchement des mares (Salvidio <i>et al.</i>, 2004). Silivdio <i>et al.</i> (2004) observent dans leur étude que la reproduction échoue dans 75 % des points d'eau comptés du fait de leur assèchement précoce. Toutefois, malgré cette dépendance forte aux conditions climatiques pour sa reproduction, l'existence d'une deuxième ponte chez le Pélodyte ponctué en région méditerranéenne est interprétée comme une adaptation au climat méditerranéen instable et changeant et dont la période estivale est sèche et chaude (Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012). L'existence de cette deuxième ponte révèle des capacités d'adaptations importantes du Pélodyte ponctué et qui constituent un atout face aux changements globaux annoncés (Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012). En effet, Jourdan-Pineau <i>et al.</i> (2012) ont étudié le déterminisme qui rend possible l'existence de cette deuxième ponte et leurs résultats montrent qu'il n'existe pas de différence génétique entre des têtards de printemps et des têtards d'automne en dépit des différences fortes de leurs traits de vie (hibernation au stade têtard pour les pontes d'automne, etc.). Les chercheurs concluent donc que c'est une plasticité phénotypique des têtards et non une adaptation génétique qui permet au Pélodyte ponctué d'exploiter cette niche temporelle automnale pour sa reproduction (Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012). Cela signifie alors que le Pélodyte ponctué est capable de répondre de manière très rapide à des variations du milieu grâce à une plasticité phénotypique, sans passer par une différenciation génétique nécessairement plus longue (Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012), en tout cas dans les populations du sud de la France étudiées par l'auteur. Par exemple, en laboratoire, les caractéristiques différentes des têtards d'automne sur les têtards de printemps sont immédiatement perdues (Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012). Le Pélodyte ponctué, en tant qu'espèce douée de capacités d'adaptations rapides, est donc fortement avantagée par rapport à d'autres amphibiens, pour occuper de nouvelles niches en cas de changement global (Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012). Le Pélodyte investit fortement dans la reproduction automnale et la survie des larves est identique à celle observée pour des cohortes de printemps (Jourdan, 2010). Ainsi, la reproduction d'automne produit au final plus de descendants que la reproduction de printemps et par ailleurs les juvéniles d'automne sont plus grands ce qui influencerait leur succès de reproduction futur (Jourdan, 2010). La reproduction d'automne est donc une stratégie parfaitement efficace (Jourdan, 2010).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
D'une manière générale, les connaissances sur cette espèce sont encore très fragmentaires, principalement en raison de sa grande discrétion (com. pers. Eggert, 2012). Du fait de ses mœurs discrètes et nocturnes, le Pélodyte ponctué passe en effet souvent inaperçu (Guyétant & Geniez <i>in</i> Lescure & De Massary, 2012). Une étude de population a été réalisée en 2001-2003 puis 2009-2011 au Havre suite à une opération de déplacement d'individus (Eggert, 2011). Des animaux ont été marqués à l'aide de micromarques magnétiques. Aucune étude de radiotracking ne semble avoir été réalisée sur cette espèce notamment parce que sa taille est trop petite pour l'implantation d'émetteurs classiques. Des radars harmoniques pourraient toutefois permettre de réaliser ce type d'études télémétriques (com. pers. Eggert, 2012). Enfin, l'outil génétique a déjà été utilisé sur le Pélodyte ponctué (Eggert, non publié ; Jourdan, 2010 ; Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2012 ; Jourdan-Pineau <i>et al.</i>, 2009). La réalisation d'analyses génétiques permet de constater le degré de différenciation et donc d'isolement entre plusieurs populations, de décoder des échanges interpopulationnels et de mesurer le taux de diversité génétique intrapopulationnelle (Jourdan, 2010 ; Van de Vliet, 2009b).	

L'échantillonnage peut se faire au stade têtard par prélèvement d'un fragment de queue dont l'ADN satellitaire est ensuite analysé (Jourdan, 2010 ; Jourdan-Pineau *et al.*, 2012 ; Jourdan-Pineau *et al.*, 2009). L'échantillonnage est aussi possible avec les adultes par le prélèvement d'une phalange (Van de Vliet, 2009b).

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Autres amphibiens

D'après :

ACEMAV, 2003
 Arnold & Ovenden, 2007
 Beja & Alcazar, 2005
 Castanet & Guyétant, 1989
 Joly *et al.*, 2005
 Lescure, 1984
 Lescure & De Massary, 2012
 Morand & Joly, 1995
 UICN *et al.*, 2009
 Van de Vliet, 2009a

Une comparaison est intéressante sur de nombreux points entre le Pélodyte ponctué et le Pélobate cultripède (*Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829)).

> Comme le Pélodyte ponctué, le Pélobate cultripède est une espèce ibéro-française avec une présence au Portugal, en Espagne et en France (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989).

Comme pour le Pélodyte ponctué, la péninsule ibérique a servi de refuge au Pélobate cultripède pendant la dernière glaciation (Castanet & Guyétant, 1989 ; Lescure, 1984) alors que le Pélobate brun (*Pelobate fuscus* (Laurenti, 1768)) aurait lui trouvé refuge dans la péninsule balkanique avec les steppes de la Mer noire et de la Caspienne (Lescure, 1984). Les populations de Pélobate cultripède, comme celles du Pélodyte ponctué, sont ensuite remontées vers le Nord pour pénétrer en France depuis l'Espagne alors celles du Pélobate brun seraient arrivées en France par les vallées de l'est du Pays (Lescure, 1984). Le fait que le Pélobate cultripède soit absent du Pays basque espagnol laisse penser que son passage de l'Espagne à la France ne s'est pas produit par le littoral atlantique mais par la Catalogne (Castanet & Guyétant, 1989 ; ((com. Pers. Bea, date inconnue ; Salvador, 1974) *in* Lescure, 1984)) et que l'espèce aurait donc en priorité peuplée le Languedoc-Roussillon (Castanet & Guyétant, 1989 ; Lescure, 1984). La vallée de la Garonne lui aurait donc ensuite permis de coloniser l'ouest de la France (Lescure, 1984). Puis, de Bordeaux il est redescendu le long des dunes landaises ((Lataste, 1876 *in* Castanet & Guyétant, 1989) ; Lescure, 1984) et remonté le long des côtes atlantiques françaises jusqu'à l'estuaire de la Loire qu'il a franchi (Croisic et même Angers) (Castanet & Guyétant, 1989 ; Lescure, 1984).

Aujourd'hui, la population française est fragmentée en deux aires distinctes : l'une dans l'ouest (façade atlantique) et l'autre dans le sud de la France (région méditerranéenne) (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007). Les dernières données retrouvées de la zone de contact que constitue la vallée de la Garonne aux environs de Toulouse remontent au XIX^{ème} siècle (ACEMAV, 2003).

Aujourd'hui, le Pélobate cultripède est peu abondant en France (150 stations) et en déclin sur l'ensemble des deux aires. L'espèce est classée dans la catégorie « Vulnérable » sur la liste rouge des amphibiens et reptiles de France métropolitaine réalisée selon les critères UICN (UICN *et al.*, 2009). L'urbanisation et notamment l'altération des façades littorales représente une menace importante (ACEMAV, 2003 ; Castanet & Guyétant, 1989). L'intensification de l'utilisation des terres, comme pour le Pélodyte ponctué, est également l'une des principales menaces pour le Pélobate cultripède (Beja & Alcazar, 2005). Sur la côte méditerranéenne, la plupart des populations sont isolées et de petite taille (ACEMAV, 2003).

> Comme le Pélodyte ponctué, le Pélobate cultripède occupe les milieux ouverts. Il est présent dans les bois clairs, les broussailles, les cultures (vignes par exemple), les dunes, les dépressions humides, parfois les marais (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989), c'est-à-dire des milieux très semblables à ceux occupés par le Pélodyte ponctué. Dans l'intérieur des terres il fréquente aussi les grandes étendues de végétations basses : pelouses et garrigues rases pâturées, maquis bas, landes à buis (ACEMAV, 2003).

Par contre, en ce qui concerne les habitats aquatiques de reproduction, même s'ils sont très variés, des différences apparaissent avec le Pélodyte ponctué. Ses habitats sont en effet généralement des points d'eau dégagés et à végétation riveraine peu développée permettant un bon ensoleillement (ACEMAV, 2003). Par ailleurs, ces points d'eau, même s'ils sont temporaires (Arnold & Ovenden, 2007 ; Van de Vliet, 2009a), semblent moins éphémères que ceux utilisés par le Pélodyte ponctué : 33 semaines de mise en eau sont un minimum pour permettre la métamorphose des têtards (ACEMAV, 2003). Dans l'étude de Beja & Alcazar (2005), Pélodyte ponctué et Pélobate cultripède se reproduisent tous les deux dans les points d'eau à l'hydropériode courte mais le Pélobate cultripède choisi pour autant les plus permanents de ces points d'eau temporaires. Néanmoins, comme le Pélodyte ponctué, le Pélobate cultripède est plus rarement trouvé dans les réservoirs (Beja & Alcazar, 2005). Les berges sont généralement en pente douce avec des zones de faibles profondeurs d'eau pour la ponte (ACEMAV, 2003) ; sa présence diminue avec la profondeur et avec l'acidité de l'eau (Beja & Alcazar, 2005). La reproduction est possible en milieu saumâtre (Arnold & Ovenden, 2007).

> Comme pour le Pélodyte ponctué, la reproduction du Pélobate cultripède est déclenchée par la pluie qui provoque d'abord l'arrivée des mâles sur les sites de reproduction suivis des femelles (ACEMAV, 2003). Comme pour le Pélodyte ponctué, la colonisation des mares par le Pélobate cultripède intervient donc immédiatement lorsque celles-ci sont mises en eau (Beja & Alcazar, 2005).

Comme le Pélodyte ponctué, le Pélobate cultripède est adapté aux aléas du climat méditerranéen et sa période de ponte dépend donc des conditions météorologiques : plusieurs pics de pontes entrecoupés de sécheresse ou de froids. En outre, comme chez le Pélodyte ponctué, les populations méditerranéennes de Pélobate cultripède pratiquent une seconde ponte automnale et les têtards qui en résultent traversent alors l'hiver à ce stade de développement pour se métamorphoser au printemps (ACEMAV, 2003).

Malgré ces fortes adaptations, l'assèchement des mares pendant la période de reproduction reste l'une des causes les plus fréquentes d'échec de reproduction (Arnold & Ovenden, 2007). La durée de développement des têtards est encore plus longue chez le Pélobate cultripède que chez le Pélodyte ponctué, avec une taille corporelle encore plus grande avant métamorphose (Joly *et al.*, 2005 ; com. pers. Joly, 2012).

Après la reproduction, les adultes se dispersent en général dans un rayon de 100 m autour du lieu de ponte (ACEMAV, 2003).

	> Le Pélobate cultripède vit dans les terrains aux sols généralement meubles et sableux (ACEMAV, 2003 ; Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989). Comme le Pélodyte ponctué, il s'enfonce ainsi rapidement et verticalement dans ces sols, grâce à ses tubercules métatarsiens tranchants, de 20 cm à 1 m de profondeur et y reste enterré (Arnold & Ovenden, 2007 ; Castanet & Guyétant, 1989). Malgré les différents points communs mis en avant dans leurs traits de vie et dans leur phylogénie, Pélodyte ponctué et Pélobate cultripède restent rarement présents simultanément sur un même site en France, en premier lieu parce que le Pélobate cultripède possède une répartition très limitée (com. pers. Eggert, 2012). Le Pélodyte ponctué est par contre très fréquemment trouvé en présence du Crapaud calamite (<i>Bufo calamita</i> Laurenti, 1768) (Boyer & Dohogne, 2008 ; com. pers. Eggert, 2012 ; Morand & Joly, 1995), qui est comme lui une espèce pionnière (Guyétant & Geniez in Lescure & De Massary, 2012). L'étude de Morand & Joly (1995) montre que le Pélodyte ponctué est aussi souvent observé avec la Rainette verte (<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)) : Pélodyte ponctué, Crapaud calamite et Rainette verte constituent des amphibiens caractéristiques des sites à variabilité spatio-temporelle intermédiaire et possèdent donc des stratégies proches d'utilisation de l'habitat.
Autres espèces D'après : ACEMAV, 2003 Garcia-Munoz, 2010 Morand & Joly, 1995 Salvidio <i>et al.</i>, 2004 Van de Vliet, 2009b	Le fait que le Pélodyte ponctué pond dans des points d'eau temporaires peut être interprété comme une adaptation pour éviter la compétition interspécifique (Van de Vliet, 2009b) et la présence de prédateurs (Richter-Boix <i>et al.</i>, 2007) que constituent les poissons (ACEMAV, 2003 ; Morand & Joly, 1995) ou certains invertébrés (Van de Vliet, 2009b). D'une manière générale, la spécificité du Pélodyte ponctué pour les points d'eau temporaires implique que certains amphibiens ne fréquentent pas ces milieux et que ces habitats soient caractérisés par une variabilité spécifique moyenne (Morand & Joly, 1995). Néanmoins, dans l'étude de Garcia-Munoz (2010), le seul site où le Pélodyte ponctué est recensé est un des sites les plus riches en autres espèces d'amphibiens (8 en tout). Dans l'étude de Salvidio <i>et al.</i> (2004), Pélodyte ponctué se reproduit avec d'autres amphibiens : 8 sites où le Crapaud commun (<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)) et la Rainette méridionale (<i>Hyla meridionalis</i> Boettger, 1874) sont présents, 3 sites où la Grenouille agile (<i>Rana dalmatina</i> Fitzinger, 1838) est présente et 1 site où le Crapaud vert (<i>Bufo viridis</i> Laurenti, 1768) est présent. Les sites étudiés par Salvidio <i>et al.</i> (2004) sont néanmoins particuliers et ces résultats ne peuvent sans doute pas être généralisés (com. pers. Eggert, 2012).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Christophe EGGERT, Fauna Consult
Pierre JOLY, Université Lyon 1

> Bibliographie consultée :

ACEMAV coll., DUGUET R. & MELKI F. (2003). *Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Collection Parthénopé. Editions Biotopé. Mèze. 480 pages.

ARNOLD N. & OVENDEN D. (2007). *Le guide herpéto*. Éditions Delachaux et Niestlé. Paris. 288 pages.

BEJA P. & ALCAZAR R. (2003). Conservation of mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological conservation*. Volume 114. Numéro 3. Pages 317-326.

CASTANET J. & GUYETANT R. (coord.) (1989). *Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France*. Société herpétologique de France. Paris. 191 pages. ISBN 2-903161-02.X

BOYER P. & DOHOGNE R. (2008). *Atlas de répartition des reptiles et Amphibiens de l'Indre*. Association Indre Nature. 160 pages.

CISTUDE NATURE (COORD. BERRONEAU M.) (2010). *Guide des Amphibiens et reptiles d'Aquitaine*. Association Cistude Nature. 180 pages.

GARCÍA-MUÑOZ E., GILBERT J.-D., PARRA G. & GUERRERO F. (2010). Wetlands classification for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. *Biodiversity and conservation*. Volume 19. Numéro 3. Pages 901-911.

GASC J.-P., CABELA A., CRNOBRNJA-ISAILOVIC J., DOLMEN D., GROSSENBACHER K., HAFFNER P., LESCURE J., MARTENS H., MARTÍNEZ-RICA J.-P., MAURIN H., OLIVEIRA M.-E., SOFI ANIDOU T.-S., VEITH M. & ZUIDERWIJK A. (1998). *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. Collection patrimoines naturels. Numéro 29. Societas europaea herpetologica & Muséum national d'Histoire naturelle Service du patrimoine naturel. Paris, France. 496 pages.

GROSSELET O., GOURET L. & DUSOULIER F. (COORD.) (2011). *Les amphibiens et les reptiles de la Loire-Atlantique à l'aube du XXI^{ème} siècle – Identification, distribution, conservation*. Éditions De mare en mare. 207 pages.

GUYÉTANT R. & GENIEZ P.. *Pelodytes punctatus*. Pages 104-105. In: LESCURE J. & DE MASSARY J.-C. (2012). *Atlas des Amphibiens et Reptiles de France*. Biotope, Mèze & Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Collection Inventaires & Biodiversité. 272 pages.

JAKOB C., POIZAT G., VEITH M., SEITZ A. & CRIVELLI A.J. (2003). Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia*. Volume 499. Numéro 1/3. Pages 51-61.

JOLY P., MORAND A., PLENET S. & GROLET O. (2005). Canalization of size at metamorphosis despite temperature and density variations in *Pelodytes punctatus*. *Herpetological journal*. Numéro 15. Pages 45-50.

JOURDAN H. (2010). *Pélodyte ponctué : Petites histoires évolutives Variabilité des traits d'histoire de vie en populations fragmentées : stratégies de reproduction chez le Pélodyte ponctué, Pelodytes punctatus (Anoure)*. Thèse en vue d'obtenir le grade de Docteur de l'Université Montpellier 2. 202 pages.

JOURDAN-PINEAU H., DAVID P. & CROCHET P.-A. (2012). Phenotypic plasticity allows the Mediterranean parsley frog *Pelodytes punctatus* to exploit two temporal niches under continuous gene flow. *Molecular ecology*. Volume 21. Numéro 4. Pages 876-886.

JOURDAN-PINEAU H., NICOT A., DUPUY V., DAVID P. & CROCHET P.-A. (2009). Development of eight microsatellite markers in the parsley frog (*Pelodytes punctatus*). *Molecular ecology resources*. Numéro 9. Pages 261-263.

LESCURE J. (1984). Répartition des Pélobates en France au XIX^{ème} et XX^{ème} siècle. *Bulletin de la Société herpétologique de France*. Numéro 29. Pages 45-59.

MORAND A. & JOLY P. (1995). Habitat variability and space utilization by the amphibian communities of the French upper-rhone floodplain. *Hydrobiologia*. Volume 300-301. Numéro 1. Pages 249-257.

NOLLERT A. & NOLLERT C. (2003). *Guide des amphibiens d'Europe*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 384 pages.

POTTIER G. (2008). *Atlas de répartition des reptiles et amphibiens de Midi-Pyrénées*. Nature Midi-Pyrénées. 126 pages.

RICHTER-BOIX A., LLORENTE G.-A. & MONTORI A. (2007). Structure and dynamics of an amphibian metacommunity in two regions. *Journal of animal ecology*. Volume 76. Numéro 3. Pages 607-618.

SALVIDIO S., LAMAGNI L., BOMBI P. & BOLOGNA M.-A. (2004). Distribution, ecology and conservation of the parsley frog (*Pelodytes punctatus*) in Italy (*Amphibia, Pelodytidae*). *Italian journal of zoology*. Volume 71. Numéro 2. Pages 73-81.

SÁNCHEZ-HERRAÍZ M.-J., BARBADILLO-ESCRIVÁ L.-J., MACHORDOM A. & SANCHÍZ B. (2000). A new species of pelodytid frog from the Iberian Peninsula. *Herpetologica*. Volume 56. Numéro 1. Pages 105-118.

THIRION J.-M., GRILLET P. & GENIEZ P. (2002). *Les Amphibiens et les Reptiles du centre-ouest de la France*. Éditions Biotope. Collection Parthénope. Mèze (France).

UICN FRANCE, MNHN & SHF (2009). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. Paris, France.

VAN DE VLIET M.-S., DIEKMANN O.-E., SERRÃO E.-T.-A. & BEJA P. (2009a). Development and characterization of highly polymorphic microsatellite loci for the Western Spadefoot toad, *Pelobates cultripes*. *Conservation genetics*. Volume 10. Numéro 4. Pages 993-996.

VAN DE VLIET M.-S., DIEKMANN O.-E., SERRÃO E.-T.-A. & BEJA P. (2009b). Highly polymorphic microsatellite loci for the Parsley frog (*Pelodytes punctatus*): characterization and testing for cross-species amplification. *Conservation genetics*. Volume 10. Numéro 3. Pages 665-668.

VEITH M., FROMHAGE M., KOSUCH J. & VENCES M. (2006). Historical biogeography of Western Palaearctic pelobatid and pelodytid frogs: a molecular phylogenetic perspective. *Contributions to zoology*. Volume 75. Numéro 3/4. Pages 109-120.

> Bibliographie non consultée pouvant intéresser le lecteur :

ALVAREZ J., SALVADOR A., MARTIN J. & GUTIERREZ A. (1990). Desarrollo larvario del sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) en charcas temporales del NW de la península Iberica. *Revista española de herpetología*. Numéro 4. Pages 9-15.

BEEBEE T.-J.-C. (2002). Amphibian phenology and climate change. *Conservation Biology*. Numéro 16. Pages 1454-1454.

BLAUSTEIN A.-R., BELDEN L.-K., OLSON D.-H., GREEN D.-M., ROOT T.-L. & KIESECKER J.-M. (2001). Amphibian breeding and climate change. *Conservation biology*. Numéro 15. Pages 1804-1809.

CHEVALLIER J., LEGRAND F., PARC NATIONAL DES ÉCRINS, CENTRE DE RECHERCHES ALPIN SUR LES VERTÉBRÉS (2001). *Faune sauvage des Alpes du Haut-Dauphiné : Atlas des vertébrés*. Éditions Parc national des Écrins. 303 pages.

GARCÍA-PARÍS M., BUCHHOLZ D.-R. & PARRA-OLEA G. (2003). Phylogenetic relationships of *Pelobatoidea* re-examined using mtDNA. *Molecular phylogenetics and evolution*. Numéro 28. Pages 12-23.

GUYÉTANT R., TEMMERMANS W. & AVRILLIER J.-N. (1999). Phénologie de la reproduction chez *Pelodytes punctatus* Daudin, 1802 (*Amphibia, Anura*). *Amphibia-Reptilia*. Volume 20. Numéro 2. Pages 149-160.

- JESU R., EMANUELI L., SCHIMMENTI G., MAMONE A., ARILLO A., SALVIDIO S., CRESTA P., DORIA G. & LAMAGNI L. (2000). *Problematiche di conservazione del Pelodite punteggiato Pelodytes punctatus (Daudin, 1802) in Italia*. Atti 1 Congresso nazionale società herpetologia Italia. Musée régional des Sciences naturelles de Turin. Pages 695-702.
- LETHINEN R.-M., GALATOWITSCH S.-M. & TESTER J.-R. (1999). Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands*. Numéro 19. Pages 1-12.
- LIZANA M., MÁRQUEZ R. & MARTÍN-SÁNCHEZ R. (1994). Reproductive biology of *Pelobates cultripes* in Central Spain. *Journal de herpetologia*. Numéro 28. Pages 19-27.
- MARSH D.-M. & TRENHAM P.-C. (2001). Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation biology*. Numéro 15. Pages 40-49.
- REY BENAYAS J.-M., DE LA MONTAÑA E., BELLIURE J., EEKHOUT X.-R. (2006). Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain. *Journal of environmental management*. Volume 79. Numéro 3. Pages 279-289.
- SANCHIZ B., TEJEDO M. & SÁNCHEZ-HERRÁIZ M.-J. (2002). Osteological differentiation among Iberian Pelodytes (*Anura, Pelodytidae*). *Graellsia*. Numéro 58. Pages 35-68.
- SINDACO R. & ANDREONE F. (1988). Considerazioni sulla distribuzione di *Pelodytes punctatus* (Daudin, 1802) in territorio italiano. Atti Museo Civico di Storia Naturale Trieste. Numéro 41. Pages 161-167.
- SMITH M.-A. & DAVID M.-G. (2005). Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*. Numéro 28. Pages 110-128.
- TOXOPEUS A.-G., OHM M. & ARNTZEN J.-W. (1993). Reproductive biology of the parsley frog, *Pelodytes punctatus*, at the northernmost part of its range. *Amphibia-Reptilia*. Volume 14. Numéro 2. Pages 131-147.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Pélodyte ponctué (Pelodytes punctatus (Daudin, 1802)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 10 pages.



Photo Arudhio

Le pic cendré

Picus canus

32



Le Pic cendré

Picus canus Gmelin, 1788

Oiseaux, Piciformes, Picidés



Photo : Yves Muller

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Pic cendré, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Pic cendré appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce TVB



Région où l'espèce est présente et **est définitivement proposée pour être retenue** comme espèce TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 LPO Alsace, 2009 UICN <i>et al.</i>, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Le Pic cendré est une espèce paléarctique plutôt orientale (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). En Europe, il est présent de l'ouest de la France à l'Oural, dans les Balkans et le centre de la Scandinavie (LPO Alsace, 2009). Les principaux effectifs européens se situent en Allemagne, Roumanie, Biélorussie et Russie (Cuisin, 1999 <i>in</i> LPO Alsace, 2009). La France constitue l'avancée la plus occidentale de la distribution du Pic cendré (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Dubois <i>et al.</i> (2008) estiment la population nationale à 4 000 couples environ dans les années 2000. Selon Dubois <i>et al.</i> (2008), le Pic cendré est : - répandu sans être commun en Alsace et Lorraine, - plus sporadique en Franche-Comté, Bourgogne, Champagne-Ardenne, Centre, Auvergne, sud de la Normandie ; - très rare en Rhône-Alpes, Basse Bretagne, Pays de la Loire, Poitou-Charentes, - absent au sud d'une ligne Nantes-Mende-Genève ainsi qu'au nord d'une ligne Caen-paris-Metz ainsi qu'en Corse. Dans la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine élaborée selon la méthodologie UICN, le Pic cendré est classé dans la catégorie « Vulnérable » et est donc considéré comme une espèce nationalement menacée (UICN <i>et al.</i>, 2011).

Évolution récente D'après : Anonyme 1, à paraître Comolet-Tirman, 2000 EBCC, 2011 Jiguet, 2010 UICN <i>et al.</i>, 2011	Le Pic cendré est en régression (com. pers. Muller, 2012). L'espèce accuse un net déclin depuis ces 20 dernières années, notamment en limite nord de son aire de répartition (com. pers. Sibley, 2012) à l'exception peut-être des régions Alsace et Lorraine (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Globalement cette régression semble intervenir à la fois aux marges de l'aire de répartition française mais aussi dans son cœur même (Anonyme 1, à paraître). Les données européennes, qui montrent un accroissement de la population européenne de + 179 % de 1980 à 2009 et un déclin de - 21 % de 1990 à 2009 (EBCC, 2011), soulignent que ce déclin est net et récent. Le statut de conservation du Pic cendré semble donc désormais défavorable en Europe (Anonyme 1, à paraître). Toutefois, les données européennes sur le long terme sont à traiter avec précaution du fait de l'intégration progressive de nouveaux pays (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Par ailleurs, l'évaluation du statut de cette espèce reste difficile, en raison de sa grande discrétion qui le rend peu détectable (Anonyme 1, à paraître). En France, l'espèce a fortement diminué sur de nombreux sites de son aire de distribution, pour disparaître de l'Île-de-France au cours des dix dernières années par exemple (Comolet-Tirman, 2000 ; Jiguet, 2010 ; UICN <i>et al.</i>, 2011). Alors que la population francilienne était estimée à 50 couples environ en 1995 (Le Maréchal & Lesaffre, 2000 <i>in</i> Comolet-Tirman, 2000), l'espèce est encore contactée dans certaines de ses localités habituelles en 1999 (Comolet-Tirman, 2000) pour être considérée ensuite comme disparue en 2002 (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Le Pic cendré est aussi devenu rarissime en Bretagne et déclinerait fortement en Champagne-Ardenne (UICN <i>et al.</i>, 2011). En dehors de l'est de la France, peu de régions semblent encore abriter des populations significatives (UICN <i>et al.</i>, 2011). Il y a peu de contact avec le Pic cendré lors des relevés du Suivi temporel des oiseaux communs (STOC) du MNHN (une trentaine de carrés concernés) et les effectifs sont en diminution mais ce déclin reste difficile à mettre en évidence statistiquement (Jiguet, 2010).

Phylogénie et phylogéographie D'après : Benz <i>et al.</i>, 2006 Fuchs <i>et al.</i>, 2008 Fuchs <i>et al.</i>, 2007	Une étude génétique a été menée à l'échelle mondiale sur 46 espèces de Pics afin de comprendre l'évolution de ces espèces et de leur répartition (Benz <i>et al.</i>, 2006). Les résultats ont mis en lumière une histoire géographique complexe chez les Picedés avec de multiples lignées génétiques différentes distribuées de l'Amérique à l'Asie (Benz <i>et al.</i>, 2006). On distingue entre autres la sous-famille des Picinés, au sein de laquelle 3 groupes génétiquement dissociés ont pu être mis en évidence : le <i>Dendropicini</i>, le <i>Mégapicini</i> et le <i>Malarpicini</i> (Benz <i>et al.</i>, 2006). Le <i>Malarpicini</i> regroupe entre autres les espèces des genres <i>Dryocopus</i> et <i>Picus</i> donc le Pic cendré (Benz <i>et al.</i>, 2006). Par contre, au sein du <i>Malarpicini</i>, le caractère monophylétique (appartenance à une lignée unique) des espèces de <i>Picus</i> est, selon les auteurs et les gènes étudiés, confirmé (Benz <i>et al.</i>, 2006) ou remis en cause (Fuchs <i>et al.</i>, 2007 ; Fuchs <i>et al.</i>, 2008). Toutefois, quelque soit les études, <i>Picus canus</i> est génétiquement associé à <i>Picus viridis</i> au sein du <i>Malarpicini</i> (Benz <i>et al.</i>, 2006 ; Fuchs <i>et al.</i>, 2007 ; Fuchs <i>et al.</i>, 2008).

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce D'après : Anonyme 1, à paraître Dubois <i>et al.</i>, 2008 Géroudet, 2010 LPO Alsace, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Le Pic cendré est une espèce nicheuse et sédentaire en France (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Géroudet, 2010). Sa distribution est quasi identique toute l'année (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) et le Pic cendré est habituellement visible toute l'année sur son site de reproduction (Anonyme 1, à paraître ; LPO Alsace, 2009). Toutefois, le Pic cendré est cité comme « un peu erratique en dehors des bois à la fin de l'été » (Mayaud, 1936 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) et des mouvements, le plus souvent de moins de 100 km, ont été décrits dans le nord de l'Europe (Cramp, 1985 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Le Pic cendré est susceptible d'effectuer des déplacements de la montagne vers la plaine en période hivernale (Denis, 2008 <i>in</i> LPO Alsace, 2009). Un oiseau a été vu au col de Bretolet entre la Haute-Savoie et la Suisse en août 1977 (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Il existe plusieurs exemples d'individus vagabonds en automne et au printemps dans les secteurs où l'espèce ne niche pas (Géroudet, 2010).

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et occupation de l'espace

Habitat	Le Pic cendré est un oiseau forestier (Clergeau & Chefson, 1988). En milieu forestier strict, c'est l'oiseau du cœur des massifs (Anonyme 1, à paraître). Il fréquente aussi les petits bois de feuillus, les bosquets, le bocage, les

D'après : Anonyme 1, à paraître Clergeau & Chefson, 1988 Géroudet, 2010 Gjerde <i>et al.</i>, 2005 Hagvar <i>et al.</i>, 1990 Kosinski & Kempa, 2007 LPO Alsace, 2009 Muller, 2002 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	boisements en bordure de cours d'eau de types peupleraies ou ripisylves (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Les grands parcs et les vergers âgés sont aussi favorables (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Pour Guichard, 1954 (<i>in</i> Anonyme 1, à paraître), le Pic cendré affectionne le taillis sous futaie. En Europe centrale et orientale, le Pic cendré fréquente surtout les régions au relief marqué mais en France, l'espèce est bien représentée en plaine (Anonyme 1, à paraître). Le Pic cendré semble s'accommoder d'une grande diversité de milieux forestiers : - l'étude de Kosinski & Kempa (2007) menée en Pologne montre que 100 % des nids trouvés se situent dans des Hêtres (<i>Fagus sylvatica</i>) et les auteurs présentent ainsi le Pic cendré comme un spécialiste des hêtraies (Kosinski & Kempa, 2007), - dans l'étude menée en Norvège par Gjerde <i>et al.</i> (2005), le Pic cendré privilégie les parcelles dominées par le Tremble (<i>Populus tremula</i>), - dans l'étude menée en Norvège par Hagvar <i>et al.</i> (1990), la présence du Pic cendré est notée en forêts décidues (41%), mixtes (55%) ou de conifères (4 %), - il fréquente aussi les forêts de résineux ((Haland & Toft 1983; Stenberg & Hogstad 1992) <i>in</i> Gjerde <i>et al.</i>, 2005). L'étude de Gjerde <i>et al.</i> (2005), montre que le Pic cendré évite les parcelles à trop forte proportion d'Épicéa en s'accommodant toutefois de proportions élevées : le maximum de présence du Pic cendré se situe dans une proportion d'Épicéa entre 20 et 50 % mais ce constat semble davantage dû à des effets indirects (les forêts d'Épicéa sont des forêts côtières donc au climat favorable) qu'à l'essence d'Épicéa elle-même, - Haftorn (1971, <i>in</i> Hagvar <i>et al.</i>, 1990) mentionne que le Pic cendré exploite principalement les forêts de chênes (<i>Quercus</i> sp.) et de Tilleul à petites feuilles (<i>Tilia cordata</i>) dans le Sud Ouest de la Norvège ; - dans l'inventaire mené par Muller (2002) dans les Vosges du Nord, le Pic cendré est recensé dans des parcelles âgées dominées par des chênes, - en Alsace, le Pic cendré fréquente les forêts de feuillus âgées, notamment les hêtraies et les chênaies claires, présentant une importante diversité de structure (LPO Alsace, 2009). Toutefois, il faut noter que l'essence utilisée pour le nid n'est pas nécessairement l'essence dominante dans le peuplement (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). L'essence hébergeant le nid est souvent décrite comme une essence à bois tendre (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Dans leur étude, Hagvar <i>et al.</i> (1990) notent que 91 % des 11 nids trouvés sont creusés dans des Trembles et les 9 % restant dans des Frênes élevés (<i>Fraxinus excelsior</i>). L'âge et l'état des arbres recherchés par le Pic cendré pour creuser sa cavité de nidification varient selon les auteurs : - selon Kosinski & Kempa (2007), le Pic cendré installe son nid dans une cavité qu'il creuse en général sur une partie vivante d'un arbre vivant et en général sur le tronc (8 % seulement des nids se situent sur des branches), - Guichard (1954 <i>in</i> LPO Alsace, 2009) mentionne que le Pic cendré creuse son nid dans un arbre mort ou pourrissant, ou dans un arbre à bois tendre dans une branche ou dans le tronc. Une autre lecture de Guichard précise que la loge est creusée la plupart du temps dans un hêtre mort et vermoulu, très rarement un sujet en végétation (Guichard, 1954 <i>in</i> Anonyme 1, à paraître), - selon Hagvar <i>et al.</i> (1990), le Pic cendré niche essentiellement dans des arbres encore en vie qui peuvent être des arbres montrant des signes de faiblesse (par exemple quelques grosses branches mortes) jusqu'à des arbres où quelques branches seulement portent encore des feuilles vivantes (Hagvar <i>et al.</i>, 1990). Quoi qu'il en soit, le Pic cendré fréquente les forêts de vieux arbres, présentant des arbres morts sur pied ou pourrissant (Anonyme 1, à paraître). La présence de bois mort sur pied lui est indispensable (Guichard, 1954 <i>in</i> Anonyme 1, à paraître). Le Pic cendré affectionne donc les parcelles peu ou pas exploitées et sa préférence semble aller aux parcelles âgées d'au moins cinquante ans (Anonyme 1, à paraître). Kosinski & Kempa (2007) avancent un âge optimal des peuplements adaptés au Pic cendré d'au moins 80 à 120 ans.
Taille du domaine vital D'après : Anonyme 1, à paraître LPO Alsace, 2009	En général, un couple de Pic cendré occupe un territoire de 100 à 200 ha soit 1 à 2 km² (Géroudet, 1998 <i>in</i> LPO Alsace, 2009). Ce domaine vital s'élargit en dehors de la période de reproduction, jusqu'à 5 km² (Anonyme 1, à paraître).
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Anonyme 1, à paraître Clergeau & Chefson, 1988 Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les Pics d'une manière générale pratique un vol caractéristique par ses ondulations : entre quatre ou cinq coups d'ailes, l'oiseau ramène ses ailes le long du corps et redescend légèrement (Clergeau & Chefson, 1988). La silhouette en vol est donc plutôt fine et pointue aux deux extrémités (Clergeau & Chefson, 1988). Les pics parcourent rarement de grandes distances et se contentent souvent de se déplacer entre arbres proches (Clergeau & Chefson, 1988). Le Pic cendré est un oiseau très discret (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le Pic cendré se déplace beaucoup en chantant (com. pers. Comolet-Tirman, 2012 ; Guichard, 1954 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Également, le Pic cendré tambourine régulièrement ce qui a pour conséquence qu'il parcourt son territoire en s'arrêtant là où il connaît la présence de bois mort ou creux ou autre matériaux qui résonnent le mieux et donnent le meilleur son (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).

	Dans les arbres, le Pic cendré oscille entre des périodes de vivacité et des périodes calmes où il grimpe lentement, descend parfois à reculons ou s'immobilise longuement et en silence (Géroutet, 2010). En présence d'un danger réel ou supposé, la réaction de l'oiseau est soit de s'enfuir silencieusement soit de se figer contre le tronc, du côté opposé à la menace, posture qu'il peut conserver une demi-heure (Anonyme 1, à paraître). S'il est dans sa loge lorsqu'un bruit suspect l'alarme, sa réaction la plus courante consiste à observer rapidement les alentours et se tapir, plutôt que de s'envoler (Anonyme 1, à paraître). Le Pic cendré descend au sol pour se nourrir mais reste globalement arboricole (Clergeau & Chefson, 1988).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Anonyme 1, à paraître	Le Pic cendré est un oiseau diurne ; il passe la nuit dans une cavité, très souvent une loge creusée par une autre espèce de Pic (Anonyme 1, à paraître).
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Anonyme 1, à paraître Clergeau & Chefson, 1988 Deng & Gao, 2005 Hagvar <i>et al.</i>, 1990 Kosinski & Kempa, 2007 LPO Alsace, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les couples de Pic cendré se forment en fin d'hiver ou début du printemps (LPO Alsace, 2009 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La cavité de nidification est creusée en 3 semaines, à partir de la mi-avril, essentiellement par la femelle (LPO Alsace, 2009). Les caractéristiques de la cavité varient légèrement selon les auteurs : - Guichard (1954 <i>in</i> LPO Alsace, 2009) rapporte que la cavité se situe à une hauteur variant de 1 à 18 m, mais souvent à moins de six mètres du sol, - dans leur étude, Kosinski & Kempa (2007), observent qu'en moyenne, la cavité est creusée à 9,3 m de hauteur, sur un arbre de 29 m de haut et de 56 cm de diamètre (Kosinski & Kempa, 2007), - Hagvar <i>et al.</i> (1990), observent qu'en moyenne, l'arbre accueillant le nid mesure 35 cm de diamètre à 50 cm du sol et 24,3 cm de diamètre au niveau de la cavité. La hauteur de l'arbre est en moyenne de 14,5 m et la cavité se situe à 6 m au dessus du sol (Hagvar <i>et al.</i>, 1990). La ponte d'environ 8 œufs est déposée en mai et l'incubation est assurée par les deux parents pendant 14 à 17 jours (LPO Alsace, 2009). Il n'y a qu'une nichée par an, et la femelle ne dépose généralement pas de ponte de remplacement en cas d'échec (Clergeau & Chefson, 1988 ; LPO Alsace, 2009). Le succès de reproduction du Pic cendré est relativement élevé, d'environ 90 % (Deng & Gao, 2005). Sur 125 nids trouvés, 14 seulement ont échoué sur les quatre années d'études menées par Deng & Gao (2005). Dans leur étude, Deng & Gao (2005) constate que la cause principale d'échec (72 %) s'avère être une réoccupation du nid par une autre espèce après la ponte alors que la prédation ne semble pas être un facteur d'échec particulier (7 % à égalité avec l'abandon du nid par les parents). Par les données du baguage disponibles, la longévité du Pic cendré est estimée à au moins 5 ans (Anonyme 1, à paraître ; com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Les données de baguage sont sans doute en nombre réduit et il est fort probable que la longévité réelle puisse être supérieure (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Anonyme 1, à paraître	Le Pic cendré est monogame et nettement territorial (Anonyme 1, à paraître). Toutefois, le Pic cendré ne peut défendre la totalité de son vaste territoire (Anonyme 1, à paraître). Guichard (1954 <i>in</i> Anonyme 1, à paraître) signale que les chanteurs se déplacent beaucoup sur leur territoire. Hors période de reproduction, le Pic cendré est un oiseau solitaire, les rares cas observés de petites troupes concernent l'Europe du Nord-Est où existent des mouvements migratoires (Anonyme 1, à paraître).
Densité de population D'après : Anonyme 1, à paraître Kosinski & Kempa, 2007 LPO Alsace, 2009 Muller, 2002	En raison notamment de la grande taille de son domaine vital, le Pic cendré n'est jamais très abondant (Anonyme 1, à paraître). Kosinski & Kempa (2007) observent des densités inférieures à 0,1 couple pour 10 ha. Muller (2002) mesure une densité de 0,5 couple au 100 ha dans les Vosges du Nord. Ci-après, quelques densités observées (en nombre de couples au 100 ha) : - 0,35 (dans la plaine de Niederwald de Colmar (Denis, 2004 <i>in</i> LPO Alsace, 2009)), - de 0,4 à 0,7 (en moyenne montagne (com. pers. Denis, date inconnue <i>in</i> LPO Alsace, 2009)), - 0,8 (chênaie de la plaine de la Saône à Cîteaux : étude menée par Villard, 1984 <i>in</i> Muller, 2002), - 0,9 (chênaie de la plaine de la Saône à Pourlans : étude menée par Villard, 1984 <i>in</i> Muller, 2002), - 1 (chênaies âgées de Cîteaux : étude menée par Ferry & Frochot, 1965 <i>in</i> Muller, 2002), - 1,1 (vieilles chênaies de la région de Moulins : étude menée par Lovaty, 1980 <i>in</i> Muller, 2002). En milieu bocager, le Pic cendré atteint des densités moindres : on comptait par exemple 0,3 couple pour 10 ha en moyenne en 1990-1992 dans les vergers d'Offwiller (Muller, 1989). Dans les milieux forestiers très favorables la densité peut aller jusqu'à 3 couples au 100 ha comme dans de vieilles

	hêtraies ou de vieux vergers des Vosges du Nord (Muller, 1997 <i>in</i> LPO Alsace, 2009). En 1988, Siblet indiquait 2,6 couples pour 100 ha dans les secteurs de vieilles hêtraies en réserve biologique à Fontainebleau (<i>in</i> Anonyme 1, à paraître). Dans la Zone de protection spéciale (ZPS) des Vosges du Nord, d'une superficie d'environ 5 000 ha, 20 territoires ont été dénombrés au cours d'inventaires 2011-2012 ce qui amène à une densité de 0,4 couple aux 100 ha (com. pers. Muller, 2012). Dans la ZPS des forêts, rochers et étangs du Pays de Bitche, qui s'étend sur 6 300 ha, la population varie suivant les années de 6 à 10 territoires, ce qui correspond à une densité moyenne de 0,13 couple aux 100 ha (com. pers. Muller, 2012). La différence dans les densités de ces deux populations soulignerait l'affinité du Pic cendré pour la Hêtraie, qui domine la ZPS des Vosges du Nord alors que la ZPS du Pays de Bitche est dominée par le Pin sylvestre (<i>Pinus sylvestris</i>) (com. pers. Muller, 2012). Il est important de préciser que les densités calculées sur de petites surfaces ne reflètent pas nécessairement la tendance générale des densités observées (com. pers. Muller, 2012).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Anonyme 1, à paraître LPO Alsace, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Les jeunes quittent habituellement le nid courant juin, à l'âge de 24 ou 28 jours (Anonyme 1, à paraître ; LPO Alsace, 2009 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Ils restent avec l'un ou l'autre des adultes pendant quelques semaines selon Blume (1981 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Puis l'émancipation est suivie d'une période d'errance (Anonyme 1, à paraître). L'âge d'accession à la reproduction est d'1 an (Anonyme 1, à paraître).
Distance de dispersion D'après : Barbet-Massin <i>et al.</i>, 2011	Barbet-Massin <i>et al.</i> (2011) estiment la distance de dispersion des jeunes de Pic cendré à 17 km en moyenne.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance	Aucune information.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration	Chez les Piciés, la dispersion des jeunes est suivie d'une séparation des adultes et, à la fin de l'été, toute la famille s'est désagrégée (Clergeau & Chefson, 1988).
Fidélité au site	Aucune information.
Fidélité au partenaire	Aucune information.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce	Le Pic cendré est prioritairement menacé par des facteurs de gestion et de pratiques (Anonyme 1, à paraître ; LPO Alsace, 2009) : - en forêt : La tendance à abaisser l'âge d'exploitation, la généralisation de la futaie régulière par classe d'âge, les enrésinements, la suppression des arbres morts ou sénescents lui sont néfastes directement ou indirectement (par impact sur les insectes dont il se nourrit). A l'inverse, une exploitation forestière irrégulière, en taillis sous futaie ou

D'après : Anonyme 1, à paraître Comolet-Tirman, 2000 LPO Alsace, 2009	par parquets de quelques hectares, assurant le maintien des gros arbres et une diversité structurale, lui est favorable, - en milieu agricole : le Pic cendré souffre du retournement des prairies et de l'utilisation d'engrais et d'herbicides qui réduisent les populations de fourmis dont il se nourrit. Toutefois, la fragmentation de ses habitats semble également constituer un facteur important pour le maintien de l'espèce : - en forêt : toute pratique entraînant la fragmentation des milieux forestiers est défavorable au Pic cendré (Anonyme 1, à paraître). Par ailleurs, la création de routes forestières ou autres interventions induisant l'augmentation des effets de lisières sont susceptibles de favoriser le Pic vert, concurrent potentiel du Pic cendré (Coca, 1991 <i>in</i> Anonyme 1, à paraître ; Cuisin, 1999 <i>in</i> Comolet-Tirman, 2000 ; com. pers. Muller, 2012), - en milieu agricole : le Pic cendré souffre aussi de l'ouverture des paysages du à l'intensification de l'agriculture qui tend à un arrachage des haies, des vergers et des bosquets (Anonyme 1, à paraître). Malgré ces différentes menaces connues, de grandes interrogations subsistent sur les raisons du déclin du Pic cendré. En Île-de-France par exemple, aucune explication satisfaisante ne permet d'expliquer la disparition rapide et brutale observée ces dix dernières années (Comolet-Tirman, 2000). Il est difficile également de dire s'il s'agit d'une disparition, qu'elle soit définitive ou temporaire (phénomène de pulsations d'aire décrit par Vansteenwegen, 1998) ou d'une simple éclipse passagère due à la variabilité comportementale caractérisant cette espèce discrète voire due à des événements qui auraient perturbé les parades des quelques couples restants (tempête de 1999 par exemple) (Comolet-Tirman, 2000).
Importance de la structure paysagère D'après : Anonyme 1, à paraître Deng & Gao, 2005 Gjerde <i>et al.</i>, 2005 Kosinski & Kempa, 2007 LPO Alsace, 2009	Comme les densités de Pic cendré ne sont jamais importantes et que les territoires de cette espèce sont relativement grands, l'échelle du paysage comporte des enjeux importants (LPO Alsace, 2009). Le Pic cendré doit être considéré à l'échelle d'un massif entier (Anonyme 1, à paraître). Une échelle d'au moins 1000 ha semble nécessaire pour appréhender la conservation de cette espèce à faible densité (LPO Alsace, 2009). Le maintien d'une population de Pic cendré nécessite une présence continue de forêt âgée et adaptée à sa nidification et à son alimentation ((Pasinelli, 2000 ; Kosenko & Kaygorodova 2001 ; Kosiński & Winiecki, 2005) <i>in</i> Kosinski & Kempa, 2007). Pour Kosinski & Kempa (2007), le maintien de l'espèce à long terme est conditionné par la présence de petits îlots de Hêtre d'un diamètre supérieur à 40 cm. Même s'il est forestier, le Pic cendré recherche aussi les herbages où il recherche une partie de son alimentation (fourmis) (LPO Alsace, 2009). Par conséquent, l'espèce apprécie particulièrement les forêts entrecoupées de clairières et de prairies extensives (Anonyme 1, à paraître). La présence ponctuelle de coupes à blanc peut s'avérer favorable pour le Pic cendré par leur influence positive sur la présence des fourmis dont il se nourrit ; celui-ci s'installe souvent dans des charmaies proches de parcelles coupées à blanc ((Rolstad & Rolstad 1995 ; Stenberg 1996) <i>in</i> Gjerde <i>et al.</i>, 2005). De même, le Pic cendré tire profit de la présence éparse de jeunes plantations de conifères qu'il utilise pour ses ressources alimentaires ((Spitznagel, 1990 <i>in</i> Gjerde <i>et al.</i>, 2005) ; Kosinski & Kempa, 2007). Deng & Gao (2005) ont étudié l'influence de la présence de haies sur la reproduction du Pic cendré en contexte forestier fragmenté. Leurs résultats montrent que, en forêt fragmentée, la présence de paysages bocagers (haies) à proximité du nid n'a pas d'effet sur le succès reproducteur alors que cela peut être le cas pour d'autres espèces étudiées. Deng & Gao (2005) expliquent leurs résultats par le fait que le Pic cendré possède un succès de reproduction élevé et par ailleurs que la prédation, qui peut être plus importante en contexte bocager, n'est pas un facteur majeur de l'échec de reproduction chez cette espèce.
Exposition aux collisions D'après : Erritzoe, 2002 Girard, 2011	Les Pics sont rarement comptabilisés dans les études de mortalité routière (Erritzoe, 2002). Une étude menée en Europe, Turquie et Maroc, sur 46 400 km de routes prospectées, a comptabilisé 2 Pics verts (<i>Picus viridis</i> Linnaeus, 1758), 1 Pic cendré et 1 Pic épeiche (<i>Dendrocopos major</i> (Linnaeus, 1758)) (Haas 1964 <i>in</i> Erritzoe, 2002). Une étude de recensement de collisions, réalisée récemment sur 50 000 km de routes, 19 000 km de voies rapides et 40 000 km d'autoroutes dans l'ouest de la France parcourus entre 1994 et 2009, 8 Pics verts et 1 Pic épeiche sont comptabilisés sur les 7 816 cadavres comptés par les auteurs (92 espèces au total) (Girard, 2011). Selon ces résultats, le risque de collisions semble donc relativement faible chez les Pics, sans être pour autant nul. Pourtant, la problématique des collisions routières est connue pour affecter certaines espèces de Pics hors Europe. En Amérique, le Pic à tête rouge (<i>Melanerpes erythrocephalus</i> Linnaeus, 1758) est fortement menacé par le trafic routier. Dans une étude menée sur 340 km en 1924 dans l'Iowa, Dayton Stoner (1932 <i>in</i> Erritzoe, 2002) a comptabilisé 105 cadavres dont 39 Pics à tête rouge. Une autre étude menée dans l'Iowa sur 354 km par Dill (1926 <i>in</i> Erritzoe, 2002) a comptabilisé 21 Pics à tête rouge victimes du trafic routier. Enfin, une troisième étude menée par Baumgartner (1934 <i>in</i> Erritzoe, 2002) a comptabilisé 353 oiseaux tués par la route dont 33 Pics à tête rouge qui constitue alors l'espèce la plus recensée après le Moineau domestique (<i>Passer domesticus</i>). Ce fort taux de mortalité est sans doute explicable par le comportement du Pic à tête rouge qui vient souvent à terre prélever les insectes et graines dont il se nourrit (Baumgartner, 1934 <i>in</i> Erritzoe, 2002). Les oiseaux ont donc une forte propension à se poser le long des routes et nécessitent dans le même temps un délai certain pour s'envoler à l'approche du véhicule et prendre ensuite de la vitesse pour l'éviter (Baumgartner, 1934 <i>in</i> Erritzoe, 2002). Par ailleurs, un pic de mortalité est observé au milieu de l'été (20 oiseaux sur les 33 comptés par Baumgartner l'ont été à cette période) où les victimes sont essentiellement des jeunes : on peut ainsi en déduire que la dispersion des juvéniles est une période relativement exposée à ce risque de mortalité (Baumgartner, 1934 <i>in</i> Erritzoe, 2002). Même si aucune étude ne converge vers cela, il est possible que les Pics européens, dont le Pic cendré, soient sujets aux mêmes comportements et donc également exposés au risque de collision.

Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : Anonyme 1, à paraître	La mise en place d'îlots de vieux bois (vieillessement ou sénescence), la conservation de vieux arbres et le maintien de bois mort sur pied et d'arbres déjà porteurs d'une loge sont préconisées pour cette espèce (Anonyme 1, à paraître). Compte tenu de la taille importante des territoires de Pic cendré, il est préconisé d'appliquer ces mesures à l'échelle de massifs entiers (Anonyme 1, à paraître). En milieu agricole, les mesures agri-environnementales visant à maintenir le bocage, à entretenir les haies et les bosquets, sont jugées favorables à l'espèce, ainsi que la réduction des quantités de pesticides épandus, notamment sur les talus et bords de routes et chemins enherbés où ils sont très préjudiciables aux fourmis (Anonyme 1, à paraître).
Franchissement d'ouvrages	Aucune expérience connue dédiée à cette espèce.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Le Pic cendré pourrait bien être menacé par des modifications d'ordre climatique (UICN <i>et al.</i>, 2011). Sa répartition montre en effet que le climat influence la présence de l'espèce. Au delà de la plaine, l'espèce colonise surtout l'étage collinéen et s'élève localement dans l'étage montagnard jusque vers 1 300 m (Géroudet, 2010). Ainsi, le Pic cendré atteint 900 m dans les Alpes et 1 000 m dans le Massif central (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Dans les Vosges, il est présent jusqu'à la limite de la forêt (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En Franche-Comté, il manque en altitude (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En Suisse (Engadine), le Pic cendré est présent jusqu'à 1 880 m (Géroudet, 2010). Le Pic cendré est avant tout une espèce du domaine biogéographique continental qui est en limite d'aire de répartition dans l'ouest de la France (par exemple Île-de-France, Normandie) (Comolet-Tirman, 2000). Les changements climatiques pourraient donc jouer un rôle plutôt en sa défaveur contrairement aux espèces méditerranéennes ou atlantiques, en fragilisant les populations les plus marginales (Comolet-Tirman, 2000). Par ailleurs, en Norvège, l'étude de Gjerde <i>et al.</i> (2005) montre que le Pic cendré est davantage présent dans les forêts côtières et ceci pourrait être corrélé à leur climat plus adapté que les forêts intérieures. Le nombre moyen de jours d'enneigement et la température moyenne en Janvier constitueraient les facteurs les plus influents (Gjerde <i>et al.</i>, 2005). Le choix des territoires du Pic cendré serait donc en partie conditionné par leurs capacités à répondre à ses besoins en période hivernale (Gjerde <i>et al.</i>, 2005). Toutefois, d'autres sources mentionnent que le Pic cendré résiste à un fort enneigement (Géroudet, 2010).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Aucune étude n'a été trouvée qui porterait spécifiquement sur les déplacements du Pic cendré. Les recensements de présence et de reproduction du Pic cendré sont effectués par écoute, observation directe ou référencement des cavités de nidification mais ces études ne permettent pas de dire des choses sur les déplacements des individus.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Autres pics D'après : Anonyme 2, à paraître Anonyme 3, à paraître Clergeau & Chefson, 1988 Comolet-Tirman, 2000 Géroudet, 2010 Hagvar <i>et al.</i> , 1990 Kosinski & Kempa, 2007 Mikusinski <i>et al.</i> , 2001 Muller, 2002 Pettersson, 1985 Riemer, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Outre le Pic cendré, la France compte 8 autres espèces de Pics : le Pic à dos blanc (<i>Dendrocopos leucotos</i> (Bechstein, 1803)), le Pic épeiche (<i>Dendrocopos major</i> (Linnaeus, 1758)), le Pic épeichette (<i>Dendrocopos minor</i> (Linnaeus, 1758)), le Pic mar (<i>Dendrocopos medius</i> (Linnaeus, 1758)), le Pic noir (<i>Dryocopus martius</i> (Linnaeus, 1758)), le Pic tridactyle (<i>Picoides tridactylus</i> (Linnaeus, 1758)), le Pic vert (<i>Picus viridis</i> Linnaeus, 1758) et le Torcol fourmilier (<i>Jynx torquilla</i> Linnaeus, 1758). Les Pics sont tous des oiseaux adaptés à grimper et à creuser le bois pour se nourrir et se loger (Clergeau & Chefson, 1988). De ce fait, les Pics jouent tous d'une manière générale un rôle très important dans l'écosystème forestier : ils régulent les populations des insectes dont ils se nourrissent et participent au processus de décomposition des végétaux par déchiquetage des bois morts (Clergeau & Chefson, 1988 ; Muller, 2002). Il faut noter aussi que les pics contribuent à la reproduction de très nombreuses espèces cavernicoles en leur offrant des abris pour se reproduire (insectes comme les abeilles ou les frelons, oiseaux comme les étourneaux ou les sitelles, mammifères comme les martres, les écureuils ou les rats) (Clergeau & Chefson, 1988). De ce fait, les Pics sont de bons indicateurs de la richesse faunistique des forêts. Mikusinski <i>et al.</i> (2001), montrent dans leur étude menée en Pologne que le nombre d'espèces de Pics présentes est linéairement corrélé à la richesse en espèces d'oiseaux spécialistes des forêts comme généralistes. En présence de 9 espèces de Pics, le milieu héberge 50 espèces d'oiseaux en comparaison de 18 espèces en l'absence de Pic (Mikusinski <i>et al.</i>, 2001). Plus précisément, les espèces spécialistes sont augmentées de 98,5 % en présence du Pic épeiche, de 79,5 % pour le Pic noir, de 74,1 % pour le Pic épeichette, de 55,4 % pour le Pic vert et de 37,2 % pour le Pic mar (Mikusinski <i>et al.</i>, 2001). D'une manière générale, les relations interspécifiques entre les Pics sont complexes. Le Pic cendré pourrait par exemple bénéficier de la présence du Pic noir lors de la recherche de nourriture ((Cramp, 1985 ; Saari & Südbeck, 1997) in Comolet-Tirman, 2000). Dans leur étude menée en Pologne, Kosinski & Kempa (2007) montrent que, comme le Pic cendré, le Pic épeiche, le Pic mar, le Pic épeichette, le Pic noir et le Torcol fourmilier préfèrent tous les vieilles forêts décidues âgées d'au moins 81 ans. Des préférences différentes peuvent toutefois exister, notamment en ce qui concerne la composition des peuplements. Selon Kosinski & Kempa (2007) : - comme le Pic cendré, le Pic noir recherche avant tout les hêtraies (<i>Fagus sylvatica</i>), - le Pic épeiche et le Pic mar recherchent avant tout les peuplements de Chêne pédonculé (<i>Quercus robur</i>), - le Pic épeichette recherche avant tout le Charme (<i>Carpinus betulus</i>) et apprécie aussi dans une moindre mesure le Chêne pédonculé et l'Aulne glutineux (<i>Alnus glutinosa</i>). Le Torcol est quant à lui très inféodé aux vergers (com. pers. Clergeau, 2012).

Par ailleurs, en ce qui concerne l'arbre porteur de la cavité de nidification, les mêmes auteurs (Kosinski & Kempa, 2007), observent que, comme le Pic cendré, le Pic épeiche, le Pic mar et le Pic noir creusent leur cavité essentiellement sur des arbres vivants alors que le Pic épeichette la creuse sur les arbres mort encore sur pied. Par ailleurs, comme le Pic cendré, le Pic épeiche, le Pic mar, le Pic noir et le Pic épeichette creusent leur cavité sur le tronc (Kosinski & Kempa, 2007). Toutefois, le Pic mar et le Pic épeichette peuvent aussi la creuser dans des branches (Kosinski & Kempa, 2007). Enfin, tous, comme le Pic cendré, creuse leur cavité sur une partie vivante de l'arbre sauf le Pic épeichette, et dans une moindre mesure le Pic mar, qui la creusent dans des parties mortes (Kosinski & Kempa, 2007).

Dans l'étude menée par Hagvar *et al.* (1990) en Norvège, le Pic noir, le Pic vert, le Pic épeiche et le Pic épeichette portent une préférence pour les peuplements de Tremble (*Populus tremula*) comme c'était le cas pour le Pic cendré. Toutefois, le Pic noir apprécie aussi le Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*), le Pic épeichette apprécie aussi l'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) et le Pic épeiche apprécie aussi, dans une moindre mesure, les Bouleaux (*Betula* sp.).

Selon ces auteurs (Hagvar *et al.*, 1990) :

- le Pic noir recherche essentiellement des arbres totalement vivants voire des arbres présentant quelques signes de faiblesse,
- le Pic vert et le Pic épeiche recherchent essentiellement des arbres présentant quelques signes de faiblesse comme c'était le cas du Pic cendré,
- le Pic épeichette recherche des arbres récemment morts avec du bois encore compact jusqu'à des arbres morts depuis plusieurs années dont le bois est plutôt ramolli.

Enfin, les mêmes auteurs (Hagvar *et al.*, 1990) observent que :

- le Pic noir fréquente les forêts décidues (20 %), mixtes (40 %) et de conifères (40 %), soit des proportions sensiblement équivalentes à celles du Pic cendré (pour rappel, respectivement : 30 %, 40 %, 30 %),
- le Pic épeichette cible surtout les forêts décidues (53 %) et mixtes (40 %) puis moins volontiers de conifères (7 %),
- le Pic vert apprécie surtout les forêts mixtes (55 %) et décidues (41 %) puis moins volontiers de conifères (4 %),
- le Pic épeiche recherche surtout les forêts mixtes (75 %) puis moins volontiers les forêts décidues (14 %) et de conifères (11 %).

Concernant plus spécifiquement le Pic noir et le Pic mar, la littérature mentionne que :

- Le Pic noir a besoin de grandes superficies boisées (200 à 500 ha), avec présence d'arbres de gros diamètre donc âgés (en général 120 ans pour le Hêtre), d'un accès facile aux environs immédiats de l'arbre porteur du nid et de bois mort en abondance (troncs, grosses branches, souches) (Anonyme 2, à paraître). Les grandes coupes à blanc sont fréquentées pour obtenir une partie des aliments (Anonyme 2, à paraître). Le Pic noir exploite de préférence les fourmillières qu'il peut atteindre même sous la neige en creusant (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) ;
- Le Pic mar vit toute l'année dans les forêts de feuillus avec une nette préférence pour les chênaies et les chênaies-charmaies (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il est observé régulièrement dans des peuplements composés d'essences à écorce rugueuse comme les Chênes pédonculé et sessile, certains saules arborés, Ormes, Châtaignier, Frêne commun (Anonyme 3, à paraître). Il recherche les derniers stades forestiers où dominent les gros chênes (Anonyme 3, à paraître). Il lui faut au minimum 20 gros arbres à l'hectare pour nicher régulièrement (Anonyme 3, à paraître). En hiver, des milieux bocagers (chênes têtards émondés) et les vergers de hautes tiges contigus aux massifs forestiers peuvent être fréquentés (Anonyme 3, à paraître). Localement, les parcs peuvent aussi convenir, pourvu qu'il s'y trouve des arbres âgés, chênes ou ormes (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Des travaux menés sur le Pic mar en Suède démontrent l'importance de l'isolement des bois sur sa présence (Pettersson, 1985 *in com. pers.* Clergeau, 2012). Lorsque des boisements sont isolés de plus de 9 km entre eux ou par rapport à une forêt « source », le Pic mar n'est plus présent dans ces îlots boisés (Pettersson, 1985 *in com. pers.* Clergeau, 2012).

La répartition française du Pic noir a complètement changé depuis une cinquantaine d'années : alors qu'il se cantonnait aux régions montagneuses (Vosges, Jura, Massif Central, Alpes, Pyrénées) il a gagné la plaine et son aire s'est étendue vers l'Ouest et le Sud (Anonyme 2, à paraître ; Clergeau & Chefson, 1988 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il se trouve actuellement dans presque toutes les régions du pays sauf la Corse et une partie de l'Aquitaine, du Midi-Pyrénées, du sud de la Provence (Anonyme 2, à paraître). L'effectif est estimé en France à au moins 5 000 couples à la fin de la décennie 1990-2000 (Anonyme 2, à paraître). Les causes de cette expansion récente restent inconnues (Anonyme 2, à paraître).

Le domaine vital du Pic noir est vaste au printemps (de 150/200 à 500/600 ha selon les ressources alimentaires) et sans doute plus étendu encore en hiver (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). A l'intérieur de ce domaine vital, le Pic noir défend un territoire limité aux environs du nid (quelques dizaines d'hectares) (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Espèce monogame, le Pic noir se reproduit dès l'âge d'un an (Anonyme 2, à paraître). Dans certains cas, le couple est fidèle plus d'un an et l'espèce peut être fidèle à son nid plusieurs années (Anonyme 2, à paraître). Le Pic noir mène une vie en solitaire en dehors de la période de reproduction (Anonyme 2, à paraître).

Les adultes de Pic noir sont sédentaires (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) mais des déplacements de type migration ont été observés entre la Suède et le Danemark (Anonyme 2, à paraître). Les jeunes, eux, parcourent des distances importantes en dispersion, jusqu'à plusieurs dizaines de kilomètres voire plus au cours de l'automne et de l'hiver de leur première année (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Ils se montrent alors dans des lieux où l'espèce ne niche pas (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le maximum connu correspond à un jeune de l'année bagué en Allemagne et retrouvé deux ans plus tard en Bretagne à 1080 km (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). D'autres distances importantes sont rapportées, comme un jeune bagué dans le Canton de Berne en Suisse et retrouvé à 160 km (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Il est probable que ces grandes capacités de dispersion aient contribué à l'accroissement de l'aire de l'espèce (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991) mais on ne

	sait pas si l'expansion de l'aire française fait suite à des oiseaux des montagnes françaises ayant dispersé vers la plaine ou si des oiseaux sont venus d'autres pays comme d'Allemagne ou de Suisse (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Une hypothèse est avancée : Au cours des 40 dernières années du XX^{ème} siècle, de grandes coupes à blanc dans les forêts naturelles du nord de la Suède et leur fragmentation ont pu chasser une partie des Pics noirs vers le Danemark et certains seraient allés plus loin (Anonyme 2, à paraître). Le Pic noir n'est actuellement pas menacée de régression ou de disparition (Anonyme 2, à paraître). Toutefois, certaines pratiques de gestion ne lui sont pas favorables (récolte des arbres de nidification, dérangements, ...) (Anonyme 2, à paraître). La fragmentation des grands massifs forestiers par les infrastructures linéaires (autoroutes, lignes électriques...) est également un facteur négatif (Anonyme 2, à paraître). Le Pic mar est jugée en situation favorable à l'échelle de l'Europe (généralement stable depuis 1970, mais en déclin au sud-est depuis 1990) avec une fourchette d'effectifs de 140 000-310 000 couples (Anonyme 3, à paraître). En France, les effectifs sont estimés entre 25 000-100 000 couples en 2004 (Anonyme 3, à paraître). Le Pic mar est rare dans le nord et l'extrême sud-ouest (Anonyme 3, à paraître). Il est absent de la bordure méditerranéenne et des montagnes au-dessus de 700 mètres (Anonyme 3, à paraître). Ailleurs, sa distribution est irrégulière, offrant localement des densités élevées (Anonyme 3, à paraître). La transformation des taillis sous futaie en futaie régulière réduit les surfaces favorables au Pic mar et le morcellement des forêts peut aussi influencer négativement le maintien des populations (Anonyme 3, à paraître). Chez le Pic mar, l'envol des jeunes intervient après 20 à 23 jours (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les jeunes sont ensuite nourris durant une à deux semaines par les deux parents qui les chassent ensuite hors du territoire (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). S'ensuit une période d'erratisme des jeunes à la recherche de territoires non occupés (Anonyme 3, à paraître). Les adultes sont sédentaires (Anonyme 3, à paraître). Le Pic cendré et le Pic vert entretiennent des relations complexes qu'il est intéressant de noter ici. Dans les grandes lignes, Pic vert et Pic cendré se comportent de la même manière (Géroudet, 2010). Au vol, le Pic cendré paraît cependant plus léger et plus agile (Géroudet, 2010). Par ailleurs, contrairement au Pic cendré, le Pic vert tambourine très peu (com. pers. Comolet-Tirman, 2012) et va beaucoup plus à terre pour se nourrir que le Pic cendré (Clergeau & Chefson, 1988 ; Comolet-Tirman, 2000 ; Géroudet, 2010). Les comportements nuptiaux du Pic vert sont similaires à ceux du Pic cendré (Géroudet, 2010). Le domaine vital du Pic vert occupe entre 120 et 250 ha (Blume, 1981 in Géroudet, 2010) voire entre 395 à 576 ha (Spitznagel, 1990 in Géroudet, 2010). Le Pic vert est nettement moins sylvicole que le Pic cendré (Clergeau & Chefson, 1988 ; Géroudet, 2010) et il constitue même le moins forestier des Pics (Comolet-Tirman, 2000). Il occupe les espaces ruraux en présence de haies, de vergers, de bosquets (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il se tient aussi à la lisière des forêts et dans les bois clairs toujours à proximité de prairies qui lui sont indispensables (Géroudet, 2010). Le Pic vert fréquente aussi des habitats plus urbains tels que les parcs, les jardins (Dubois <i>et al.</i>, 2008). La littérature mentionne l'existence d'une compétition entre Pic vert et Pic cendré (Riemer, 2009). Cette compétition pourrait concerner directement l'accès aux cavités (Blume, 1996 in Riemer, 2009). En Suède par exemple, la limite Sud de la répartition de <i>Picus canus</i> serait déterminée par une compétition avec <i>Picus viridis</i> (Svårdson, 1949 in Riemer, 2009). Par ailleurs, l'ouverture de certains paysages et la fragmentation forestière favorise le Pic vert moins forestier (Coca, 1991 in Anonyme 1, à paraître). Ce phénomène est avancé comme l'une des causes de déclin du Pic cendré (Cuisin, 1999 in Comolet-Tirman, 2000 ; com. pers. Muller, 2012) car en règle générale, le Pic cendré cède rapidement sa place au Pic vert (Comolet-Tirman, 2000 ; Géroudet, 2010). Toutefois, si la fragmentation se poursuit (arasement des haies, ouverture des bocages), le Pic vert peut à son tour être défavorisé (Clergeau & Chefson, 1988). Malgré ces relations interspécifiques complexes, la cohabitation entre Pic vert et Pic cendré est fréquente dans plusieurs régions (Géroudet, 2010) et l'hybridation est aussi possible même si elle reste exceptionnelle (Géroudet, 2010). Le Pic vert apparaît encore plus sensible que le Pic cendré aux rigueurs hivernales et ne résiste pas à de forts enneigements (Géroudet, 2010). Le Pic vert est une espèce sédentaire (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Géroudet, 2010). Deux sous-espèces de Pic vert sont connues en France : <i>P. v. sharpei</i> (Pic de Sharpe) présent dans le Sud-ouest et <i>P. v. viridis</i> (sous-espèce nominale) répandue et commun au nord des Pyrénées (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Les deux sous-espèces confondues, la population française de Pic vert doit s'établir entre 500 000 et 1 million de couples dans les années 2 000 ce qui en fait le Pic le plus abondant en France (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Après leur envol, les jeunes restent groupés par 2 ou 3 pendant plusieurs semaines (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La distance de dispersion des jeunes Pics verts est estimée à 20 km autour du lieu de naissance par Yeatman-Berthelot & Jarry (1994). La longévité du Pic vert peut atteindre 7 ans (com. pers. Comolet-Tirman, 2012).
Autres espèces D'après : Gjerde <i>et al.</i>, 2005 LPO Alsace 2009 Machar, 2010 Mikusinski <i>et al.</i>, 2001 Muller, 2002 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Le Pic cendré se nourrit de fourmis et recherche également à terre et dans les troncs des mollusques ou insectes divers (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Son régime alimentaire varie au cours de l'année : il se nourrit plutôt de fourmis (genre <i>Serviformica</i>) l'été et plutôt d'insectes trouvés dans le bois mort ou vivant l'hiver (Rolstad & Rolstad, 1995 in Gjerde <i>et al.</i>, 2005). Dans les arbres, il recherche sa nourriture dans les fissures, interstices et cassures et n'attaque que rarement le bois (Anonyme 1, à paraître). Le Pic cendré peut aussi se nourrir de baies et de fruits divers (LPO Alsace 2009). Les loges creusées par le Pic cendré peuvent être réutilisées par d'autres espèces d'oiseaux (Mésanges, Sittelle torchepot, Pigeon colombin, Chouette de Tengmalm, ...), de mammifères (chauves-souris, écureuils ou Loir gris) ou d'insectes sociaux (abeilles, frelons) (Muller, 2002). Le fait que le Pic cendré soit associé à tout ce cortège d'espèces peut amener à le considérer comme une espèce « parapluie » c'est-à-dire que sa prise en compte permettra indirectement la prise en compte de tout un ensemble de faune et de flore (Machar, 2010).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Philippe CLERGEAU, Muséum national d'Histoire naturelle - Conservation des espèces, restauration et suivi des populations

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

Yves MULLER, LPO Alsace

Jean-Philippe SIBLET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ANONYME 1 (à paraître). *Pic cendré*, *Picus canus* (Gmelin, 1788). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 2 (à paraître). *Pic noir*, *Dryocopus martius* (Linné, 1758). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 3 (à paraître). *Pic mar*, *Dendrocopos medius* (Linné, 1758). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

BARBET-MASSIN M., THUILLER W. & JIGUET F. (2011). The fate of European breeding birds under climate, land use and dispersal scenarios. *Global change biology*. Volume 18. Numéro 3. Pages 881 à 890.

BENZ B.-W., ROBBINS M.-B., PETERSON A.-T. (2006). Evolutionary history of woodpeckers and allies (Aves: *Picidae*): Placing key taxa on the phylogenetic tree. *Molecular phylogenetics and evolution*. Volume 40. Numéro 2. Pages 389-399.

CLERGEAU P. & CHEFSON P. (1988). *Les pics*. Éditions Payot. Lausanne, Suisse. 64 pages.

COMOLET-TIRMAN J. (2000). Note sur le déclin alarmant du Pic cendré *Picus canus* dans le massif de Fontainebleau. *Bulletin de l'Association des naturalistes de la Vallée du Loing et du massif de Fontainebleau*. Volume 76. Numéro 4. Pages 169-173.

DENG W.-H. & GAO W. (2005). Edge effects on nesting success of cavity-nesting birds in fragmented forests. *Biological conservation*. Numéro 126. Pages 363-370.

DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 559 pages.

ERRITZOE J. (2002). *Bird traffic casualties and road quality for breeding birds a summary of existing papers with a bibliography*. Disponible en ligne sur : <http://www.birdresearch.dk/unilang/traffic/trafik.htm> (Consulté en mai 2012)

EUROPEAN BIRD CENSUS COUICIL (2011). *Trends of common birds in Europe, 2011 update*. Disponible en ligne sur : <http://www.ebcc.info/index.php> (Consulté en mai 2012)

FUCHS J., OHLSON J.-I., ERICSON P.-G.-P. & PASQUET E. (2007). Synchronous intercontinental splits between assemblages of woodpeckers suggested by molecular data. *Zoologica scripta*. Volume 36. Numéro 1. Pages 11-25.

FUCHS J., PONS J.-M., ERICSON P.-G.-P., BONILLO C., COULOUX A. & PASQUET E. (2008). Molecular support for a rapid cladogenesis of the woodpecker clade *Malarpicini*, with further insights into the genus *Picus* (Piciformes: *Picinae*). *Molecular phylogenetics and evolution*. Numéro 48. Pages 34-46.

GEROUDET P. (2010). *Les passereaux d'Europe*. Tome 2 - De la Bouscrale aux Bruants. Editions Delachaux & Niestlé. Paris. 512 pages.

GIRARD O. (2011). La mortalité aviaire due à la circulation routière en France (première partie). *Alauda*. Volume 80. Numéro 1. Pages 249-257.

GJERDE I., SAETERSDAL M. & NILSEN T. (2005). Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway. *Biodiversity and conservation*. Numéro 14. Pages 377-393.

HAGVAR S., HAGVAR G. & MONNESS E. (1990). Nest site selection in Norwegian woodpeckers. *Holarctic ecology*. Numéro 13. Pages 156-165.

JIGUET F. (2010). *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. Disponible en ligne sur : <http://www2.mnhn.fr/vigie-nature>. (Consulté en mai 2012)

KOSINSKI Z. & KEMPA M. (2007). Density, distribution and nest sites of woodpeckers *Picidae*, in a managed forest of western Poland. *Polish journal of ecology*. Volume 55. Numéro 3. Pages 519-533.

LPO ALSACE (2009). *Expertise et synthèse en vue de l'élaboration du document d'objectifs de la zone de protection spéciale « Crête du Donon au Schneeberg » N° FR4211814*. 92 pages.

MACHAR I. (2010). Use of the concept of umbrella species in landscape ecology for assessing the impact of investment projects implemented in the landscape. *Journal of landscape studies*. Numéro 3. Pages 13-27.

MIKUSIŃSKI G., GROMADZKI M. & CHYLARECKI P. (2001). Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation biology*. Numéro 15. Pages 208-217.

MULLER Y. (2002). Recherches sur l'écologie des oiseaux forestiers des Vosges du Nord. VIII. Dénombrement des picidés nicheurs d'une chênaie-pinède de 426 ha. *Ciconia*. Numéro 1. Pages 29-39.

MULLER Y. (1989). *Les Oiseaux de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord*. Éditions Parc naturel des Vosges du Nord (avec le soutien du Ministère de l'environnement), LPO Alsace, LPO Lorraine, Société d'études ornithologiques de France et Musée zoologique de Strasbourg. 350 pages.

RIEMER S. (2009). *Population densities and habitat use of woodpeckers in a Danube floodplain forest in Eastern Austria*. Diplomarbeit, Universität Wien. Fakultät für Lebenswissenschaften BetreuerIn: Schulze, Christian.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France. 28 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris, France. 775 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1991). *Atlas des oiseaux de France en hiver 1977-1981*. Société ornithologique de France. Paris, France. 575 pages.

> Bibliographie non consultée pouvant intéresser le lecteur :

ANGELSTAM P., BREUSS M., MIKUSINSKI G., STENSTROM M., STIGALL K. & THORELL D.. Effects of forest structure on the presence of woodpeckers with different specialisation in a landscape history gradient in NE Poland. In: *Avian landscape ecology: pure and applied issues in the large-scale ecology of birds*. Proceedings of the eleventh annual IALE (UK) conference. University of East Anglia, UK. 10 et 13 Septembre 2002. Pages 25-38.

BROSSELIN M. (1959). Nidification du Pic cendré à Rennes. *Penn ar Bed*. Numéro 18. Page 87.

CARLSON A. & AULEN G. (1992). Territorial dynamics in an isolated white-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) population. *Conservation Biology*. Numéro 6. Pages 450-454.

CARTIER J.-C. (1974). Deux records de nidification du Pic cendré (*Picus canus*) dans la Vienne. *L'Outarde*. Numéro 4. Page 25.

COMOLET-TIRMAN J. (1998). Le Pic mar *Dendrocopos medius* dans le massif de Fontainebleau : premier bilan d'un recensement. *Bulletin de l'Association des naturalistes de la Vallée du Loing et du massif de Fontainebleau*. Volume 74. Numéro 3. Pages 112-117.

CUISIN M. (1999). Pic cendré. In: ROCAMORA G. & YEATMAN-BERTHELOT D. (1999). *Oiseaux menacés et à surveiller en France*. Société d'études ornithologiques de France, Ligue pour la protection des oiseaux. 598 pages.

DENIS P. (2008). Les pics dans les forêts d'Alsace : essai de synthèse. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Colmar*. Numéro 68. Pages 39-68.

DEROUSSEN F. (1981). Statut en région parisienne des Pics noir, cendré et mar. *L'Épéiche*. Numéro 13. 6 pages.

DIDIER-LAURENT C., FOUCAUD S., GAUTIER P., GIBIARD J.-M., JARDIN G., LAIR J.-P., LAPIOS J.-M. & PHILIPPE G. (1989). Recensement des Pics de la forêt de Saint-Germain-en-Laye. *Le Passer*. Volume 26. Numéro 1. Pages 48-72.

DONGKUN L., EUNYOUNG K., JAEYONG C. & KYUSHIK O. (2010). The effects of development on forest-patch characteristics and bird diversity in Suji, South Korea. *Landscape and ecological engineering*. Volume 6. Numéro 2. Pages 171-179.

FAUVEL B., BALANDRAS G. & CARRE F. (1997). Évaluation des densités de pics nicheurs du massif de la forêt d'Orient (Aube). *Courier scientifique du PNR de la Forêt d'Orient*. Numéro 21. Pages 51-64.

FERRY C. & FROCHOT B. (1985). Les oiseaux nicheurs des plus vieilles parties de la forêt de Cîteaux. Deux ans de dénombrement par plan quadrillé. *Le Jean-le-Blanc*. Numéro 24. Pages 25-35.

FERRY C. & FROCHOT B. (1965). Un dénombrement de Pics en forêt de Cîteaux. *Le Jean le Blanc*. Numéro 4. Pages 70-76.

GLUE D.-E. & BOSWELL T. (1994). Comparative nesting ecology of the three British breeding woodpeckers. *British birds*. Numéro 87. Pages 253-269.

GUICHARD G. (1954). Notes sur la biologie du Pic cendré (*Picus c. canus* GMEL.). *L'Oiseau et R.F.O.* Numéro 24. Pages 87-95.

GUICHARD G. (1948). Le Pic cendré *Picus c. canus* dans l'Yonne. *Alauda*. Numéro 16. Pages 200-204.

ISSA N. (date inconnue). *Atlas des oiseaux nicheurs de France métropolitaine - Dossier spécial Picidés*. MNHN, SEOF, LPO. 10 pages.

HOGSTAD O. & STENBERG I. (1994). Habitat selection of a viable population of white-backed woodpeckers *Dendrocopos leucotos*. Fauna norvegica, Series C. *Cinclus*. Numéro 17. Pages 75-94.

- KEMPA M. & KOSIŃSKI Z. (2003). Ekspansja i pierwsze przypadki gniazdowania dzięcioła zielonosiwego *Picus canus* w Wielkopolsce [Expansion and breeding records of the Greyfaced Woodpecker *Picus canus* in the region of Wielkopolska]. *Not. Orn.* Numéro 44. Pages 131–135.
- LUOTO M., VIRKKALA R., HEIKKINEN R.-K. (2007). The role of land cover in bioclimatic models depends on spatial resolution. *Global ecology and biogeography*. Volume 16. Numéro 1. Pages 34-42.
- MIKUSINSKI G. & ANGELSTAM P. (1998). Economic geography, forest distribution and woodpecker diversity in central Europe. *Conservation biology*. Numéro 12. Pages 200-208.
- MULLER Y. (1985). *Pic Encyclopédie de l'Alsace*. Publitotal, Strasbourg. Numéro 10. Pages 6001-6003.
- PASINELLI G. (2006). Population biology of European woodpecker species: a review. *Annales zoologici fennici*. Numéro 43. Pages 96-111.
- PASINELLI G. (2000). Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biological Conservation*. Volume 93, Numéro 2. Pages 227–235.
- PETTERSSON B. (1985). Extinction of an isolated population of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its relation to general theories on extinction. *Biological Conservation*. Volume 32. Numéro 4. Pages 335-353.
- PETTERSSON B. (1985). Relative importance of habitat area, isolation and quality for the occurrence of middle woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden. *Holarctic ecology*. Numéro 8. Pages 53-58.
- PETTERSSON B. (1983). Foraging behaviour of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in Sweden. *Ecography*. Volume 6. Numéro 3. Pages 263-269.
- ROLSTAD J., LOKEN B. & ROLSTAD E. (2000). Habitat selection as a hierarchical spatial process: the green woodpecker at the northern edge of its distribution range. *Oecologia*. Volume 124. Numéro 1. Pages 116-129.
- ROLSTAD J. & ROLSTAD E. (1995). Seasonal patterns in home range and habitat use of the grey-headed woodpecker (*Picus canus*) as influenced by the availability of food. *Ornis Fennica*. Numéro 72. Pages 1-13.
- SAARI L. & SUDBECK P. (1997). Grey-faced Woodpecker *Picus canus* (In: The EBCC Atlas of european breeding birds: Their distribution and abundance, Editions W.J.M. Hagemeijer, M.J. Blair). T&AD Poyser. London. Pages 442-443.
- SERARDY (1952). Le Pic cendré (*Picus canus*) en Bourbonnais. *Oiseaux de France*. Volume 2. Numéro 4. Page 15.
- SIBLET J.-P. (1988). *Les oiseaux du massif de Fontainebleau et des environs*. Éditions Raymond Chabaud-Lechevalier. Paris, France. 286 pages.
- STENBERG I. (1996). Nest site selection in six woodpecker species. *Fauna norvegica, Series C. Cinclus*. Volume 19. Numéro 1. Pages 21–38.
- VILLARD P. (1984). Les pics dans deux forêts de chênes pédonculés de la plaine de Saône. *Le Jean-le-Blanc*. Numéro 23. Pages 27-44.
- VILLARD P., FERRY C. & FROCHOT B. (1987). Woodpecker densities in old oak-forests and changes from 1960 to 1985. *Acta oecologica*. Numéro 8. Pages 321-322.
- VILLARD M.-A., TRZCINSKI M.-K. & MERRIAM G. (1999). Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation biology*. Numéro 13. Pages 774-783.
- VIRKKALA R., ALANKO T., LAINE T. & TIAINEN J. (1993). Population contraction of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological conservation*. Numéro 66. Pages 47-55.
- VIVIEN J. (1969). Le Pic cendré en forêt de Fontainebleau. *Bulletin de l'Association des naturalistes de la vallée du Loing et massif de Fontainebleau*. Numéro 45. Pages 8-9.
- WASSENICH V. (1958). Zur Biologie und gegenwärtigen Verbreitung des Grauspechtes (*Picus canus*) in Luxemburg. *Regulus*. 38ème année. Pages 23-37.
- WEBB D.-M. & MOORE S.-S. (2005). A phylogenetic analysis of woodpeckers and their allies using 12S, Cyt b, and COI nucleotide sequences (class Aves; order Piciformes). *Molecular phylogenetics and evolution*. Numéro 36. Pages 233-248.
- WEIBEL A.-C. & MOORE W.-S. (2005). Plumage convergence in *Picoides* Woodpeckers based on a molecular phylogeny, with emphasis on convergence in downy and hairy woodpeckers. *The Condor*. Volume 107. Numéro 4. Pages 797-809.
- WESOŁOWSKI T. & TOMIALOJC L. (1986). The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primeval forest – preliminary data. *Acta ornithologica*. Numéro 22. Pages 1–21.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Pic cendré (Picus canus Gmelin, 1788) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 12 pages.



Photo Artur Mikołajewski

La pie-grièche écorcheur

Lanius collurio

La Pie-grièche écorcheur

Lanius collurio Linnaeus, 1758

Oiseaux, Passeriformes, Laniidés



Photo : Philippe Gourdain

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques de la Pie-grièche écorcheur, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Pie-grièche écorcheur appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Populations nicheuses

Situation actuelle D'après : Anonyme 3, à paraître Dubois <i>et al.</i>, 2008 UICN <i>et al.</i>, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La Pie-grièche écorcheur niche dans une grande partie du paléarctique occidental (Anonyme 3, à paraître ; Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) ; son aire de répartition va du nord du Portugal jusqu'en Sibérie (Anonyme 3, à paraître ; Dubois <i>et al.</i>, 2008). Les effectifs européens sont estimés entre 6,3 et 13 millions de couples (Anonyme 3, à paraître). En France, la Pie-grièche écorcheur est rare au nord d'une ligne Nantes/Charleville-Mézières (Anonyme 3, à paraître ; Dubois <i>et al.</i>, 2008). Dans le Midi méditerranéen, à part quelques exceptions, sa nidification commence à être régulière uniquement dans l'arrière-pays (Dubois <i>et al.</i>, 2008), surtout en moyenne montagne à partir de 600-700 m d'altitude (sauf en Corse où elle peut être trouvée à partir du littoral) (Anonyme 3, à paraître). La population est estimée à au moins 150 000 couples à la fin des années 1990 (Lefranc, 1999 <i>in</i> Anonyme 3, à paraître) et entre 120 000 et 360 000 couples en 2000 (Anonyme 3, à paraître). L'Auvergne compterait à elle seule 60 000 à 65 000 couples (LPO Auvergne, 1993 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Duboc, 1994 <i>in</i> Anonyme 3, à paraître). Dans la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine réalisée selon les critères UICN, la Pie-grièche écorcheur est classée en catégorie « Préoccupation mineure » (UICN <i>et al.</i>, 2011). Les moyennes montagnes, moins exposées à la régression de la polyculture et de l'élevage au profit de l'agriculture intensive, constituent aujourd'hui des « zones refuges » pour la Pie-grièche écorcheur. Cependant, celles-ci pourraient à leur tour devenir inhospitalières avec le retour spontané, ou assisté, de la forêt qui suit l'abandon des activités agricoles (Anonyme 3, à paraître).
Évolution récente D'après : Anonyme 3, à paraître Dubois <i>et al.</i>, 2008 EBCC, 2011 Jiguet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le statut de conservation de l'espèce est considéré comme défavorable en Europe, en raison d'un déclin historique avéré (Anonyme 3, à paraître). Les chiffres de l'European Bird Census Council (EBCC) montrent un déclin des effectifs européens de 36 % entre 1980 et 2011 et une augmentation de 31 % entre 1990 et 2011 (EBCC, 2011). En France, au cours des quatre dernières décennies, l'espèce a régressé aux limites Nord-Ouest de son aire de répartition, provoquant un glissement progressif de l'aire vers le Sud-Est (Anonyme 3, à paraître ; Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry). L'espèce a ainsi pratiquement déserté la Haute-Normandie, les départements du Cher, du Loir-et-Cher, du Loiret et de la Sarthe (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Dans le même temps, les effectifs ont diminué un peu partout à basse altitude (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) jusqu'à disparaître dans certaines plaines comme dans le Vaucluse (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Depuis 15 à 20 ans, des progressions locales des effectifs assez spectaculaires sont observées dans les secteurs restés favorables (Anonyme 3, à paraître) comme en Brenne, dans l'Indre, la Vienne ou les Deux-Sèvres (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; (Prevost, date inconnue ; Fouquet, 1992) <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). On ne constate pas toutefois pas autant de retour à l'aire de nidification « initiale » ((Chabot, 1999 ; Lefranc, 1999) <i>in</i> Anonyme 3, à paraître). Ces progressions sont peut-être dues à une évolution positive des effectifs des proies ou à des déplacements d'individus issus d'autres territoires remembrés ailleurs (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). De nouvelles preuves de nidifications ont aussi été trouvées dans le Sud et l'Ouest (Lot, Gers, Dordogne, Loire atlantique, Mayenne ou Var) (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Toutefois, ces constatations sont probablement dues en partie à un effort de prospection plus important qu'à une réelle augmentation des effectifs (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le programme de Suivi Temporel des Oiseaux Communs du MNHN confirme pour cette espèce une baisse des effectifs dans le passé, puis une remontée dans les années 2000 (augmentation significative de 41 % sur la période récente 2001-2010) (Jiguet, 2010).
Phylogénie et phylogéographie D'après : Pustjens <i>et al.</i>, 2004	L'histoire des lignées évolutives et de la répartition de la Pie-grièche écorcheur ne semble pas avoir été étudiée. La seule étude mobilisant l'outil génétique vise à étudier la structuration de populations situées au Danemark et au Pays-Bas (Pustjens <i>et al.</i>, 2004).
Populations hivernantes	
Populations en hiver D'après : Anonyme 3, à paraître Dubois & Rousseau, 2005 Géroutet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	L'espèce n'est pas présente en hiver dans notre pays. Les observations exceptionnelles d'individus en hiver correspondent plutôt à des comportements individuels atypiques qu'à des tentatives d'hivernage (exemple : un mâle observé en décembre 1977 en Champagne) (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Il pourrait s'agir aussi d'individus déficients incapables d'entreprendre la migration et dont les chances de survies sont faibles (com. pers. Comolet, 2012). Il pourrait s'agir encore tout simplement d'erreur d'identification de la part de débutants et de mauvaises conditions d'observations (com. pers. Lefranc, 2012).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	La Pie-grièche écorcheur est migratrice, elle hiverne dans la moitié orientale de l'Afrique (Dubois & Rousseau, 2005 ; Géroutet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Ainsi, son aire d'hivernage commence dans le sud du Kenya et

D'après : Anonyme 3, à paraître Dubois & Rousseau, 2005 Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	s'étend pratiquement sur tout le sud et le sud-est de l'Afrique (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Dates d'arrivée et de départ D'après : Anonyme 3, à paraître Géroudet, 2010 Tryjanowski & Sparks, 2001 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	La migration postnuptiale peut commencer très tôt pour les oiseaux qui ont échoué dans leur reproduction puis bat son plein entre mi-juillet et mi-août (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En France, les observations se raréfient progressivement en septembre, pour devenir exceptionnelles en octobre (Anonyme 3, à paraître). Le départ des zones d'hivernage a lieu entre mi-mars et mi-avril (Anonyme 3, à paraître). En France, les premiers oiseaux arrivent à la fin-avril ou au début de mai (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Les mâles arrivent les premiers (Gérardet, 2010). Tryjanowski & Sparks (2001) constatent que plus une population possède un effectif important plus il y a de probabilité d'observer des individus hâtifs.
Routes migratoires D'après : Anonyme 3, à paraître Dubois <i>et al.</i>, 2008 Dubois & Rousseau, 2005 Gérardet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La Pie-grièche écorcheur fait partie des rares espèces d'Europe occidentale à effectuer une migration par la voie orientale (Anonyme 3, à paraître). Toutefois, les individus suivent un itinéraire différent au printemps et à l'automne avec une migration « en boucle » (Anonyme 3, à paraître ; Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Dubois & Rousseau, 2005 ; Gérardet, 2010). En migration postnuptiale, les individus de l'ouest de l'Europe (France, Espagne, Portugal) partent vers le Sud-Est (Dubois & Rousseau, 2005) en direction de la péninsule balkanique, de l'Italie, de la Grèce et de ses îles (Gérardet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Ils gagnent ainsi l'Afrique du Nord sur un front large de 900 km environ (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Arrivés en Égypte, ils poursuivent ensuite leur route sur le continent africain (Anonyme 3, à paraître). En migration pré-nuptiale, la Pie-grièche écorcheur emprunte une route située plus à l'est de l'Afrique (Dubois & Rousseau, 2005 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les individus quittent l'Afrique à partir de l'Éthiopie ou de la Somalie remontent la péninsule arabique puis passent par le Moyen-Orient et la Turquie sur un front étroit (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les populations se dispersent ensuite en éventail en Europe (Gérardet, 2010).
Comportement migratoire D'après : Anonyme 3, à paraître Gérardet, 2010	La Pie-grièche écorcheur est un migrateur nocturne (Anonyme 3, à paraître). Sa vitesse moyenne en migration est de 200 km/jour lors de la migration printanière (Gérardet, 2010). On note le cas exceptionnel d'un oiseau bague un jour à Helgoland (île du nord de l'Allemagne) et retrouvé le lendemain à 700 km au Nord/Nord-Ouest entre la Norvège et l'Écosse (Gérardet, 2010). La Pie-grièche écorcheur est un migrateur solitaire (com. pers. Lefranc, 2012). Il peut néanmoins exister des regroupements aléatoires importants lors de haltes migratoires dans des secteurs adéquats offrant de bonnes possibilités alimentaires (com. pers. Lefranc, 2012).
Effectifs en migration D'après : Dubois & Rousseau, 2005	La Pie-grièche écorcheur est notée en migration au Cap Corse mais aucune donnée d'effectifs au passage n'est indiquée par Dubois & Rousseau (2005).
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Anonyme 3, à paraître Brambilla <i>et al.</i>, 2009 Dubois <i>et al.</i>, 2008 Morelli, 2012 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La Pie-grièche écorcheur est une espèce typique des milieux ouverts à semi-ouverts (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Elle occupe les milieux comportant des prairies de fauche et/ou de pâtures extensives, parfois traversées par des haies, mais toujours plus ou moins ponctués de buissons bas épineux (ronces, prunelliers, aubépines, ...), d'arbres isolés et d'arbustes divers (Anonyme 3, à paraître ; Brambilla <i>et al.</i>, 2009 ; Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Morelli, 2012 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Elle est donc reliée aux milieux agricoles mais peut aussi fréquenter les prairies de montagnes (Morelli, 2012) jusqu'à une certaine altitude (cf. rubrique « Influence du climat ») ainsi que certains milieux forestiers qui lui sont adéquats (cf. item relatif à la fragmentation). La Pie-grièche écorcheur affectionne donc des milieux divers à condition que ces derniers offrent des possibilités de nidification (buissons) et de chasse (perchoirs) et un accès aux ressources alimentaires (Anonyme 3, à paraître ; Brambilla <i>et al.</i>, 2009 ; Morelli, 2012).
Taille du domaine vital D'après : Anonyme 3, à paraître	Chaque couple occupe un domaine vital compris d'habitude entre 1 et 3,5 ha (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Selon Gérardet (2010), un couple peut occuper une surface de seulement 0,5 ha. Les surfaces occupées et défendues varient en réalité selon les années et selon les secteurs et également au cours d'une même saison de reproduction (Gérardet, 2010). Les surfaces varient également selon la manière de procéder

Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	aux mesures (mesure du territoire restreint réellement défendu ou du territoire étendu aux secteurs fréquentés plus occasionnellement ?) (com. pers. Comolet, 2012).
Déplacements	
Modes de déplacements et milieux empruntés D'après : Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La Pie-grièche écorcheur est l'oiseau des buissons ; elle est donc très peu arboricole (Géroudet, 2010). Son vol est onduleux (Géroudet, 2010) et elle pratique très rarement le vol sur place (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il arrive que la Pie-grièche écorcheur se déplace au sol en sautillant (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Anonyme 3, à paraître Dubois <i>et al.</i> , 2008 Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	L'espèce chasse à l'affût (Anonyme 3, à paraître). En période d'activité, elle passe donc une grande partie de son temps postée et exposée sur des perchoirs (fils, arbres, buissons, piquets) (Géroudet, 2010) entre 1 et 3 m au-dessus du sol (Dubois <i>et al.</i> , 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La plupart des proies sont prélevées au sol ou dans la basse végétation, en majorité dans un rayon inférieur à 10 m (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Par beau temps, l'oiseau peut aussi poursuivre des insectes dans l'espace aérien (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circannien (cycle annuel) D'après : Anonyme 3, à paraître Balaz, 2007 Géroudet, 2010 Morelli, 2012 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La nidification de l'espèce suit de très près son retour de migration (Anonyme 3, à paraître). A la fin avril, ou en mai, les individus occupent un canton de nidification (Géroudet, 2010), les mâles en légère avance sur les femelles. Le nid, en général, est construit entre 0,4 et 1,8 m de hauteur, dans un buisson épineux (Anonyme 3, à paraître ; Balaz, 2007 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La femelle pond entre 4 et 6 œufs à partir de la première décade de mai (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010). Les couvées de remplacement, après destruction ou abandon, sont fréquentes et la saison de ponte peut s'étirer jusqu'au début de juillet (Anonyme 3, à paraître). L'incubation, qui dure 14 ou 15 jours, est assurée uniquement par la femelle (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010). Le mâle est ensuite le plus actif dans le nourrissage de la nichée (Géroudet, 2010). Dans une étude menée pendant 6 ans dans les Vosges, 54 % des œufs pondus (n=879) ont produit des jeunes à l'envol (Lefranc, 1979 <i>in</i> Anonyme 3, à paraître). Balaz (2007) observe environ 3 jeunes par nid ayant connu un succès pour 32 nids comptés en Slovaquie. Morelli (2012) note un succès reproducteur quasi identique en milieux cultivés comme en milieux de montagne avec respectivement 3,4 et 3,8 jeunes à l'envol. La longévité de la Pie-grièche écorcheur est de 5 à 6 ans (Jakober & Stauber, 1987 <i>in</i> Anonyme 3, à paraître).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : com. pers. Lefranc, 2012	La Pie-grièche écorcheur est insociable et les conflits entre mâles sont fréquents dans les secteurs de forte densité mais cette agressivité est très variable au cours d'une saison de reproduction. Le schéma constaté est le suivant (com. pers. Lefranc, 2012) : - En début de saison de nidification avant que la ponte soit complète, le mâle a tendance à défendre fortement l'ensemble de son domaine vital qui mesure alors environ 1,5 ha (com. pers. Lefranc, 2012). Il s'agit pour lui, d'éviter l'intrusion d'autres mâles susceptibles d'effectuer des « extra pair copulations » (EPC) (cf. rubrique « Fidélité au couple »), - Une fois l'incubation en cours, l'agressivité intra-spécifique de la part des mâles tend à se relâcher, car le risque d'EPC disparaît (mais celui-ci revient en cas de ponte de remplacement). Le territoire défendu est donc moins grand, surtout localisé dans une zone autour du nid et les domaines vitaux de plusieurs couples peuvent partiellement se chevaucher, - Une fois les jeunes hors du nid, cette agressivité se relâche encore et il n'est pas exclu de voir des mâles chasser très près les uns des autres, chacun avec des jeunes à charge.
Densité de population D'après : Anonyme 3, à paraître Géroudet, 2010 Morelli, 2012 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Un couple s'installe volontiers à proximité d'autres couples (Anonyme 3, à paraître). La distance entre deux nids peut être de 50 m à peine (Géroudet, 2010). Des secteurs particulièrement favorables peuvent ainsi regrouper jusqu'à 6 couples pour 10 ha (Lefranc, 1993 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) alors que la densité globale est généralement de l'ordre de 1 couple pour 50 ha. La répartition de la Pie-grièche écorcheur se fait donc souvent par agrégats (com. pers. Lefranc, 2012). En Haute-Loire, on observe des densités de l'ordre de 1,1 couples pour 10 ha (Joubert, 1992 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En Italie, Morelli (2012) trouve des densités comparables en milieux cultivés et en milieux de montagne avec des valeurs respectivement de 0,27 et de 0,30 couple pour 10 ha.

	Les densités de population sont assez variables d'une année sur l'autre (Géroudet, 2010). La cause est probablement liée aux conditions d'hivernage en zone sub-sahélienne (com. pers. Sibley, 2012).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Anonyme 3, à paraître Barbet-Massin <i>et al.</i>, 2011 Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les jeunes restent au nid environ 14 jours, parfois seulement 11 ou au contraire jusqu'à 18 (Anonyme 3, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Quand ils quittent le nid ils ne savent pas encore voler ; ils sautillent de branches en branches ou restent cachés dans les fourrés (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Une famille ne se déplace donc pas beaucoup (Géroudet, 2010). Les juvéniles restent dépendants de leurs parents pendant 2 semaines après leur sortie du nid puis s'émancipent petit à petit (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Toutefois, même lorsqu'ils arrivent à s'alimenter seuls, les jeunes peuvent continuer à recevoir de la nourriture de leurs parents jusqu'à l'âge d'un mois et demi (Géroudet, 2010). Jakober & Stauber (1987 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) ont observés des jeunes tout à fait indépendants à 37 jours. Une famille reste donc unie assez longtemps (Géroudet, 2010). Dès la seconde semaine d'août les jeunes se dispersent puis ils partent en migration, après les adultes (Géroudet, 2010).
Distance de dispersion	Aucune information.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance D'après : Barbet-Massin <i>et al.</i>, 2011 Tryjanowski <i>et al.</i>, 2007 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La bibliographie est diverse sur le sujet et parfois contradictoire. Il est important par ailleurs de bien préciser l'échelle à laquelle est étudiée le caractère philopatride (site de naissance, région de naissance au sens large). Ainsi : - dans leur étude réalisée en Pologne à l'aide du baguage, Tryjanowski <i>et al.</i> (2007) constatent une philopatrie juvénile nulle (0,46 % des individus bagués poussins sont retrouvés l'année suivant leur naissance sur la zone de 20 km² étudiée), - dans l'étude de Jakober & Stauber (1987 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994), sur 1 957 poussins bagués, 6,1 % ont été retrouvés sur place l'année suivant leur naissance ou plus tard, - Barbet-Massin <i>et al.</i> (2011) estiment à 10 km en moyenne la distance entre le lieu de naissance et le lieu de première reproduction chez les Pies-grièches, - Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) mentionnent quant à eux que peu de jeunes sont fidèles à leur site de naissance mais restent fidèles à leur région natale. Ainsi, un individu bagué immature dans les Vosges a été repris 70 km plus loin en juin de l'année suivante, au Sud-Ouest mais toujours dans les Vosges (Lefranc, 1979 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion des adultes post-reproduction	Aucune information.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au site D'après : Anonyme 3, à paraître Pasinelli <i>et al.</i>, 2007 Tryjanowski <i>et al.</i>, 2007 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les mâles adultes sont en principe très fidèles à leur territoire (Anonyme 3, à paraître) alors que les femelles sont nettement moins liées à leur territoire précédent (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Une étude menée en Allemagne a montré que les mâles sont d'autant plus fidèles à leur territoire de l'année précédente que la reproduction y a été réussie et qu'ils sont âgés (Jakober & Stauber, 1987 <i>in</i> Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Pasinelli <i>et al.</i> (2007), quant à eux, ont observé que le fait que les adultes reviennent sur le même site de reproduction d'une année sur l'autre est conditionné avant tout par le succès de reproduction en ce qui concerne les femelles, et par la qualité du territoire ou les risques de prédation en ce qui concerne les mâles. Tryjanowski <i>et al.</i> (2007) constatent de leur côté une philopatrie quasi nulle chez les deux sexes (3,6 % des mâles et 3 % des femelles seulement). Ces résultats originaux par rapport aux autres études menées sur la philopatrie de la Pie-grièche écorcheur sont interprétés par les auteurs comme une adaptation des populations étudiées (Tryjanowski <i>et al.</i>, 2007). Celles-ci se trouvent dans un contexte où de nombreux sites restent encore favorables et vacants, ce qui permettrait aux individus de changer tous les ans de sites de reproduction malgré une densité de population élevée (Tryjanowski <i>et al.</i>, 2007).

Fidélité au partenaire D'après : Schwarzova <i>et al.</i>, 2000	La Pie-grièche écorcheur est une espèce considérée comme strictement monogame. Toutefois, l'outil génétique a permis de révéler que certains mâles peuvent aller s'accoupler avec des femelles situées sur des territoires proches de celui de leur couple (Schwarzova <i>et al.</i>, 2000). Schwarzova <i>et al.</i> (2000) observent que 10 jeunes sur les 65 comptés parmi les 15 nids étudiés sont issus d'accouplements « hors appariement » (dits « extra pairs copulations » (EPC)) et que ces juvéniles sont tous des mâles.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Anonyme 3, à paraître Brambilla <i>et al.</i>, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les changements des pratiques agricoles intervenus au cours des 40 dernières années ont abouti à des changements à l'échelle des paysages ruraux, tels que le recul des prairies et l'importante régression des haies (Anonyme 3, à paraître ; Brambilla <i>et al.</i>, 2009). Globalement, la régression des formes d'agriculture extensive fondée sur la polyculture et l'élevage, et surtout sur l'élevage de bovins ou d'ovins, a été très défavorable pour la Pie-grièche écorcheur (Anonyme 3, à paraître ; Brambilla <i>et al.</i>, 2009). La disparition ou la raréfaction de la Pie-grièche écorcheur résulte également de facteurs de gestion telles que l'utilisation de pesticides et de produits vétérinaires qui affectent son milieu comme ses ressources alimentaires (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Importance de la structure paysagère D'après : Anonyme 3, à paraître Brambilla <i>et al.</i>, 2009 Géroudet, 2010 Morelli, 2011 Morelli <i>et al.</i>, 2012	La Pie-grièche écorcheur est une espèce typique des milieux intermédiaires, semi-ouverts. Elle évite ainsi totalement les forêts fermées et les milieux totalement ouverts dépourvus de végétation ligneuse (Anonyme 3, à paraître ; Morelli <i>et al.</i>, 2012). Le paysage qu'elle recherche est un paysage structuré qui doit comporter en mosaïque (Géroudet, 2010) : - des couverts feuillus, denses jusqu'au sol et de préférence épineux, - des espaces dégagés en général pourvus d'une strate herbacée riche en insectes, - si possible quelques surfaces dénudées. Une étude a été menée en Italie par Brambilla <i>et al.</i> (2009) afin de modéliser les éléments optimaux pour la Pie-grièche écorcheur à l'échelle fine d'un territoire comme à l'échelle plus large du paysage. Ainsi, il ressort qu'un paysage favorable à la Pie-grièche écorcheur est caractérisé par une surface importante de prairies et de pâtures, un linéaire important de haies et une part faible de zones urbanisées et cultivées et de plans d'eau (Brambilla <i>et al.</i>, 2009). A l'échelle plus fine du territoire, les variables les plus importantes restent sensiblement les mêmes : la longueur du réseau de haies, la surface en prairies de fauche ou faiblement pâturées (55 à 65 %) ou encore la taille des buissons et les surfaces qu'ils couvrent (15 à 35 %) (Brambilla <i>et al.</i>, 2009). Morelli <i>et al.</i> (2012) confirment que l'hétérogénéité des paysages agricoles est l'un des facteurs les plus importants dans la sélection de l'habitat de reproduction de la Pie-grièche écorcheur. Cette espèce préfère se reproduire dans des zones cultivées présentant des buissons dispersés et une forte densité de haies (Morelli <i>et al.</i>, 2012). Dans les secteurs où les milieux favorables à l'espèce sont rares, les abords des routes peuvent constituer un habitat de repli (Morelli, 2011 ; Morelli <i>et al.</i>, 2012). Les abords des routes comportent en général des espaces au sol nu et des buissons dispersés, ce qui peut répondre aux exigences de l'espèce pour sa nidification et son alimentation (Morelli, 2011). Morelli (2011) observe que, sur sa zone d'étude en Italie, 76 % des nids comptés sont construits à moins de 25 m d'une route. Les auteurs de ces études ne disent cependant rien de l'exposition plus importante au risque de collision que ce phénomène doit sans doute engendrer. Morelli (2011) précise toutefois qu'il ne s'agit pas de route à fort trafic. En forêt, la Pie-grièche écorcheur peut être présente, dans le cadre des traitements en futaie régulière, dans les premiers stades de la régénération, notamment après les coupes d'ensemencement (Anonyme 3, à paraître). Elle se trouve aussi dans ce milieu après des perturbations de type tempête ou incendie qui ouvrent les peuplements (Anonyme 3, à paraître).
Exposition aux collisions	La mortalité liée au réseau routier peut être très importante notamment dans les secteurs de forte densité (com. pers. Sibley, 2012), d'autant plus s'il s'agit d'une route à grande vitesse (com. pers. Comolet, 2012). Sur des petites routes de campagne, des Pies-grièches mortes en bord de route peuvent aussi être victimes de produits phytosanitaires ; une autopsie est alors nécessaire pour conclure sur la cause de mortalité (com. pers. Comolet, 2012).
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : Anonyme 1, à paraître	Le maintien ou la restauration d'éléments fixes du paysage (relief, canaux, haies, arbres isolés, etc.) est une des principales mesures proposées pour cette espèce (Anonyme 1, à paraître). Il est également préconisé de conserver et restaurer les prairies de fauches, les zones herbeuses et de pâture, en évitant l'utilisation de produits chimiques (Anonyme 1, à paraître). La Pie-grièche ayant semble-t-il tendance à se regrouper en agrégat, les mesures visant à préserver/restaurer de grands ensembles herbagés et des paysages de polyculture-élevage sont encouragées (Anonyme 1, à paraître).
Franchissement d'ouvrages	Aucune action connue dédiée à cette espèce.

INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT

L'influence climatique sur la distribution, la densité de population et la reproduction de la Pie-grièche écorcheur semble évidente (Géroudet, 2010).

En période de nidification la Pie-grièche écorcheur évite les zones trop fraîches et arrosées, mais aussi, dans une certaine mesure, les régions à climat estival trop chaud et sec (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En France, l'espèce est donc un nicheur rare à la fois en Bretagne/Normandie et en Provence (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La limite Nord de l'aire de répartition nationale de l'espèce tend en réalité à coïncider avec l'isotherme de 19 °C de juillet en France (Anonyme 3, à paraître).

La Pie-grièche écorcheur se reproduit en France jusqu'à 1 500 m (Géroudet, 2010) et elle est ainsi plutôt bien représentée en moyenne montagne sur les secteurs bien exposés (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

On peut noter toutefois que :

- dans l'est des Pyrénées, l'optimum est observé à des altitudes relativement élevées, nicheuse à 1 700 m dans les Pyrénées Orientales (Affre, date inconnue in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994),
- en Savoie, l'espèce a été trouvée nicheuse à 2 050 m d'altitude (Isenmann, date inconnue in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994),
- dans les Alpes, l'altitude maximale connue est de 2 160 m à Bonneval-sur-Arc dans le Parc de la Vanoise (Anonyme 3, à paraître).

Au-delà de la répartition de l'espèce, on observe aussi que le succès de la reproduction de la Pie-grièche écorcheur, en plus de dépendre de la pression de prédation sur les œufs et les poussins, dépend aussi fortement des conditions météorologiques (Anonyme 3, à paraître ; Metzmacher & Van Nieuwenhuysse, 2012). Des pluies persistantes et/ou des températures très basses au moins de juin peuvent avoir un impact catastrophique, notamment en réduisant l'accessibilité à la nourriture (Anonyme 3, à paraître). Les printemps et les étés froids et humides semblent ainsi avoir un effet négatif majeur sur ses fluctuations d'effectifs (Metzmacher & Van Nieuwenhuysse, 2012).

Au regard de tous ces éléments, il est possible de supposer une certaine influence du changement climatique sur les populations de cette Pie-grièche (Anonyme 3, à paraître). Les résultats obtenus par Metzmacher & Van Nieuwenhuysse, 2012 (2012), suggèrent que dans certains cas le réchauffement climatique global pourra être bénéfique, via à un meilleur succès des nichées, mais à condition que l'habitat de la Pie-grièche écorcheur soit conservé, en qualité comme en surface, et que ce réchauffement ne s'accompagne pas d'une pluviosité trop élevée durant une période critique de son cycle de reproduction.

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

Le baguage des individus permet de suivre l'évolution des effectifs, de l'aire de répartition ainsi que des comportements migratoires (Jiguet, 2010 ; Tryjanowski *et al.*, 2007).

L'outil génétique peut être utilisé afin d'évaluer la structuration génétique et l'organisation spatiale de plusieurs populations de Pie-grièche écorcheur. Ainsi, à partir de plumes, une étude basée sur des marqueurs microsatellites effectuée au Pays-Bas et au Danemark, a permis de calculer le taux de consanguinité et le taux d'hétérozygotie des populations échantillonnées (Pustjens *et al.*, 2004).

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Autres Pies-grièches

D'après :

Anonyme 4, à paraître
Anonyme 5, à paraître
Anonyme 6, à paraître
Anonyme 7, à paraître
Iborra, 2003
Michelat *et al.*, 2003
Mullarney *et al.*, 2008
Tucker & Heath, 1994

Au sein des Pies-grièches, la Pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator* Linnaeus, 1758) est sans doute celle qui possède des caractéristiques écologiques les plus proches de la Pie-grièche écorcheur. Comme la Pie-grièche écorcheur, la Pie-grièche à tête rousse a besoin d'un milieu semi-ouvert situé dans un secteur ensoleillé et parsemé d'arbres aux branches basses, qui lui permettent de chasser les insectes à l'affût au-dessus d'un sol très dégagé, à végétation au moins en partie rase, voire un sol nu (Anonyme 7, à paraître). Comme pour la Pie-grièche écorcheur, la présence de buissons et de postes comme des piquets de clôture est appréciée (Anonyme 7, à paraître).

La Pie-grièche grise (*Lanius excubitor* Linnaeus, 1758) est davantage une espèce des lisières forestières. Elle occupe toutefois des milieux différents en fonction de la latitude (Mullarney *et al.*, 2008). Au Nord, elle fréquente surtout les tourbières avec quelques pins, les bois de bouleaux des hauteurs, les clairières (Mullarney *et al.*, 2008). La taïga ouverte parsemée de zones tourbeuses est considéré comme son habitat originel (Lefranc, 1999 in Iborra, 2003). Au Sud, elle fréquente des milieux plus ouverts souvent secs à condition d'y trouver des postes de guets de nature et de hauteur variables et des buissons touffus (Mullarney *et al.*, 2008). Elle s'est donc bien adaptée aux paysages agricoles présentant une alternance de petites cultures et de zones herbeuses (Anonyme 4, à paraître). Elle affectionne les milieux semi-ouverts, plats ou en pente douce, où de petites zones plus ou moins fermées (bosquets, vergers, plantations d'épicéas par exemple) alternent avec des secteurs beaucoup plus ouverts dominés par des prairies (Anonyme 4, à paraître). Elle apprécie aussi ponctuellement les milieux ouverts à évolution rapide comme les jeunes plantations et les clairières de coupe (Lefranc, 1993 in Iborra, 2003). Dans le Jura, elle fréquente les pelouses sèches et les pâturages riches en buissons épineux ainsi que le bocage (Michelat *et al.*, 2003).

En Europe, la Pie Grièche atteint sa limite Sud-Ouest en France, où les populations les plus méridionales nichent à des altitudes moyennes sur le causse Montbel (Michelat *et al.*, 2003 ; Anonyme 4, à paraître). L'aire française actuelle de nidification de *L. excubitor* concerne surtout le centre de la France : Limousin, Auvergne, Bourgogne, Franche-Comté, Champagne-Ardenne et Lorraine (Anonyme 4, à paraître). De petites zones subsistent également en Normandie, Nord-Pas-de-Calais, Picardie et Alsace.

La Pie-grièche grise est un migrateur partiel (Anonyme 4, à paraître). A la fin de l'automne des individus erratiques ou hivernants sont régulièrement aperçus dans le Massif central parfois jusqu'à 1 400 m d'altitude (Michelat *et al.*, 2003) et 1 800 m en Rhône-Alpes (Iborra, 2003).

La Pie-grièche grise n'est pas menacée au niveau mondial (Anonyme 4, à paraître). Cependant son statut est défavorable en Europe avec une tendance à un déclin marqué (Tucker & Heath, 1994 ; Rocamora & Yeatman-Berthelot, 1999 in Iborra, 2003). En France, la Pie-grièche grise est considérée comme « en danger » dans la liste rouge des Oiseaux de France métropolitaine UICN/MNHN (UICN *et al.*, 2011). Les estimations les plus récentes donnent entre 1 500 et 5 500 couples en France, soit 3 à 29 % des effectifs européens (Rocamora & Yeatman-

	Berthelot, 1999 in Iborra, 2003). Une évolution négative de l'aire de reproduction depuis 1960 en France est notée (Anonyme 4, à paraître). Le Jura possède des effectifs encore non négligeables mais l'espèce ne niche plus en Suisse depuis 1986 (Michelat et al., 2003). L'intensification de l'agriculture, les remembrements qui engendrent la disparition des buissons et des bosquets, la fermeture des marais à la suite de drainages et de l'abandon des pratiques agricoles extensives sont autant de facteurs qui contribuent à la disparition des habitats et de ses proies (Michelat et al., 2003). En période de migration et en hiver, la Pie-grièche grise montre un comportement territorial accusé (Anonyme 4, à paraître). Son territoire est délaissé s'il ne répond plus aux exigences de l'espèce, par exemple après des chutes de neige (Anonyme 4, à paraître). A cette époque, la Pie-grièche grise est généralement solitaire (Anonyme 4, à paraître). De petits rassemblements sont visibles au printemps seulement (Anonyme 4, à paraître). La taille du territoire de nidification varie de 20 à 100 ha (Anonyme 4, à paraître). La Pie-grièche à poitrine rose (<i>Lanius minor</i> Gmelin, 1788) quant à elle est une espèce thermophile dont la répartition est donc beaucoup localisée que celle de la Pie-grièche écorcheur (Anonyme 6, à paraître). On la rencontre dans le sud de la France où elle est liée à des milieux steppiques ou présentant de grandes surfaces en sol nu ou herbacé parsemées d'arbres (platanes, frênes, peupliers...) isolés, alignés ou par petits bosquets, ces arbres étant indispensables pour l'installation des nids (Anonyme 6, à paraître). Enfin, on trouve en France la Pie-grièche méridionale (<i>Lanius meridionalis</i> Temminck, 1820) limitée au sud du Pays (Anonyme 5, à paraître). Le matorral méditerranéen constitue sans doute son habitat originel. Elle est ainsi une espèce emblématique du milieu aride de la Crau sèche, vaste désert de cailloux à végétation rase (Anonyme 5, à paraître).
Fauvettes des espaces semi-ouverts D'après : Anonyme 1, à paraître Anonyme 2, à paraître Boddy, 1994 Géroudet, 2010 Norman, 1992 Van den Berg et al., 2001 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Au-delà du groupe des Pies-grièches, il est intéressant de mentionner la Fauvette pitchou (<i>Sylvia undata</i> (Boddaert, 1783)) qui fréquente des milieux très semblables à ceux fréquentés par la Pie-grièche écorcheur. La Fauvette pitchou est en effet elle aussi fidèle aux massifs serrés d'arbustes épineux, sur un sol sec et arides et aux landes assez étendues (Géroudet, 2010). Dans le Midi, elle habite surtout les maquis et garrigues de 2 à 3 m de hauteur où le chêne kermes lui offre un abri sûr ; plus au Nord et jusqu'en Bretagne elle occupe les landes basses où l'ajonc et la bruyère sont ses plantes privilégiées (Anonyme 2, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Van den Berg et al. (2001) ont montré que le choix des territoires de Fauvette pitchou était positivement corrélé à la surface en landes sèche ou humide qu'ils recouvraient, de même qu'à leur proportion en ajoncs mûres et à leur surface en sol nu. De plus, Van den Berg et al. (2001) observent que la Fauvette pitchou montre une réponse négative à la fragmentation des landes (fragmentation prise dans le sens à la fois de surfaces petites et d'isolement) et évite aussi toute proximité avec des zones urbanisées, des forêts et des zones vouées à l'agriculture intensive. Dans des populations importantes uniquement les individus peuvent se tourner vers ce type d'habitats moins optimaux (Van den Berg et al., 2001). L'aire de reproduction de la Fauvette pitchou se situe approximativement à l'ouest de l'isotherme des températures moyennes de 3 °C de janvier avec un prolongement vers le bassin parisien (Fontainebleau) par le bassin de la Loire (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La Fauvette pitchou est présente dans les Cévennes jusqu'à 1 250 m d'altitude et peut aller jusqu'à 1 500 m d'altitude dans le sud de l'Espagne (Géroudet, 2010). L'effectif national doit être compris entre 200 000 et 300 000 couples et peut être considéré comme assez stable depuis les années 1970 (Anonyme 2, à paraître). Toutefois, la population de la façade atlantique est soumise à des fluctuations notables, largement dues aux hivers rigoureux (Anonyme 2, à paraître). La Fauvette pitchou est une espèce diurne (Anonyme 2, à paraître). La plupart du temps, elle est observée, posée quelques secondes au sommet d'un buisson, sa longue queue redressée, puis disparaît, d'un vol vibré caractéristique, au pied d'un autre buisson (Anonyme 2, à paraître). Un territoire couvre 2 à 4 ha et peut être plus réduit (entre 0,1 et 0,4 ha en Sardaigne) (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les densités peuvent aller de 5 couples pour 10 ha en moyenne dans le Poitou à 12 couples pour 10 ha en Bretagne dans les Landes (Géroudet, 2010). Après la reproduction, la Fauvette pitchou continue d'occuper isolément ou en couple un territoire (reprise du chant notée en septembre) (Géroudet, 2010). Pendant 10 à 15 jours après leur envol, les jeunes sont nourris par leurs parents, puis prennent leur indépendance et quittent leur territoire de naissance. A la fin de l'été, on observe ainsi des groupes de jeunes plus ou moins vagabonds (Géroudet, 2010). Barbet-Massin et al. (2011) estiment la distance de dispersion des fauvettes à 14 km. L'automne incite aussi les adultes à vagabonder mais cela se fait dans rayon assez restreint (Géroudet, 2010). Contrairement à la Pie-grièche écorcheur, la Fauvette pitchou n'est pas nettement migratrice : ses ailes courtes et sa queue disproportionnée ne conviennent pas aux grands déplacements (Géroudet, 2010). On observe au plus une transhumance à laquelle se livrent les individus du Midi entre le maquis des hauteurs et les basses plaines (Anonyme 2, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La dispersion commence début août mais ce n'est que fin septembre que les hivernants apparaissent en Camargue ; à la fin février, ils remontent dans la garrigue montagnarde (Géroudet, 2010). A part ces déplacements locaux, l'espèce est sédentaire et passe l'hiver dans la lande (Anonyme 2, à paraître ; Géroudet, 2010). Sa répartition hivernale est donc très fidèle à son aire de reproduction (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Quand l'enneigement se prolonge, les pertes d'effectifs peuvent être fortes (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La Fauvette pitchou est très fidèle à son territoire d'une saison à l'autre (Géroudet, 2010). Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) indiquent qu'elle effectue des déplacements de 4,5 km maximum. Néanmoins, il est certain que des déplacements plus importants existent de temps à autre (même si ceux-ci ne sont pas décelés) qui permettent d'améliorer la diversité génétique ainsi que la colonisation, au moins temporaire, de nouveaux sites (com. pers. Comolet, 2012). Par exemple, il existe sans doute des échanges entre le massif de Fontainebleau et le massif de Sénart, de même qu'entre les forêts d'Orléans et de Fontainebleau (com.

	pers. Comolet, 2012). Dans une moindre mesure, le cas de la Fauvette babillarde (<i>Sylvia curruca</i> (Linnaeus, 1758)) peut aussi être évoqué. Cette fauvette occupe elle aussi les gros buissons épineux pas trop isolés ; l'épine vinette lui convient particulièrement (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010). En plaine, elle s'installe donc de préférence dans les grosses haies arbustives denses bien fournies en épineux et les fourrés en lisière de bois (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Elle est toutefois beaucoup plus ubiquiste que la Pie-grièche écorcheur : la Fauvette babillarde peut ainsi occuper les jeunes conifères aux rameaux très fournis, les saulaies et les peupleraies, et elle vient jusque dans les jardins et les villes (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). A la montagne, elle occupe volontiers les forêts clairsemées de jeunes plants, les massifs de petits conifères, ainsi que la végétation rabougrie située au bord des torrents, des couloirs, sur les éboulis et les lapiaz (Géroudet, 2010). Elle niche dans les arbustes alpins (rhododendrons, myrtilles, ...) à la limite des forêts (Géroudet, 2010). La Fauvette babillarde reste le plus souvent à couvert dans la végétation, au-dessus de laquelle elle ne s'élève jamais pour chanter en vol (Anonyme 1, à paraître). En France, l'espèce niche au nord d'une diagonale allant de la Bretagne aux Alpes-Maritimes (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). L'espèce est rarissime à l'ouest de la Méditerranée (Géroudet, 2010). La Fauvette babillarde s'élève peu en altitude et évite généralement les massifs montagneux (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les effectifs nationaux sont estimés à plus de 20 000 couples (Anonyme 1, à paraître). La surface d'un territoire va de 0,3 ha à 15 ha (Géroudet, 2010). Les densités de Fauvette babillarde sont plutôt faibles avec souvent moins de 1 couple par km² (Anonyme 1, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). On peut trouver 2,2 couples pour 10 ha dans les vergers avec haies et entre 0,3 et 1,3 couples pour 10 ha en montagne dans la Vanoise (Géroudet, 2010). Les territoires sont généralement dispersés (Anonyme 1, à paraître) et l'espèce reste toujours rare et instable (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Par endroits, des concentrations plus denses sont cependant observées, par exemple dans les formations buissonnantes des dunes fixées du Nord ou de Normandie (Anonyme 1, à paraître) ou dans certains cimetières (jusqu'à 7 couples pour 10 ha) (Géroudet, 2010). Comme la Pie-grièche écorcheur, la Fauvette babillarde est migratrice (Géroudet, 2010). Dès fin-août et surtout en septembre les individus quittent le territoire ; les derniers oiseaux s'attardent rarement au-delà de la première décade d'octobre (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La migration d'automne est orientée vers le Sud-Est car l'aire d'hivernage est concentrée dans une partie du nord-est de l'Afrique (Soudan, Ethiopie...) (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Au printemps, les oiseaux arrivent surtout mi-avril ou début mai et jusqu'à fin mai (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les jeunes de Fauvette babillarde dispersent vers l'âge de 30 jours (Norman, 1992), avant que leur mue post-naissance ne soit terminée (Boddy, 1994). Une petite partie seulement d'entre eux (3,5 %) reviennent l'année suivante se reproduire sur leur lieu de naissance ; il s'agirait surtout des mâles et particulièrement ceux nés le plus tôt (Boddy, 1994). Norman (1992) observe quant à lui une fidélité juvénile quasi nulle (0,8 %). Norman (1992) suggère que les juvéniles reviennent dans la région où ils sont nés mais se reproduisent en général dans un site différent de celui de leur naissance. Chez les adultes, 16,4 % des individus bagués par Boddy (1994) témoignent d'un comportement philopatrique. Norman (1992), observe une fidélité des adultes plus élevée avec 88 % des adultes bagués repris au moins une fois sur le même site au cours des 20 années d'études et avec un taux de reprise annuel moyen d'environ 23 %.
Autres espèces D'après : Anonyme 3, à paraître Brambilla <i>et al.</i>, 2009 CEEP, 2011 CSRPN Alsace, 2010 CSRPN Lorraine, 2010 CSRPN MP, 2010 Golawski & Golawska, 2008	La Pie-grièche écorcheur peut être considérée comme une espèce caractéristique d'un continuum d'habitats semi-ouverts extensifs, avec mosaïque d'éléments prairiaux, boisés et arbustifs (notamment vergers pâturés) (CSRPN Alsace, 2010 ; CSRPN Lorraine, 2010 ; Morelli, 2012). C'est une espèce à forte exigence écologique et sa présence indique des agro-systèmes riches en haies et buissons et au parcellaire de taille modeste (CEEP, 2011 ; CSRPN MP, 2010). Ces exigences peuvent être valables pour bon nombre d'autres espèces d'oiseaux (Brambilla <i>et al.</i>, 2009). Pour l'essentiel, la Pie-grièche écorcheur est insectivore (Lefranc, 2009 <i>in</i> Anonyme 3, à paraître) mais les petits vertébrés (aussi bien amphibiens, reptiles, oiseaux que mammifères) constituent souvent près de 5 % de ses captures, soit 25 à 50 % de la biomasse ingérée (Anonyme 3, à paraître). Les mesures mises en place pour cette espèce profiteront donc de fait à tout ce cortège de faune associé à ces espaces agropastoraux. Une étude a montré que la Pie-grièche écorcheur occupait, au sein des paysages agricoles, les espaces où ses proies étaient les plus abondantes, c'est-à-dire essentiellement les prairies, friches et pâtures et les cultures, elles, sont évitées (Golawski & Golawska, 2008). La biomasse en Coléoptères, Hyménoptères et Orthoptères apparaît plus importante dans les prairies que dans les friches et plus encore que dans les cultures, pour les invertébrés de 4 mm à 10 mm comme pour ceux de taille > 10 mm (Golawski & Golawska, 2008). La présence de la Pie-grièche écorcheur, qui est corrélée à cette biomasse, est donc un indicateur fiable de la présence de ces invertébrés (Golawski & Golawska, 2008). Or, ceux-ci sont aussi les proies d'autres oiseaux comme la Pie-grièche grise ou la Huppe fasciée (<i>Upupa epops</i> Linnaeus, 1758) (Golawski & Golawska, 2008).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Norbert LEFRANC, Centre ornithologique lorrain (COL)
Maxime METZMACHER, Association Études & Environnement
Jean-Philippe SIBLET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ANONYME 1 (à paraître). *Fauvette babillarde*, *Sylvia (curruca) curruca* (Linné, 1758). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 2 (à paraître). *Fauvette pitchou*, *Sylvia undata* (Boddaert, 1783). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 3 (à paraître). *Pie-grièche écorcheur*, *Lanius collurio* (Linné, 1858). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 4 (à paraître). *Pie-grièche grise*, *Lanius excubitor* (Linné, 1858). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 5 pages.

ANONYME 5 (à paraître). *Pie-grièche méridionale*, *Lanius meridionalis* (Temminck, 1820). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 5 pages.

ANONYME 6 (à paraître). *Pie-grièche à poitrine rose*, *Lanius minor* (Gmelin, 1788). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 3 pages.

ANONYME 7 (à paraître). *Pie-grièche à tête rousse*, *Lanius senator* (Linné, 1758). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 6 pages.

BALAZ M. (2007). On the breeding of the Red-backed shrike (*Lanius collurio*) in the windbreaks of SW Slovakia. *Acta zoologica Universitatis Comenianae*. Volume 47. Numéro 1. Pages 35-39.

BARBET-MASSIN M., THUILLER W. & JIGUET F. (2011). The fate of European breeding birds under climate, land use and dispersal scenarios. *Global change biology*. Volume 18. Numéro 3. Pages 881 à 890.

BODDY M. (1994). Survival/return rates and juvenile dispersal in an increasing population of Lesser Whitethroats *Sylvia curruca*. *Ringling and migration*. Volume 15. Numéro 2. Pages 65-78.

BRAMBILLA M., CASALE F., BERGERO V., CROVETTO G.-M., FALCO R., NEGRI I., SICCARDI P. & BOGLIANI G. (2009). GIS-models Word well, but are enough: Habitat preferences of *Lanius collurio* at multiple levels and conservation implications. *Biological conservation*. Numéro 142. Pages 2033-2042.

CONSEIL SCIENTIFIQUE RÉGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL (CSRPN) D'ALSACE (2010). *Avis sur les listes d'espèces déterminantes Trame verte et bleue*. Fichier excel.

CONSEIL SCIENTIFIQUE RÉGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL (CSRPN) DE LORRAINE (2010). *Avis du CSRPN Lorraine sur les listes d'espèces déterminantes Trames Vertes et Bleues*. 3 pages.

CONSEIL SCIENTIFIQUE RÉGIONAL DU PATRIMOINE NATUREL DE MIDI-PYRÉNÉES (CSRPN MP) (2010). *Contribution du CSRPN Midi-Pyrénées aux listes d'espèces déterminantes Trame verte et bleue*. 8 pages.

CONSERVATOIRE – ÉTUDES DES ÉCOSYSTÈMES DE PROVENCE (CEEP) (2011). *Liste des espèces déterminantes pour la Trame Verte et Bleue de la région PACA - Listes argumentées des espèces complémentaires proposées par le CSRPN*. 15 pages.

DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 559 pages.

DUBOIS P.-J. & ROUSSEAU E. (2005). *La France à tire d'aile - Comprendre et observer les migrations d'oiseaux*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 263 pages.

EUROPEAN BIRD CENSUS COUCIL (2011). *Trends of common birds in Europe, 2011 update*. Disponible en ligne sur : <http://www.ebcc.info/index.php> (Consulté en mars 2012)

GEROUDET P. (2010). *Les passereaux d'Europe*. Tome 2 - De la Bouscarle aux Bruants. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 512 pages.

GOLAWSKI A. & GOLAWSKA S. (2008). Habitat preference in territories of the Red-backed shrike *Lanius collurio* and their food richness in an extensive agriculture landscape. *Acta zoologica Academiae scientiarum hungaricae*. Volume 54. Numéro 1. Pages 89-97.

IBORRA O. (2003). *Pie Grièche grise. Les oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes*. Éditions CORA. Page 243.

JIGUET F. (2010). *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. Disponible en ligne sur : <http://www2.mnhn.fr/vigie-nature>. (Consulté en mars 2012)

METZMACHER M. & VAN NIEUWENHUYSE D. (2012). Dynamique de population de la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) dans le sud-est de la Belgique : modélisation de l'influence du climat. *Revue d'écologie Terre Vie*. Numéro 67. 22 pages.

MICHELAT D. (coordinateur), DUQUET M., TISSOT B., LAMBERT J.-L., BESCHET L. & PEPIN D. (2003). *Les oiseaux de la montagne jurassienne*. Éditions Néo. Besançon. 367 pages.

MORELLI F. (2012). Plasticity of habitat selection by Red-backed shrikes (*Lanius collurio*) breeding in different landscapes. *The Wilson journal of ornithology*. Volume 124. Numéro 11. Pages 51-56.

MORELLI F. (2011). Importance of road proximity for the nest site selection of Red-backed shrike (*Lanius collurio*) in an agricultural environment in central Italy. *Journal of Mediterranean ecology*. Numéro 11. Pages 21-29.

MORELLI F., SANTOLINI R. & SISTI D. (2012). Breeding habitat of red-backed shrike *Lanius collurio* on farmland hilly areas of Central Italy: is functional heterogeneity one important key?. *Ethology, ecology & evolution*. Volume 24. Numéro 2. Pages 127-139.

MULLARNEY K., SVENSSON L., ZTTERSTRÖM D. & GRANT P.-J. (2008). *Le guide ornitho*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris, France. 399 pages.

NOMRAN S.-C. (1992). Dispersal and site fidelity in Lesser Whitethroat *Sylvia curruca*. *Ringling and migration*. Volume 13. Numéro 3. Pages 167-174.

PASINELLI G., MÜLLER M., SCHAUB M. & JENNI L. (2007). Possible cause and consequences of philopatry and breeding dispersal in Red-backed shrikes *Lanius collurio*. *Behavioral ecology and sociobiology*. Numéro 61. Pages 1061-1074.

PUSTJENS A., PETERS J.-L., GEERTSMA M., GERATS T. & ESSEKINK H. (2004). Using microsatellites to obtain genetic structure data for Red-backed shrike (*Lanius collurio*): a pilot study. *Biological letter*. Volume 41. Numéro 2. Pages 95-101.

SCHWARZOVA L., SIMEK J., COPPACK T. & TRYJANOWSKI P. (2008). Male-biased sex of extra pair young in the socially monogamous Red-backed shrike *Lanius collurio*. *Acta ornithologica*. Volume 43. Numéro 2. Pages 235-239.

TRYJANOWSKI P., GOLAWSKI A., KUZNIAK S., MOKWA T. & ANTCHAK M. (2007). Disperse or stay? Exceptionally high breeding-site infidelity in the Red-backed shrike *Lanius collurio*. *Netherlands ornithologists' Union*. Volume 95. Numéro 2. Pages 316-320.

TRYJANOWSKI P. & SPARKS T.-H. (2001). Is the detection of the first arrival date of migrating birds influenced by population size? A case study of the red-backed shrike *Lanius collurio*. *International journal of biometeorology*. Numéro 45. Pages 217-219.

TUCKER G.-M. & HEATH M.-F. (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. Conservation Series. Numéro 3. BirdLife International, Cambridge.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France. 28 pages.

VAN DEN BERG L.-J.-L., BULLOCK J.-M., CLARKE T.-T., LANGSTON R.-H.-W., ROSE R.-J. (2001). Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. *Biological conservation*. Numéro 101. Pages 217-228.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris. 775 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1991). *Atlas des oiseaux de France en hiver 1977-1981*. Société ornithologique de France. Paris. 575 pages.

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

AFFRE G. (1959). Erratisme hivernal de la Fauvette pitchou. *Oiseaux de France*. Volume 9. Numéro 1. Pages 24-37.

CATCHPOLE C.-K. & PHILLIPS J.-F. (1992). Territory quality and reproductive success in the Dartford warbler *Sylvia undata* in Dorset, England. *Biological conservation*. Volume 61. Numéro 3. Pages 209-215

FLITTI A., KAYSER Y., OLIOSSO G., KABOUCHE B. (2009). *Atlas des oiseaux nicheurs de PACA*. Ligue de protection des oiseaux. Éditions Delachaux et Niestlé. 543 pages.

HUŠEK J. & ADAMÍK P. (2008). Long-term trends in the timing of breeding and brood size in the Red-Backed Shrike *Lanius collurio* in the Czech Republic, 1964-2004. *Journal of ornithology*. Numéro 149. Pages 97-103.

LABITTE A. (1952). Contribution à l'étude de la biologie de reproduction de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* L.. *Alauda*. Numéro 20. Pages 102-108.

LEFRANC N. (2004). *La Pie-grièche écorcheur*. Eveil/nature. Éditions Belin. Paris, France. 96 pages.

LEFRANC N. (1980). Biologie et fluctuations des populations de Laniidés en Europe occidentale. *L'Oiseau et R.F.O.*. Numéro 50. Pages 89-116.

LEFRANC N. (1979). Contribution à l'écologie de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* L. dans les Vosges moyennes. *L'Oiseau et R.F.O.*. Numéro 49. Pages 245-298.

- MILLERIOUX B. (1955). La Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*). *Oiseaux de France*. Volume 5. Volume 1. Numéro 10. Pages 3-5.
- MÜLLER M., PASINELLI G., SCHIEGG K., SPAAR R. & JENNI L. (2005). Ecological and social effects on reproduction and local recruitment in the red-backed shrike. *Oecologia*. Numéro 143. Pages 37-50.
- NAPPEY J.-M. (1966). À propos de la Pie-grièche écorcheur. *Le Troglodyte*. Numéro 9. Pages 38-39.
- NATURE MIDI-PYRÉNÉES (2012). *Atlas des oiseaux nicheurs de Midi-Pyrénées*. Éditions Delachaux et Niestlé. 512 pages.
- ROOS S. & PÄRT T. (2004). Nest predators affect spatial dynamics of breeding Red-backed shrike (*Lanius collurio*). *Journal of animal ecology*. Numéro 73. Pages 117-127.
- SODERSTROM B. (2001). Seasonal change in Red-backed shrike *Lanius collurio* territory quality - the role of nest predation. *Ibis*. Numéro 143. Pages 561-571.
- STEFANINI P. & SOUCHON R. (2010). *Atlas des oiseaux nicheurs d'Auvergne*. Ligue de protection des oiseaux d'Auvergne. Éditions Delachaux et Niestlé
- TAKÁCS V., KUZNIAK S. & TRYJANOWSKI P. (2004). Predictions of changes in population size of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Poland : population viability analysis. *Biological letters*. Numéro 41. Pages 103-111.
- TITEUX N., DUFRENE M., RADOUX J., HIRZEL A.-H. & DEFOURNY P. (2007). Fitness-related parameters improve presence-only distribution modelling for conservation practice: the case of the red-backed shrike. *Biological Conservation*. Numéro 138. Pages 207-223.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Pie-grièche écorcheur (Lanius collurio Linnaeus, 1758) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 12 pages.



Photo Philippe Gourdain

Le pipit farlouse

Anthus pratensis

Le Pipit farlouse

Anthus pratensis (Linnaeus, 1758)

Oiseaux, Passeriformes, Motacillidés



Photo : Philippe Gourdain

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Pipit farlouse, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Pipit farlouse appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Populations nicheuses

Situation actuelle D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 Géroudet, 2010a	Le Pipit farlouse se reproduit en Europe septentrionale et moyenne, de l'Islande, du nord de la Scandinavie et de la Russie jusqu'au centre de la France (où il atteint donc sa limite sud de répartition), au nord de l'Italie en Serbie, en Roumanie et en Ukraine (Géroudet, 2010a). En France, le Pipit farlouse niche surtout sur les côtes occidentales au nord de la Vendée, localement dans le Centre et le Nord ainsi que dans les tourbières des Cévennes, du Massif central, du Jura et des Vosges (Géroudet, 2010a). L'espèce passe et hiverne en grand nombre dans notre pays (Géroudet, 2010a). Le nouvel inventaire des oiseaux de France classe le Pipit farlouse comme un nicheur commun : les effectifs nicheurs nationaux ont été estimés entre 500 000 et 1 million de couples dans les années 2000 (Dubois <i>et al.</i>, 2008).
Évolution récente D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 EBCC, 2011 Géroudet, 2010a Jiguet, 2010 UICN France <i>et al.</i>, 2011	Dans de nombreux pays de son aire de répartition (Danemark, Pays-Bas par exemple), le Pipit farlouse s'est raréfié après la disparition des prairies au profit de terres arables (Géroudet, 2010a). Cette diminution s'est amorcée dès le début du XXI^{ème} siècle et est marquée surtout en plaine (Bretagne notamment mais globalement toute la partie occidentale de la France) (Dubois <i>et al.</i>, 2008). La mise à jour 2011 des tendances des populations européennes des oiseaux communs par l'European Bird Census Council (EBCC) mentionne une diminution de 63 % chez le Pipit farlouse depuis 1980 et de 51 % depuis 1990. En France aussi l'espèce accuse un fort déclin ; une très forte diminution des effectifs bagués a été constatée, de 70 % depuis 1989 et de 53 % depuis 2001 (Jiguet, 2010). Le Pipit farlouse, en tant que nicheur, est inscrit dans la catégorie « Vulnérable » de la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine élaborée en 2011 selon la méthodologie UICN (UICN France <i>et al.</i>, 2011).
Phylogénie et phylogéographie	Aucune information.

Populations hivernantes

Populations en hiver D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 UICN France <i>et al.</i>, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	En France, le Pipit farlouse est considéré comme un hivernant très commun avec des effectifs estimés à quelques centaines de milliers dans les années 2000 (Dubois <i>et al.</i>, 2008). L'espèce est présente presque partout mais moins fréquente dans l'Est de la France, la haute montagne, le sud du Massif central (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Le Pipit farlouse est commun en revanche en Aquitaine, sur la façade atlantique jusqu'en Charente-Maritime au moins, en Corse et sur les côtes du golfe du Lion (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Le Pipit farlouse, en tant qu'hivernant, est inscrit dans la catégorie « Données manquantes » de la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine élaborée en 2011 selon la méthodologie UICN (UICN France <i>et al.</i>, 2011). Ce statut de données manquantes cache en fait un recul quasi certain mais qui a du mal à être quantifié (Comolet, com. pers. 2012). L'atlas des oiseaux de France en hiver mentionne que les effectifs de Pipit farlouse semblent être importants pendant l'hiver mais que ceux-ci sont sans doute en baisse, comme le montrent les variations annuelles du nombre d'oiseaux bagués à Ahetze (Pyrénées-Atlantiques) (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 Géroudet, 2010a Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le régime mixte de l'espèce lui permet de persister en hiver partout où la neige ne recouvre pas le sol (Géroudet, 2010a). L'espèce a tendance en effet à séjourner fort tard et à hiverner dès qu'elle rencontre des conditions favorables, même en Europe centrale dans les régions basses ; en janvier ou février les vagues de froid provoquent en général une fuite de ces oiseaux vers le sud (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Gérardet, 2010a). D'après les résultats de baguage, la plupart des individus hivernent dans le sud du continent européen (dans le sud-ouest de la France, en Espagne et au Portugal) mais aussi en Afrique du Nord (Géroudet, 2010a). Certains franchissent le Sahara (Géroudet, 2010a). Notre pays héberge donc des individus nicheurs qui hivernent sur place et des individus du Nord qui viennent hiverner chez nous alors que d'autres individus nicheurs en France vont hiverner encore plus au sud. L'espèce est donc partiellement migratrice dans notre pays (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Dates d'arrivée et de départ D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 Géroudet, 2010a	Les individus en passages automnal apparaissent dès la mi-septembre dans notre pays, deviennent très abondants en octobre et passent encore assez tard en novembre (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Gérardet, 2010a). Le passage printanier s'amorce à la fin de février, culmine en mars et se prolonge jusqu'à la fin avril voire début mai (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Gérardet, 2010a).
Routes migratoires D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La migration s'effectue sur tout le territoire national mais davantage le long du littoral nord et ouest de la France (Dubois <i>et al.</i>, 2008). Les résultats du baguage montrent que le Pipit farlouse emprunte les mêmes routes migratoires à l'automne et au printemps (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).

Effectifs en migration D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 Dubois & Rousseau, 2005 Garlaza & Tellería, 2003 Géroudet, 2010a	Le Pipit farlouse est considéré comme l'un des passereaux migrateurs les plus communs au passage selon Géroudet (2010) et comme un migrateur très commun selon Dubois <i>et al.</i> (2008). D'après Dubois & Rousseau (2005), les résultats des suivis de migrations donnent en migration automnale : jusqu'à 34 000 individus à la pointe de l'Aiguillon (Vendée), de 10 000 à 20 000 individus sur les falaises de Carolles (Manche), un peu moins de 10 000 individus au cap de la Hève (Seine-Maritime), environ 1 500 individus au Col de Baracuchet (Loire), moins de 1 000 individus au Prat-de-Bouc (Cantal), quelques centaines au Col de Soulor (Hautes-Pyrénées). L'espèce passe aussi au Col d'Organbidexka (Pyrénées-Atlantiques) mais les chiffres ne sont pas connus ; néanmoins, Garlaza & Tellería (2003) montre l'extrémité atlantique est une voie de passage importante pour le Pipit farlouse. Le nouvel inventaire des oiseaux de France mentionne entre 1900 et 2000 : 4 000 à 14 500 individus en baie de Somme, de 10 000 à 30 000 à Carolles ; 20 000 en moyenne à la pointe de l'Aiguillon ; 8 360 à Ceyzériat (Ain) et 4 300 en moyenne à la montagne de Serre (Puy-de-Dôme). D'après Dubois & Rousseau (2005), les résultats des suivis de migrations donnent en migration printanière : environ 27 000 individus au Cap-Ferret (Gironde), plus de 10 000 individus en moyenne à la pointe de Grave (Gironde) et de 500 à 1 000 individus à Gruissan (Aude). Le nouvel inventaire des oiseaux de France mentionne lui aussi 11 000 individus en moyenne à la pointe de Grave entre 1990 et 2000 (Dubois <i>et al.</i>, 2008).
Comportement migratoire D'après : Géroudet, 2010a Helbig <i>et al.</i>, 1987	Le Pipit farlouse est un voyageur diurne ; la plus forte activité est constatée tôt le matin et décline ensuite au bout de 2 à 3 h (Helbig <i>et al.</i>, 1987). Les troupes sont désordonnées mais souvent très nombreuses et passent à faible hauteur, en ordre dispersé, puis font halte dans les champs, les prés et au bord des eaux (Géroudet, 2010a). D'une manière générale, l'intensité du flux migratoire est fortement corrélée aux conditions météorologiques : la présence de nuages dans le ciel est utilisée par le Pipit farlouse comme un indice pour voyager ou non (Helbig <i>et al.</i>, 1987). En revanche le soleil ne semble pas être utilisé comme « boussole » pour orienter les Pipits farlouses dans leur migration (Helbig <i>et al.</i>, 1987). L'explication tient sans doute du fait que cette espèce est une migratrice à vol rapide ce qui l'obligerait à recalibrer fréquemment son système de repérage pour s'adapter au changement de position du soleil (Helbig <i>et al.</i>, 1987). L'utilisation du flux magnétique terrestre dans le guidage des oiseaux, plus stable, est donc plus efficace pour les espèces à vol rapide comme le Pipit farlouse (Helbig <i>et al.</i>, 1987). Ces informations sont cependant valables pour de nombreux oiseaux migrants (Siblet, com. pers. 2012).
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Dubois <i>et al.</i>, 2008 Géroudet, 2010a Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Le Pipit farlouse fréquente les milieux humides et très découverts, où la végétation reste courte voire rase (Géroudet, 2010a). Le Pipit farlouse se perche volontiers et à ce titre apprécie les arbrisseaux (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). L'espèce tolère la présence d'arbres isolés et de faible hauteur (Géroudet, 2010a) mais disparaît assez vite lorsque les boisements deviennent denses (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). A la période de la reproduction, le Pipit farlouse paraît liée aux formations tourbeuses, du moins en Europe central, où ce milieu est très localisé dans les montagnes à climat humide et froid jusqu'à 1 000 à 1 400 m d'altitude (Géroudet, 2010a). Ailleurs, dans les zones littorales maritimes, le Pipit farlouse habite aussi les landes marécageuses ou sèches parsemées d'ajoncs et de bruyères, les gazons ras, les dunes, les digues herbeuses, les prairies et pâtures humides, les marais, les friches ou encore les terils de charbonnage (Géroudet, 2010a). Au passage et en hiver, les farlouses se répandent largement dans les chaumes, les champs de betteraves et les labours, dans les jachères, le long des rivages de la mer et les eaux douces où les attirent les traînées d'algues et de débris échoués (Géroudet, 2010a). Au crépuscule, les farlouses gîtent à terre parmi les herbes, les feuilles ou sous des arbrisseaux ; cependant beaucoup aiment passer la nuit dans les roseaux, les osiers, les haies surtout par temps de neige (Géroudet, 2010a). En hivernage comme au passage, on trouve le Pipit farlouse dans les espaces cultivés, les labours, les jachères, les landes, les prairies humides. Il est aussi très répandu près des rivages maritimes ou d'eau douce (Dubois <i>et al.</i>, 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).
Taille du domaine vital D'après : Géroudet, 2010a	Les territoires ne sont pas grands chez le Pipit farlouse : 2 500 m² en moyenne suffisent et des individus voisins se tolèrent même proches (Géroudet, 2010a). Les adultes sont attachés à leur territoire tout au long de la saison (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). En dehors de la période des nids, le Pipit farlouse est une espèce sociable : de petites troupes fourragent dans les champs et volent en ordre confus : les oiseaux s'éparpillent, se posent, repartent sans qu'aucune cohésion grégaire se manifeste dans leurs mouvements (Géroudet, 2010a). L'espèce témoigne d'une instabilité manifeste et change fréquemment de lieu de pâture (Géroudet, 2010a).
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Géroudet, 2010a	Peu d'informations ont été trouvées sur le mode de déplacement du Pipit farlouse (hauteur de vol, vitesse de vol, autres modes de déplacements possibles que le vol, etc.). Les mâles de Pipit farlouse effectuent toutefois des mouvements caractéristiques dès le mois de mars et jusqu'en juillet : ils s'élèvent obliquement jusqu'à 10-30 m de hauteur d'un vol battu et régulier, décrivent souvent une courbe

	horizontale puis se laissent glisser en vol plané, la queue et les ailes étalées, les pattes pendantes (Géroudet, 2010a).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier)	Aucune information.
Déplacements liés au rythme plurircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circanien (cycle annuel) D'après : Géroudet, 2010a	La femelle construit seule le nid, accompagnée par le mâle qui la nourrit parfois (Géroudet, 2010a). La femelle choisit un creux bien dissimulé sous les herbes sèches, les touffes de bruyères ou d'ajoncs (Géroudet, 2010a). La femelle couve seule ses œufs (de 3 à 6) pendant 13 jours puis nourrit la nichée, aidée du mâle (Géroudet, 2010a). Une deuxième ponte est classique pour une partie des couples à la fin juin et en juillet (Géroudet, 2010a).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité	Aucune information.
Densité de population D'après : Géroudet, 2010a	En Europe centrale, on compte 2 à 3 couples pour 10 ha en moyenne (Géroudet, 2010a). Localement on connaît des densités pouvant aller jusqu'à 11 couples pour 6 ha (Allemagne) voire 25 couples pour 35 ha (tourbières jurassiennes en Suisse). En France, on note une densité de 6,4 couples pour 10 hectares dans les landes bretonnes et de 3 couples pour 10 ha en Bourgogne (Géroudet, 2010a).
Minimums pour une population viable	
Superficie minimale pour une population viable	Aucune information.
Effectifs pour une population viable	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Barbet-Massin <i>et al.</i> , 2011 Géroudet, 2010a Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le succès de reproduction peut avoisiner les 80 % (89 % des œufs éclosent en Bretagne) (Géroudet, 2010a). Les oisillons quittent le nid à l'âge de 12 à 14 jours sans savoir encore voler (Géroudet, 2010a). Disséminés et tapis sous les herbes ils passent un certain temps à terre (Géroudet, 2010a). Les jeunes peuvent également rester aux alentours du territoire parental jusqu'en septembre (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Distance de dispersion D'après : Barbet-Massin <i>et al.</i> , 2011	Barbet-Massin <i>et al.</i> (2011), estiment la distance de dispersion du Pipit farlouse à 25 km en moyenne.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Cramp <i>et al.</i> , 2006	La mortalité juvénile semble très importante avant 1 an (83 %) (Cramp <i>et al.</i> , 2006).
Fidélité au lieu de naissance D'après : Hotker, 1982	En 1950, Verheyen & Le Grelle concluent dans leur étude que les jeunes Pipits farlouses retournent sur leur lieu de naissance pour se reproduire la première fois (<i>in</i> Hotker, 1982). Cependant, Hotker (1982) constate un taux de reprise de jeunes bagués de 12 % seulement la première année au sein de sa zone d'étude. Sachant que le taux de survie des jeunes de Pipit farlouse est estimé à 24 % (Coulson, 1956 <i>in</i> Hotker, 1982) cela signifie qu'une part non négligeable de jeunes farlouses qui ont survécu ne sont pas revenus pour leur première reproduction dans la zone d'étude (Hotker, 1982). Le cas d'un jeune s'étant reproduit à 100 km de son lieu de naissance a été constaté par Hotker (1982).

	Par contre, parmi les jeunes bagués repris au sein de la zone d'étude, Hotker (1982) confirme que ces jeunes ont tendance à s'installer à une distance très proche de leur lieu de naissance (en moyenne 5 km) et cela même si des territoires plus favorables existent plus loin. Mâles et femelles semblent présenter ces mêmes habitudes comportementales (Hotker, 1982). Hotker (1982) montre enfin que les jeunes issus de couvées tardives avaient tendance à s'installer plus près encore de leur lieu de naissance que les jeunes issues de couvées précoces. Hotker émet l'hypothèse que les jeunes tentent instinctivement de revenir sur leur lieu de naissance mais que si cela leur est impossible, il délaisse leur site natal pour s'installer sur un autre site complètement indépendant.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion des adultes post-reproduction	Aucune information.
Fidélité au site D'après : Hotker, 1982 Seel & Walton, 1979	Seel & Walton (1979) montrent qu'il existe chez les adultes de Pipit farlouse un haut degré de fidélité au territoire de reproduction d'une année sur l'autre. L'étude menée par Hotker en 1982 confirme cette fidélité au site : les adultes ont tendance à revenir au même endroit où ils se sont reproduits l'année précédente, ou extrêmement près. Hotker (1982) a montré dans son étude que le succès de reproduction n'influence pas cette fidélité au site.
Fidélité au partenaire D'après : Géroutet, 2010a	Une petite proportion de mâles semble être bigame (Géroutet, 2010a).
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Paul, 2011 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	La conservation du Pipit farlouse passe essentiellement par la gestion favorable des zones de prairies humides (fauchages tardives) et la restauration des habitats altérés ou disparus (Paul, 2011). Pour les individus hivernants, les causes de régression seraient la chasse illégale (18 % des reprises dans le Sud-Ouest), la réduction des biotopes que l'espèce fréquente en hiver et l'emploi de pesticides et herbicides dans ces milieux (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Toutefois, la fragmentation des milieux propices à ces espèces semble pouvoir jouer à deux niveaux : - lors de la phase d'émancipation que connaissent les jeunes pendant laquelle les parents les guident chaque jour plus loin du lieu de naissance. Pendant cette phase une continuité d'habitats favorables est nécessaire d'autant plus que les jeunes ne maîtrisent pas encore tout à fait le vol, - le déclin important qu'accuse l'espèce amène à un morcellement des populations, mettant en péril les populations relictuelles qui se retrouvent isolées. Par exemple dans le Jura, la pérennité de l'espèce semble très compromise en plaine et cela conduit à un isolement des populations d'altitudes et donc les rend fragile à leur tour (Paul, 2011).
Importance de la structure paysagère D'après : Hotker, 1988 Vanhinsberg & Chamberlain, 2010	Hotker (1988) met en avant chez les mâles de Pipit farlouse une corrélation significative entre la qualité de l'habitat du territoire et la durée de vie reproductrice des individus. Cette corrélation n'a pas été constatée chez les femelles. Toutefois, dans cette étude, la qualité de l'habitat est prise de manière large et ne fait pas intervenir concrètement la notion de fragmentation. Dans une autre étude, Vanhinsberg & Chamberlain (2010) montre que la présence et l'abondance du Pipit farlouse sont favorisées par les prairies à l'échelle du paysage (entre 1 km ² et 10 km ²). Cette corrélation n'est pas linéaire c'est-à-dire que l'abondance du Pipit farlouse atteint un maximum lorsque les prairies représentent 40 à 60 % de l'occupation du sol (Vanhinsberg & Chamberlain, 2010). Vanhinsberg & Chamberlain (2010) avancent ainsi que c'est avant tout une mosaïque de landes, prairies et bosquets qui constituent l'habitat optimum du Pipit farlouse. Ce résultat reflète bien les exigences du Pipit farlouse en termes de reproduction et d'alimentation (Vanhinsberg & Chamberlain, 2010). Par conséquent, cette espèce peut être considérée comme indicatrice d'une certaine hétérogénéité du paysage et surtout des changements de ratio entre prairies et landes dans le paysage (Vanhinsberg & Chamberlain, 2010).
Exposition aux collisions D'après : Helldin & Seiler, 2003	Aucun élément n'a été trouvé en termes d'exposition aux collisions. Par contre, une étude s'est intéressée en Suède à l'effet des infrastructures routières sur la reproduction de plusieurs espèces d'oiseaux en termes de dérangement occasionné par le bruit du trafic (Helldin & Seiler, 2003). Dans cette étude, une baisse de la reproduction le long des routes a été constatée chez le Pipit farlouse (Helldin & Seiler, 2003).
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Aucune action connue dédiée à cette espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Aucune action connue dédiée à cette espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.

INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT

Les changements globaux et les éventuelles sécheresses ou canicules plus fréquentes pourraient accélérer le déclin du Pipit farlouse dans certaines régions comme le Jura où il se trouve en limite d'aire (Paul, 2011). L'espèce pourrait ainsi se retrouver menacée dans les zones de tourbières épargnées par la problématique des fauches (Paul, 2011).
Le nouvel inventaire des oiseaux de France émet également l'hypothèse que, au-delà des transformations des habitats utilisés par le Pipit farlouse, des facteurs climatiques sont aussi probablement à l'origine de la régression l'espèce (Dubois *et al.*, 2008).

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

Le baguage est utilisé pour suivre les déplacements de cet oiseau notamment liés à la migration. Le suivi observationnel sur les cols de migration permet aussi de recenser les effectifs en passage migratoire (Dubois & Rousseau, 2005).

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Pipit des arbres

D'après :

Anonyme 2, à paraître
Barbet *et al.*, 2011
Dubois *et al.*, 2008
Dubois & Rousseau, 2005
Géroudet, 2010a
Kumstatova *et al.*, 2012
Paradis *et al.*, 1998
Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994
Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991

Il existe en France d'autres espèces de pipits et notamment le Pipit des arbres (*Anthus trivialis* (Linnaeus, 1758)) qui constitue le pipit le plus répandu. Le pipit des arbres est un nicheur commun en France, manquant en Corse et quasiment absent du pourtour méditerranéen.

Comme le Pipit farlouse, le Pipit des arbres est un migrateur. Il est le seul, avec le Pipit rousseline (*Anthus campestris* (Linnaeus, 1758)), parmi les pipits présents en France à être un migrateur au long cours. Les premiers individus sont observés dans la première décade de mars (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994) mais c'est surtout dès la mi-avril que les nicheurs s'installent (Anonyme 2, à paraître). Ses quartiers d'hiver se situent dans les savanes boisées de l'Afrique tropicale au sud du Sahara (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). Le Pipit des arbres voyage isolément ou en groupe de 10 à 15 individus (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). En périodes de migration, le Pipit des arbres peut s'observer à peu près partout lors des haltes migratoires (Anonyme 3, à paraître).

Le Pipit farlouse et le Pipit des arbres ont, d'une manière générale, des traits similaires en termes de régime alimentaire et de reproduction mais pour autant ils ne fréquentent pas les mêmes milieux. Le Pipit des arbres s'installe aux lisières des bois, dans leur clairière, dans les coupes ou éclaircies, même d'une faible étendue, dans les boisements et taillis clairs dans les pinèdes et les jeunes plantations (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010a). Il peut aussi fréquenter aussi les prés bordés d'arbres et de haies, les friches, les landes et tourbières, les talus herbeux mais à la condition qu'il y trouve des arbres ou des grands buissons disséminés (Gérardet, 2010a).

La hauteur et la densité de la végétation semblent être les deux paramètres les plus importants dans la distinction des habitats fréquentés par le Pipit des arbres et le Pipit farlouse : tout en nécessitant des surfaces herbeuses pour trouver ses proies et établir son nid, le Pipit des arbres recherche avant tout une végétation haute en faible densité pour ses postes de guet et de chant (Anonyme 2, à paraître ; Gérardet, 2010a ; Kumstatova *et al.*, 2012). Il évite donc autant les milieux totalement ouverts que la forêt compacte (Gérardet, 2010a ; Kumstatova *et al.*, 2012). Là où le Pipit des arbres et le Pipit farlouse sont sympatriques, cette distinction d'habitats fréquentés est bien marquée (Kumstatova *et al.*, 2012).

La taille du territoire du Pipit des arbres varie relativement en fonction des régions (Kumstatova *et al.*, 2012) mais le territoire peut être très petit (1 500 m²) (Gérardet, 2010a). Toutefois, en zone sympatrique avec le Pipit farlouse, la taille moyenne des territoires de Pipit des arbres peut aller jusqu'à 4 fois celle du Pipit farlouse (Kumstatova *et al.*, 2012). Kumstatova *et al.* (2012) n'ont remarqué aucun chevauchement de territoires entre individus voisins de Pipit farlouse et de Pipit des arbres.

Comme le Pipit farlouse, le Pipit des arbres présente une fidélité d'une année sur l'autre à son territoire de reproduction. Le marquage des oiseaux a même permis de montrer que les Pipits des arbres qui étaient fidèles à leur ancien site de nidification avaient un succès reproducteur plus élevé (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). Comme chez le Pipit farlouse, plusieurs cas de bigamie ont été observés chez le Pipit des arbres (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994).

Les deux partenaires de Pipit des arbres participent au nourrissage des jeunes (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). Le mâle finit l'élevage des jeunes alors que la femelle peut entreprendre une seconde ponte (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). Vers la mi-juillet, les jeunes sont encore au nid alors que les adultes qui ont fini de nicher se dispersent (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). Les jeunes séjournent 12 à 14 jours au nid puis le quittent avant de savoir voler (Anonyme 2, à paraître ; Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). Disséminés et tapis sous les herbes ils passent un certain temps à terre (Gérardet, 2010a) dans les environs immédiats du nid, continuant à être nourris par les adultes (Anonyme 2, à paraître). Ils demeurent ainsi dépendants pendant une durée non connue, sans doute plusieurs semaines (Anonyme 2, à paraître).

Barbet-Massin *et al.* (2011) estime la distance de dispersion natale du Pipit des arbres identique à celle du Pipit farlouse, soit de 25 km en moyenne, comme chez l'ensemble des Pipits.

Après l'émancipation des jeunes, on peut observer des regroupements de Pipit des arbres, avant les premiers mouvements migratoires (Anonyme 2, à paraître).

Début en août les adultes commencent leur migration postnuptiale qui se poursuit jusqu'en octobre (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). Aucun oiseau n'hiverné dans notre pays (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994).

Autres passereaux spécialistes des cultures

Le Pipit farlouse peut être rapproché d'autres passereaux spécialistes des cultures et à répartition nordiques comme le Traquet tarier ou Tarier des prés (*Saxicola rubetra* (Linnaeus, 1758)).

D'après : Anonyme 1, à paraître Anonyme 3, à paraître Barbet-Massin <i>et al.</i>, 2011 Dubois <i>et al.</i>, 2008 Dubois & Rousseau, 2005 Géroudet, 2010a Géroudet, 2010b Jiguet, 2010 Shitikov <i>et al.</i>, 2011 Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991	En France, l'espèce se reproduit jusque dans le midi et en Corse (Géroudet, 2010a). Sa distribution est très inégale : il est commun localement, en général dans les régions montagneuses (Massif central et Pyrénées notamment (Anonyme 3, à paraître) et les fonds humides mais il est rare dans les plaines de l'ouest, du sud-ouest et du Midi (Géroudet, 2010a). Le Traquet tarius est un oiseau caractéristique des prairies de fauches, grasses et fournies telles que celles que l'on trouve dans les régions pluvieuses, au creux des vallées et dans les dépressions humides et marécageuses de plaines (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010a). En montagne, l'espèce affectionne également les tourbières à molinies, les mégaphorbiaies riveraines de torrents et de tourbières, les landes à bruyères et à genêts ou les prairies à gentianes jaunes jusqu'à 1500 m d'altitude, voire 2000 m (Anonyme 3, à paraître). Le Traquet tarius est un oiseau vif et remuant ; il s'agit beaucoup sur ses perchoirs et en vol, poursuivant avec habileté des insectes tant en l'air qu'au sol (Anonyme 3, à paraître). Au cours de ses déplacements d'un perchoir à un autre, il pratique un vol légèrement onduleux près du sol (Anonyme 3, à paraître). Le vol de chasse sur place est souvent utilisé (Anonyme 3, à paraître). Comme le Pipit farlouse, le Traquet tarius est un oiseau migrateur transsaharien : il descend passer l'hiver dans les steppes d'Afrique tropicale (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010a). Les premiers individus quittent le territoire vers le 15 août et la migration automnale se termine aux derniers jours de septembre ou aux premiers d'octobre voire plus tard pour certains (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010a). Au printemps, les oiseaux remontent pour se reproduire. Les arrivées classiques sur notre territoire ont lieu dans la deuxième décennie d'avril et jusqu'en mai (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010a). Les résultats de baguage montrent que le Traquet tarius accuse un déclin similaire au Pipit farlouse en France : une diminution de 72 % des effectifs bagués est constatée depuis 1989 et un déclin de 39 % depuis 2001 (Jiguet, 2010). Le Suivi temporel des oiseaux communs (STOC) révèle ainsi un déclin très rapide du Traquet tarius sur la période (Jiguet, 2010). Comme pour le Pipit farlouse, le Traquet tarius est menacé de disparition des plaines françaises à brève échéance et l'espèce est en déclin à l'échelle de l'Europe (Jiguet, 2010). La diminution a été telle que la perte des deux tiers des individus dans les années 2000 ne représente qu'un faible pourcentage du déclin total depuis 1989 (Jiguet, 2010). Le nid, toujours situé au sol et bien dissimulé sous la végétation (Anonyme 3, à paraître). La proximité d'un perchoir servant de guet émergeant du couvert végétal apparaît très importante (Anonyme 3, à paraître). A l'âge de 14-15 jours voire avant, les jeunes Traquets tarius sortent du nid en sautillant ou en rampant et se tapissent dans une cachette individuelle dans la végétation (Gérardet, 2010a). A ce stade de leur vie, ils se montrent rarement à découvert ; plus tard ils seront capables de voler à la rencontre des adultes pour être nourris (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010a). Le lien avec les parents se rompt d'habitude entre 15 et 25 jours après la sortie du nid alors que les jeunes sont capables de se nourrir par eux-mêmes depuis une semaine (Gérardet, 2010a). Les parents recommencent souvent une seconde nichée en mai voire avant (Gérardet, 2010a). Proche du premier nid, un nouveau nid est construit et la femelle couvrira alors même que le mâle nourrit encore les jeunes du premier nid (Gérardet, 2010a). Les premiers jeunes seront repoussés hors du territoire à l'éclosion de la nouvelle nichée et devront se débrouiller ailleurs (Gérardet, 2010a). Les jeunes de la seconde nichée restent assez longtemps en compagnie des parents jusqu'à septembre-octobre alors qu'ils sont déjà indépendants (Gérardet, 2010a). Les Traquets tarius sont relativement fidèles à leur site de nidification (Anonyme 3, à paraître ; Shitikov <i>et al.</i>, 2011) mais le taux de retour au territoire de reproduction semble largement dépendant du succès de reproduction de l'année précédente (Shitikov <i>et al.</i>, 2011). Les couples sont monogames, mais les changements de partenaires au cours de la saison de reproduction ne sont pas rares (Anonyme 3, à paraître). Le Traquet tarius est un prédateur de petits insectes (sauterelles, papillons, chenilles, criquets, libellules) et les milieux qu'il occupe sont donc riches en invertébrés. Pour le Traquet tarius, Barbet-Massin <i>et al.</i> (2011) estime la distance de dispersion natale à 15 km en moyenne. La dispersion des nicheurs a lieu début août (Anonyme 3, à paraître). La Linotte mélodieuse (<i>Carduelis cannabina</i> (Linnaeus, 1758)) peut également faire l'objet d'une comparaison avec le Pipit farlouse en ce sens qu'elle fréquente elle aussi les espaces ouverts à végétation herbacée basse voire clairsemée (Anonyme 1, à paraître ; Gérardet, 2010b), souvent de types agricoles. La Linotte fréquente ces milieux découverts pour se nourrir (Gérardet, 2010b). La Linotte étant un granivore spécialisé dans les adventices des cultures, les prairies, les friches et les cultures de colza constituent les zones d'alimentation les plus fréquentées (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). En période de migration et en hiver, les habitats explorés restent les espaces cultivés et les zones ouvertes (les jachères, les prairies non fauchées et les coupes forestières enherbées) que la Linotte mélodieuse exploite à la recherche de graines (Anonyme 1, à paraître). En revanche, l'espèce nécessite sur son territoire la présence d'autres biotopes comportant des buissons qui lui offrent un refuge et un support pour son nid (Gérardet, 2010b) ce qui la différencie du Pipit farlouse. Ces deux types de milieux qu'elle recherche sont souvent distincts et la Linotte mélodieuse, espèce très mobile, effectue ainsi des déplacements réguliers (Gérardet, 2010b). Les adultes sont ainsi capables d'effectuer des déplacements dans un rayon moyen de 200 à 500 m et parfois plus d'1 km autour du nid pour trouver leur nourriture (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). Si ces exigences sont satisfaites, la Linotte mélodieuse est susceptible de vivre dans de nombreuses localités (landes, garigues, steppes, maquis peu serrés, mais aussi cimetières, vergers, vignobles, jardins de maisons proches de cultures) (Gérardet, 2010b). La Linotte évite les milieux forestiers et n'est pas non plus adaptée au milieu urbain, sauf aux grandes friches urbaines y compris à Paris (Gérardet, 2010b). La Linotte mélodieuse dispose d'une aire de répartition sensiblement différente de celle du Pipit farlouse ou du Traquet tarius. La distribution de cette espèce va du nord-ouest de l'Afrique jusqu'aux zones boréales. Elle occupe ainsi toute l'Europe et jusqu'en Asie occidentale. En France, la Linotte mélodieuse niche dans tous les départements (Corse incluse). Le statut de conservation de la Linotte mélodieuse est considéré comme défavorable en Europe où un déclin a été mis en évidence dans plusieurs pays, dont la France (Anonyme 1, à paraître). Les résultats du baguage montrent

	une diminution de 72 % des effectifs bagués depuis 1989 et un déclin de 45 % depuis 2001 en France (Jiguet, 2010). Ce déclin est comparable à celui enregistré au Royaume-Uni (-62 % de 1975 à 2000) (Jiguet, 2010). Ainsi, la Linotte mélodieuse illustre elle-aussi le déclin des espèces spécialistes des milieux agricoles. La France possède une forte responsabilité pour cette espèce dont elle accueille une des plus grosses parts des effectifs nicheurs avec 1 à 5 millions de couples (la Turquie est le premier pays avec 2 à 10 millions de couples nicheurs). Une étude menée en Bretagne (Eybert, 1985 <i>in</i> Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994) a montré que les couples de Linotte mélodieuse se répartissent uniformément dans la lande : l'activité de défense territoriale qui diminue sensiblement au commencement de la couvaison impose un espacement d'environ 55 mètres des nids des couples dont le déroulement de la reproduction est synchrone (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). Dès que les manifestations territoriales décroissent, les couples en décalage d'activité installent leur nid aux environs immédiats (jusqu'à une dizaine de mètres) des premiers nids occupés. Les densités varient ainsi entre 40 et 60 couples pour 10 hectares dans le Morbihan (îles) ou entre 13 et 55 couples pour 10 ha dans les landes bretonnes intérieures (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994). La Linotte mélodieuse peut donc être une espèce assez grégaire et le comportement des couples qui s'installent à raison de telles densités est considéré par certains auteurs comme semi-colonial, voire colonial (Anonyme 1, à paraître). Le nid est installé dans les branches basses d'un buisson, le plus souvent non loin du sol (Anonyme 1, à paraître). Après éclosion, les petits séjournent au nid entre 10 et 17 jours puis sont entraînés par les parents vers les terrains de pâtures et guidés pendant deux à trois semaines pour aller s'alimenter chaque jour un peu plus loin du lieu de reproduction (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010b). Dès le mois d'août, les jeunes ont acquis leur indépendance et ils se rassemblent alors en petites bandes errantes à la recherche de sites riches en aliments tandis que les parents peuvent recommencer une nidification (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010b). La Linotte mélodieuse est une espèce migratrice partielle. Les mouvements migratoires s'effectuent de jour par petite bandes désordonnées (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991). Dès le début du mois d'août, les oiseaux se regroupent et la migration commence à la mi-septembre pour rejoindre les quartiers d'hiver en Espagne, au Portugal et en Afrique du Nord (Maroc) (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010b). Certaines Linottes peuvent en outre passer l'hiver là où elles sont nées si l'enneigement est nul voire faible (par exemple, les individus du Midi de la France paraissent sédentaires) (Géroudet, 2010b ; Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991). Par ailleurs, des Linottes provenant d'Europe centrale et du Nord traversent la France pour hiverner surtout dans le Sud et le Sud-Ouest du pays (Anonyme 1, à paraître). La France sert ainsi d'étape migratoire et de refuge hivernal aux populations britanniques et scandinaves et à celles du centre de l'Europe ((Mahéo, 1969 ; Pontegenie, 1972 ; Eybert, 1985) <i>in</i> Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991). La carte de synthèse de l'Atlas des oiseaux de France en hiver montre une répartition large de l'espèce (74 % du territoire) mais quand même plus restreinte qu'en période de nidification (88 % du territoire) (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991). La majorité des Linottes hivernant en France se situe à l'ouest d'une ligne allant des Ardennes jusqu'à la côte basque (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991). La côte atlantique constitue un foyer important (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991). Il n'existe toutefois aucun suivi pouvant générer des indicateurs de tendance pluriannuelle des effectifs hivernants en France comme c'est le cas pour les effectifs nicheurs. Durant l'hiver, les Linottes sont très grégaires et se mélangent aux pinsons, chardonnerets et verdiers (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991). La migration pré-nuptiale commence en février, culmine en mars et au début d'avril puis s'achève fin avril/début mai (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010b). Pour la Linotte mélodieuse, les données de Paradis <i>et al.</i> (1998) mentionne une distance de dispersion natale de 4,4 km en moyenne et une distance de dispersion des adultes post-reproduction de 3,5 km. Barbet-Massin <i>et al.</i> (2011) estime la distance de dispersion natale à 11 km en moyenne. Comme pour le Pipit farlouse, le déclin constaté de la Linotte mélodieuse et du Traquet tairier sont directement imputables aux transformations que connaissent les milieux agricoles depuis plusieurs décennies (Anonyme 1, à paraître). La dépendance étroite aux plantes messicoles et/ou l'affinité pour les milieux prairiaux et humides rendent ces deux espèces autant vulnérables que le Pipit farlouse face à l'intensification des cultures, à la précocité des fenaisons, à la disparition des zones humides ou encore à l'utilisation des pesticides (Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994 ; Jiguet, 2010). Comme le Pipit farlouse, la fragmentation n'est donc pas le facteur principal à l'origine du déclin de ces deux espèces. Toutefois, la fragmentation des milieux propices à ces espèces peut là encore avoir des impacts sur la phase d'émancipation des jeunes et sur l'isolement des populations relictuelles qui peuvent périr par manque de brassage génétique. Par ailleurs, la déprise agricole qui entraîne une fermeture du milieu et l'extension de l'urbanisation sont défavorables à ces deux espèces (Anonyme 1, à paraître ; Anonyme 3, à paraître). Aux difficultés rencontrées sur les lieux de nidification, viennent s'ajouter d'autres menaces liées à la phase migratoire pour le Traquet tairier. Les zones désertiques gagnant en superficie d'année en année, il est effectivement probable que les oiseaux migrants aient à souffrir de l'allongement des distances qu'ils doivent parcourir pour parvenir à des zones favorables pour leur quartier d'hiver (Anonyme 3, à paraître ; Yeatman-Berthelod & Jarry, 1994).
Autres espèces D'après : Géroudet, 2010a Vanhinsberg & Chamberlain, 2010 Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991	Le Pipit farlouse fréquente des milieux riches, notamment en invertébrés qu'il consomme surtout en été (coléoptères, diptères, petits orthoptères, hémiptères, hyménoptères, nombreuses larves et chenilles, araignées, minuscules mollusques, voire limaçons et lombrics) (Géroudet, 2010a). Son régime alimentaire est très éclectique mais la plus grande part de son régime alimentaire est constituée de larves de <i>Tipulidae</i> (Walton 1979 ; Cramp 1988) <i>in</i> Vanhinsberg & Chamberlain, 2010). Les végétaux ne sont pas négligés et forment une part importante de sa nourriture en automne et en hiver (panicules et graines de graminées (pâturin), de carex, de renouées, d'arroche, de crucifères, semences perdues de céréales dans les semis d'automne) (Géroudet, 2010a ; Yeatman-Berthelod & Jarry, 1991).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

Jean-Philippe SIBLET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

+ expert consulté : Frédéric JIGUET, Muséum national d'Histoire naturelle - Centre de recherches par le baguage des populations d'oiseaux

> Bibliographie consultée :

ANONYME 1 (à paraître). *Linotte mélodieuse*, *Carduelis cannabina* (Linné, 1758). Fiche projet in *Cahier d'habitats Oiseaux*. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 2 (à paraître). *Pipit des arbres*, *Anthus trivialis* (Linné, 1758). Fiche projet in *Cahier d'habitats Oiseaux*. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 3 (à paraître). *Traquet tavier*, *Saxicola rubetra* (Linné, 1758). Fiche projet in *Cahier d'habitats Oiseaux*. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

BARBET-MASSIN M., THUILLER W. & JIGUET F. (2011). The fate of European breeding birds under climate, land use and dispersal scenarios. *Global change biology*. Volume 18. Numéro 3. Pages 881 à 890.

CRAMP S., SIMMONS K., SNOW D.-W. & PERRINS C.-M. (2006). *The Birds of the Western Palearctic; interactive BWPI 2.0 (2006 update)*. BirdGuides. Sheffield. UK.

DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Editions Delachaux & Niestlé. Paris. 559 pages.

DUBOIS P.-J. & ROUSSEAU E. (2005). *La France à tire d'aile - Comprendre et observer les migrations d'oiseaux*. Editions Delachaux & Niestlé. Paris. 263 pages.

EUROPEAN BIRD CENSUS COUCIL (2011). *Trends of common birds in Europe, 2011 update*. Disponible en ligne sur : <http://www.ebcc.info/index.php> (Consulté en mars 2012)

GALARZA A. & TELLERÍA J.-L. (2003). Linking processes : effects of migratory routes on the distribution of abundance of wintering passerines. *Animal biodiversity and conservation*. Volume 26. Numéro 2. Pages 19-27.

GÉROUDET P. (2010a). *Les passereaux d'Europe*. Tome 1 – Des Coucous aux Merles. Editions Delachaux & Niestlé. Paris. 405 pages.

GÉROUDET P. (2010b). *Les passereaux d'Europe*. Tome 2 – De la Bouscarle aux Bruants. Editions Delachaux & Niestlé. Paris. 512 pages.

HAGEMEIJER W.-J.-M. & BLAIR M.-J. (1997). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance*. T. & A. D. Poyser, London. 903 pages.

HELBIG A.-J., ORTH G., LASKE V., WILTSCHKO W. (2012). Migratory orientation and activity of the meadow pipit (*Anthus pratensis*) : a comparative observational and experimental field study. *Behaviour*. Volume 103. Numéro 4. Pages 276-293.

HELLDIN J.-O. & SEILER A. (2003). Effects of roads on the abundance of birds in Swedish forest and farmland. *Habitat fragmentation due to transportation infrastructure (IENE)*. 9 pages.

HOTKER H. (1982). Studies of meadow pipit *Anthus pratensis* dispersal. *Ring and migration*. Volume 4. Numéro 1. Pages 45-50.

HOTKER H. (1988). Lifetime reproductive output of male and female meadow pipits *Anthus pratensis*. *Journal of animal ecology*. Volume 47. Numéro 1. Pages 109-117.

JIGUET F. (2010). *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. Centre de recherches par le baguage des populations d'oiseaux (CRBPO). Muséum national d'Histoire naturelle. Disponible en ligne sur : <http://www2.mnhn.fr/vigie-nature> (Consulté en Février 2012)

KUMSTATOVA T., BRINKE T., TOMKOVA S., FUCHS R. & PETRUSEK A. (2004). Habitat preferences of tree pipit (*Anthus trivialis*) and meadow pipit (*A. pratensis*) at sympatric and allopatric localities. *Journal of ornithology*. Numéro 145. Pages 334-342.

MULLER M., SPAAR R., SCHIFFERLI L. & JENNI L. (2005). Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of ornithology*. Volume 146. Numéro 1. Pages 14 à 23.

PARADIS E., BAILLIE S.-R., SUTHERLAND W.-J. & GREGORY R.-D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of animal ecology*. Numéro 67. Pages 518-536.

PAUL J.-P. (2011). *Pipit farlouse* *Anthus pratensis*. Liste rouge des vertébrés terrestres de Franche-Comté. 2 pages.

SHITIKOV D., FEDOTOVA S., GAGIEVA V., FEDCHUK D., DUBKOVA E. & VAYTINA T. (2011). Breeding-site fidelity and dispersal in isolated populations of three migratory passerines. *Ornis fennica*. Numéro 88. Pages 1-10.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France. 28 pages.

VANHINSBERG D.-P. & CHAMBERLAIN D.-E. (2001). Habitat associations of breeding meadow pipits *Anthus pratensis* in the British uplands. *Bird study*. Volume 48. Numéro 2. Pages 159-172.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris. 775 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1991). *Atlas des oiseaux de France en hiver 1977-1981*. Société ornithologique de France. Paris. 575 pages.

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

DOUGALL T.-W. (2011). Post-juvenile moult and dispersal in the meadow pipit *Anthus pratensis*. *Ringling and migration*. Volume 14. Numéro 3. Pages 137-142.

FERRY C. (1961). L'aire de reproduction du Pipit des prés *Anthus pratensis* en France. *Alauda*. Numéro 29. Pages 175-192.

ISENMANN P. (1987). L'évolution récente de la distribution du Pipit farlouse (*Anthus pratensis*) en France. *L'Oiseau et R.F.O.*, Numéro 57. Pages 52-55.

PEDROLI J.-C. (1978). Breeding success of the meadow pipit *Anthus pratensis* in the swiss Jura. *Ornis Scandinavica*. Volume 9. Numéro 2. Pages 168-171.

SEEL D.-C. & WALTON K.-C. (1979). Numbers of meadow pipits *Anthus pratensis* on mountain farm grassland in North Wales in the breeding season. *Ibis*. Numéro 121. Pages 147-164.

VERHEYEN R. & LE GRELLE G. (1950). Interprétation des résultats de baguage relatifs au Pipit des prés (*Anthus pratensis* L.). *Gerfaut*. Numéro 40. Pages 124-131.

VOELKER (1999). Dispersal, vicariance, and clocks: historical biogeography and speciation in a cosmopolitan passerine genus (*Anthus*: *Motacillidae*). *Evolution*. Volume 53. Numéro 5. 1536-1552 pages.

WERNHAM C., SIRIWARDENA G. & MIKE T. (2002). *The migration atlas. Movements of the birds of Britain and Ireland*. Christopher Helm Publishers Ltd; 1st edition (20 Dec 2002). 900 pages.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Pipit farlouse (Anthus pratensis (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 10 pages.



Photo Frank Vassen

Le pouillot siffleur

Phylloscopus sibilatrix

Le Pouillot siffleur

Phylloscopus sibilatrix (Bechstein, 1793)

Oiseaux, Passeriformes, Sylviidés

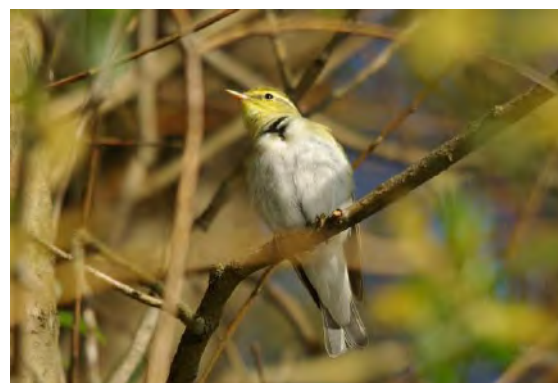


Photo : Philippe Gourdain

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Pouillot siffleur, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Pouillot siffleur appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Dubois <i>et al.</i> , 2008 Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	En Europe, le Pouillot siffleur habite les zones tempérées et boréales (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994) et se reproduit à partir des Pyrénées et de la France centrale jusqu'en Scandinavie et au nord de la Russie (Géroudet, 2010). En France, l'espèce est absente des îles, des plaines du sud ouest méditerranéen, du couloir garonnais, d'une partie de la façade atlantique et elle est rare dans l'extrême ouest mais largement répandue ailleurs (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Une aire disjointe est localisée dans les Pyrénées et leurs piémonts (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La population française est estimée entre 100 000 et 300 000 couples (Dubois <i>et al.</i> , 2008).
��volution récente D'après : Dubois <i>et al.</i> , 2008 EBCC, 2011 Jiguet, 2008 UICN France <i>et al.</i> , 2011	La mise à jour 2011 des tendances des populations européennes des oiseaux communs par l'European Bird Census Council (EBCC) mentionne une diminution de 33 % chez le Pouillot siffleur depuis 1980 et de 32 % depuis 1990. Selon les résultats 2008 du Suivi temporel des oiseaux communs (STOC), le Pouillot siffleur accuse un déclin confirmé sur le long terme : les résultats de baguage montrent une diminution des effectifs de 65 % entre 1989 et 2008 (Jiguet, 2008). Toutefois, les résultats entre 2001 et 2008 montrent une progression récente de 34 % (Jiguet, 2008). Depuis les années 1980, cette forte régression se fait sentir dans tout le nord de la France, parfois de façon dramatique comme en Bretagne, en ��le-de-France, en Picardie, en Lorraine, dans le Maine-et-Loire (Dubois <i>et al.</i> , 2008). Le Pouillot siffleur est inscrit dans la catégorie « Vulnérable » de la liste rouge des oiseaux nicheurs de France métropolitaine élaborée en 2011 selon la méthodologie UICN (UICN France <i>et al.</i> , 2011).
Phylogénie et phylogéographie	Aucune information.

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce D'après : Dubois <i>et al.</i> , 2008 Géroudet, 2010	Le Pouillot siffleur est un migrateur strict dans notre pays, aucun individu n'hiverné en France. Le Pouillot siffleur hiverne dans les régions tropicales d'Afrique (Ghana, Za��ire, Rwanda, Gabon, Kenya, Nigeria, Cameroun, Congo, Ouganda) : savanes humides, clairières et lisières de forêts pluviales (Dubois <i>et al.</i> , 2008 ; Géroudet, 2010).
Dates d'arrivée et de départ D'après : Dubois <i>et al.</i> , 2008 Géroudet, 2010 Lovaty, 2003 Wesolowski & Maziarz, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le Pouillot siffleur arrive aussitôt que les premières feuilles des arbres sortent puis cette arrivée s'étale sur une à deux semaines (Géroudet, 2010). Dans le Tarn, Lovaty (2003) indique effectivement que l'installation des mâles, puis des femelles, dépend de l'avancement de la feuillaison des arbres. Dans notre pays, les premiers individus arrivent donc généralement dès la fin mars puis la majorité des effectifs nicheurs s'installe autour du 15 avril (Dubois <i>et al.</i> , 2008 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Les femelles sont plus tardives que les mâles (Géroudet, 2010 ; Wesolowski & Maziarz, 2009). Dès la fin de juillet et dans le courant du mois d'août, les Pouillots siffleurs quittent progressivement le pays ; les derniers partent début septembre, rarement plus tard (Géroudet, 2010) mais de rares oiseaux retardés peuvent être vus jusqu'en novembre (Dubois <i>et al.</i> , 2008).
Routes migratoires D'après : Dubois <i>et al.</i> , 2008 Dubois & Rousseau, 2005 Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	En migration automnale, les individus se dirigent vers le Sud-Est par les Alpes, l'Italie, l'Égypte pour se répandre ensuite dans les zones tropicales d'Afrique (Dubois <i>et al.</i> , 2008 ; Géroudet, 2010). En migration printanière, les individus suivent une route plus occidentale (Dubois & Rousseau, 2005 ; Géroudet, 2010). La migration du Pouillot siffleur est donc vraisemblablement une migration en boucle (Dubois & Rousseau, 2005 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Effectifs en migration D'après : Dubois & Rousseau, 2005	Aucune donnée chiffrée n'a été trouvée concernant les effectifs en migration. Le Pouillot siffleur est simplement mentionné comme l'une des espèces les plus baguées au Cap Corse en migration printanière (Dubois & Rousseau, 2005).

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et occupation de l'espace

Habitat de l'espèce D'après : Anonyme 3, à paraître	Le Pouillot siffleur est un passereau spécialiste du milieu forestier dont il est strictement dépendant pour sa nidification (Delahaye & Vendevyre, 2008 ; Géroudet, 2010 ; Jiguet, 2008). Toutefois, le type de forêts préférentiellement fréquentées par le Pouillot siffleur est soumis à discussion. Un certain nombre d'auteurs mentionnent que le Pouillot siffleur est considéré comme l'oiseau typique des hêtraies, notamment parce que celles-ci lui offrent l'espace dégagé sous la canopée dont il a besoin (Anonyme 3, à paraître ;

Bibby, 2009 Delahaye & Vandevyvre, 2008 Fouarge & Delahaye, 2010 Géroudet, 2010 Jiguet, 2008 Lovaty, 2003 Spitz, 1971 Wesolowski, 1985 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le Pouillot siffleur serait en effet le plus arboricole des pouillots ; il fréquenterait plutôt l'étage inférieur des feuillages élevés et nécessiterait un espace aérien où les troncs ne produisent que des rameaux faibles et dégagés n'obstruant pas ses déplacements (Anonyme 3, à paraître ; Gérardet, 2010). Le Pouillot siffleur rechercherait donc les massifs de grands arbres en futaies homogènes pas trop serrés avec un sol couvert d'une végétation rase et clairsemée voire absente. En ce sens, la hêtraie répondrait donc parfaitement à ces exigences mais le Pouillot siffleur peut aussi fréquenter les massifs de chênes ou de charmes, mélangés ou non avec des conifères si ceux-ci répondent à ces exigences. Bibby (1989) (<i>in</i> Delahaye & Vandevyvre, 2008) a en effet montré en Grande-Bretagne que la répartition du Pouillot siffleur tant en chênaie qu'en boulaie, coïncidait avec les sites les plus pauvres, c'est-à-dire avec ceux dont la strate arbustive est la moins dense. En 2009, Bibby mentionne à nouveau que la surface du milieu forestier n'est pas un indicateur de l'abondance du Pouillot siffleur et que la hêtraie avec une canopée haute et une couverture herbacée limitée est l'habitat préféré de l'espèce par rapport à des habitats forestiers plus variés ou présentant un sous bois/herbacées dense. Balent & Courtiade (1986) (<i>in</i> Delahaye & Vandevyvre, 2008) ont, quant à eux, mis en évidence que, dans les Pyrénées françaises, le Pouillot siffleur occupait jadis de vieilles peupleraies typiques de la ripisylve garonnaise, où le sous-bois était exploité pour le pâturage, ce qui, en cantonnant les broussailles au pied des arbres, maintenait le milieu dans un état favorable à l'espèce. Fouarge & Delahaye (2010) mentionnent dans l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie qu'un recouvrement trop important ou nul des strates intermédiaires limiterait la présence de l'espèce. Cette dernière ne serait donc pas présente dans la hêtraie pure en raison de l'absence de sous-étage de régénération naturelle de même que dans les chênaies à sous bois ou taillis bas trop dense (Fouarge & Delahaye, 2010). Par contre, le Pouillot siffleur occuperait en grand nombre les hêtraies à composition diversifiée et à structure irrégulière (Fouarge & Delahaye, 2010). Des travaux menés par Delahaye & Vandevyvre en 2008 en région wallonne ont étudié plus précisément les préférences d'habitat forestier du Pouillot siffleur. Comme pour beaucoup d'oiseau, la sélection de l'habitat par le Pouillot siffleur ne semble en réalité pas porter sur la composition des peuplements forestiers (hêtraie, chênaies, ...) mais sur leur structure verticale. Et pour ces auteurs, la hêtraie pure répondrait en réalité assez mal aux exigences du Pouillot siffleur (Delahaye & Vandevyvre en 2008). Leur étude (Delahaye & Vandevyvre en 2008) conclut en effet que les placettes occupées par le Pouillot siffleur sont caractérisées par : - un couvert forestier important. Si le couvert de la strate de 8 à 32 m est inférieur à 85 %, la probabilité de présence du Pouillot siffleur est inférieure à 0,05, - une hauteur moyenne de la futaie plus faible que dans les placettes non occupées, - un nombre de petits et moyens bois important (circonférence inférieure à 150 cm) et peu de gros bois. Les peuplements forestiers à dominance de gros bois ne sont occupés par les Pouillots siffleurs que si le recouvrement de la strate arbustive est très développé, supérieur à 70 %. Quelle & Lemke en 1988 (<i>in</i> Delahaye & Vandevyvre, 2008) faisaient le même constat : la majorité des territoires de Pouillot siffleur en Allemagne se trouvaient dans des peuplements avec des bois de circonférence inférieure à 125 cm et la présence de gros bois était un facteur limitant pour l'établissement du Pouillot siffleur, - un sous-bois offrant suffisamment de perchoirs, comme relais au nid, et postes de chasse. Les placettes occupées sont donc caractérisées par un taillis développé, souvent âgé et de grande hauteur ainsi qu'un recouvrement faible à moyen (inférieur à 50 %) des strates intermédiaires (0,5 à 4 m). Un taux de recouvrement de ces strates intermédiaires de 50 % constituerait un seuil au-delà duquel le Pouillot siffleur n'est plus présent, - une strate herbacée suffisamment développée, ce que fournit soit la houlque soit, dans une moindre mesure, la luzule en hêtraie. En chênaie, le Pouillot siffleur recherche les plages de houlque afin d'y dissimuler son nid. Le recouvrement minimal de la strate herbacée de moins de 50 cm de haut semble être au minimum de 50 %. Les résultats de cette étude convergent donc vers l'idée que la hêtraie ne serait en réalité pas l'habitat typique du Pouillot siffleur dans la mesure où celle-ci présente une structure verticale pauvre, comprenant rarement un sous-bois. Les auteurs indiquent que les observations de Pouillot siffleur en région wallonne sont de moins en moins fréquentes dans les hêtraies alors qu'elles sont plus régulières dans les chênaies voire les boulaies. Dans leur étude, sur 108 placettes occupées par le Pouillot siffleur, seules 39 sont des hêtraies et ces hêtraies sont celles qui ont un sous-bois bien développé (Delahaye & Vandevyvre, 2008). Par ailleurs, les placettes occupées par le Pouillot siffleur offrent une proportion plus importante de chênes que de hêtres. Dans le Tarn, les sites occupés par le Pouillot siffleur sont également essentiellement des taillis de chêne pubescent (Lovaty, 2003). Toutefois, ces résultats ne sont pas cohérents avec la situation constatée dans la hêtraie des Réserves biologiques intégrales (RBI) de Fontainebleau. Ces hêtraies sont bien ici un milieu optimal pour l'espèce avec par exemple 81 couples par km² pour la RBI de la Tillaie (Spitz, 1971). Ces hêtraies comportent pourtant bien un sous bois de hêtres et de houx. Il semble par ailleurs que cette densité observée à Fontainebleau soit comparable à la densité observée en forêt de Bialowieza présentée ci-après (60 à 80 mâles par km²) qui constitue également un milieu optimal pour l'espèce. Les résultats de Delahaye & Vandevyvre sont donc sans doute à nuancer selon que l'on considère une forêt gérée ou non (com. pers. Comolet-Tirman, 2012). Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) indiquent par contre que l'espèce est rare dans les boisements purs de résineux. Les résultats de Wesolowski (1985) confirment que les forêts de conifères constituent un habitat moins optimal pour le Pouillot siffleur : les nichées en boisements de feuillus sont plus précoces et plus importantes qu'en boisements de résineux.
Taille du domaine vital	L'espèce ne nécessite pas forcément de grands massifs (Géroudet, 2010 ; Lovaty, 2003). Gérardet (2010) mentionne que le Pouillot siffleur peut s'installer dans des milieux composés de peu d'arbres (bosquets, parcs, un

D'après : Géroudet, 2010 Lovaty, 2003	groupe de feuillus poussant parmi des sapins) et qu'un territoire occupe en général de 1 à 3 ha mais se réduit au cours de la nidification jusqu'à 1200-1900 m² (Géroudet, 2010). Toutefois, les éléments présentés plus loin souligneront l'importance de la fragmentation des espaces boisés comme facteur limitant l'installation de l'espèce. Le contexte dans lequel s'inscrivent les milieux boisés recherchés par le Pouillot siffleur est donc également à prendre en compte au-delà de la taille de ces milieux boisés eux-mêmes. Le Pouillot siffleur est caractérisé par une pluri-territorialité : jusqu'à 60 % des mâles possèdent deux territoires pendant une saison de reproduction (Géroudet, 2010).
Déplacements	
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Moreau, 2001	La construction du nid n'intervient pas à un moment particulier de la journée ; les conditions météorologiques semblent être davantage déterminantes (Moreau, 2010). Aucune autre donnée n'a été trouvée sur le cycle journalier de l'espèce et les déplacements qu'ils impliquent.
Déplacements liés au rythme plurircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circannuel (cycle annuel) D'après : Géroudet, 2010 Moreau, 2010 Welowski, 1985 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	La femelle seule assure la construction du nid dans le canton du mâle qu'elle vient d'accepter (Moreau, 2010). Les prélèvements des matériaux se font en général dans un rayon de 2 à 10 m du lieu du nid mais une distance d'une quarantaine de mètres a été notée (Moreau, 2010). La cadence des transports est rapide (environ 2 par minutes) mais l'activité ne dure guère et s'intercale avec de longues périodes de repos (Moreau, 2010). Les transports sont effectués en vols rapides très bas tandis que le mâle se situe à l'étage supérieur de la végétation (Moreau, 2010). La femelle assure l'incubation des œufs alors que le mâle se cantonne à un ou plusieurs petits espaces excentrés, parfois très éloignés du nid (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Ce comportement permet au mâle de courtiser d'autres femelles (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). A cette période, le mâle effectue donc des déplacements fréquents au sein de son territoire. Pendant l'incubation, la femelle s'absente toutes les heures pour partir s'alimenter (Moreau, 2010). Après éclosion, les jeunes sont nourris par les deux parents (Géroudet, 2010). Les cas de deuxième couvée semblent extrêmement rares mais deux ont été notés dans le Perche (Moreau, 2010). Au final, dans le Perche, la durée de reproduction s'étale du 26 (ponte du premier œuf) avril au 28 juillet (dernier envol de poussin) (Moreau, 2010). Le nid du Pouillot siffleur repose toujours à terre dans un petit creux dégagé par l'oiseau, par exemple au flanc d'un talus ou contre une racine, caché par la végétation ou la litière (Géroudet, 2010 ; Welowski, 1985 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La femelle privilégierait en effet toujours les secteurs en pente (Moreau, 2001).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Herremans, 1993 Moreau, 2010	La distribution des nids au sein d'une même population semble être assez uniforme, et ne témoigne d'aucun caractère colonial de l'espèce (Moreau, 2010). Herremans (1993) confirme que les territoires des mâles de Pouillot siffleur sont distribués aléatoirement, sans stratégie d'agrégation particulière, au sein du massif forestier suivi pendant les plusieurs années de son étude.
Densité de population D'après : Géroudet, 2010 Herremans, 1993 Moreau, 2001 Wesolowski, 1985 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Géroudet (2010) mentionne une fourchette de densités de 0,2 à 7,5 couples ou territoires pour 10 ha. Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) évoquent une densité de 4 à 5 mâles pour 10 ha et, dans le Perche, Moreau (2001) constate une densité de 5 à 6 mâles pour 10 ha. De manière générale, dans le prolongement de qui a été évoqué pour l'habitat de l'espèce, la densité de Pouillot siffleur varie selon la nature du peuplement forestier. En forêt primaire de Bialowieza, en Pologne, Wesolowski (1985) trouvent des densités (en nombre de territoires pour 10 ha) de : 3,85 en boisement de Frênes/Aulne, 5,43 en boisements de conifères et de 7,05 en boisements de chênaies/charmaies. Les densités maximales observées de Pouillot siffleur sont de 10,9 (Allemagne) et 15,3 (Suède) couples pour 10 ha (Géroudet, 2010). Herremans (1993) mentionne que la densité de Pouillot siffleur peut être sujette à de très fortes variations d'une année à l'autre au sein d'un massif forestier, qu'il s'agisse d'une petite ou d'une grande population car ces densités sont intimement liées à la qualité de l'habitat, qui peut varier d'une année sur l'autre.

Minimum pour une population viable	
Superficie minimale pour une population viable	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population viable	Aucune information.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Aucune information.
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : Barbet-Massin <i>et al.</i>, 2011 Moreau, 2010 Welowski, 1985 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le taux de réussite (poussins arrivant jusqu'à l'âge de 6-7 jours) a été estimé à environ 78 % dans le Perche (Moreau, 2010). La production annuelle d'un couple a été estimée à environ 4 jeunes à quelques jours de l'envol (Moreau, 2010). Le nombre de jeunes produits peut toutefois subir de fortes variations annuelles en fonction notamment de la pression de prédation. Dans son étude menée en forêt de Bialowieza, Welowski (1985) montre par exemple que 70 % des nichées échouent et que cela est dû à 80 % aux prédateurs. La prédation porte essentiellement sur les jeunes et moins sur les œufs (Welowski, 1985). Les jeunes quittent le nid à l'âge de 11 à 12 jours (Moreau, 2010), inférieur à 13 jours pour Yeatman-Berthelot & Jarry (1994).
Distance de dispersion D'après : Barbet-Massin <i>et al.</i>, 2011	Barbet-Massin <i>et al.</i> (2011), estiment la distance de dispersion natale du Pouillot siffleur (comme pour l'ensemble des autres Pouillots) à 21 km en moyenne.
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance D'après : Herremans, 1993	Dans l'étude de Herremans (1993), plusieurs oiseaux bagués ont été retrouvés à une distance de 300 m à 4,6 km de leur lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion des adultes post-reproduction D'après : Géroudet, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Aussitôt après la sortie du nid des jeunes, les familles regagnent les feuillages et se regroupent avec d'autres passereaux de la mi-juillet à la mi-août (sittelles, gobemouches, mésanges) (Géroudet, 2010). Les individus vagabondent dans les environs des sites de nidifications puis a lieu le départ en migration (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).
Fidélité au site D'après : Géroudet, 2010 Herremans, 1993 Moreau, 2001 Norman, 1994 Welowski <i>et al.</i>, 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991	Le Pouillot siffleur ne semble pas montrer de fidélité particulière à son site de reproduction. Herremans (1993) mentionne que le taux maximum d'individus bagués revenant sur le même site de reproduction d'une année sur l'autre était de 11 % seulement. Herremans (1993) déduit de son étude que la majorité des individus sont fidèles à une zone de 1 000 km² mais qu'à l'intérieur de cette zone ils ne réoccupent pas précisément le même territoire de reproduction d'une année sur l'autre, y compris si la reproduction y avait été réussie. Herremans mentionne que certains individus ont été repris dans 20 territoires différents sur la totalité du temps d'étude, témoigne d'une possibilité importante de changement de territoire dans le temps. S'ils ne reviennent pas dans le même massif, certains individus peuvent alors occuper des territoires très éloignés des premiers : Herremans (1993) a repris des individus bagués à des distances à 83 et 114 km de sa zone d'étude. Herremans (1993) précise toutefois que des individus peuvent aussi revenir après plusieurs années d'absence. Norman (1994) indique avoir repris des oiseaux bagués à 66 km de distance du territoire de baguage. Ses résultats amènent à un taux de mâles revenant d'une année sur l'autre sur le même territoire à environ 28 %. Certains mâles sont revenus sur le même territoire pendant 5 années sur les 11 années d'études (Norman, 1994). Norman (1994) conclut que les individus peuvent revenir sur le même territoire puis finalement aller en explorer un autre s'ils ne parviennent pas à s'apparier. Fouarge (1968) arrivait à un taux de 16 % de mâles adultes revenant sur le même territoire d'une année sur l'autre (<i>in</i> Norman, 1994). Welowski <i>et al.</i> (2009) mentionnent le Pouillot siffleur présente un taux de fidélité au site de reproduction extrêmement faible, entre zéro et quelques pourcents. Le Pouillot siffleur serait ainsi l'un des passereaux migrateurs

	au long-cours qui présente le plus faible taux de fidélité au site de reproduction (Sokolov, 1991 <i>in</i> Welowski <i>et al.</i> , 2009).
Fidélité au partenaire D'après : Géroutet, 2010 Moreau, 2010 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Le sex-ratio d'une population de Pouillot siffleur est déséquilibré au profit des mâles (1 à 3 mâles par femelle). La bigynie peut donc concerner 30 % des mâles d'une population et par ailleurs de nombreux mâles restent célibataires (Géroutet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Aucun cas de fidélité au conjoint d'une année sur l'autre n'a été enregistré par Moreau (2010) dans le Perche.
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Welowski <i>et al.</i> , 2009	Welowski <i>et al.</i> (2009) vont jusqu'à qualifier le Pouillot siffleur d'oiseau « nomade » et à l'identifier en ce sens comme un cas unique parmi les passereaux migrateurs au long-cours et spécialistes des forêts. Trois hypothèses sont initialement formulées par les auteurs pour expliquer ce caractère : - le Pouillot siffleur est facilement influencé par les conditions qu'il rencontre au cours de sa migration longue distance ce qui l'amène par conséquent à ne pas pouvoir revenir de manière automatique sur le même territoire d'une année sur l'autre, - le Pouillot siffleur suit les fluctuations de la qualité du milieu et de la disponibilité en proies qui le contraignent à changer annuellement de territoire pour conserver les mêmes chances de reproduction, - le Pouillot siffleur recherche en priorité des territoires avec peu de prédateurs afin de maximiser ses chances de reproduction ce qui le pousse à changer annuellement de territoire en fonction de ces conditions. Les résultats de l'étude menée en forêt de Bialowieza tendent à confirmer la troisième hypothèse : le caractère nomade du Pouillot siffleur serait essentiellement du à l'évitement des zones à forts dangers de prédateurs.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Villard & Taylor, 1994	Une étude menée aux Pays-Bas s'est intéressée à la tolérance à la fragmentation d'une série d'oiseaux forestiers dont le Pouillot siffleur (Villard & Taylor, 1994). L'étude s'est basée sur les capacités de recolonisation d'une forêt au cours de 28 années de suivi, afin de constater si la fragmentation impactait ou non les oiseaux dans l'établissement d'une population (Villard & Taylor, 1994). Le Pouillot siffleur ressort de cette étude comme faisant partie des espèces qui n'ont pas réellement réussi à établir une population malgré des apparitions précoces au sein de la forêt (Villard & Taylor, 1994). Les auteurs en concluent que l'espèce possède des capacités de dispersion importante mais que la fragmentation de son habitat limite son installation (Villard & Taylor, 1994). Ces résultats sont cohérents avec les exigences du Pouillot siffleur qui nécessite comme cela a été décrit plus haut un couvert forestier dense et important (Villard & Taylor, 1994).
Importance de la structure paysagère D'après : Anonyme 3, à paraître Delahaye & Vandevyvre, 2008 Dmowski & Kozakiewicz, 1990 Herremans, 1993	Comme cela a été mentionné concernant l'habitat de l'espèce, la structure verticale du peuplement forestier est capitale pour l'installation du Pouillot siffleur (Delahaye & Vandevyvre, 2008). La qualité de l'habitat forestier semble par ailleurs être un facteur déterminant de la répartition et de la densité des couples sur un massif mais cela a été montré essentiellement sous un angle de ressources alimentaires disponibles (Herremans, 1993). Le Pouillot siffleur peut être considéré comme le sylvidé spécialiste de la vieille forêt (Anonyme 3, à paraître). Dans les grands massifs forestiers, il réagit négativement à la coupe du taillis en futaie ou à la mise en régénération des futaies (Anonyme 3, à paraître). Il fuit ainsi l'effet de lisière et toutes mises en lumière qui favorisent le développement massif des herbacées ou des buissons (Anonyme 3, à paraître). Ces caractéristiques soulignent une dépendance forte du Pouillot siffleur vis-à-vis d'un couvert forestier contigu et un évitement des zones ouvertes par l'espèce. Un article qui a étudié les déplacements de différents passereaux entre un milieu forestier et une ripisylve séparés par un milieu ouvert avec ou sans corridor buissonnant reliant les deux espaces va également dans ce sens. Les résultats montrent que le Pouillot siffleur ne franchit pas le milieu ouvert qu'il y ait ou non présence d'un corridor buissonnant (Dmowski & Kozakiewicz, 1990).
Exposition aux collisions	Aucune information.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Aucune action connue dédiée à cette espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Aucune action connue dédiée à cette espèce. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Bibby en 2009 mentionne que le climat possède une influence sur les effectifs de Pouillots siffleurs au même titre que la qualité du sol, la compétition ou la prédation. Huntley <i>et al.</i> (2007) indiquent que l'aire de répartition de l'espèce est susceptible de se déplacer vers le nord, avec une importante contraction de l'aire globalement occupée. Le Pouillot siffleur, espèce spécialiste (forêt), fait effectivement partie des 15 espèces nichant en France et suivies par le STOC qui présentent le	

maximum thermique le plus faible (Jiguet, 2008). Globalement, ces 15 espèces sont en déclin selon les résultats 2008 du STOC, de l'ordre de 37 %, c'est-à-dire une valeur bien plus élevée que ce que l'on constate pour les espèces spécialistes sans distinction thermique (Jiguet, 2008). Le réchauffement climatique accentue donc visiblement le déclin de ces espèces qui souffrent déjà, du fait de leur caractère spécialiste, de la dégradation de leur habitat (Jiguet, 2008). Ces espèces sont donc exposées à deux menaces majeures, contrairement aux spécialistes ayant un maximum thermique élevé qui devraient, elles, bénéficier du réchauffement climatique (Jiguet, 2008).

Pour le Pouillot siffleur, le réchauffement climatique ne semble pas agir sur ses dates d'arrivées printanières (Dubois & Rousseau, 2005). En forêt de Bialowieza (Pologne), l'arrivée printanière des Pouillots siffleurs n'est effectivement pas corrélée aux températures : le réchauffement observé sur 30 ans n'a pas engendré d'avancée dans les dates d'arrivées des individus (Wesolowski & Maziarz, 2009 ; Wesolowski *et al.*, 2009).

Par contre, les températures semblent influencer sur le cycle des proies du Pouillot siffleur (Dubois & Rousseau, 2005). Concrètement, les individus peuvent désormais arriver alors que les insectes qu'ils consomment sont déjà pour beaucoup émergés du fait d'une température plus élevée (Dubois & Rousseau, 2005). Les oiseaux ne parviennent donc plus à être « en phase » avec le pic d'émergence de leurs proies ce qui leur occasionne de grandes difficultés pour mener à bien leur reproduction (Dubois & Rousseau, 2005). A terme, cette dissociation des cycles proies/prédateurs peut compromettre de manière assez importante l'avenir de certaines populations locales de Pouillot siffleur (Dubois & Rousseau, 2005).

POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS

C'est essentiellement le baguage qui est utilisé pour suivre les déplacements de cet oiseau, notamment liés à la migration (Jiguet, 2008).

ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX

Autres Pouillots

D'après :

Anonyme 1, à paraître
Anonyme 2, à paraître
Anonyme 4, à paraître
Barbet-Massin *et al.*, 2012
Dmowski & Kozakiewicz, 1990
Dubois *et al.*, 2008
Dubois & Rousseau, 2005
EBCC, 2011
Géroudet, 2010
Jiguet, 2008
Paradis *et al.*, 2008
Wesolowski *et al.*, 2009
Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994

D'autres espèces de Pouillots présentes en France sont intéressantes à comparer avec le Pouillot siffleur : le Pouillot de Bonelli (*Phylloscopus bonelli* (Vieillot, 1819)), le Pouillot fitis (*Phylloscopus trochilus* (Linnaeus, 1758)), le Pouillot véloce (*Phylloscopus collybita* (Vieillot, 1887)).

Certains traits de vie sont communs à l'ensemble de ces Pouillots comme le fait que la femelle seule construit le nid et couve ou le caractère sociable de ces espèces avec d'autres comme les Mésanges en fin d'été (Géroudet, 2010). Les Pouillots installent leur nid à terre (ou quasi à terre pour le Pouillot véloce qui peut l'installer très bas dans un buisson) (com.pers. Comolet-Tirman, 2012 ; Géroudet, 2010). Cela implique qu'à cette fin les Pouillots descendent des frondaisons des arbres où ils passent sinon la plupart de leur temps (Géroudet, 2010). Barbet-Massin *et al.* (2012) estiment la distance de dispersion natale à 21 km en moyenne chez l'ensemble des Pouillots.

L'un des traits de vie qui contraste le plus entre le Pouillot siffleur et les autres Pouillots est le degré de philopatrie. Comme cela a été mentionné, le Pouillot siffleur présente une fidélité au territoire de reproduction très faible alors que les autres pouillots montrent un degré de philopatrie similaire à ce qui est observé chez la majorité des oiseaux (Sokolov *et al.*, 1996 in Wesolowski *et al.*, 2009).

Le Pouillot de Bonelli est une espèce méridionale et héliophile ; l'ouest de la Bretagne, la Normandie et le Nord constituent une limite de répartition (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

C'est un oiseau des buissons et taillis peu serrés, des pierrailles, des éboulis et des rochers ensoleillés (Anonyme 1, à paraître ; Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il recherche les broussailles ensoleillées et lumineuses, les pentes exposées et les espaces de terre ou de cailloux dénudés (Géroudet, 2010). L'espèce fréquente aussi les haies et les lisières de forêts des versants ensoleillés (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Dans les massifs boisés elle occupera les trouées, bords de chemins et clairières (Géroudet, 2010). Malgré son affinité pour les milieux secs, le Pouillot de Bonelli peut aussi fréquenter dans certaines régions les boisements humides ou les bords de landes tourbeuses (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le Pouillot de Bonelli est donc nettement moins forestier que le Pouillot siffleur : l'espèce recherche une strate arbustive discontinue qui permet des espaces de pelouses et de landes et la présence de grands arbres est facultative pour le site qui accueillera le nid (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Un territoire couvre entre 3 000 et 8 000 m² ce qui amène les densités à environ 1 à 6 couples nicheurs pour 10 ha (Géroudet, 2010) : par exemple 3,5 couples en moyenne pour 10 ha de chênaie pubescente dans le sud Barrois (COCA, 1991 in Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

Le cycle de reproduction est sensiblement le même que pour le Pouillot siffleur (sorti du nid vers 10-12 jours) (Géroudet, 2010) excepté le fait que le Pouillot de Bonelli est fidèle à son territoire d'année en année (Anonyme 1, à paraître).

La phase pendant laquelle les jeunes restent dépendant des parents semble mal connue chez le Pouillot de Bonelli (Anonyme 1, à paraître). La durée totale de la reproduction pourrait excéder les 40 jours (Anonyme 4, à paraître). Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) mentionnent qu'après l'envol des jeunes les parents s'en vont le plus souvent chacun de leur côté avec une partie de la nichée qui s'émancipe progressivement.

Dubois *et al.* (2008) et Géroudet, (2010) indiquent que les individus sont souvent erratiques en juillet puis se mettent en migration vers l'Afrique occidentale au sud du Sahara. Le retour s'effectue sensiblement aux mêmes dates que le Pouillot siffleur, c'est-à-dire dès la fin du mois de mars (Dubois *et al.*, 2008).

Le Pouillot de Bonelli est une espèce en déclin : la population française était estimée à la fin des années 1990 entre 200 000 et 400 000 couples et dans les années 2000 entre 100 000 et 300 000 couples (Dubois *et al.*, 2008). Les résultats 2008 du STOC mentionnent une diminution de -42 % entre 1989 et 2008 avec une récente progression de 18 % entre 2001 et 2008 (Jiguet, 2008). A l'échelle de l'Europe, la mise à jour 2011 des tendances des populations des oiseaux communs montre une diminution de 37 % chez le Pouillot de Bonelli depuis 1990 (EBCC, 2011).

Le Pouillot fitis se rencontre en plus grande abondance dans les bois humides de plaine, dans les massifs de saules, d'aulnes, de peupliers qui bordent les cours d'eau et les lacs (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il constitue ainsi un oiseau typique des milieux frais : marais boisés et des tourbières plantées de pins et de bouleaux, jeunes peupleraies sur mégaphorbiaies (Anonyme 2, à paraître ; Géroudet, 2010). L'espèce peut aussi fréquenter les terrains secs, taillis, broussailles, là où se trouve alors le Pouillot véloce (Géroudet, 2010). Il ne

recherche pas les grands arbres et préfère les buissons peu élevés et peu serrés que les couverts denses du Pouillot siffleur (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Il évite les pentes très fortes, les localités très sèches et les massifs de conifères (Géroudet, 2010). Dans l'étude de Dmowski & Kozakiewicz (1990), le Pouillot fitis est présent de part et d'autre du milieu ouvert (milieu forestier et ripisylve) sans influence de la présence ou de l'absence du corridor buissonnant reliant les deux zones.

Les jeunes quittent le nid au bout de 13 à 16 jours, entre le 10 et le 20 juin (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). L'émancipation des jeunes a lieu à la charnière de juin-juillet., immédiatement suivie par la dispersion juvénile (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La dispersion commence tôt chez le Pouillot fitis, dès la mi-juillet (Anonyme 2, à paraître ; Géroudet, 2010). Les jeunes se répandent dans tous les types d'habitats : bois, jardins, vergers, cultures hautes, roseaux (Géroudet, 2010). Les données de Paradis *et al.* (2008), indiquent une distance de dispersion de 20,8 km en moyenne pour les juvéniles et de 16,9 km en moyenne chez les adultes.

En septembre les individus migrent vers l'Afrique tropicale et méridionale jusqu'au Cap (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Dès février, les premiers individus sont de retour dans le Midi de la France (Géroudet, 2010).

Le Pouillot fitis serait sensible au réchauffement climatique qui occasionnerait un avancement des dates de pontes : en Grande-Bretagne, les pontes ont été avancées de 5 jours en 30 ans (Crick & Sparks, 1999).

Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) mentionnent une légère expansion de l'aire de répartition du Pouillot fitis vers le sud du pays. Néanmoins, l'estimation des effectifs français se situaient entre 2,5 et 4,5 millions de couples dans les années 1980 puis à moins de 2 millions à la fin des années 1990 et la baisse se poursuit dans les années 2000 (Dubois *et al.*, 2008). Le Pouillot fitis est l'une des espèces ayant accusé la plus forte diminution en France entre 1989 et 2007 (Dubois *et al.*, 2008). Les résultats 2008 du STOC mentionnent une diminution de -54 % entre 1989 et 2008 et de -7 % entre 2001 et 2008 (Jiguet, 2008). La mise à jour 2011 des tendances des populations européennes des oiseaux communs montre une diminution de 33 % depuis 1980 mais une diminution de 34 % depuis 1990 (EBCC, 2011).

Le Pouillot véloce est le Pouillot le moins exigeant en termes d'habitat. Quelques arbres et arbustes et une végétation susceptible d'accueillir un nid lui suffisent (Géroudet, 2010). Il peut ainsi occuper tous les stades forestiers, les bois de feuillus comme mixtes, les plantations de jeunes conifères, les grosses haies, les bosquets des parcs et des jardins, les forêts de montagne (Anonyme 4, à paraître ; Dubois *et al.*, 2008 ; Géroudet, 2010). Le Pouillot véloce occupe particulièrement les lisières, qu'elles soient d'origine naturelle ou humaine (lisière bois-champs, carrefours en forêt, coupe forte, trouée de chablis) (Anonyme 4, à paraître). En période d'hivernage, le Pouillot véloce quitte les boisements secs pour se concentrer dans les ripisylves et à proximité de l'eau en général (rivières, fleuves, étangs, mares) (Anonyme 4, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).

Il se contente d'un territoire très petit : en Allemagne, des territoires de 0,12 à 0,3 ha voire jusqu'à 0,03 ha ont été constatés (Géroudet, 2010). Ses densités peuvent de fait atteindre des valeurs plus élevées que les autres Pouillots décrits : 14,3 couples pour 10 ha ont été notés dans une forêt riveraine d'Allemagne (Géroudet, 2010).

Il est plus mobile que le Pouillot fitis et descend volontiers dans les buissons jusqu'à saisir une proie à terre (Géroudet, 2010). Dans l'étude de Dmowski & Kozakiewicz (1990), le Pouillot véloce est présent de part et d'autre du milieu ouvert (milieu forestier et ripisylve) mais étonnamment la présence d'un corridor buissonnant reliant les deux zones ne semble pas lui être favorable.

Les jeunes passent 7 à 10 jours au nid puis, après l'envol resteront sous la dépendance d'un des deux parents pendant environ 3 semaines avant de disperser (Anonyme 4, à paraître ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). La dispersion des jeunes a alors lieu à la fin de juillet en plaine ou au début d'août en montagne, vers tous les types d'habitats bien au-delà des places de nichées : roseaux, champs, haies, parcs (Géroudet, 2010), puis vient la migration. Le taux de réussite à l'envol est proche de 50 % et assure une productivité suffisante pour compenser les pertes lors des trajets migratoires (Anonyme 4, à paraître). En tant que migrateur, le Pouillot véloce est influencé par les conditions climatiques (printemps pluvieux) (Anonyme 4, à paraître).

Les quartiers d'hivernage s'étendent du sud de l'Europe (rivage ibérique, sud de l'Italie et de la Grèce) jusqu'au Niger, au-delà du Sahara (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Le Pouillot véloce peut hiverner sous nos latitudes dans des régions au climat doux et peu enneigé (plaine de l'ouest et du sud) (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Notre pays héberge par conséquent des nicheurs qui hivernent sur place ainsi que des nicheurs des pays du nord (Norvège à la Suisse) qui viennent hiverner en France (Dubois *et al.*, 2008). Toutefois, le statut des oiseaux observés en France en hiver est peu connu (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). L'atlas des oiseaux de France en hiver montre une répartition relativement étendue : côtes bretonnes et normandes, plaines entre la Loire et le piémont pyrénéen, région méditerranéenne accueillent des dizaines de milliers de Pouillots véloce en hiver (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991). Dans le quart Nord-Est de la France par contre, l'hivernage ne concerne que de rares individus et il est très irrégulier ; des régions entières ne semblent pas abriter de Pouillot véloce en hiver (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1991).

Au printemps, les premiers arrivants sont là dès la fin février dans le sud du pays mais il est difficile de distinguer hivernant et migrants (Dubois *et al.*, 2008 ; Géroudet, 2010).

Le Pouillot véloce est le Pouillot le plus répandu (nicheur et migrateur très commun selon Dubois *et al.*, 2008). La population française compte entre 5 et 10 millions de couples au cours des années 2000 (Dubois *et al.*, 2008). Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) suggèrent que l'aire de répartition du Pouillot véloce est en extension ; par exemple la zone d'absence méditerranéenne semble se rétrécir. Cependant, les résultats 2008 du STOC mentionnent une diminution des effectifs nationaux : -31 % entre 1989 et 2008 et -18 % entre 2001 et 2008 (Jiguet, 2008). A l'échelle de l'Europe, la mise à jour 2011 des tendances des populations des oiseaux communs montre une augmentation de 76 % depuis 1980 mais une diminution de 15 % depuis 1990 (EBCC, 2011).

Le Pouillot véloce et le Pouillot fitis sont également parmi les oiseaux les plus bagués au Cap Corse en migration printanière (Dubois & Rousseau, 2005). A l'automne, les pouillots sont vus en passage à Ouessant (Dubois &

	Rousseau, 2005).
Autres espèces D'après : Géroudet, 2010 Wesolowski <i>et al.</i> , 2009 Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994	Les milieux fréquentés par le Pouillot siffleur sont des milieux riches en invertébrés dont il se nourrit : diptères, éphémères, petits papillons, pucerons, charançons, fourmis, tipules, mollusques, araignées, punaises, ... (Géroudet, 2010 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Wesolowski <i>et al.</i> (2009) ont montré qu'en forêt de Białowieża, le nom de Pouillots siffleurs et de chenilles sont positivement corrélées.

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jacques COMOLET-TIRMAN, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

Jean-Philippe SIBLET, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ANONYME 1 (à paraître). *Pouillot de Bonelli*, *Phylloscopus bonelli* (Vieillot, 1819). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 2 (à paraître). *Pouillot fitis*, *Phylloscopus trochilus* (Linné, 1758). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

ANONYME 3 (à paraître). *Pouillot siffleur*, *Phylloscopus sibilatrix* (Bechstein, 1793). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 3 pages.

ANONYME 4 (à paraître). *Pouillot véloce*, *Phylloscopus collybita* (Vieillot, 1817). Fiche projet in Cahier d'habitats Oiseaux. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Muséum national d'Histoire naturelle. 4 pages.

BARBET-MASSIN M., THUILLER W. & JIGUET F. (2011). The fate of European breeding birds under climate, land use and dispersal scenarios. *Global change biology*. Volume 18. Numéro 3. Pages 881 à 890.

BIBBY C.-J. (2009). A survey of breeding Wood Warblers *Phylloscopus sibilatrix* in Britain, 1984–1985. *Bird Study*. Volume 36. Numéro 1. Pages 56-72.

DELAHAYE L. & VANDEVYVRE X. (2008). Le Pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix*) est-il une espèce indicatrice de la qualité des forêts feuillues ardennaises ?. *Aves*. Volume 45. Numéro 1. Pages 3-14.

DMOWSKI K. & KOZAKIEWICZ M. (1990). Influence of a shrub corridor on movements of passerine birds to a lake littoral zone. *Landscape ecology*. Volume 4. Numéros 2/3. Pages 99-108.

DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Editions Delachaux & Niestlé. Paris. 559 pages.

DUBOIS P.-J. & ROUSSEAU E. (2005). *La France à tire d'aile - Comprendre et observer les migrations d'oiseaux*. Editions Delachaux & Niestlé. Paris. 263 pages.

EUROPEAN BIRD CENSUS COUICIL (2011). *Trends of common birds in Europe, 2011 update*. Disponible en ligne sur : <http://www.ebcc.info/index.php> (Consulté en mars 2012)

FOUARGE J. & DELAHAYE L. (2010). *Pouillot siffleur* *Phylloscopus sibilatrix*. Pages 358-359 in JACOB J.-P., DEHEM C., BURNEL A., DAMBIERMONT J.-L., FASOL M., KINET T., VAN DER ELST D. & PAQUET J.-Y. (2010). *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Série "Faune - Flore - Habitats" n°5. Aves & région wallone, Gembloux. 524 pages.

HERREMANS M. (1993). Clustering of territories in the wood warbler *Phylloscopus sibilatrix*. *Bird Study*. Volume 40. Numéro 1. Pages 12-23.

GEROUDET P. (2010). *Les passereaux d'Europe*. Tome 2 - De la Bouscraie aux Bruants. Editions Delachaux & Niestlé. Paris. 512 pages.

HUNTLEY B., GREEN R.-E., COLLINGHAM Y.-C. & WILLIS S.-G. (2007). *A climatic atlas of European breeding birds*. Université de Durham, RSPB et les éditions Lynx. Barcelone. 521 pages.

JIGUET F. (2008). *Suivi temporel des oiseaux communs - 20 ans de programme STOC - Bilan pour la France en 2008*. 11 pages.

LOVATY F. (2003). Le statut du Pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix*) durant la période 1980-1989 dans la région de Mende (Lozère). *Le grand-duc*. Numéro 62. Pages 45-46.

MOREAU G. (2001). Etude d'une population de Pouillot siffleur *Phylloscopus sibilatrix* dans une forêt du Perche (Normandie). *Alauda*. Volume 69. Numéro 1. Pages 103-110.

NORMAN D. (1994). The return rate of adult male wood warblers *Phylloscopus sibilatrix* to a peripheral breeding area. *Ring and migration*. Volume 15. Numéro 2. Pages 79-83.

PARADIS E., BAILLIE S.-R., SUTHERLAND W.-J. & GREGORY R.-D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of animal ecology*. Numéro 67. Pages 518-536.

SPITZ F. (1971). Répartition et densité d'oiseaux nicheurs en forêt de Fontainebleau. *Le Passer*. Numéro 7. Pages 82-103.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France. 28 pages.

VILLARD M.-A. & TAYLOR P.-D. (1994). Tolerance to habitat fragmentation influences the colonization of new habitat by forest birds. *Oecologia*. Numéro 98. Pages 393-401.

WESOŁOWSKI T. (1985). The Breeding Ecology of the Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* in primeval forest. *Ornis Scandinavica*. Volume 16. Numéro 1. Pages 49-60.

WESOŁOWSKI T. & MAZIARZ M. (2009). Changes in breeding phenology and performance of Wood warblers *Phylloscopus sibilatrix* in a primeval forest: a thirty-year perspective. *Acta Ornithologica*. Volume 44. Numéro 1. Pages 69-80.

WESOŁOWSKI T., ROWINSKI P. & MAZIARZ M. (2009). Wood warbler *Phylloscopus sibilatrix*: a nomadic insectivore in search of safe breeding grounds ?. *Bird study*. Volume 56. Numéro 1. Pages 26-33.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1994). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Société ornithologique de France. Paris. 775 pages.

YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (1991). *Atlas des oiseaux de France en hiver 1977-1981*. Société ornithologique de France. Paris. 575 pages.

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

BALENT G. & COURTIADÉ B. (1986). Le pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix*) dans les Pyrénées et le piémont pyrénéen. *L'Oiseau et R.F.O.* Numéro 56. Pages 332-339.

BENSCH S., IRWIN D.-E., IRWIN J.-H., KVIST L. & ÅKESSON S. (2006). Conflicting patterns of mitochondrial and nuclear DNA diversity in *Phylloscopus* Warblers. *Molecular Ecology*. Numéro 15. Pages 161-171.

CRAMP S., SIMMONS K., SNOW D.-W. & PERRINS C.-M. (2006). *The Birds of the Western Palearctic; interactive BWPI 2.0 (2006 update)*. BirdGuides. Sheffield. UK.

DELAHAYE L. (2009). *Quelles sont les espèces d'oiseaux indicatrices de la qualité des forêts feuillues ardennaises ?*. Poster. 1 page.

FOUARGE J.-G. (1968). Le pouillot siffleur *Phylloscopus sibilatrix* Bechstein. *Gerfaut*. Numéro 58. Pages 179-369.

HERMAN C. (1971). Evolution de la territorialité dans une population de Pouillots siffleurs (*Phylloscopus sibilatrix*). *Gerfaut*. Numéro 61. Pages 44-85.

HOGSTAD O. & MOKSNES A. (1986). Expansion and present status of the Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* in Central Norway. *Fauna Norvegica*. Series C Cinclus. Numéro 9. Pages 49-54.

LAPCHIN L.-V. (2009). Specific features of annual cycles in long-distance migrant birds living at the range boundary: the example of the wood warbler, *Phylloscopus sibilatrix* in the taiga zone of Northwestern Russia. *Russian Journal of Ecology*. Volume 40. Numéro 3. Pages 199-205.

LOVATY F. (1991). La survie des jeunes Pouillots siffleurs *Phylloscopus sibilatrix* durant leur émancipation dans les chênaies de l'Allier. *L'Oiseau et R.F.O.* Volume 61. Numéro 4. Pages 305-311.

MULHAUSER B. (2000). Ségrégation spatiale du Pouillot de Bonelli *Phylloscopus bonelli*, du Pouillot siffleur *Ph. sibilatrix* et du Pouillot véloce *Ph. collybita* dans un massif forestier du Val-de-Travers (canton de Neuchâtel, Suisse). *Nos Oiseaux*. Numéro 462. Volume 47. Numéro 4.

NILSSON S.-G. (1986). Different patterns of population fluctuation in the Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* and the Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*. *Var Fagelvarld*. Numéro 11. Supplément. Pages 161-164.

RICHMAN A.-D. (1996). Ecological diversification and community structure in the old world leaf warblers (genus *Phylloscopus*): a phylogenetic perspective. *Evolution*. Volume 50. Numéro 6. Pages 2461-2470.

SOKOLOV L.-V., PAYEVSKY V.-A., MARKOVETS M.-Y., MOROZOV Y.-G. (1996). The comparative analysis of the levels of phylogeny, postfledging dispersion and population changes in willow warbler (*Phylloscopus trochilus*) and wood warbler (*Ph. sibilatrix*) on Courish Spit (the Baltic sea). *Zoologicheskoy zhurnal*. Volume 75. Numéro 4. Pages 565-578.

TEMRIN H. (1989). Female pairing options in polyterritorial wood warblers *Phylloscopus sibilatrix*: are females deceived?. *Animal Behaviour*. Volume 37. Numéro 4. Pages 579-586.

TEMRIN H. (1984). Why are some wood warblers (*Phylloscopus sibilatrix*) males polyterritorial ?. *Annales of zoology fennici*. Numéro 21. Pages 243-247.

TEMRIN H., MALLNER Y. & WINDEN M. (1984). Observations on polyterritoriality and singing behaviour in the wood warbler *Phylloscopus sibilatrix*. *Ornis Scandinavica*. Volume 15. Numéro 1. Pages 67-72.

WERNHAM C., SIRIWARDENA G. & MIKE T. (2002). *The migration atlas. Movements of the birds of Britain and Ireland*. Christopher Helm Publishers Ltd; 1st edition (20 Dec 2002). 900 pages.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Pouillot siffleur (Phylloscopus sibilatrix (Bechstein, 1793)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 11 pages.



Photo Harald Süpfle

Le semi-apollon

Parnassius mnemosyne mnemosyne

Le Semi-Apollon

Parnassius mnemosyne (Linnaeus, 1758)

Insectes, Lépidoptères (Rhopalocères), Papilionidés



Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités du Semi-Apollon, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Semi-Apollon appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



-  Région où l'espèce est absente ou très marginale
-  Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB
-  Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'État en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle D'après : Haahtela <i>et al.</i>, 2012 Lafranchis, 2000 Lafranchis, 2010 Mérit & Mérit, 2006 Turlin & Manil, 2005 Site internet <i>Lépi'Net</i>	Le Semi-Apollon présente une aire de répartition assez localisée en Scandinavie et dans les montagnes et collines du sud et du centre de l'Europe. Il s'étend vers l'est jusqu'à l'Iran et la Chine occidentale (Turlin & Manil, 2005 ; Mérit & Mérit, 2006 ; Lafranchis, 2010 ; Haahtela <i>et al.</i>, 2012). En France, ses populations sont localisées et souvent isolées. On le retrouve dans les Alpes, le Massif central, ainsi que dans les Pyrénées. En Provence, le massif de la Sainte-Baume abrite une population isolée des populations alpines. (Lafranchis, 2000, 2010 ; Site internet <i>Lépi'Net</i>)

Evolution récente D'après : Mérit & Mérit, 2006 Opie/Proserpine, 2009 Site internet <i>Lépi'Net</i> UICN France <i>et al.</i>, 2012 Van Swaay <i>et al.</i>, 2010	Le Semi-Apollon était auparavant cité dans le massif des Vosges, mais il a semble-t-il disparu dès le début du 20^{ème} siècle (Mérit & Mérit, 2006 ; Site internet <i>Lépi'Net</i>). Il est par ailleurs en danger dans les parties est et méridionale du Massif central (Ardèche notamment) car il y est présent en très petites populations isolées. Il a disparu de l'ouest du massif de la Sainte-Baume au début des années 1990. Par contre, les autres populations des Alpes et des Pyrénées semblent présenter encore un bon état de conservation (Mérit & Mérit, 2006). La liste rouge européenne considère l'espèce comme « Quasi-menacée » sur l'ensemble de l'Europe géographique. Cependant, elle est notée « Préoccupation mineure » pour les 27 États membres (Van Swaay <i>et al.</i>, 2010). En France, la liste rouge nationale la classe « Quasi-menacée ». La sous-espèce <i>cassiensis</i> associée au massif de la Sainte-Baume (Provence) a fait l'objet d'une évaluation particulière et est notée « En danger » (UICN France <i>et al.</i>, 2012). Il ne subsiste de cette sous-espèce qu'une petite station dans la partie varoise du massif, alors que quatre stations étaient connues historiquement (Opie/Proserpine, 2009). L'espèce est protégée en France par l'article 2 de l'arrêté de 2007 et figure à l'annexe IV de la Directive Habitats-Faune-Flore.

Phylogénie et phylogéographie D'après : Mérit & Mérit, 2006 Napolitano <i>et al.</i>, 1988 Napolitano & Descimon, 1994	Le Semi-Apollon présente une variabilité génétique importante entre les massifs. Ces variations ont fait l'objet d'analyses génétiques et biogéographiques et certains systématiciens ont décrit de nombreuses sous-espèces (Napolitano <i>et al.</i>, 1988 ; Napolitano & Descimon, 1994 ; Mérit & Mérit, 2006).

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce	Le Semi-Apollon n'est pas une espèce migratrice. Il n'est donc pas concerné par cette partie.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et structuration de l'espace

Habitat D'après : Biotope, 2007 Descimon, 2006 Descimon, 2010 Haahtela <i>et al.</i>, 2012 Lafranchis, 2000 LSPN, 1987 Luoto <i>et al.</i>, 2001 Luoto <i>et al.</i>, 2002 Meier <i>et al.</i>, 2005 Mérit & Mérit, 2006 Napolitano <i>et al.</i>, 1988 Opie/Proserpine, 2009 Rameau <i>et al.</i>, 2010 Van Swaay <i>et al.</i>, 2012	Le Semi-Apollon est une espèce de montagne présente de 700 à 2 800 mètres d'altitude. Dans les Pyrénées, il est le plus abondant entre 800 et 1 500 mètres (Lafranchis, 2000 ; Biotope, 2007 ; Descimon, 2010). Son habitat est directement lié à celui de la plante-hôte des chenilles : la Corydale à bulbe plein (<i>Corydalis solida</i>), la Corydale creuse (<i>Corydalis cava</i>) et la Corydale intermédiaire (<i>Corydalis intermedia</i>) (Lafranchis, 2000 ; Opie/Proserpine, 2009). Elles peuvent aussi consommer la Corydale jaune (<i>Pseudofumaria lutea</i>) (Biotope, 2007). Les corydales sont des espèces de demi-ombre à tendance nitrophile, nécessitant des sols profonds et riches. Elles sont généralement associées aux bois frais, aux haies et lisières et aux forêts feuillues des étages collinéens et montagnards (hêtraies-chênaies, chênaie, hêtraies, aulnaies-frênaies) (Rameau <i>et al.</i>, 2010). On trouve donc souvent le Semi-Apollon dans des milieux semi-ouverts : lisières, clairières, pelouses buissonnantes, forêts claires, prairies et alpages à sol profond... Dans les milieux pâturés, les anciens reposoirs à bétail (cayolles) sont notamment très propices à la plante-hôte. La présence de broussailles et de buissons est favorable, mais on peut le trouver loin de toute forêt si les conditions permettent aux corydales de se développer (LSPN, 1987 ; Lafranchis, 2000 ; Meier <i>et al.</i>, 2005 ; Mérit & Mérit, 2006 ; Biotope, 2007 ; Opie/Proserpine, 2009 ; Haahtela <i>et al.</i>, 2012 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Lié aux exigences des corydales, une exposition fraîche, voire un contexte humide lui est favorable. En Provence, il est d'ailleurs présent sur les versants nord. Cependant, la présence de zones ensoleillées est indispensable au papillon. De plus, l'hétérogénéité topographique (vallées, vallons, talwegs...) est favorable car elle apporte une protection contre le vent auquel les adultes sont sensibles (Napolitano <i>et al.</i>, 1988 ; Luoto <i>et al.</i>, 2001, 2002 ; Meier <i>et al.</i>, 2005 ; Mérit & Mérit, 2006 ; Descimon, 1995, 2006, 2010 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Le milieu doit également être suffisamment riche en plantes nectarifères. Les chardons, cirses, scabieuses, knauties, silènes ou centaurees sont particulièrement appétantes pour les adultes qui sont donc principalement attirés par les fleurs dont les tons sont rouges, roses, violets ou bleus (Luoto <i>et al.</i>, 2001 ; Descimon, 2006 ; Biotope, 2007).

Taille du domaine vital	Aucune information n'a été trouvée à ce sujet.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés D'après : Biotope, 2007 Lafranchis, 2000 LSPN, 1987	L'adulte se déplace en volant. Ses principaux déplacements concernent la recherche de plantes nectarifères, ainsi que la recherche de femelles ou de sites de ponte selon le sexe. Ils volent donc principalement au-dessus des pelouses et prairies à corydales. Les jeunes larves estivent puis hivernent dans l'enveloppe de l'œuf avant d'éclore en mars (LSPN, 1987 ; Lafranchis, 2000). Les chenilles se développent ensuite jusqu'à juin sur les corydales (Lafranchis, 2000). Elles ne se déplacent donc que très peu, et uniquement sur les corydales ou à proximité immédiate parmi la végétation. Après quatre stades larvaires, elles nymphosent au sol enfermées dans un cocon. Le papillon émerge deux à trois semaines plus tard (LSPN, 1987 ; Biotope, 2007).
Les différents types de déplacement au cours du cycle de vie D'après : Biotope, 2007 Descimon & Napolitano, 1993a Descimon, 2006 Konvicka & Kuras, 1999 Lafranchis, 2000 LSPN, 1987 Luoto <i>et al.</i> , 2001 Megléc <i>et al.</i> , 1999 Meier <i>et al.</i> , 2005 Mérit & Mérit, 2006 Napolitano <i>et al.</i> , 1988 Välimäki & Itämies, 2003	La chenille ne se déplace que très peu autour de sa plante-hôte. Les déplacements sont donc le fait des adultes pendant leur période de vol. Celle-ci s'étale de début juin (parfois dès mi-avril) à mi-août en une seule génération (LSPN, 1987 ; Lafranchis, 2000). Les émergences sont significativement plus précoces pour les populations de la Sainte-Baume (Mérit & Mérit, 2006). Un adulte vit entre deux et trois semaines (LSPN, 1987 ; Biotope, 2007). Le Semi-Apollon présente un vol peu puissant (Biotope, 2007) mais est relativement actif, en particulier les mâles lors de la recherche des femelles. Ils adoptent alors un vol tourbillonnant proche de la végétation et ne se posent que rarement (LSPN, 1987 ; Descimon & Napolitano, 1993a). Une étude de capture-marquage-recapture menée en Finlande a montré que les adultes parcourent moyenne 142 mètres en une journée, sans différence significative entre les deux sexes. Le déplacement journalier maximal observé est 1 350 mètres (Välimäki & Itämies, 2003). En République Tchèque, une distance de 2 550 mètres a même été observée (Konvicka & Kuras, 1999). Descimon (2006) a noté une différence de comportement de vol entre les individus des populations isolées et ceux des populations des grands massifs : les seconds ne semblent pas être cantonnés à des territoires définis et parcourent des distances bien plus grandes (60 à 180 mètres en 10 minutes), alors que les premiers se limitent sur des petites zones et ne font que 10 à 15 mètres sur la même période de temps. Les œufs ne sont pas fixés directement sur la plante-hôte car celle-ci est déjà sénescence voire disparue au moment de la ponte. Ils sont pondus, 1 à 4 à la fois, dans la végétation dans les zones de présence de la plante-hôte (LSPN, 1987 ; Konvicka & Kuras, 1999 ; Lafranchis, 2000 ; Luoto <i>et al.</i>, 2001). Entre chaque acte de ponte, la femelle peut parcourir de quelques mètres à quelques centaines de mètres pour trouver une nouvelle place favorable. Ceci se répète jusqu'à ce que tous les œufs soient pondus. Ainsi, les œufs d'une femelle peuvent être répartis sur un large territoire (Megléc <i>et al.</i>, 1999).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Territorialité D'après : Descimon & Napolitano, 1993a Descimon, 2006 Konvicka & Kuras, 1999	Les mâles apparaissent les premiers et ils recherchent les jeunes femelles émergentes parmi l'habitat des larves. Lors de cette recherche, ils adoptent un vol de patrouille à faible hauteur (environ 1 mètre au-dessus de la végétation). Ils n'effectuent pas de combats (Descimon & Napolitano, 1993a ; Konvicka & Kuras, 1999 ; Descimon, 2006). La taille du territoire semble dépendre de la situation de la population (isolée ou intégrée à un groupe de stations) : dans le premier cas, il peut être assez restreint, alors que dans le deuxième cas, il n'y aurait pas de territoire défini (Descimon, 2006).
Densité de population D'après : Descimon, 2006 Heikkinen <i>et al.</i> , 2005 Lafranchis, 2000 LSPN, 1987 Luoto <i>et al.</i> , 2001 Megléc <i>et al.</i> , 1999 Välimäki & Itämies, 2003	Le Semi-Apollon présente généralement des populations abondantes (LSPN, 1987 ; Descimon, 2006). Plusieurs auteurs signalent que les effectifs peuvent subir des fluctuations importantes, notamment liées aux conditions climatiques (Megléc <i>et al.</i>, 1999 ; Lafranchis, 2000). Cependant, ces variations s'accompagnent généralement d'une diminution de la surface d'occupation. Ainsi, la densité de population sur un site reste assez constante (Descimon, 2006). Une étude en Finlande a montré que l'abondance augmente avec la surface d'habitat favorable et diminue avec l'exposition au vent et que les plus hautes abondances sont sur les sites riches en plante-hôte des larves et en plantes nectarifères (Luoto <i>et al.</i>, 2001 ; Heikkinen <i>et al.</i>, 2005). Une autre étude, toujours en Finlande, a précisé ce résultat en montrant que même si les grandes stations présentent plus d'individus que les petites, la densité reste moins élevée (Välimäki & Itämies, 2003). Les auteurs ont mesuré la taille d'un ensemble de populations à environ 1 700 adultes. Chaque population abritait entre 10 et 250 individus, avec une moyenne située à 50.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour un noyau de population D'après : LSPN, 1987 Megléc <i>et al.</i> , 1999 Välimäki & Itämies, 2003	Le Semi-Apollon se développe en général sur des surfaces assez restreintes (LSPN, 1987). Par exemple, une petite clairière de 150x400 mètres, isolée de tout autre site favorable, peut abriter une population d'environ 400 adultes et un réseau de petites surfaces ouvertes (moins de 100x100 mètres) peut permettre à un ensemble de petites populations de s'installer au sein d'un boisement (Megléc <i>et al.</i>, 1999). La population de la Sainte-Baume est localisée sur une bande de 50 mètres de large pour moins de 300 mètres de long. Cependant, la surface originale abritant la population était auparavant plus étendue, car pour la même largeur, elle faisait presque 20 kilomètres de long (Descimon, com. pers.). D'une manière générale, même si l'espèce semble adaptée aux petites surfaces, plus un milieu est étendu, plus il a de chance d'être colonisé par des individus migrants issus de populations voisines (Välimäki & Itämies, 2003).

Effectif minimum pour un noyau de population D'après : Descimon, 2006	L'effectif pour une population viable n'a pas été spécifiquement étudié. Cependant, Descimon (2006) a défini une classification de la taille des populations en fonction du nombre d'adultes : une très petite population peut compter moins de 30 individus, alors qu'une très grande population en abrite plus de 3 000. Une population est considérée comme moyenne entre 100 et 300 individus.
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Descimon, 2006 Konvicka & Kuras, 1999 Luoto <i>et al.</i>, 2001 Luoto <i>et al.</i>, 2002 Megléc <i>et al.</i>, 1999 Nève <i>et al.</i>, 1996 Välimäki & Itämies, 2003	Le Semi-Apollon présente un fonctionnement en métapopulations. Cependant, certains auteurs précisent certaines particularités de la structure populationnelle de cette espèce. Ainsi, Descimon (2006) observe que la métapopulation se trouve sous une forme un peu particulière : les fluctuations spatiales et numériques s'effectuent par rétraction-inflation autour de « noyaux durs » constants. Pour Luoto <i>et al.</i> (2001, 2002), le fonctionnement en métapopulation se retrouve en particulier là où les surfaces d'habitat sont assez dispersées. Par contre, l'approche en métapopulation est plus difficilement applicable dans les secteurs où les milieux forment un continuum de zones plus ou moins favorables très bien connectées entre elles. Pour une station favorable, la probabilité de colonisation (donc de présence de l'espèce) et d'immigration par des individus dispersants dépend de la taille de la station et de sa connectivité par rapport aux autres sites. En ce qui concerne l'immigration, elle dépend aussi de la densité de population présente. Ainsi, les grandes stations présentant une belle population ont plus d'échanges avec les populations voisines qu'une petite station abritant peu d'individus (Luoto <i>et al.</i>, 2002 ; Välimäki & Itämies, 2003). Descimon (2006) précise que la colonisation de nouvelles stations par les femelles se produit principalement pendant des phases d'expansion démographique. Au contraire, quand la population est en dépression, ce sont les mâles qui se déplacent, à la recherche des femelles (Descimon, com. pers. ; Nève <i>et al.</i>, 1996). La distance entre les différentes populations est directement liée à la capacité de dispersion de l'espèce. La faible distance de dispersion suggère que la probabilité de colonisation de sites vacants ou d'échanges d'individus entre populations existantes diminue rapidement quand la distance augmente. Au-delà de 3 kilomètres, cette probabilité est très faible (Välimäki & Itämies, 2003). Konvicka & Kuras (1999) estiment qu'une population séparée des autres par 15 kilomètres de surface d'agriculture intensive peut être considérée comme totalement isolée. Pour la même distance, Megléc <i>et al.</i> (1999) ont également montré que deux populations ont une diversité génétique très différente, indiquant une dérive génétique importante liée à l'isolement.
Dispersion et philopatrie des juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	La chenille ne se déplace que très peu autour de sa plante-hôte. Les déplacements sont donc le fait des adultes pendant leur période de vol.
Distance de dispersion	Les déplacements larvaires sont très faibles : les chenilles ne s'éloignent pas de leur plante-hôte.
Milieux empruntés et facteurs influents	Les larves se déplacent parmi la végétation, directement autour de sa plante-hôte.
Fidélité au lieu de naissance	Etant donné les faibles déplacements de la larve, elle reste durant tout son développement sur son lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Descimon, 2006 Konvicka & Kuras, 1999 LSPN, 1987 Megléc <i>et al.</i>, 1999 Napolitano <i>et al.</i>, 1988 Välimäki & Itämies, 2003	Le Semi-Apollon est connu pour avoir un comportement assez sédentaire (LSPN, 1987 ; Napolitano <i>et al.</i>, 1988 ; Megléc <i>et al.</i>, 1999 ; Välimäki & Itämies, 2003). Toutefois, des déplacements courts (quelques centaines de mètres) peuvent être fréquents entre les différentes zones d'habitat (Välimäki & Itämies, 2003), mais cette observation n'est valable que dans le cas d'un réseau suffisamment dense de sites favorables. Les auteurs estiment d'ailleurs que les individus pourraient voir leurs déplacements s'allonger dans un réseau de station plus dispersé. Ils précisent également que la distance de dispersion pourrait être sous-estimée par les études de capture car les déplacements longs sont difficilement détectables. Une étude de marquage en Finlande a mesuré les distances des déplacements de dispersion au sein d'une métapopulation. Les déplacements intersites varient entre 42 et 1 350 mètres, avec une moyenne de 253 mètres, sans distinction notable entre mâles et femelles. La plupart de ces déplacements ont eu lieu entre deux stations adjacentes et seuls 2 % des distances de dispersion étaient supérieures à 1 kilomètre. Cependant, deux individus non marqués ont été observés à plus de 3 kilomètres de la station favorable la plus proche, indiquant que des déplacements plus longs peuvent avoir lieu. Cette même étude a permis de mettre en évidence que 40 % des adultes restent dans leur station d'émergence. De plus, parmi les individus émigrants, 24 % des mâles et 3 % des femelles sont retournés ensuite à leur station d'origine (Välimäki & Itämies, 2003). Une autre étude, en République Tchèque, a montré des résultats comparables avec une distance moyenne d'environ 200 mètres sans différence nette entre les deux sexes. Le plus long trajet observé était de 2 550 mètres. Des déplacements intersites ont été observés mais restent rares : entre 1,6 et 3,7 % des individus marqués (Konvicka & Kuras, 1999). Contrairement à ces deux premières études qui n'ont pas observé de différence entre les sexes, Megléc <i>et al.</i> (1999) notent que les mâles semblent montrer un taux de dispersion plus élevé que les femelles. Descimon (2006), quant à lui, note que les émigrations liées à des densités trop importantes sont plutôt le fait de femelles qui quittent le territoire après avoir pondu la plupart de leurs œufs. On peut d'ailleurs en trouver parfois loin de leur milieu d'origine.

Fidélité au site D'après : Descimon, 2006	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au site d'une année sur l'autre ne peut pas être abordée, mais la fidélité de l'adulte à son site de développement larvaire peut être traitée. Descimon (2006) précise que les individus présentent une très forte fidélité à leur biotope d'origine. Ceci s'explique en partie par la présence des autres individus qui incitent les adultes à rester sur place. De même, un individu dispersant se fixe dès qu'il rencontre une autre population.
Fidélité au partenaire D'après : Biotope, 2007 Haahtela <i>et al.</i> , 2012 Vasaneck & Konvicka, 2009	Compte tenu du caractère annuel de l'espèce, la fidélité au partenaire ne peut pas être abordée. Cependant, il faut noter que, durant l'accouplement qui se déroule souvent dès l'émergence de la femelle, le mâle dépose une structure dure appelée sphragis sur l'abdomen de la femelle. Cette structure l'empêche généralement de s'accoupler à nouveau (Biotope, 2007 ; Haahtela <i>et al.</i>, 2012). Certaines femelles perdent cette structure et peuvent de nouveau s'accoupler (Vasaneck & Konvicka, 2009).
Milieus empruntés et facteurs influents D'après : Descimon & Napolitano, 1993a Descimon, 2006 Konvicka & Kuras, 1999 Megléc <i>et al.</i> , 1999 Napolitano <i>et al.</i> , 1988 Välimäki & Itämes, 2003	Välimäki & Itämes (2003) considèrent qu'une forêt située entre deux zones d'habitat favorable constitue une barrière importante empêchant les échanges d'individus. Cependant, leur étude de capture-marquage-recapture n'a pas permis de montrer une influence de la structure du milieu environnant sur le taux d'émigration pour une population. Des observations directes montrent que des barrières peu importantes (routes, rideaux d'arbres) sont rarement franchies, mais que des individus peuvent parfois être observés dans les forêts claires qui bordent les pelouses (Napolitano <i>et al.</i>, 1988). Konvicka & Kuras (1999) notent quant à eux qu'une fine bande de forêt ne constitue pas un obstacle majeur à la dispersion. Ils ont pu observer à au moins quatre occasions des adultes traverser ce type de barrière en volant au-dessus d'arbres de taille moyenne. Descimon & Napolitano (1993a) ont observé que les papillons peuvent passer un escarpement rocheux en se laissant planer vers le bas. Cependant, une falaise trop importante constitue une barrière nette limitant grandement les échanges d'individus. Même lorsque le milieu entre deux stations assez proches ne constitue pas une barrière nette pour les adultes, les études génétiques montrent que les échanges ne sont pas suffisamment fréquents pour empêcher une certaine différenciation des populations. Cependant, ces échanges sont tout de même plus importants que lorsque qu'une forêt dense sépare les populations (Megléc <i>et al.</i>, 1999). Un individu dispersant adopte un vol assez direct, généralement plutôt en descendant la pente qu'en montant, jusqu'à ce qu'il rencontre une pelouse favorable. S'il rencontre une zone boisée dense, il revient en arrière. Il se fixe lorsqu'il rencontre une autre population et ceci d'autant plus que la densité de cette population est importante. De même, les grandes stations abritant beaucoup d'individus montrent un taux d'émigration plus faible et un temps de résidence plus important (Napolitano <i>et al.</i>, 1988 ; Descimon & Napolitano, 1993a ; Välimäki & Itämes, 2003 ; Descimon, 2006). En fin de saison, les adultes sont significativement plus mobiles. Les femelles, notamment, plus légères après avoir pondu la plupart de leurs œufs peuvent disperser plus facilement. Elles peuvent ainsi pondre leurs derniers œufs dans d'autres sites que celui d'émergence : le fait de pondre des œufs sur la station d'origine et sur d'autres stations présente un avantage adaptatif important dans la colonisation de milieux de transition (broussailles, lisières...) qui peuvent évoluer rapidement (Välimäki & Itämes, 2003 ; Descimon, com. pers.).
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Biotope, 2007 Descimon & Napolitano, 1993b Konvicka & Kuras, 1999 LSPN, 1987 Luoto <i>et al.</i> , 2001 Megléc <i>et al.</i> , 1999 Mérit & Mérit, 2006 Napolitano <i>et al.</i> , 1988 Opie/Proserpine, 2009 Välimäki & Itämes, 2003 Van Swaay <i>et al.</i> , 2012	Le Semi-Apollon est principalement menacé par la modification des pratiques de gestion des prairies semi-naturelles et des boisements : l'intensification et la déprise (fermeture des milieux par abandon des pratiques traditionnelles de fauche et de pâturage) ont tous les deux un impact négatif sur cette espèce. L'afforestation et les reboisements intensifs, notamment par plantation de résineux à la place des feuillus, détruisent également ses habitats (LSPN, 1987 ; Konvicka & Kuras, 1999 ; Luoto <i>et al.</i>, 2001 ; Mérit & Mérit, 2006 ; Biotope, 2007 ; Opie/Proserpine, 2009 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). À cause de ces différentes menaces, les surfaces favorables sont fortement réduites, pouvant entraîner la disparition de populations et l'isolement des populations restantes. La fragmentation est donc un facteur important à prendre en compte pour la conservation de l'espèce, d'autant plus qu'elle présente une dispersion peu importante (LSPN, 1987 ; Napolitano <i>et al.</i>, 1988 ; Megléc <i>et al.</i>, 1999 ; Välimäki & Itämes, 2003). Du fait du comportement sédentaire de l'espèce, la fragmentation, en augmentant l'isolement entre les stations favorables, affecte les déplacements de l'espèce et les échanges d'individus entre populations (Välimäki & Itämes, 2003). Ainsi, le brassage génétique devenant plus faible, les populations isolées montrent une spécialisation importante, mais également un appauvrissement génétique et une consanguinité plus élevée (Descimon & Napolitano, 1993b ; Megléc <i>et al.</i>, 1999 ; Mérit & Mérit, 2006). Les auteurs considèrent que ce phénomène pourrait menacer directement les très petites populations des Préalpes et du Massif central. De plus, le fort taux d'émigration des petites populations augmente leur risque d'extinction (Välimäki & Itämes, 2003).
Importance de la structure paysagère D'après : Biotope, 2007 Descimon, 2006 Konvicka & Kuras, 1999 Luoto <i>et al.</i> , 2001	À l'échelle du paysage, le Semi-Apollon a besoin d'un dense réseau de prairies semi-naturelles intégrées dans une structure paysagère hétérogène et contenant des zones riches en plantes-hôtes des larves et en plantes nectarifères (Konvicka & Kuras, 1999 ; Luoto <i>et al.</i>, 2001, 2002 ; Biotope, 2007 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). D'une manière générale, les territoires doivent être suffisamment grands et avec un nombre important de sites favorables pour permettre la viabilité des métapopulations (Descimon, 2006). Ainsi, Konvicka & Kuras (1999) précisent qu'un minimum de cinq stations disponibles pour l'espèce doit exister à tout moment, sachant qu'une rotation est possible entre les sites selon leur état de fermeture.

Luoto <i>et al.</i>, 2002 Megléc <i>et al.</i>, 1999 Välimäki & Itämies, 2003 Van Swaay <i>et al.</i>, 2012	Välimäki & Itämies (2003) insistent particulièrement sur la nécessité d'une forte densité de stations au sein du réseau car la colonisation diminue rapidement avec l'augmentation de la distance entre les stations : celles-ci doivent être très rapprochées (moins de 1 kilomètre). Ils précisent également que des stations isolées doivent être maintenues ou restaurées pour être les plus grandes possibles afin de permettre leur conservation à long terme. Par contre, en situation de métapopulation dense avec une connectivité élevée entre les stations, la présence de petits sites favorise les échanges et peuvent servir de pas japonais entre les grandes populations. Le maintien ou la restauration de ces stations peuvent se faire par une gestion extensive, notamment par l'élevage (Biotope, 2007 ; Van Swaay <i>et al.</i>, 2012). Dans les milieux trop fermés, la création de clairières peut permettre de restaurer des habitats favorables (Megléc <i>et al.</i>, 1999 ; Konvicka & Kuras, 1999). Les auteurs précisent qu'il vaut mieux de nombreuses petites surfaces ayant des stades de succession végétale variés plutôt que quelques grandes coupes à blanc. Un suivi continu doit donc être fait afin de recréer des ouvertures à proximité des populations existantes dès que la végétation se développe trop pour rester favorable. Ainsi, les individus pourront coloniser la nouvelle surface pour y installer une nouvelle population avant l'extinction de la précédente, maintenant ainsi un fonctionnement naturel de métapopulation. Ces clairières seront préférentiellement connectées entre elles par des zones de forêt suffisamment claire ou par des corridors (chemins forestiers ensoleillés par exemple). Comme les routes forestières peuvent servir de corridors, il est important que la gestion de leurs bordures soit favorable en permettant le développement de plantes nectarifères (Van Swaay <i>et al.</i>, 2012).
Exposition aux collisions	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Élément nécessitant une recherche bibliographique approfondie. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Les adultes sont héliophiles : ils ne volent que pendant les périodes ensoleillées et s'arrêtent immédiatement lorsque le temps se couvre (LSPN, 1987 ; Napolitano <i>et al.</i>, 1988 ; Konvicka & Kuras, 1999). Ils sont également sensibles au vent (Napolitano <i>et al.</i>, 1988). Ils volent sur de courtes distances entre les arbres et évitent les larges zones ouvertes trop ventées. Ainsi, la présence de zones de broussailles et de buissons dans les prairies favorisent les déplacements car les individus peuvent aller de l'un à l'autre (Meier <i>et al.</i>, 2005). Par contre, s'ils volent en contexte boisé, ils ne pénètrent pas dans les forêts : ils semblent rechercher les zones les plus ouvertes et donc les plus ensoleillées (Descimon & Napolitano, 1993a ; Konvicka & Kuras, 1999). Settele <i>et al.</i> (2008) ont modélisé l'évolution de la niche climatique de l'espèce aux horizons 2050 et 2080. Les trois scénarii montrent une très large régression en Europe de l'est, mais une nette progression en France vers le Jura, les Vosges et les Ardennes, ainsi que sur l'ensemble du Massif central. Cependant, il ne s'agit que d'une modélisation de la niche climatique. Or, la répartition de l'espèce ne dépend pas uniquement du climat, mais aussi de la disponibilité de l'habitat et des possibilités de migration de l'espèce. Cette étude de modélisation doit donc être utilisée avec prudence. Par ailleurs, le réchauffement climatique est considéré comme une des causes de la régression du Semi-Apollon, en particulier sur le massif de la Sainte-Baume où la déprise agricole ne peut pas expliquer à elle seule la disparition des populations de l'ouest du massif (Parmesan <i>et al.</i>, 1999 ; Mérit & Mérit, 2006).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Des études de capture-marquage-recapture ont déjà été effectuées sur cette espèce (Konvicka & Kuras, 1999 ; Välimäki & Itämies, 2003). Des études génétiques ont également été menées (Megléc <i>et al.</i> , 1999). Ces deux types d'études ont donné des résultats intéressants et pourraient donc être reproduites.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
En France, il existe deux autres espèces appartenant au genre <i>Parnassius</i>. Il s'agit de l'Apollon (<i>Parnassius apollo</i> (Linnaeus, 1758)) et du Petit Apollon (<i>Parnassius phoebus</i> (Fabricius, 1793)). Elles vivent également en altitude, mais pas dans les mêmes milieux. De plus, leurs capacités de dispersion ne sont pas directement comparables à celles de <i>P. mnemosyne</i>. L'Apollon se développe sur les orpins (genre <i>Sedum</i>). Il vit donc dans les pelouses rocailleuses et ensoleillées. Il est proposé pour la cohérence nationale de la TVB dans deux régions (Auvergne et Franche-Comté). Lafranchis (2000) signale qu'il est bon planeur et qu'il est donc capable de parcourir des distances importantes. Certaines études de capture-marquage-recapture donnent une capacité de déplacement assez proche de celle de <i>P. mnemosyne</i> (distance journalière moyenne de 260 mètres et distance maximale de 1 840 mètres ; Brommer & Fred, 1999 ; Fred & Brommer, 2009), mais des déplacements supérieurs à 10 km ont également pu être observés, indiquant une capacité de dispersion nettement plus élevée que <i>P. mnemosyne</i> (Cosson, 1995). Les articles de Brommer & Fred (1999) et Fred & Brommer (2009) ainsi que le mémoire de DEA de Cosson (1995) peuvent être lus pour trouver des informations plus précises sur les paramètres de dispersion de cette espèce. Le Petit Apollon est inféodé aux milieux très humides (souvent les bords de torrents) à cause de sa plante-hôte (<i>Saxifraga aizoides</i>). Il n'a pas été retenu comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB et ses capacités de déplacement et de dispersion semblent n'avoir été que peu étudiées. Le contenu de la présente fiche peut permettre d'avoir une première idée des traits de vie de cette espèce, mais une recherche bibliographique spécifique serait nécessaire pour préciser ses paramètres propres.	

> Rédacteurs :

Florence MERLET et Xavier HOUARD, Office pour les insectes et leur environnement (Opie)

> Relecteurs :

Henri DESCIMON, Professeur émérite, Université de Provence

Pascal DUPONT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

BIOTOPE (2007). *Parnassius mnemosyne* (Linné, 1758). *Le Semi-Apollon*. Fiche 2007. Papillons de l'annexe IV de la Directive 92/43/CEE dite «Directive Habitats». Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables. 4 pages.

BROMMER J.E. & FRED M.S. (1999). Movement of the Apollo butterfly *Parnassius apollo* related to host plant and nectar plant patches. *Ecological entomology*. Volume 24, numéro 2. Pages 125-131.

COSSON E. (1995). *Étude sur la biologie, l'écologie et la répartition dans le Jura de Parnassius apollo L. (Lepidoptera : Papilionidae)*. Mémoire de D.E.A. Académie d'Aix-Marseille. 40 pages.

DESCIMON H. (1995). *La conservation des Parnassius en France : aspects zoogéographiques, écologiques, démographiques et génétiques*. Rapport d'études. Opie. 22 pages.

DESCIMON H. (2006). La conservation des *Parnassius* de France. Situation en 1995 et situation en 2006, 11 ans après. *Bulletin des Lépidoptéristes Parisiens*. Volume 15, numéro 33. Pages 34-55.

DESCIMON H. (2010). *Observations sur la biologie des Lépidoptères Rhopalocères vivant dans les Hautes-Pyrénées (65)*. Mémoire présenté en octobre 1957 à la Faculté des Sciences de l'Université de Paris pour obtenir le Diplôme d'Études Supérieures de Sciences. Version revue et augmentée 2010. Opie Midi-Pyrénées. 92 pages.

DESCIMON H. et NAPOLITANO M. (1993a). Les populations de *Parnassius mnemosyne* (Linné) à la Sainte Baume: structure génétique, origine et histoire (Lepidoptera : Papilionidae). *Oecologia mediterranea*. Numéro 19. Pages 15-28.

DESCIMON H. et NAPOLITANO M. (1993b). Enzyme polymorphism, wing pattern variability and geographical isolation in an endangered butterfly species. *Biological Conservation*. Volume 66. Pages 117-123.

FRED M.S. & BROMMER J.E. (2009). Resources influence dispersal and population structure in an endangered butterfly. *Insect conservation and diversity*. Volume 2, numéro 3. Pages 176-182.

HAAHTELA T., SAARINEN K., OJALAINEN P. & AARINIO H. (2012). Guide photo des papillons d'Europe. Delachaux et Niestlé, Paris. 383 pages.

HEIKKINEN R.K., LUOTO M., KUUSSAARI, M & POYRY J. (2005). New insights into butterfly-environment relationships using partitioning methods. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. Volume 272. Pages 2203-2210.

KONVICKA M. & KURAS T. (1999). Population structure, behaviour and selection of oviposition sites of an endangered butterfly, *Parnassius mnemosyne*, in Litovelské Pomoraví, Czech Republic. *Journal of Insect Conservation*. Volume 3. Pages 211-223.

LAFRANCHIS T. (2000). *Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope, 448 pages.

LAFRANCHIS T. (2010). *Papillons d'Europe – Guide et clés de détermination des papillons de jour*. 2^{ème} édition. Diatheo, Paris. 379 pages.

LIGUE SUISSE POUR LA PROTECTION DE LA NATURE (LSPN), collectif. (1987). *Les papillons de jour et leurs biotopes*. Pro Natura, Bâle. 512 pages.

LUOTO M., KUUSSAARI M., HANNU R., SALMINEN J. & VON BONSDORFF T. (2001). Determinants of distribution and abundance on the clouded apollo butterfly: a landscape ecological approach. *Ecography*. Volume 24. Pages 601-617.

LUOTO M., KUUSSAARI M. & TOIVONEN T. (2002). Modelling butterfly distribution based on remote sensing data. *Journal of Biogeography*. Volume 29. Pages 1027-1037.

MEGLÉCZ E., NÈVE G., PECSENYE K. & VARGA Z. (1999). Genetic variations in space and time in *Parnassius mnemosyne* (L.) (Lepidoptera) populations in north-east Hungary: implications for conservation. *Biological Conservation*. Volume 89. Pages 251-259.

MEIER K., KUUSEMETS V., LUIG J. & MANDER U. (2005). Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on *Parnassius mnemosyne* distribution in Estonia. *Ecological Engineering*. Volume 24. Pages 531-537.

MÉRIT X. & MÉRIT V. (2006). Contribution à la connaissance des sous-espèces françaises de *Parnassius (Driopa) mnemosyne* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera, Papilionidae). Systématique, biologie et implications pour la conservation de l'espèce. *Bulletin des Lépidoptéristes Parisiens*. Volume 15, numéro 33. Pages 2-7.

- NAPOLITANO M., GEIGER H. & DESCIMON H. (1988). Structure démographique et génétique de quatre populations provençales de *Parnassius mnemosyne* (L.) (Lepidoptera Papilionidae) : isolement et polymorphisme dans des populations « menacées ». *Génétique Sélection Évolution*. Volume 20, numéro 1. Pages 51-62.
- NAPOLITANO M. & DESCIMON H. (1994). Genetic structure of French populations of the mountain butterfly *Parnassius mnemosyne* L. (Lepidoptera: Papilionidae). *Biological Journal of the Linnean Society*. Volume 53. Pages 325-341.
- NÈVE G., BARASCUD B., HUGHES R., BAGUETTE M., AUBERT J., DESCIMON H. & LEBRUN P. (1996). Dispersal, colonisation cower and metapopulation structure in the vulnerable butterfly *Proclossiana eunomia* (Nymphalidae). *Journal of Applied Ecology*. Volume 33. Pages 14-22.
- OPIE/PROSERPINE (2009). *Atlas des papillons de jour de Provence-Alpes-Côte-d'Azur*. Naturalia Publications, Turriers. 192 pages.
- PARMESAN C., RYRHOLM N., STEFANESCU C., HILL J.K., THOMAS C.D., DESCIMON H., HUNTLEY B., KAILA L., KULLBERG J., TAMMARU T., TENNENT J., THOMAS J.A. & WARREN M. (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*. Volume 399. Pages 579-583.
- RAMEAU J.-C., MANSION D. & DUMÉ G. (2010). *Flore forestière française. Guide écologique illustré. Tome 2 : montagnes*. Institut pour le développement forestier. 2 421 pages.
- SETTELE J. *et al.* (2008). *Climatic Risk Atlas of European Butterflies*. Biorisk 1 (Special issue). Pensoft, Sofia-Moscow. 712 pages.
- TURLIN B. & MANIL L. (2005). *Etude synoptique et répartition mondiale des espèces du genre Parnassius Latreille 1804 (Lepidoptera Papilionidae)*. Association des Lépidoptéristes Parisiens – Île-de-France. 80 pages.
- UICN France, MNHN, Opie & SEF (2012). *La Liste rouge des espèces menaces en France. Chapitre Papillons de jour de France métropolitaine*. Dossier de presse et résultats disponibles sur le site du comité français UICN (<http://www.uicn.fr/Liste-rouge-papillons-de-jour.html>).
- VÄLIMÄKI P. & ITÄMIES J. (2003). Migration of the clouded Apollo butterfly *Parnassius mnemosyne* in a network of suitable habitats – effects of patch characteristics. *Ecography*. Volume 26. Pages 679-691.
- VAN SWAAY C., CUTTELOD A., COLLINS S., MAES D., LOPEZ MUNGUIRA M., SASIC M., SETTELE J., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M. & WYNHOF I. (2010). *European Red List of Butterflies*. Publication Office of the European Union, Luxembourg. 60 pages.
- VAN SWAAY C., COLLINS C., DUŠEJ G., MAES D., MUNGUIRA M. L., RAKOSY L., RYRHOLM N., ŠAŠIĆ M., SETTELE J., THOMAS J. A., VEROVNIK R., VERSTRAEL T., WARREN M., WIEMERS M., WYNHOFF I. (2012). Dos and Don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. *Nature Conservation*. Volume 1. Pages 73–153.
- VLASANEK P. & KONVICKA M. (2009). Sphragis in *Parnassius mnemosyne* (Lepidoptera: Papilionidae): male-derived insemination plugs loose efficiency with progress of female flight. *Biologia*. Volume 64, numéro 6. Pages 1206-1211.
- Site internet *Lepi'Net* : (<http://www.lepinet.fr>), consulté en décembre 2012.

> Comment citer ce document :

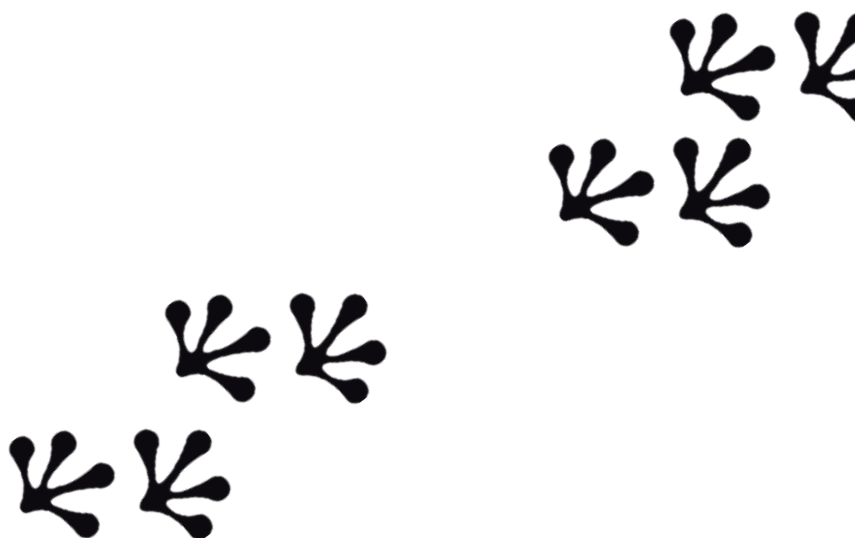
MERLET F. & HOUARD X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Semi-Apollon (Parnassius mnemosyne (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 8 pages.



Photo Romain Sordello

Le sonneur à ventre jaune

Bombina variegata



Le Sonneur à ventre jaune

Bombina variegata (Linnaeus, 1758)

Amphibiens, Anoures, Bombinatoridés



Photo : Romain Sordello

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Sonneur à ventre jaune, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE).

Le Sonneur à ventre jaune appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES

Aire de répartition

Situation actuelle

D'après :

Lescure *et al.*, 2011
Pichenot, 2009
Pichenot, 2008
Sordello, 2009

Le Sonneur à ventre jaune est une espèce continentale d'Europe centrale qui s'est répandue d'est en ouest et qui atteint sa limite occidentale de répartition en France (Lescure *et al.*, 2011).

L'espèce est largement répandue dans l'est du pays (Alsace, Lorraine, Champagne-Ardenne, Franche-Comté) et dans le Limousin. Partout ailleurs, bien qu'il puisse exister des noyaux de populations présentant des effectifs importants (comme en Ardèche ou en Isère), ses populations sont beaucoup plus dispersées et en particulier en limite d'aire de répartition (au nord, à l'ouest et au sud). La limite septentrionale de répartition passe par le sud du département des Ardennes et, en allant vers l'ouest, passe par le département de la Marne et le sud du département de l'Aisne. La limite nord-ouest se situe en Normandie, dans le département de l'Eure. Dans le sud, la limite passe, d'ouest en est, par l'Aquitaine, le Lot, l'Ardèche et les Hautes-Alpes, à la limite avec les Alpes de Haute-Provence.

La limite Ouest de l'aire de répartition du Sonneur à ventre jaune, située en France et qui donne donc à notre pays une responsabilité importante, semble être relativement fragile. Dans de nombreuses régions de France, ce sont de petites populations reliques et très isolées les unes des autres qui subsistent (Lescure *et al.*, 2011). Ces populations sont sans doute caractérisées par une diversité génétique moins importante et ont une structure lâche (Pichenot, 2009). Une attention toute particulière doit donc être portée à la limite d'aire de répartition du Sonneur (Pichenot, 2009) afin que la distribution de l'espèce ne continue de se réduire. L'enjeu est de maintenir les populations encore viables, de stabiliser les populations déclinantes et de favoriser leur croissance (Lescure *et al.*, 2011). Il faut assurer la survie des populations reliques et, si possible, briser leur isolement (Lescure *et al.*, 2011).

A ce titre, la présence de barrières (routes, voies ferrées, paysages infranchissables, ...) est de nature à freiner le développement des populations en limite d'aire de répartition. Par exemple, en Île-de-France, la plupart des populations présentes se trouvent isolées les unes des autres, séparées par une agriculture intensive ou des infrastructures linéaires de transports (populations du Bois des Usages et de Montgé par exemple) (Sordello, 2009). Globalement, les populations situées sur toutes les limites de l'aire de répartition apparaissent fragmentées. Au nord par exemple (départements de la Seine-et-Marne, de l'Aisne, de la Marne) certaines infrastructures constituent des barrières importantes : autoroute A4, LGV Est, cours d'eau canalisés, etc. (Pichenot, 2008).

Évolution récente

D'après :

ACEMAV, 2003
Lescure *et al.*, 2011

Le Sonneur à ventre jaune est vraisemblablement arrivé relativement récemment dans notre pays car il n'existe pas de fossile connu de *Bombina* en France (Bailon & Rage, à paraître in Lescure *et al.*, 2011).

Au XIX^{ème} siècle, la répartition de *Bombina variegata* était beaucoup plus vaste qu'actuellement (Lescure *et al.*, 2011). Avant 1900, l'espèce était présente dans des départements comme les Pyrénées orientales (Companyo, 1863 in Lescure *et al.*, 2011) ou le Gard (Crespon, 1844 in Lescure *et al.*, 2011).

Depuis le XX^{ème} siècle au moins, l'espèce traverse une période de fort déclin dans l'ouest de l'Europe et notamment en France et ce déclin s'est accéléré ces 40 dernières années (Lescure *et al.*, 2011). L'aire de répartition de l'espèce a fortement régressé sur ses marges ; l'espèce a par exemple disparu de la région méditerranéenne française au début du XX^{ème} siècle (ACEMAV, 2003). Au XIX^{ème} siècle, l'espèce semble avoir été commune dans le centre-ouest de la France (Sarthe, Loiret, Indre-et-Loire) (ACEMAV, 2003).

Ainsi, bien qu'il soit encore présent dans un bon nombre de régions françaises, la régression du Sonneur à ventre jaune en France est évidente et même plus importante que celle du pélobate brun (*Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768)) (Lescure *et al.*, 2011).

Phylogénie et phylogéographie

D'après :

Chemin, 2010

Bombina variegata est une espèce d'Europe centrale et méridionale orientale. Son actuelle répartition est issue d'une recolonisation après les dernières glaciations par des populations des montagnes de la partie nord de la Péninsule des Balkans qui avait servi de refuge (Gasc *et al.*, 2004 in Chemin, 2010). Le Sonneur à ventre jaune a donc pénétré dans notre pays par le Nord-Est en contournant les Alpes par le Nord. Pour cette raison, la France constitue aujourd'hui la limite occidentale de son aire de répartition.

Les théories sur l'extension de son aire de répartition après la dernière grande glaciation s'accordent plus ou moins sur l'utilisation des grands réseaux hydrographiques, ayant conduit petit à petit l'espèce sur les têtes de bassins versants disposant de nombreux petits points d'eau et zones de sources (Chemin, 2010).

Sédentarité/Migration

Statut de l'espèce

Du fait de son comportement plutôt nomade et d'un hivernage à proximité forte des points de reproduction (cf. plus loin), le Sonneur à ventre jaune ne semble pas effectuer de « vraie » migration comme peuvent le faire d'autres amphibiens.

ÉCHELLE INDIVIDUELLE

Habitat et occupation de l'espace

Habitat

D'après :

Castanet & Guyétant, 1989
Cerisier-Auger, 2005
Chemin, 2010
Pichenot, 2008

Le Sonneur à ventre jaune peut occuper globalement trois milieux distincts (Pichenot, 2009 ; Cerisier-Auger, 2005 ; ACEMAV, 2003) :

- des milieux prairiaux (bocages, prairies pâturées, ...) où il occupe les mares, les fossés, les zones piétinées ;
- des milieux forestiers (ornières, mares de chablis) ;
- des systèmes de torrents (vasques rocheuses).

L'espèce peut également être trouvée de manière moins fréquente dans les carrières, les jardins, les chantiers (Chemin, 2010), les zones de crues, les abreuvoirs, les annexes de cours d'eau (Pichenot, 2008).

	Le Sonneur à ventre jaune n'est donc pas typiquement forestier et il est même essentiellement rencontré dans des prairies ou bocages dans certaines régions françaises (Pichenot, 2008). Le critère indispensable reste la présence de pièces d'eau au caractère temporaire et perturbé (Pichenot, 2008) même si occasionnellement l'espèce peut occuper des milieux toujours en eau comme c'est le cas en forêt de Verdun (Bonnaire, 2010 <i>in</i> Chemin, 2010). En France, l'espèce est essentiellement rencontrée en plaine : 83% des observations mentionnées dans l'Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France (Castanet & Guyétant, 1989) ont été effectués à des altitudes inférieures à 500 m. L'espèce se reproduit préférentiellement dans des pièces d'eau peu profondes (niveau d'eau généralement inférieur à un mètre), à l'eau stagnante, souvent peu végétalisées et bien exposées au soleil ((Seidel, 1988 ; Wagner, 1996 ; Jahn <i>et al.</i>, 1996 ; Di Cerbo, 2001) <i>in</i> Pichenot, 2008). Cependant, le Sonneur à ventre jaune peut montrer une grande flexibilité dans le choix de ses sites aquatiques (Pichenot, 2008). En Île-de-France, une étude a permis de mesurer la surface des ornières occupées par les Sonneurs à ventre jaune sur le site du Bois des Usages et de Monté (77). D'une façon générale, il a été constaté que, sur la totalité des bois étudiés, l'ensemble des Sonneurs se concentraient dans des ornières d'une surface comprise entre 0 et 5 m² à l'exception du Bois des Usages où une forte concentration de juvéniles a été aperçue dans un ensemble d'ornière de 33 m² (Cerisier-Auger, 2005).
Taille du domaine vital D'après : Chemin, 2010 Massemmin, 2001 Pichenot, 2008	Les individus passent la quasi totalité de la saison de reproduction dans les mares (Pichenot, 2008). Les mâles délimitent un territoire dans les pièces d'eau et attirent les femelles, en émettant un chant qui porte à moins de 50 mètres (Pichenot, 2008). Ce territoire délimité par le mâle comprend un diamètre de 0,9 m à 1,7 m (Nollert, 2003 <i>in</i> Chemin, 2010), mais la recherche de partenaires dans la saison peut amener certaines mâles à se déplacer : en Ardèche des déplacements moyens de 35,5 m (pour 14 individus suivis) à contre courant dans un torrent ont été rapportés et de 60,6 m (pour 17 individus suivis) dans le sens du courant à la recherche de flaque en eau suite à assèchement des précédentes (Massemmin, 2001). Les femelles ne se déplacent qu'occasionnellement pour rejoindre leur partenaire ((Beshkov & Jameson, 1980 ; Moller, 1996) <i>in</i> Chemin, 2010). Ensuite, elles ne pondent généralement pas tout leur stock d'œufs en une seule fois : elles sont en effet capables de fractionner leur ponte dans le temps mais aussi dans l'espace en distribuant leur ponte en plusieurs paquets, dans des pièces d'eau différentes (Pichenot, 2008). Ce comportement est récurrent surtout lorsque les pièces d'eau sont temporaires et de petite taille. Cette stratégie de ponte permet d'augmenter les chances de réussites mais sous-entend des déplacements qui doivent pouvoir se faire entre différents points d'eau (Barandun, 1995 <i>in</i> Pichenot, 2008). Enfin, en dehors des pontes les femelles se cantonnent à des pièces d'eau avec absence de reproduction constatée, plus fraîches, ombragées, qui joueraient un rôle alimentaire (Massemmin, 2001 ; (Barandun, 1995 ; Jahn <i>et al.</i>, 1996) <i>in</i> Pichenot, 2008).
Déplacements	
Modes de déplacements et milieux empruntés D'après : Pichenot, 2008	Peu d'informations sont disponibles dans la littérature sur les itinéraires de déplacement et les structures utilisées. Quelques informations sont disponibles en contexte forestier seulement (Pichenot, 2008). L'occurrence des déplacements entre deux groupes de pièces d'eau semble surtout influencée par la surface en eau du « patch » receveur (Pichenot, 2008). Le relief a un effet relativement faible sur les déplacements (vrai surtout en zone où le relief est globalement peu marqué) (Pichenot, 2008).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : ACEMAV, 2003 Chemin, 2010	Le Sonneur à ventre jaune est une espèce surtout active de nuit même si les individus peuvent être aperçus de jour à la surface des points d'eau. Tout en étant actif, il passe néanmoins une bonne partie de son temps dans ou à proximité immédiate du milieu aquatique (ACEMAV, 2003). Les distances parcourues au cours d'une nuit ne sont pas connues. Une donnée de Pichenot (2008) est disponible mais elle concerne précisément un déplacement pour rejoindre un site d'hivernage montrant que deux individus (suivis par radio télémetrie dans le nord-est de la France) ont parcouru chacun 315 m et 450 m au cours d'une seule nuit (<i>in</i> Chemin, 2010).
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circannuel (annuel) D'après : ACEMAV, 2003 Chemin, 2010 Massemmin, 2001 Pichenot, 2008 Pichenot, 2012	Le Sonneur à ventre jaune est une espèce qui hiverne. Au cours d'une année, le Sonneur à ventre jaune pratique donc des déplacements entre le refuge hivernal (haies, bois, vase, terriers, ...), le refuge estival (fossés, réservoirs, sources, habitats terrestres, ...) et les sites de reproduction (ornière forestière, mare de prairie, vasque de torrents) (Chemin, 2010). La phase d'activité ne débute qu'en mai, parfois à partir de février dans le sud-ouest de la France et de la mi-mars dans le nord-est du pays (ACEMAV, 2003). La reproduction commence généralement à la fin du mois d'avril et elle peut s'étendre jusqu'à la fin du mois d'août ((Seidel, 1988 ; Barandun, 1995 ; Gollmann & Gollmann, 2002) <i>in</i> Pichenot, 2008). La saison se termine en septembre, plus rarement en octobre (nord-est) ou en novembre (sud-ouest) (ACEMAV,

	2003) lorsque le Sonneur hiverne. Dans son étude, Pichenot (2008) mentionne que plusieurs individus suivis par télémétrie, en contexte forestier, ont tous trouvé un gîte hivernal dans des galeries de rongeurs ou des anfractuosités de roches. Globalement, il existe très peu de données sur les déplacements réalisés entre les sites de reproduction et d'hivernage. Généralement, il semblerait que l'hivernage se fasse à proximité immédiate du point d'eau : un adulte s'éloigne rarement de plus de quelques dizaines de mètres de son habitat aquatique pour hiverner à terre (ACEMAV, 2003). Un déplacement d'au moins 2 km a néanmoins été observé (ACEMAV, 2003) et Pichenot (2008) rapporte une distance de 300 m et 450 m (parcourue en une seule nuit, citée plus haut). Pendant la phase active, la distance parcourue au total par un Sonneur à ventre jaune est variable selon les études. La distance de 140 m semble marquer un seuil : seuls 10% des animaux suivis par Massemin (2001) la couvrent à l'échelle d'une saison. Toutefois, l'étude de Massemin a été réalisée dans le contexte particulier d'un cours d'eau, ce qui n'est pas représentatif de l'ensemble des populations françaises (com. pers. Pichenot, 2012). Il faut noter que les études réalisées par Capture-Marquage-Recapture sous-estiment fortement les distances parcourues par les individus (com. pers. Pichenot, 2012). Des distances de plusieurs kilomètres ont pu être observées : 1200 m (Nöllert, 2003 <i>in</i> Chemin, 2010), 2510 m pour un mâle (Herrmann, 1996 <i>in</i> Pichenot, 2008) ou encore 3810 m (subadultes sur 15 jours) (Pichenot, 2008). La distance de 3,5 km serait difficile à dépasser dans un paysage constitué d'une proportion importante de cultures intensives (Blab <i>et al.</i>, 1991 <i>in</i> Pichenot, 2008) mais des études génétiques ont permis de détecter des déplacements sur de longues distances chez les Sonneurs dans la zone d'hybridation avec <i>Bombina bombina</i> (de l'ordre de 11 km) (Szymura & Barton, 1991 <i>in</i> Pichenot, 2008).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Chemin, 2010	Les mâles semblent avoir une tendance territoriale élevée (Chemin, 2010).
Densité de population D'après : ACEMAV, 2003 Cerisier-Auger, 2005 Chemin, 2010	La définition d'une population de Sonneur à ventre jaune semble complexe. Il est en effet souvent considéré qu'une population de Sonneur à ventre jaune se limite nécessairement à un massif forestier ; or dès lors qu'il y a des échanges réguliers avec d'autres localités proches, il est possible de considérer que la population est plus étendue (com. pers. Pichenot, 2012). Sans doute en conséquence de cette difficulté, aucun calcul de densités n'a été trouvé dans la littérature. On dispose par contre de mesures d'effectifs ou de surfaces supposées occupées qui donnent quelques indications sur l'organisation des individus dans une population. Par l'approche « surfaces », Bonnaire (<i>in</i> Chemin, 2010), estime que la forêt de Verdun (400 ha) et le massif de Darney (supérieur à 8000 ha) ne sont chacun qu'une population. D'après Varanguin (<i>in</i> Chemin, 2010), des populations de Sonneur à ventre jaune peuvent couvrir plusieurs milliers d'hectares en Bourgogne. En Lorraine, les populations de Sonneur (si l'on prend la définition admise pour une « population ») doivent occuper des surfaces immenses car tout semble lié (com. pers. Pichenot, 2012). Par l'approche « effectifs », les abords de quelques torrents du Massif central et du nord des Alpes, particulièrement favorables à l'espèce, accueillent plusieurs centaines d'adultes (ACEMAV, 2003). En Île-de-France, 108 individus ont été comptabilisés en 2005 sur le secteur de Vendrest (Cerisier-Auger, 2005), ce qui constitue la plus grosse population jamais trouvée dans cette région mais il reste difficile de certifier que l'ensemble de ces individus appartiennent à une même population et ne forment pas plutôt un ensemble de petites populations. Seules des analyses génétiques permettent de conclure de manière certaine dans ce genre de cas.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Il existe dans certaines régions des isolats, ou des localités qui semblent isolées les unes des autres, où le Sonneur subsiste sur quelques hectares seulement.
Effectifs minimum pour une population	Certaines populations de Sonneur à ventre jaune parviennent à se maintenir avec de très faibles effectifs (com. pers. Pichenot, 2012). En Île-de-France par exemple, dans la Vallée du Petit Morin, une métapopulation de Sonneur persiste dans le temps malgré de très faibles effectifs (plusieurs localités proches hébergeant chacune moins de 10 individus) (com. pers. Pichenot, 2012).
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle	Comme indiqué précédemment, l'attribution d'un modèle de fonctionnement populationnel n'est pas toujours évidente pour le Sonneur à ventre jaune. Par conséquent, la difficulté à délimiter les populations rend la structure interpopulationnelle également difficile à définir. En contexte forestier, le modèle qui correspondrait le mieux à <i>Bombina variegata</i> ne serait pas celui de la

D'après : Pichenot, 2008 Pichenot, 2012	métapopulation mais plutôt de la population morcelée où les déplacements des individus sont très fréquents entre les différentes pièces d'eau permettant même de toutes les lier entre elles (Pichenot, 2008). En revanche, certaines populations de Sonneurs ont une structure et un fonctionnement qui se rapproche sans doute davantage d'une métapopulation classique ; c'est le cas de la vallée du Petit Morin (77) par exemple ou certaines populations que l'on trouve dans des torrents (com. pers. Pichenot, 2012). Plusieurs données montrent un pouvoir colonisateur important à l'échelle d'une génération. Par exemple, dans le Nord-Est, Pichenot (2008) considère que 22 groupes de pièces d'eau sur une superficie de 1350 ha sont colonisés à l'échelle d'une génération. D'où l'intérêt du maintien des éléments structurants et présentant une certaine humidité (haies, fosses, bois, ripisylves, etc.) à une large échelle autour des pièces de reproduction (Pichenot, 2008).
Dispersion et pihlopatie des larves/juveniles	
Age et déroulement de la dispersion D'après : ACEMAV, 2003 Pichenot, 2008	Les têtards de Sonneur à ventre jaune éclosent au minimum 5 jours après la ponte et se métamorphose en général 34 à 131 jours après l'éclosion, dans le courant de l'été (ACEMAV, 2003). Une fois métamorphosés, les juvéniles quittent généralement le site aquatique mais ils restent à proximité de l'eau (Pichenot, 2008). Compte tenu de la stratégie de reproduction du Sonneur à ventre jaune, la mortalité entre la ponte et la maturité sexuelle est très importante : le taux de survie est estimé inférieur à 4% (Beshkov & Jameson, 1980 in Pichenot, 2008). La maturité sexuelle est parfois atteinte au premier printemps, mais arrive en général vers 2 ans (ACEMAV, 2003).
Distance de dispersion D'après : Chemin, 2010 Pichenot, 2008	Le Sonneur à ventre jaune présente une capacité à coloniser des habitats distants de plusieurs kilomètres du lieu de naissance (Martin, 1997 ; Bal <i>et al.</i>, 2007 ; Pichenot 2008 in Chemin, 2010). Une dispersion de l'ordre de 11 km a déjà été observée à l'étranger (en zone d'hybridation <i>Bombina bombina</i> et <i>Bombina variegata</i>) (Szymura & Barton, 1991 in Pichenot, 2008). De plus, lorsque des déplacements entre des sites éloignés de plus de 200 m sont peu fréquents, il semblerait que cela soit davantage dû à l'organisation spatiale des pièces d'eau et au comportement des individus qu'à la distance qui sépare ces sites (Pichenot, 2008). Par ailleurs, les jeunes peuvent continuer à se déplacer sur de longues distances les deux ou trois premières années après leur métamorphose (Gollmann & Gollmann, 2000 in Chemin, 2010). Sur des suivis effectués, 22% des individus, principalement des juvéniles, participaient à la colonisation de nouveaux milieux.
Milieux empruntés et facteurs influents D'après : Chemin, 2010 Massemin, 2001	Il serait possible que les rivières, notamment de taille importante, aident à la dispersion des individus sur de grandes distances (com. pers. Pichenot & Thirion in Chemin, 2010). Le sens d'écoulement et le débit des cours d'eau empruntés pourraient ainsi avoir une influence importante sur ce phénomène (Combrisson, 2010 in Chemin, 2010). Par ailleurs, il semble que les jeunes recherchent des points d'eau aux températures plus élevées que les adultes (Barandun, 1995 in Chemin, 2010 ; Massemin, 2001).
Fidélité au lieu de naissance	Aucune information.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration D'après : Chemin, 2010 Pichenot, 2008 Pichenot, 2012	Le Sonneur à ventre jaune est une espèce nomade c'est-à-dire qu'il peut effectuer des déplacements à tout moment de sa période d'activité (com. pers. Pichenot, 2012). C'est une caractéristique de l'espèce qui doit pouvoir rapidement coloniser des milieux nouvellement créés ou pouvoir se déplacer lorsque les sites aquatiques disparaissent (Pichenot, 2008). Cela explique le fait que le Sonneur à ventre jaune fréquente des paysages particuliers qui disposent à la fois de sites aquatiques de reproduction et de sites refuges ou alimentaires (milieux aquatiques permanents, zones de sources...) (com. pers. Pichenot, 2012). Les déplacements du Sonneur à ventre jaune ne sont donc pas aussi rythmés et prévisibles que ceux d'autres espèces d'amphibiens qui effectuent des migrations à des moments bien précis de la saison comme le Crapaud commun par exemple. Chez le Sonneur à ventre jaune, des déplacements très importants peuvent être observés en pleine période de reproduction (com. pers. Pichenot, 2012). Avant ou après la reproduction, des individus d'une population peuvent aussi émigrer vers d'autres populations (Chemin, 2010). Le fait que les jeunes (subadultes ou jeunes adultes) seraient globalement plus mobiles (la durée moyenne de vie d'un Sonneur à ventre jaune est de l'ordre de 10 ans) est évoqué mais ne semble pas avoir été prouvé. De façon générale, l'émigration semble plus forte dans les petits « patchs », en raison notamment d'une compétition plus intense que celle observée dans les grands « patchs » et qui poussent les individus à aller chercher d'autres territoires. Il s'agit donc d'une émigration densité-dépendante (Pichenot, 2008).
Fidélité au site D'après : Chemin, 2010	Il existe une certaine fidélité au lieu de ponte chez le Sonneur à ventre jaune c'est-à-dire que les femelles retournent généralement dans un secteur particulier, même si les conditions ont dramatiquement changé ((Barandun & Reyer, 1998 ; Kapfberger, 1984 ; Seidel, 1987) in Chemin, 2010). Ce trait de vie comporte une importance notable dans la gestion des habitats de reproduction. Néanmoins, la colonisation de pièces d'eau nouvellement créées est rapide (Dudouet, 2007 in Chemin, 2010) ce qui montre que l'espèce s'adapte également aux opportunités.
Fidélité au partenaire	Aucune information.

Milieux et facteurs influents	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Bruneau De Miré, 1997 Chemin, 2010 Pichenot, 2008 Pichenot, 2009 Sordello, 2009	La régression importante et rapide de l'espèce au cours du XX^{ème} siècle dans notre pays est vraisemblablement due à une combinaison de facteurs qui agissent en synergie (Pichenot, 2009) : les changements climatiques, les pollutions, les concurrences biotiques ainsi que la perte et la fragmentation de son habitat ((Parent, 1983 ; Gollmann <i>et al.</i>, 1997) <i>in</i> Pichenot, 2008). L'anthropisation excessive et les altérations profondes de l'environnement naturel sont donc les causes majeures du déclin de <i>Bombina variegata</i> (Di Cerbo & Ferri, 1996 <i>in</i> Chemin, 2010). En particulier, ce serait la destruction et l'altération de l'habitat, notamment des milieux aquatiques temporaires, qui pourrait être l'une des causes les plus importantes (Goldmann <i>et al.</i>, 1997 <i>in</i> Pichenot 2008). En revanche, très peu d'auteurs prennent en compte la dimension paysagère de ces menaces alors que les changements de l'occupation des sols et la création de barrières (les routes et les cours d'eau canalisés) réduisent probablement les connexions entre les populations et les menacent sans doute à plus ou moins long terme (Pichenot, 2008). La fragmentation des habitats entraîne la création de coupures entre les zones favorables au développement du Sonneur à ventre jaune, limitant ainsi les échanges entre noyaux de population et la colonisation de nouveaux milieux (Chemin, 2010). Par exemple, la plus grande population d'Île-de-France, située sur le site Natura 2000 du Bois des Usages et de Montgé, se trouve relativement encadrée par la présence de la ligne de TGV Est au nord et de l'autoroute A4 au sud. Ces infrastructures sont sans doute susceptibles de limiter les échanges de cette population avec d'autres comme celles de l'Aisne, du Petit Morin ou de Champagne-Ardenne (Sordello, 2009). Par ailleurs, la rupture de continuités aquatiques peut avoir un effet indirect sur le Sonneur à ventre jaune : la multiplication des barrages peut en effet entraîner une disparition des habitats de cette espèce par assèchement des zones humides (Brugière, 1986 <i>in</i> Chemin, 2010). Ce phénomène est observé sur la Loire notamment. Il faut cependant noter l'existence de populations de Sonneur à ventre jaune qui semblent se maintenir malgré un isolement très prononcé. C'est le cas par exemple en Île-de-France de la population située à Recloses (77), dans une canche (platière de grès creusée de trous retenant l'eau de pluie) (Bruneau De Miré, 1997). Cette population a été découverte en 1923 et a été reconfirmée récemment en 2009 (Lamarche, 2009 <i>in</i> Sordello, 2009). Le maintien de cette population est particulièrement étonnant du fait qu'elle se trouve très isolée des autres populations d'Île-de-France et est donc sûrement dénuée de tout brassage de gènes avec l'extérieur. L'indigénat de cette population pourrait au final être remis en cause. D'autres exemples existent comme : - Localité de la vallée de l'Iton (27) découverte en 2001, seule station connue dans le département (Lemonnier, 2001), - Localité de Neuville-en-Mauges (49), seule station connue dans le département (Vaslin, 2005), - Stations découvertes dans le sud-est de la Gironde (Berroneau <i>et al.</i>, 2009).
Importance de la structure paysagère D'après : Chemin, 2010 Pichenot, 2008 Pichenot, 2009	L'environnement paysager des milieux aquatiques où vivent les Sonneurs à ventre jaune est aussi important que les milieux aquatiques eux-mêmes. La présence ou l'abondance de l'espèce dans une mare peut dépendre de facteurs mesurables à différentes échelles allant de l'échelle locale à l'échelle de la région voire du pays (Pichenot, 2009). Les caractéristiques d'un paysage peuvent ainsi fortement déterminer la présence ou l'absence de l'espèce (Pichenot, 2009) tout autant que la seule qualité des points d'eau. Dans le nord de la France par exemple, l'homogénéisation du contexte paysager et la disparition de certains éléments clés du paysage pourraient être les causes majeures de régression des populations (Pichenot 2008 <i>in</i> Chemin, 2010). Une étude menée en Italie s'est intéressée à la prise en compte l'habitat terrestre situé dans un périmètre de 100 m autour des mares (Di Cerbo, 2001 <i>in</i> Pichenot, 2008). Il en est ressorti que la présence du Sonneur à ventre jaune était corrélée à l'existence d'une végétation herbacée et de refuges terrestres potentiels dans ce rayon. L'absence quant à elle était corrélée à la profondeur des mares et à la présence de constructions. Dans son étude menée en limite septentrionale de l'aire de répartition du Sonneur à ventre jaune en France, Pichenot (2008) retient que les facteurs dans le paysage influençant la présence du Sonneur dans un rayon d'au moins 2,5 km autour des mares sont : une proportion en forêt élevée, un relief (altitude et pentes) accidenté, une proximité des sources, une proportion en prairie élevée et une forte densité du réseau hydrographique (<i>in</i> Pichenot, 2009). En revanche, ces paysages sont marqués par une proportion en cultures faible. Enfin, certaines variables semblent peu informatives telles que la distance aux grands cours d'eau ou aux plans d'eau ainsi que l'indice d'exposition. Pour la conservation de cette espèce, il est donc préconisé de prendre en compte les modifications des milieux aquatiques mais aussi de leur paysage environnant (Chemin, 2010). Par exemple, dans le cadre d'une restauration de l'habitat du Sonneur à ventre jaune, compte tenu de sa capacité à fractionner ses pontes mais aussi des effets potentiels de la compétition intra- et interspécifique dans les mares, la gestion ne devrait pas maintenir des mares en réseau mais plutôt des groupes de mares en réseau (Pichenot, 2008). Ceci pourrait permettre aux individus de se déplacer facilement pour pondre dans des mares proches les unes des autres. De plus les individus auraient ainsi la possibilité de changer de mares pour éviter la compétition (Petranka & Holbrook 2006 <i>in</i> Pichenot, 2008).
Exposition aux collisions	La mortalité directe des individus sur les routes constitue un danger important pour les amphibiens (Hels &

D'après : Chemin, 2010 Deslandres, 2006	Buchwald, 2001 <i>in</i> Chemin, 2010) et donc fort probablement pour le Sonneur à ventre jaune. Par ailleurs, <i>Bombina variegata</i> colonise des milieux perturbés comme les ornières forestières ou les zones de chantiers où il se retrouve en contre partie très exposé au passage de véhicules (engins de chantiers, quad ou voitures en forêts, ...) (Chemin, 2010). Ce phénomène conduit donc très souvent à la disparition de populations nouvellement installées (Boyer & Dohogne 2008 <i>in</i> Chemin, 2010). Enfin, la pollution lumineuse nocturne est mentionnée comme ayant un impact potentiel sur l'espèce dans le Parc naturel du Quercy (Deslandres, 2006). La pollution lumineuse peut pour certaines espèces agir comme une infrastructure fragmentante ou renforcer le risque de collisions par éblouissements ; mais cela n'a pas été prouvé à ce jour pour le Sonneur à ventre jaune.
Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : ACEMAV, 2003 Chemin, 2010	Concernant les mesures de gestion des habitats et des éléments du paysage pour le Sonneur à ventre jaune, la littérature fait très souvent référence spécifiquement à l'importance de maintenir ou restaurer la connectivité des milieux, en lien avec la sensibilité de cette espèce à la structure paysagère mise en avant jusqu'ici En particulier, il est préconisé de privilégier un maillage dense de points d'eau favorables au stationnement des sonneurs dans un rayon de quelques centaines de mètres (300 m environ), entre lesquelles ceux-ci pourront se déplacer le long des ruisseaux, fossés de drainages, zones de suintements (ACEMAV, 2003). Le PNA Sonneur à ventre jaune recommande de respecter entre les populations des connexions courtes (distance entre 500 et 1000 m maximum) ou présentant des milieux humides relais (Chemin, 2010).
Franchissement d'ouvrages D'après : Chemin, 2010	Maintenir ou rétablir la transparence des infrastructures linéaires par des passages à faune est préconisé par le PNA Sonneur à ventre jaune. Celui-ci n'indique pas de consignes précises concernant le dimensionnement des ouvrages de franchissement et la littérature sur les passages à faune ne fait pas non plus de mention spécifique pour cette espèce. Il semblerait donc que les recommandations habituelles pour les batrachoducs conviennent pour le Sonneur à ventre jaune. L'aménagement d'un batrachoduc doit être précédé d'une étude précise afin d'identifier les endroits les plus stratégiques pour leur implantation.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
La température est la caractéristique principale qui détermine la distribution des œufs chez le Sonneur à ventre jaune. Le développement des œufs dépend en effet d'une certaine température de l'eau. Compte tenu de cette dépendance, les Sonneurs à ventre jaune suivent visiblement une stratégie particulière de reproduction consistant à exploiter au mieux le milieu en fonction des conditions (principalement climatiques) afin d'augmenter le succès de la reproduction (Hartel <i>et al.</i>, 2007 <i>in</i> Chemin, 2010). Ils peuvent même ne pas se reproduire certaines années en selon la météorologie. En Suisse (nord-est de Zurich, dans un camp militaire), dans une population étudiée par Barandun et Reyer (1998 <i>in</i> Chemin, 2010), environ 12 % des femelles ne pondent pas tous les ans, probablement en réponse aux conditions climatiques. En parallèle de la température, les précipitations sont également un paramètre décisif pour la reproduction et des pluies faibles sont préjudiciables à l'espèce dans la mesure où elles réduisent les points d'eau. Ainsi, les séries d'années sèches observées dans l'ouest de la France ces dernières décennies pourraient contribuer notablement au déclin de l'espèce (Gollmann <i>et al.</i>, 1997 <i>in</i> Chemin, 2010), avec un impact d'autant plus fort quand ces sécheresses interviennent pendant les mois de mai, juin et juillet (Boyer & Dohogne, 2008 <i>in</i> Chemin, 2010). Le changement climatique actuel est donc une vraie menace pour les populations de Sonneur à ventre jaune. A ce titre, le maintien des corridors pour un déplacement probable des populations en fonction des évolutions climatiques est préconisé par le plan national d'action (Chemin, 2010). Ce dernier recommande également dans ses actions de favoriser les études sur l'influence du climat sur la régression de l'espèce en France.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Les déplacements du Sonneur à ventre jaune peuvent être suivis par télémétrie (Pichenot, 2008) ou bien par capture/marquage/recapture (Massemin, 2001). La génétique a également déjà été utilisée sur cette espèce (Szymura & Barton, 1991).	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Autres amphibiens D'après : ACEMAV, 2003 Arnold & Ovenden, 2007 Bensettiti & Gaudillat, 2002 CSRPN Lorraine, 2010 Morand, 1997 Pichenot, 2009 Pichenot, 2012 Vitzthum, 2005	Sur un plan strictement écologique, le Sonneur à ventre jaune peut être rapproché d'autres anoures, le crapaud calamite (<i>Bufo calamita</i> Laurenti, 1768) et le crapaud vert (<i>Bufo viridis</i> Laurenti, 1768), en ce sens que ces trois espèces constituent des espèces de milieux pionniers et perturbés. Chez les deux espèces, <i>Bombina variegata</i> et <i>Bufo calamita</i>, appartenant respectivement la lignée phylogénétique des Bombinatoridés et celle des Bufonidés, un certain nombre de convergences adaptatives est constaté comme un fractionnement de la ponte au niveau individuel dans l'espace et le temps par l'existence de cortèges d'individus reproducteurs au cours de la saison de reproduction (Morand, 1997). Néanmoins, le crapaud calamite et le crapaud vert n'occupent globalement pas les mêmes milieux que le Sonneur à ventre jaune même si certains peuvent se recouper. Le crapaud calamite occupe des milieux ouverts sableux et ensoleillés tels que les landes, les dunes, les berges dégagées des cours d'eau, les marais salants. L'espèce peut également être trouvée dans des milieux plus artificiels comme les carrières ou les parcs urbains (Arnold & Ovenden, 2007 ; ACEMAV, 2003 ; Morand, 1997). Le crapaud vert, en France, n'est abondant qu'en Corse alors que sur le continent l'espèce n'est présente qu'en Alsace et en Moselle dans quelques stations très localisées et limitées à des milieux ouverts anthropisés (friches, terrains vagues, jardins, sites industriels, ...) (ACEMAV, 2003 ; Vitzthum, 2005). Dans ces contextes relativement urbains, les populations de crapaud vert sont donc caractérisées par une importante fragmentation et la mortalité sur

	les routes est également un facteur de déclin (CSRPN Lorraine, 2010 ; ACEMAV, 2003 ; Vitzthum, 2005). L'espèce semble cependant pouvoir s'accommoder d'une présence humaine bien plus importante que le Sonneur à ventre jaune : le crapaud vert est souvent proche des habitations, rentrant même au cœur des villages (Arnold & Ovenden, 2007). Elle affectionne par ailleurs les milieux secs et sableux et peut supporter des températures fortes et un climat aride (Arnold & Ovenden, 2007). En conclusion, le Sonneur vit dans des milieux moins perturbés que ceux du crapaud calamite et du crapaud vert qui affectionnent davantage les carrières et grands plans d'eau créés par l'exploitation de granulats (com. pers. Pichenot, 2012). Par ailleurs, le Sonneur à ventre jaune possède des besoins à l'échelle du paysage incompatibles avec le milieu urbain, que n'ont peut-être pas les deux autres crapauds (com. pers. Pichenot, 2012). Peut-être le Sonneur à ventre jaune est-il également moins tolérant vis-à-vis de la présence humaine, que le crapaud vert ou le crapaud calamite. Au-delà de ces exigences distinctes, qui limitent de fait les possibilités de trouver ces espèces dans les mêmes milieux, la littérature mentionne souvent que le Sonneur à ventre jaune tolère de toutes les façons peu les compétiteurs. Il est vrai que les milieux occupés par le Sonneur sont en règle générale caractérisés par leur pauvreté en autres espèces d'amphibiens (ACEMAV, 2003). Une compétition pourrait effectivement être avérée vis-à-vis de la grenouille comestible (<i>Pelophylax kl. esculenta</i> (Linnaeus, 1758)) ; le Sonneur est effectivement souvent absent dans les secteurs riches en étangs où ces grenouilles sont nombreuses (com. pers. Pichenot, 2012). Cela n'a cependant pas pu être prouvé. Pour les autres espèces, ce constat peut tout simplement résulter du fait que les milieux fréquentés par le Sonneur à ventre jaune, qui constituent des milieux particuliers, sont appréciés par peu d'autres espèces (com. pers. Pichenot, 2012). De plus, ce phénomène est à nuancer car il n'est pas totalement rare de rencontrer dans les milieux occupés par le Sonneur des petits tritons (triton palmé (<i>Lissotriton helveticus</i> (Razoumowsky, 1789)), triton ponctué (<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)), triton alpestre (<i>Ichthyosaura alpestris</i> (Laurenti, 1768))) ou des larves de salamandre tachetée (<i>Salamandra salamandra</i> (Linnaeus, 1758)) (com. pers. Pichenot, 2012). La rainette verte (<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)) peut également être trouvée dans les milieux où le Sonneur à ventre jaune est présent (Bensettiti & Gaudillat, 2002). Les mesures appliquées pour le Sonneur pourront bénéficier donc <i>a minima</i> à ces espèces ainsi qu'à d'autres pouvant se reproduire dans les ornières comme les grenouille rousse (<i>Rana temporaria</i> Linnaeus, 1758) (com. pers. Pichenot, 2012).
Autres espèces D'après : ACEMAV, 2003 Cerisier-Auger, 2005 Pichenot, 2012	La littérature mentionne que le Sonneur à ventre jaune est sensible à la prédation par les poissons et évite donc en général les milieux occupés par eux (ACEMAV, 2003). Il est vrai qu'il est rare de trouver des poissons là où le Sonneur est présent. Cependant, cela peut être à nouveau du au fait que le Sonneur occupe des milieux aquatiques temporaires, régulièrement renouvelés ou récemment créés, qui sont peu appréciés ou difficilement colonisables par les poissons. Ce constat n'est donc pas nécessairement lié à une stratégie d'évitement de la part du Sonneur à ventre jaune (com. pers. Pichenot, 2012). Ainsi, les pièces d'eau fréquentées par le Sonneur à ventre jaune semblent relativement pauvres en vertébrés aquatiques ; ils sont cependant riches en invertébrés, notamment ceux que l'espèce consomme (moustiques, vers, ...) (Cerisier-Auger, 2005). Les points d'eau occupés par le Sonneur à ventre jaune peuvent être riches en plantes aquatiques ou au contraire complètement dépourvues de végétation (Cerisier-Auger, 2005). Au-delà des seuls points d'eau, les milieux occupés par le Sonneur sont des milieux pouvant accueillir une biodiversité importante et les mesures mises au point pour le Sonneur à l'échelle des paysages pourront donc bénéficier à toute une série d'espèces (espèces du bocage, espèces forestières, ...).

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Jean-Christophe DE MASSARY, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Julian PICHENOT, ESOPE (Expertise Scientifique en Ornithologie et PhytoEcologie)

> Bibliographie consultée :

ACEMAV coll., DUGUET R. & MELKI F. (2003). *Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Collection Parthénope. Editions Biotope. Mèze. 480 pages.

ARNOLD N. & OVENDEN D. (2007). *Le guide herpéto*. Edition Delachaux et Niestlé. Paris. 288 pages.

BENSETTITI F. & GAUDILLAT V. (coord.) (2002). « *Cahiers d'habitats* » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*. Tome 7 - Espèces animales. MEDD/MAAPAR/MNHN. Éditions La Documentation française. Paris. 353 pages + cédérom.

BRUNEAU DE MIRE P. (1997). Une espèce mythique qu'on croyait disparue : le Sonneur à ventre jaune existe toujours à Recloses. *Bulletin de l'Association des naturalistes de la vallée du Loing*. Numéro 73. Pages 81-83.

CASTANET J. & GUYETANT R. (coord.) (1989). *Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France*. Société herpétologique de France. Paris. 191 pages. ISBN 2-903161-02.X

CERISIER-AUGER A. (2005). *Etude d'une population de Sonneurs à ventre jaune en habitats fragmentés et anthropisés en Seine-et-Marne (77)*. Mémoire de maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes. Institut de biologie et d'écologie appliquée (Angers). Muséum national d'Histoire naturelle (Paris) et Office de génie écologique (Saint-Maur-des-Fossés). Pages 1-50.

CHEMIN S. (2010). *Plan National d'Actions en faveur du Sonneur à ventre jaune (Bombina variegata)*. Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer. Coordination Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Lorraine. Réalisation ECOTER. Version soumise à la consultation. 163 pages.

DESLANDRES B. (2006). *Etude d'impact de la pollution lumineuse nocturne sur la faune et la flore*. Rapport de stage réalisé au parc naturel régional du Quercy. 50 pages.

LESCURE J., PICHENOT J. & COCHARD P.-O. (2011). Régression de *Bombina variegata* (Linné, 1758) en France par l'analyse de sa répartition passée et présente. *Bulletin de la Société herpétologique de France*. Numéro 137. Pages 5-41.

MASSEMIN D. (2001). Effectifs, répartition et déplacements du Sonneur à ventre jaune *Bombina variegata* (L.) (*Anura, Discoglossidae*) dans une population du sud de la France (département de l'Ardèche). *Bulletin de la Société herpétologique de France*. Numéro 97. Pages 27-39.

MORAN A. (1997). Stabilité relative des habitats de développement larvaire et de reproduction de *Bombina variegata* et *Bufo calamita* : l'insuffisance des modèles r-K et r-K-A. *Geobios*. Numéro 21. Pages 23-36.

PICHENOT J. (2008). *Contribution à la biologie de la conservation du Sonneur à ventre jaune (Bombina variegata L.) - Écologie spatiale et approche multi-échelles de la sélection de l'habitat en limite septentrionale de son aire de répartition*. Université de Reims Champagne-Ardenne. 191 pages.

PICHENOT J. (2009). *Le Sonneur à ventre jaune (Bombina variegata L.) en France : répartition, menaces et enjeux de conservation*. Réunion du 9 juin 2009 pour l'élaboration d'un plan régional d'action sur le Sonneur à ventre jaune à la Direction régionale de l'environnement d'Île-de-France. 25 diapositives.

SORDELLO R. (2009). *Plans nationaux d'action pour les espèces menacées en Île-de-France*. Pour la Direction régionale de l'environnement d'Île-de-France. 277 pages.

VITZTHUM S. (2005). *Le crapaud vert, espèce en danger*. Dépliant du Conservatoire des sites lorrains.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Sonneur à ventre jaune (Bombina variegata (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 9 pages.



Photo Clara Cartier

Le triton marbré

Triturus marmoratus



Le Triton marbré

Triturus marmoratus (Latreille, 1800)

Amphibiens, Urodèles, Salamandridés



Photo : Clara Cartier

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques du Triton marbré, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le Triton marbré appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Castanet & Guyétant, 1989 Duguet & Melki, 2003	Le Triton marbré est une espèce dont l'aire de répartition mondiale englobe une grande partie la France occidentale, le centre et le nord de l'Espagne ainsi que le nord du Portugal (Duguet & Melki, 2003). En France l'espèce est globalement bien présente dans le Sud et l'Ouest et semble limitée au Nord par la Seine qu'elle ne franchit que dans l'Ouest de la Seine-et-Marne et dans l'Essonne et à l'Est par le bassin de la Loire, le Sud du Massif central et le Gard. Un cas d'introduction est à noter dans le département du Nord (Duguet & Melki, 2003). La répartition altitudinale en France s'étage de 20 m (Hérault) à 1035 m dans les Pyrénées. Le point le plus élevé dans le Massif central est de 950 m (Zuiderwijk, 1989 in Castanet & Guyétant, 1989).
Évolution récente D'après : Castanet & Guyétant, 1989 Maurin, 1994 Taberlet <i>et al.</i> , 1998 UICN France <i>et al.</i> , 2009	Les populations françaises de Triton marbré proviennent certainement de populations situées dans une zone refuge des glaciations de la péninsule ibérique (Taberlet <i>et al.</i> , 1998). Venant du Sud-Ouest, le Triton marbré s'est répandu jusqu'à une ligne approximative Cherbourg-Paris et Fontainebleau-Montpellier vers l'Est (Zuiderwijk, 1989 in Castanet & Guyétant, 1989). Depuis peu, le Triton pygmée (<i>Triturus pygmaeus</i> (Wolterstorff, 1905)) est une espèce distincte du Triton marbré que l'on trouve dans le sud du Portugal et de l'Espagne (com. pers. de Massary, 2012). Aujourd'hui, on signale le Triton marbré en déclin dans la limite Nord de sa répartition (Île-de-France), mais aussi en Poitou-Charentes (Duguet & Melki, 2003). Le Triton marbré est mentionné parmi les espèces « Vulnérables » dans le livre rouge des vertébrés de France (Maurin, 1994). Par contre, l'espèce a été classée en catégorie « Préoccupation mineure » dans la liste rouge nationale élaborée selon les critères UICN (UICN France <i>et al.</i> , 2009).
Phylogénie et phylogéographie	Aucune information.
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce	Le cycle annuel de cette espèce implique en effet une migration saisonnière depuis les zones d'hivernages vers les zones de pontes. Il existe néanmoins peu d'information à ce sujet (cf. Déplacements liés au rythme circanien)
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Arnold & Ovenden, 2007 Boissinot & Grillet, 2010 Castanet & Guyétant, 1989 Duguet & Melki, 2003 Marty <i>et al.</i> , 2005 School & Zuiderwijk, 1981	Le Triton marbré est une espèce emblématique des paysages bocagers de l'ouest de la France. En Indre, la quasi-totalité des populations de Triton marbré se situe là où le réseau de haies est le plus important. En dehors de la saison de reproduction on peut parfois en trouver dans les bois et les landes relativement secs où il se cache sous des pierres, troncs morts, murs de pierres sèches (Arnold & Ovenden, 2007). Dans le Centre-Ouest il fréquente souvent des surfaces plus ou moins boisées, sur des sols assez acides et pauvres en éléments nutritifs (platières, prairies, landes à bruyères, à genêts, ajoncs, fougères, garrigue...) (Duguet & Melki, 2003 ; Zuiderwijk, 1989 in Castanet & Guyétant, 1989). La végétation, en particulier les buissons et les forêts, offre un abri au cours de la phase terrestre (Marty <i>et al.</i> , 2005). Les talus des haies situées à proximité des mares sont utilisés pour hiverner, voire estiver (Boissinot & Grillet, 2010). Le Triton marbré apprécie les paysages vallonnés avec des zones forestières fraîches comportant beaucoup de refuges disponibles où se cacher (School & Zuiderwijk, 1981). Sur le pourtour méditerranéen, le Triton marbré est cependant rare en forêt (Duguet & Melki, 2003). Durant sa phase aquatique, le Triton marbré fréquente des plans d'eau variés souvent de bonne dimension mais on peut également le trouver dans des dépressions de la taille d'une ornière temporaire ou permanente. Il semble peu exigeant sur la qualité de l'eau qui peut être oligotrophe ou mésotrophe et même légèrement acide ou saumâtre. Les mares sont souvent mais pas nécessairement exposées au moins en partie au soleil et sont de préférence riches en végétation (Duguet & Melki, 2003 ; School & Zuiderwijk, 1981). Au final, la phase aquatique du Triton marbré est courte et c'est l'habitat terrestre qui semble être plus déterminant dans l'habitat de cette espèce. Par exemple, les juvéniles sont exclusivement terrestres. Cela pourrait expliquer le succès de cette espèce dans les forêts et les sites non perturbés (School & Zuiderwijk, 1981).
Taille du domaine vital	Aucune information.
Déplacements	
Modes de déplacement et milieux empruntés	Le Triton marbré est une espèce marcheuse parfois coureuse et qui sait également nager. Aucune donnée spécifique n'a été trouvée cependant pour préciser davantage son mode de déplacement (vitesse, agilité, ...).
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier)	Aucune information.
Déplacements liés au rythme pluricircadien	Aucune information.

Déplacements liés au rythme circarien (cycle annuel) D'après : Arntzen & Wallis, 1991 Boissinot & Grillet, 2010 Bouton, 1986 Duguet & Melki, 2003 Jehle & Arntzen, 2000 Jehle <i>et al.</i>, 2005 Marty <i>et al.</i>, 2005 Miaud, 1991	Le Triton marbré présente un cycle de vie annuel, généralement complexe, avec une période aquatique relativement longue passée dans les habitats lenticques (Bouton, 1986 ; Marty <i>et al.</i>, 2005). Le Triton marbré hiverne à terre, dans des galeries de rongeurs mais aussi dans les troncs des arbres, dans les caves des maisons, les compteurs d'eau, regards, ou même dans des tas de sciure. La période d'activité débute avec la migration pré-nuptiale entre février et mi-mai avec un pic fin mars. Les mâles se rendent les premiers dans les mares afin de défendre de petits territoires sans végétation au fond de l'eau où se déroulera l'accouplement. Les femelles pondent 200 à 400 œufs. Des œufs éclosent des larves qui se métamorphosent en immatures et gagnent le milieu terrestre (Miaud, 1991). La saison de reproduction est suivie d'une migration postnuptiale qui commence mi-mai, c'est alors que les Tritons marbrés rejoignent leur site d'estivation puis d'hivernation (Duguet & Melki, 2003). Des cas de reproduction automnale sont connus dans la moitié sud et l'ouest de la France. (Duguet & Melki, 2003 ; com. pers. Boissinot, 2012). Les informations concernant le comportement migratoire du Triton marbré sont relativement rares (Bouton, 1986 ; Jehle & Arntzen, 2000 ; Marty <i>et al.</i>, 2005). Il semblerait néanmoins que : - mâles et femelles suivent un itinéraire pratiquement semblable lors des migrations pré-accouplement et post-accouplement qui sont également identiques d'une année sur l'autre (Boissinot & Grillet, 2010 ; Marty <i>et al.</i>, 2005), - la migration d'un Triton seul s'étale sur plusieurs jours (Marty <i>et al.</i>, 2005), - la distance de migration d'un Triton marbré se situe au total autour de 1 km par an (Arntzen & Wallis, 1991 ; Jehle & Arntzen, 2000 in Jehle & Arntzen, 2005).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité	Aucune information.
Densité de population	Aucune information.
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population D'après : Jehle <i>et al.</i>, 2005 Jehle <i>et al.</i>, 2001	Une étude génétique de métapopulations de Triton marbré estime que l'effectif génétique ou efficace pour une sous-population de Triton marbré varie entre 4,1 et 19,3 individus avec un taux d'immigration de 0,19 à 0,63. En Europe, la majorité des mares où se reproduisent des amphibiens sont souvent occupées par une population inférieure à 100 individus (Rowe <i>et al.</i>, 2000 in Jehle <i>et al.</i>, 2001). Calculer la taille efficace d'une métapopulation n'est <i>a priori</i> pas possible mais Jehle <i>et al.</i>, dans leur étude de 2005, ont estimé que l'effectif génétique ou efficace pouvait être la somme des valeurs effectives de toutes les sous-populations et se situerait donc entre 100 et 200 individus (Jehle <i>et al.</i>, 2005).
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Duguet & Melki, 2003 Hanski & Gilpin, 1991 Jehle <i>et al.</i>, 2001	Il est difficile d'attribuer un modèle unique de fonctionnement populationnel car plusieurs peuvent exister selon le contexte et l'échelle d'observation. Cependant, il faut souligner l'importance du phénomène de migration et de dispersion chez le Triton marbré qui correspond bien à une dynamique de métapopulations (Jehle <i>et al.</i>, 2001). La survie d'une métapopulation de Triton marbré dépendrait donc d'une recolonisation périodique par dispersion d'une tâche à l'autre. Tant que le taux de recolonisations est supérieur au taux d'extinctions, la métapopulation survit. Dans le nord de l'aire de répartition du Triton marbré, l'existence d'une concurrence avec le Triton crêté (<i>Triturus cristatus</i>) serait responsable d'une distribution différente (Duguet & Melki, 2003).
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Âge et déroulement de la dispersion D'après : Arnold & Ovenden, 2007	Aucune donnée n'a été trouvée sur l'âge des jeunes dispersants. Les individus sont sexuellement matures vers l'âge de 5 ans et seront ensuite reproducteurs pendant 10 ans (Arnold & Ovenden, 2007).
Distance de dispersion D'après : Arntzen & Wallis, 1991 Jehle & Arntzen, 2000 Marty <i>et al.</i>, 2005	Un suivi par radiotracking a montré que la migration des jeunes à la sortie d'une mare est multidirectionnelle mais qu'elle se fait préférentiellement vers les boisements alentours, même si ceux-ci sont situés relativement loin de la mare (Jehle & Arntzen, 2000 ; Marty <i>et al.</i>, 2005). Les distances parcourues par le Triton marbré lors de la sortie de l'habitat de reproduction vers l'habitat terrestre sont plus importantes la première nuit (jusqu'à 137 m) puis semblent devenir plus faibles les jours suivants (< 6,8 m). Dans la même étude la distance de migration maximale enregistrée est de l'ordre de 146 m (Jehle & Arntzen, 2000). D'après Arntzen & Wallis (1991), le potentiel de dispersion du Triton marbré serait d'environ 2 km par génération.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.

Fidélité au lieu de naissance	Aucune information.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion/émigration	Aucune information.
Fidélité au site	Aucune information.
Fidélité au partenaire	Aucune information.
Milieus empruntés et facteurs influents	Aucune information.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Arntzen & Wallis, 1991 Boissinot, 2009 Castanet & Guyétant, 1989 Duguet & Melki, 2003 School & Zuidervijk, 1981	La régression importante des populations de Triton marbré est expliquée par les changements d'occupation et de gestion du sol qui résultent des changements dans la production agricole et de l'accroissement des aménagements urbains et routiers en Europe au cours des cinq dernières décennies (Arntzen & Wallis, 1991 ; Boissinot, 2009). Ainsi, les remembrements parcellaires, la destruction des haies, le comblement des mares provoque la destruction de l'habitat des Tritons marbrés et par conséquent le déclin des populations (Arntzen & Wallis, 1991 ; Zuidervijk, 1989 in Castanet & Guyétant, 1989). Ces modifications entraînent la destruction et la fragmentation de l'habitat terrestre mais aussi aquatique du Triton marbré (Arntzen & Wallis, 1991 ; School & Zuidervijk, 1981). Par exemple, la conversion des parcelles boisées en prairie dans le sud de la Mayenne, la conversion du bocage en culture de maïs en Aquitaine et l'enrésinement dans les landes jouent en défaveur de l'espèce (Duguet & Melki, 2003 ; School & Zuidervijk, 1981).
Importance de la structure paysagère D'après : Boissinot, 2009 Boissinot & Grillet, 2010 Duguet & Melki, 2003 Marty <i>et al.</i>, 2005	Le Triton marbré est une espèce inféodée aux bocages, aux milieux forestiers et aux milieux humides (mares) (Boissinot & Grillet, 2010 ; Duguet & Melki, 2003). L'hétérogénéité du paysage génère une plus grande gamme de micro-habitats, qui fournissent des abris appropriés durant les différentes périodes de migration du Triton. Ces abris diffèrent selon la saison et d'une manière générale selon les conditions climatiques. La qualité des macrohabitats entourant les sites de reproduction est très importante, la végétation, en particulier les buissons et les forêts, offrent un abri au cours de la phase terrestre pour les Tritons marbrés (Duguet & Melki, 2003 ; Marty <i>et al.</i>, 2005). Un suivi par radiotracking souligne par exemple l'importance des terriers de micromammifères, fournissant un abri aux Tritons marbrés en phase de migration (Jehle & Arntzen, 2000). En Deux-Sèvres, la stabilité du paysage bocager, notamment du linéaire de haie (période 1959-2002) est un facteur qui influence significativement la présence de l'espèce (com. pers. Boissinot, 2012). Durant sa migration, le Triton marbré a besoin également d'abris pour se protéger contre la dessiccation et la prédation (Marty & al, 2005). La destruction des micro-et méso-habitats utilisés comme abris pourrait donc avoir une incidence directe sur les populations de Tritons en augmentant les coûts de migration et les risques de mortalité (Marty & al, 2005). La présence de boisements périphériques influence en priorité la direction prise par le Triton marbré lorsqu'il quitte la mare de reproduction (Boissinot & Grillet, 2010 ; Marty <i>et al.</i>, 2005). Il semble par ailleurs éviter les zones arides au profit de zones avec un couvert végétal plus dense lors de ses migrations (buissons, arbres, galeries de rongeurs) (Jehle & Arntzen, 2000 ; Marty <i>et al.</i>, 2005). Dans sa thèse, Boissinot (2009) a analysé les paramètres du paysage influençant la présence du Triton marbré dans une région bocagère du département des Deux-Sèvres (79). On peut retenir principalement que : - le linéaire de haies influence positivement et significativement la présence de l'espèce. La probabilité de présence moyenne est croissante quand le linéaire de haies est important dans un périmètre de 200 m, - les fortes proportions de boisement dans un rayon de 200 m depuis la mare de reproduction influence positivement la probabilité de présence de l'espèce, - les importantes proportions d'espaces cultivés dans un rayon de 25 m autour de la mare influencent négativement et significativement la probabilité de présence moyenne du Triton marbré, - La présence d'une forte concentration de route autour de la mare influence négativement l'espèce sur une vaste échelle de 300 à 3000 m.
Exposition aux collisions D'après : Boissinot & Grillet, 2010 Denoël, 2007 Puky, 2005	Le trafic routier est un facteur de mortalité non négligeable lors des migrations des Tritons (Denoël, 2007). En Gâtine, un réseau supérieur à 22 km de routes départementales dans un rayon de 1 250 m affecte la probabilité de présence du Triton marbré. (Boissinot & Grillet, 2010). Il est également important de préciser que le nombre réel d'individus victimes des collisions est difficile à connaître. En effet, la faible taille des individus entraîne une rapide décomposition du cadavre sur la route (Puky, 2005). Par ailleurs, les oiseaux (par exemple la Corneille noire (<i>Corvus corone</i> Linnaeus, 1758) ou le Milan noir (<i>Milvus migrans</i> (Boddaert, 1783))) qui mangent les restes d'animaux écrasés peuvent aussi entraîner une sous-estimation du nombre de collisions (com. pers. de Massary, 2012).

Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : Castanet & Guyétant, 1989 Marty <i>et al.</i> , 2005	Il semble que le maintien d'un réseau de mares relativement dense au sein d'une matrice bocagère dans laquelle subsiste des haies et des bosquets en quantité et de qualité ainsi qu'une agriculture raisonnée soient en terme d'aménagement des mesures propices au maintien des populations de Tritons marbrés. En effet, il s'agit de préserver l'ensemble du couvert végétal aux abords du site de reproduction car celui-ci apporte un abris contre les prédateurs et la dessiccation au Triton et joue certainement le rôle de corridors écologique entre la forêt et l'étang lors de ses migrations (Marty <i>et al.</i> , 2005). De plus, si on ignore si les haies sont utilisées par les Tritons marbrés comme corridor de déplacement on sait que cette espèce les utilise pour hiverner et estiver à proximité des mares. De nombreuses études soulignent également l'importance de micro-habitats à proximité de la mare de reproduction ainsi que la sensibilité de l'espèce à diverses pratiques agricoles dont la mise en culture (Marty <i>et al.</i> , 2005 ; Zuiderwijk, 1989 <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989).
Franchissement d'ouvrages D'après : Carsignol, 2006 luell, 2007 Puky, 2005	Les ouvrages d'atténuation du phénomène de collisions sont rarement décrits spécifiquement pour le Triton marbré. Néanmoins, les mesures proposées d'une manière générale pour les amphibiens peuvent sans doute être bénéfiques. Si l'arrêt temporaire de la circulation semble la mesure la plus efficace elle est souvent difficile à mettre en place (Puky, 2005). L'installation de traversées (batrachoducs) pour amphibiens se développe en France. Il existe plusieurs dispositifs mais le plus simple se présente comme un conduit unique qui assure la traversée dans le sens aller et retour. Ce type de dispositif semble bien fonctionner pour les urodèles (Carsignol, 2006). Les tunnels doivent être placés exactement sur les voies de migration. De nombreux passages ne fonctionnent pas par manque d'entretien (luell, 2007).
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Il est prouvé que les changements climatiques influencent les populations d'amphibiens (Beebee 1995 <i>in</i> Boissinot, 2009) mais aucun travail n'existe spécifiquement sur le Triton marbré. Cependant, il est possible de supposer que le Triton marbré soit influencé par le climat. Le Triton marbré est en effet une espèce ibérique et sa répartition française correspond globalement à l'isotherme de janvier de moins de 4° C (Zuiderwijk, 1989 <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989).	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
Les déplacements du Triton marbré peuvent être suivis par radiotracking (Jehle & Arntzen, 2000). La technique de Capture-marquage-Recapture (CMR) a également déjà été utilisée sur des Tritons. Enfin, les analyses génétiques permettent un diagnostic sur l'isolement de populations différentes à l'échelle du paysage (Jehle <i>et al.</i> , 2000). Les autres méthodes classiquement utilisées pour les amphibiens (observation directe, chant, ...) permettent un inventaire de type présence/absence non ciblé sur les mouvements.	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Autres Tritons D'après : Anonyme, 2001 Arntzen & Wallis, 1991 Bouton, 1986 Castanet & Guyétant, 1989 Denoël, 2007 Duguet & Melki, 2003 Jehle & Arntzen, 2000 School & Zuiderwijk, 1981	Le Triton crêté (<i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)) a une vaste aire de répartition qui s'étend de la Grande-Bretagne à l'Oural et de l'Europe centrale à la péninsule scandinave (Arntzen, 1986 ; Brogard <i>et al.</i>, 1996 ; Gerend, 1994 & Vallée, 1959 <i>in</i> Duguet & Melki, 2003). La répartition actuelle de <i>T. cristatus</i> est le résultat d'une expansion au cours de dix millénaires, à partir d'un centre de dispersion situé en Europe orientale, il a pénétré en France à partir du nord des Alpes (Zuiderwijk, 1989 <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Il a ensuite colonisé les régions du nord et du centre de la France. La limite Sud de sa répartition paraît déterminée par les conditions climatiques ainsi que par la compétition avec le Triton marbré (Zuiderwijk, 1989 <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). En Mayenne l'espèce est sympatrique et en compétition avec le Triton marbré. Le Triton crêté et le Triton marbré peuvent s'hybrider pour donner le Triton de Blasius (<i>Triturus cristatus</i> x <i>Triturus marmoratus</i>) (Duguet & Melki, 2003). Bien qu'il partage les mêmes sites de reproduction, le Triton crêté est une espèce plus aquatique et moins forestière que le Triton marbré (Jehle & Arntzen, 2000 ; School & Zuiderwijk, 1981). En effet, le Triton crêté est une espèce habitant de préférence les milieux ouverts, tels que les pâturages et sols cultivés (Zuiderwijk, 1989 <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Cette observation est soutenue par Arntzen et Wallis (1991) qui notent dans leur étude que l'expansion de <i>T. cristatus</i> se fait au dépend de <i>T. marmoratus</i>, processus probablement dû aux changements d'occupation du sol par l'homme. Comme <i>T. marmoratus</i>, le Triton crêté se reproduit dans des points d'eau stagnante, méso ou eutrophes et cohabite souvent avec le Triton ponctué (<i>Lissotriton vulgaris</i>) ((Böhmer & Rahmann, 1990 ; Cooke & Zuiderwijk, 1981 ; Godin <i>et al.</i>, 2000 ; Jehle, 2000, Jehle & Arntzen, 1999 ; Oldham <i>et al.</i>, 2000, Schoorl & Zuiderwijk, 1981, 1986, 1990) <i>in</i> Duguet & Melki, 2003 ; Zuiderwijk, 1989 <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). La période d'activité débute par la migration pré-nuptiale entre janvier et mai selon les régions (migration plus précoce dans les zones de sympatrie avec <i>T. marmoratus</i>). Comme pour le Triton marbré, plusieurs études semblent s'accorder sur un taux de migration moyen individuel du Triton crêté se situant autour de 1 km par an (Arntzen & Wallis, 1991 ; Jehle & Arntzen, 2000 <i>in</i> Jehle & Arntzen, 2005). La phase aquatique du Triton crêté est ensuite plus longue que chez le Triton marbré (Jehle & Arntzen, 2000). Puis, le Triton crêté disperse dans un rayon de quelques dizaines ou quelques centaines de mètres autour du site de reproduction (Anonyme, 2001 ; Arntzen & Teunis, 1993 ; Bouton, 1986 ; Jehle & Arntzen, 2000 ; Blab & Blab, 1981 ; Cooke, 1986 ; Francillot-Vieillot <i>et al.</i>, 1990 ; Kupfer & Kneitz, 2000 ; Miaud, 1990, 1991 ; Zuiderwijk & Bouton, 1987) <i>in</i> Duguet & Melki, 2003). En dehors de la saison de reproduction les adultes sont en effet généralement terrestres, mais il n'est pas rare que les individus, dont une grande proportion de jeunes, restent dans l'eau. Puis l'hivernage commence mi-novembre. Le Triton crêté trouve alors refuge dans un terrier de rongeurs, dans une litière de végétation, un tas de sable, etc.. L'existence d'une population locale de Triton crêté repose en général sur la disponibilité d'un réseau de mares suffisamment dense et interconnecté (optimum : 4 à 8 mares au km²), ainsi que des formations arborées

(boisements, haies, fourrés) proches de quelques dizaines à quelques centaines de mètres (Duguet & Melki, 2003). Le danger le plus sérieux pour l'espèce est le remembrement agricole (Zuiderwijk, 1989 in Castanet & Guyétant, 1989). La présence d'une route avec un trafic supérieur à 20 véhicules/heure en période nocturne et la présence de poissons sont des facteurs défavorables au maintien d'une population de Triton crêté (Duguet & Melki, 2003).

Le Triton alpestre (*Ichthyosaura alpestris* (Laurenti, 1768)) qui occupe une vaste gamme d'altitude (du niveau de la mer jusqu'à 2 600 m) est réputé commun au nord et à l'est de la Loire (Joly, 1989 in Castanet & Guyétant, 1989). C'est une espèce septentrionale qui ne franchit presque jamais la Loire dans l'ouest de la France mais dont la répartition se prolonge à l'Est, à la faveur des massifs jusque dans les Alpes maritimes (Böhmer & Rahmann, 1990 ; Breuil, 1985 ; Denoël *et al.*, 1999 ; Miaud, 1996) in Duguet & Melki, 2003).

C'est un Triton typiquement ubiquiste. On le trouve dans des plans d'eau pauvres en poissons ou les zones calmes des rivières. L'habitat terrestre est aussi fort varié : il va des forêts de feuillus et de conifères aux bocages et prairies. On note une certaine inféodation aux boisements frais dans l'Indre bien qu'en haute altitude il se contente d'éboulis ou de prairies alpines. Le Triton alpestre est toutefois plus rare ou absent dans les zones de cultures intensives. (Blab & Blab, 1981 ; Breuil, 1986 ; Denoël & Joly, 2000 ; Denoël *et al.*, 1999, 2001 ; Miaud, 1990, 1991 ; Schabetsberger & Goldschmidt, 1994) in Duguet & Melki, 2003 ; Denoël, 2007).

La taille des populations est très variable d'un site à l'autre : certaines mares ne rassemblent que quelques adultes, tandis que d'autres en contiennent plusieurs centaines. La plupart des sites abritent moins d'une cinquantaine d'adultes (Denoël, 2007).

Alors que les migrations sont souvent concentrées sur quelques nuits, plus d'un mois peut séparer les premiers arrivants des derniers sur un même site. Les migrations débutent principalement après la froideur hivernale, lorsque le climat s'adoucit (Blab & Blab, 1981 ; Von Lindeiner, 1992) in Denoël, 2007). Elles ont aussi surtout lieu lors des nuits humides et pluvieuses (Denoël, 2007). Les migrations se font le plus souvent sur des distances de quelques dizaines à quelques centaines de mètres (Joly & Miaud, 1989 in Denoël, 2007), voire exceptionnellement de plus d'un kilomètre (Vilter & Vilter, 1962 in Denoël, 2007). La migration post nuptiale peut s'étaler jusqu'en juillet.

Le Triton alpestre est souvent fidèle à son site de reproduction, mais ce dernier n'est pas nécessairement celui dans lequel ils sont nés, l'erratisme ayant surtout lieu lors de la phase juvénile (Joly & Miaud, 1989 ; Joly & Grolet, 1996 in Denoël, 2007). Toutefois, un tiers de la population adulte peut aussi faire preuve de nomadisme (Perret *et al.*, 2003 in Denoël, 2007). Quoique cela semble plutôt rare, les Tritons alpestres peuvent changer de milieu aquatique au cours d'une même saison de reproduction (Miaud, 1990 in Denoël, 2007).

Les larves mènent une vie aquatique pendant quelques mois jusqu'à leur métamorphose en juvéniles terrestres (Miaud, 1996 in Denoël, 2007). Sur un même site, les sorties du milieu aquatique sont progressives et peuvent s'étaler sur plus d'un mois (Kordges & Thiesmeier, 2000 in Denoël, 2007). Il arrive cependant que les larves issues de pontes tardives passent l'hiver dans l'eau (Denoël, 2007). La maturité sexuelle des juvéniles est atteinte entre trois et cinq ans.

L'hivernage est généralement terrestre sauf en altitude où les adultes sont principalement aquatiques toute l'année. La longévité maximale est d'environ 10 ans (Blab & Blab, 1981 ; Breuil, 1986 ; Denoël & Joly, 2000 ; Denoël *et al.*, 1999, 2001 ; Miaud, 1990, 1991 ; Schabetsberger & Goldschmidt, 1994) in Duguet & Melki, 2003).

Comme pour le Triton marbré, les sites de reproduction du Triton alpestre sont menacés par les changements de pratiques agricoles qui entraînent le comblement des mares (Joly, 1989 in Castanet & Guyétant, 1989). L'expansion des zones urbaines et les modifications agricoles (suppression des bocages, transformation de prairies en cultures, placement de systèmes de distribution d'eau automatique) conduisent à une raréfaction de plus en plus prononcée des habitats aquatiques favorables aux tritons (Denoël, 2007). La restauration de mares à l'abandon et la création de nouvelles mares dépourvues de poissons sont une priorité afin d'assurer la pérennité du Triton alpestre. Les milieux de petite taille, comme les ornières forestières, sont à maintenir sur les voies à faible trafic pour assurer la survie des populations de Triton alpestre dans les milieux forestiers (Denoël, 2007). La mise en oeuvre de la notion de réseau écologique étant importante pour assurer les liaisons entre habitats, il est recommandé de ne pas enclaver les points d'eau par des zones de cultures (Joly *et al.*, 2001 in Denoël, 2007) et de conserver des passages abrités (haies arbustives, bandes herbeuses, bosquets...) afin de fournir un habitat terrestre adéquat en dehors de la période de reproduction (Denoël, 2007).

Le Triton palmé (*Lissotriton helveticus* (Razoumowsky, 1789)) est le plus commun et le plus largement répandu des Tritons français (Arntzen, date inconnue in Castanet & Guyétant, 1989). On le rencontre dans toutes les régions excepté en Provence et en Corse ainsi que sur les reliefs ((Gabrion, 1976 ; Gabrion *et al.*, 1977 ; Miaud, 1990, 1996) in Duguet & Melki, 2003). Il est sympatrique avec le Triton ponctué dans le nord et dans le centre du pays (Arntzen, 1989 in Castanet & Guyétant, 1989). Le Triton ponctué remplace le Triton palmé dans les secteurs inondables en fond de vallée et dans les zones arrières-littorales.

Le Triton palmé possède une grande amplitude écologique, on peut le considérer comme ubiquiste ((Arntzen, 1986 ; Böhmer & Rahmann, 1990 ; Gabrion *et al.*, 1978 ; Jakob *et al.*, 1998 ; Laan & Verboom, 1990 ; Miaud, 1990, 1991, 1996) in Duguet & Melki, 2003). Il se reproduit dans presque tous les milieux aquatiques : mares, bassins, sources, points d'eau en forêt, anciennes carrières, fossés, marais, zones calmes des ruisseaux et bords de lacs (Arntzen, 1989 in Castanet & Guyétant, 1989).

La migration prénuptiale débute en décembre-janvier suivant les régions. La période de reproduction débute en février pour se terminer en juin-juillet. Une seconde saison de reproduction pourrait se produire à l'automne dans le sud de la France.

La femelle pond environ 400 œufs, les larves éclosent 15 à 17 jours plus tard et se métamorphose de 25 jours à trois mois plus tard. Les jeunes sont ensuite généralement terrestres et la dispersion peut les éloigner de plus d'1 km de leur lieu de naissance. La maturité sexuelle se fait vers quatre ou cinq ans.

La reproduction est suivie d'une migration postnuptiale ((Arntzen, 1986 ; Böhmer & Rahmann, 1990 ; Gabrion *et al.*, 1978 ; Jakob *et al.*, 1998 ; Laan & Verboom, 1990, Miaud, 1990, 1991, 1996) in Duguet & Melki, 2003). L'adulte

	hiverné à terre, à une distance généralement inférieure à 150 m du site de reproduction. La longévité maximale est de 6 à 8 ans (Artzen, 1986 ; Böhmer & Rahmann, 1990 ; Gabrion <i>et al.</i>, 1978 ; Jakob <i>et al.</i>, 1998 ; Laan & Verboom, 1990, Miaud, 1990, 1991, 1996 <i>in</i> Duguet & Melki, 2003). Le Triton ponctué (<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)) est une espèce septentrionale relativement localisée en dehors du nord de la France (Artzen, 1990 <i>in</i> Duguet & Melki, 2003). Le Triton ponctué se plaît surtout en plaine dans les milieux semi-ouverts, cultivés et non boisés (Arntzen, 1989 <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989). Il est assez inféodé aux milieux littoraux et alluviaux. Il semble abondant dans les zones de marais et les régions riches en mares et étangs. Le Triton ponctué se reproduit dans une grande diversité de plans d'eau : mares, bassin, bras morts, fossés de drainage, <i>etc.</i> ((Artzen, 1986 ; Böhmer & Rahmann, 1990 ; Cooke & Frazer, 1976 ; Dumont, 1985 ; Spolwind & Pintar, 1997) <i>in</i> Duguet & Melki, 2003). La migration pré-nuptiale débute aux alentours de janvier. La reproduction se déroule de février à avril. La femelle pond environ 200 œufs par saison. Selon la température les larves se métamorphosent de 40 à 275 jours après l'éclosion. Quelques unes peuvent même hiverner pour se métamorphoser l'année suivante. La reproduction s'achève par une migration post-nuptiale ou par un stationnement dans l'eau qui peut se prolonger jusqu'à décembre. Le Triton ponctué peut vivre jusqu'à dix ans. ((Blab & Blab, 1981 ; Miaud, 1990 ; Van Gelder & Grooten, 1992 ; Verrell, 1984, 1987 ; Verrell <i>et al.</i>, 1986) <i>in</i> Duguet & Melki, 2003). Le Triton ponctué ne paraît pas menacé d'extinction compte tenu de sa bonne distribution dans la partie nord du pays (Arntzen, 1989 <i>in</i> Castanet & Guyétant, 1989) mais son déclin a été mis en évidence notamment en Franche-Comté, peut-être à cause de la dégradation des milieux alluviaux auxquels il est souvent inféodé (Artzen, 1990 <i>in</i> Duguet & Melki, 2003). Dans un environnement urbain, la création d'une mare de jardin profite souvent au Triton ponctué (Duguet & Melki, 2003).
Autres espèces	Espèces inféodées aux milieux bocagers.

> Rédacteurs :

Géraldine ROGEON, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Alexandre BOISSINOT, CNRS, Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC)
Jean-Christophe DE MASSARY, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Bibliographie consultée :

ARNOLD N. & OVENDEN D. (2007). *Le guide herpéto*. Edition Delachaux et Niestlé. Paris. 288 pages.

ARTZEN J.-W & WALLIS G.-P. (1991). Restricted gene flow in a moving hybrid zone of the newts *Triturus cristatus* and *T. marmoratus* in western France. *Evolution*. Numéro 45. Pages 805-826.

BOISSINOT A. (2009). *Influence de la structure du biotope de reproduction et de l'agencement du paysage, sur le peuplement d'amphibiens d'une région bocagère de l'ouest de la France*. Mémoire pour l'obtention du diplôme de l'Ecole pratique des hautes études. 249 pages.

BOISSINOT A. & GRILLET P. (2010). Conservation des bocages pour le patrimoine batrachologique. *Le courrier de la nature*. Numéro 252. Pages 26-33.

BOUTON N. (1986). Données sur la migration de *Triturus cristatus* et *T. marmoratus* (Urodela, Salamandridae) dans le département de la Mayenne (France). *Bulletin de la Société herpétologique de France*. Numéro 40. Pages 43-51.

CARSIGNOL J. (2006). *Bilan d'expériences, Routes et passages à faune, 40 ans d'évolution*. Service d'études techniques des routes et autoroutes (SETRA). 57 pages.

CASTANET J. & GUYÉTANT R. (1989). *Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France*. Société herpétologique de France. Paris. 191 pages.

CHEMIN S. (2010). *Plan national d'action en faveur du sonneur à ventre jaune* (*Bombina variegata*). Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer. Coordination Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement de Lorraine. Réalisation ECOTER. Version soumise à consultation. 163 pages.

DENOËL M. (2007). *Le triton alpestre Triturus alpestris* (Laurenti, 1768). Pages 62-71 in JACOB, J.-P., PERCSY, C., DE WAVRIN, H., GRAITSON, E., KINET, T., DENOËL, M., PAQUAY, M., PERCSY, N. & REMACLE, A. (2007). *Amphibiens et Reptiles de Wallonie*. Aves – Raine et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW - DGRNE). Série « Faune - Flore - Habitats ». Numéro 2. Namur. 384 pages.

DUGUET R. & MELKI F. (2003). *Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Collection Parthénope. Éditions Biotope. ACEMAV coll.. Mèze. 480 pages.

HANSKI I. & GILPIN M. (1991). Metapopulation dynamics: brief history and Conceptual domain. *Biological journal of the Linnean society*. Numéro 42. Pages 3-16.

IUELL B., BEKKER HANS G.-J., CUPERUS R., DUFEK J., FRY G., HICKS C., HLAVAC V., KELLER V., ROSELL C., SANGWINE T., TORSLOV N. & WANDALL B. (2007). *Faune et trafic. Manuel européen d'identification des conflits et de conception de solutions*. Service d'études techniques des routes et autoroutes (SETRA). 176 pages.

JEHLE R. & ARNTZEN J.-W. (2000). Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *Journal of zoology*. Numéro 251. Pages 297–306.

JEHLE R., ARNTZEN J.-W., BURKE T., KRUPA A.-P. & HÖDL W. (2001). The annual number of breeding adults and the effective population size of syntopic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*). *Molecular ecology*. Numéro 10. Pages 839–850.

JEHLE R., WILSON G.-A., ARNTZEN J.-W. & BURKE T. (2005). Contemporary gene flow and the spatio-temporal genetic structure of subdivided newt populations (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*). *Journal of evolutionary biology*. Numéro 18. Pages 619–628.

MARTY P., ANGÉLIBERT S., GIANI N. & JOLY P. (2005). Directionality of pre- and post-breeding migrations of a marbled newt population (*Triturus marmoratus*): implications for buffer zone management. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*. Numéro 15. Pages 215–225.

MIAU C. (1991). Essai de synthèse sur les caractéristiques démographiques des Tritons du genre *Triturus*. *Bulletin de la Société herpétologique de France*. Numéro 55. Pages 1-18.

SCHOORL J. & ZUIDERWIJK A. (1981). Ecological isolation in *Triturus cristatus* and *Triturus marmoratus* (Amphibia: Salamandridae). *Amphibia-Reptilia*. Volume 1. Numéro 3-4. Pages 235-252.

TABERLET P., FUMAGALLI L., WUST-SAUCY A.-G. & COSSON J.-F. (1998). Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe. *Molecular ecology*. Numéro 7. Pages 453–464.

UICN FRANCE, MNHN & SHF (2009). *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. Paris, France.

> Bibliographie non consultée pouvant intéresser le lecteur :

GOSA A. & SARASOLA V. (2010). Some life-history traits of the marbled newt (*Triturus marmoratus*) adults in recently colonized ponds. *Munibe (Ciencias naturales - Natur zientziak)*. Numéro 58. Pages 111-129.

GUYÉTANT R. (1997). Les amphibiens de France. *Revue française d'aquariologie*. Supplément 1-2. Pages 1-64.

JAKOB C., POIZAT G., CRIVELLI A.-J. & VEITH M. (2002). Larval growth variation in marbled newts (*Triturus marmoratus*) from temporary Mediterranean ponds. *Amphibia-Reptili*. Volume 23. Numéro 3. Pages 359-362.

MARTINEZ-SOLANO I., BOSCH J. & GARCIA-PARIS M. (2003). Demographic trends and community stability in a montane amphibian assemblage. *Conservation biology*. Volume 17. Numéro 1. Pages 238-244.

NÖLLERT A. & NÖLLERT C. (2003). *Guide des amphibiens d'Europe*. Biologie - Identification - Répartition. Lonay, Suisse – Paris, France. Éditions Delachaux et Niestlé.

ORIZAOLA, G. & F. BRANA (2003). Oviposition behaviour and vulnerability of eggs to predation in four newt species (genus *Triturus*). *Herpetological journal*. Volume 13. Numéro 3. Pages 121-124.

ORIZAOLA G. & RODRIGUEZ DEL VALLE C. (2000). *Caudata: Triturus marmoratus* (marbled newt). Predation. *Herpetological review*. Volume 31. Numéro 4. Pages 233.

RAHOLA P. (2007). Contribution about the biology and repartition of the marbled newt, *Triturus marmoratus* (Latreille) (Amphibia, Urodela, Salamandridae) in Junas (Gard department) and surroundings. *Bulletin de la Société d'étude des sciences naturelles de Nîmes et du Gard*. Numéro 66. Pages 36-38.

ROBALO J.-I. & ALMADA V.-C. (2002). Some features of the behaviour of the marbled newt *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) in captivity. *Acta ethologica*. Volume 4. Numéro 2. Pages 81-84.

ZUIDERWIJK A. & SPARREBOOM M. (1986). Territorial behaviour in crested newt *Triturus cristatus* and marbled newt *T. marmoratus* (Amphibia, Urodela). *Contributions to zoology*. Volume 56. Numéro 2. Pages 205-213.

> Pour citer ce document :

ROGEON G. & SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Triton marbré (Triturus marmoratus (Latreille, 1800)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 8 pages.



Photo Romain Sordello

La vipère péliade

Vipera berus



La Vipère péliade

Vipera berus (Linnaeus, 1758)

Reptiles, Squamates, Vipéridés



Photo : Romain Sordello

Cette fiche propose une synthèse de la connaissance disponible concernant les déplacements et les besoins de continuités écologiques de la Vipère péliade, issue de différentes sources (liste des références *in fine*).

Ce travail bibliographique constitue une base d'information pour l'ensemble des intervenants impliqués dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Elle peut s'avérer, notamment, particulièrement utile aux personnes chargées d'élaborer les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La Vipère péliade appartient en effet à la liste des espèces proposées pour la cohérence nationale des SRCE¹.

Pour mémoire, la sélection des espèces pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue repose sur deux conditions : la responsabilité nationale des régions en termes de représentativité des populations hébergées ainsi que la pertinence des continuités écologiques pour les besoins de l'espèce. Cet enjeu de cohérence ne vise donc pas l'ensemble de la faune mais couvre à la fois des espèces menacées et non menacées. Cet enjeu de cohérence n'impose pas l'utilisation de ces espèces pour l'identification des trames régionales mais implique la prise en compte de leurs besoins de continuités par les SRCE.

Régions où l'espèce est proposée comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est absente ou très marginale



Région où l'espèce est présente mais **n'est pas proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB



Région où l'espèce est présente et **est proposée pour être retenue** comme espèce pour la cohérence nationale de la TVB

¹ Liste établie dans le cadre des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques qui ont vocation à être adoptées par décret en Conseil d'Etat en 2012.

POPULATIONS NATIONALES	
Aire de répartition	
Situation actuelle D'après : Paquay & Graitson, 2007 Vacher & Geniez, 2010	Espèce nord-eurasiatique, la Vipère péliade occupe une aire de distribution très vaste qui s'étend de la Grande-Bretagne à la côte pacifique russe et qui est présente dans les Balkans et jusqu'en Scandinavie (Vacher & Geniez, 2010). En France, la Vipère péliade atteint la limite sud de son aire de répartition. Les populations françaises sont séparées en trois ensembles bien distincts : le nord de la France (à l'exclusion du nord-est), le Massif-Central et le massif jurassien (où l'espèce est cependant rare). Il existe également une population alpine et d'autres sont peut-être à découvrir (com. pers. Ursenbacher, 2012).
Évolution récente D'après : Paquay & Graitson, 2007	D'une manière générale, la Vipère péliade a subi une régression importante de ses populations à partir de la seconde moitié du XIX ^{ème} siècle. Aujourd'hui, malgré sa grande aire de répartition, l'espèce se retrouve ainsi menacée de disparition dans l'ouest de l'Europe.
Phylogénie et phylogéographie D'après : Ursenbacher, 2005	Les vipères du genre <i>Vipera</i> sont distribués dans la totalité du Paléarctique. Ursenbacher (2005) a étudié dans sa thèse la phylogéographie entre autres de la Vipère péliade. Ses travaux ont mis en évidence l'existence de refuges glaciaires nordiques durant les dernières glaciations, en complément des refuges habituellement décrits pour la majorité des espèces animales (soit les péninsules ibérique, italienne et balcanique). A une échelle plus locale, son étude a montré également une diversité génétique plus faible dans les populations jurassiennes et alpines comparativement aux populations du massif central et de la côte atlantique, probablement due à une perte de diversité génétique lors de la recolonisation post-glaciaire (Ursenbacher, 2005).
Sédentarité/Migration	
Statut de l'espèce D'après : Graitson, 2011	Excepté les possibilités de migration saisonnière mentionnée plus loin, la Vipère péliade semble être une espèce sédentaire (Graitson, 2011).
ÉCHELLE INDIVIDUELLE	
Habitat et occupation de l'espace	
Habitat D'après : Arnold & Ovenden, 2007 Graitson, 2011 Paquay & Graitson, 2007	La Vipère péliade occupe des milieux très variés (Arnold & Ovenden, 2007), secs, frais ou humides, qui sont peu fréquentés par les humains et dont la végétation ne se développe que lentement : tourbières, landes, bordures de prairies « maigres » du bocage, prairies en déprise agricole, landes à bruyères et genêts, abords de voies ferrées, lisières forestières, bordures de fourrés (Graitson, 2011). On constate donc que l'effet « lisière » a ainsi une grande importance pour cette espèce (Paquet & Graitson, 2007). La Vipère péliade marque une nette préférence pour les sites et postes d'insolation exposés au sud-est (Monney, 2001 et De Ponti, 2001 in Paquay & Graitson, 2007). Par contre, il semble que la Vipère péliade ne soit pas nécessairement exigeante vis-à-vis d'un gradient sécheresse/humidité très marqué et elle s'accommode de milieux frais (Paquet & Graitson, 2007). Les travaux en cours de Michael Guillon (CNRS) tendent à montrer que l'humidité est un facteur important pour la survie de l'espèce, en tout cas en France (com. pers. Ursenbacher, 2012). La présence d'une végétation bien structurée sur de petites surfaces paraît être un facteur bien plus déterminant. Une couverture végétale dense lui est en effet nécessaire pour se dissimuler et trouver refuge en cas de menace, car l'espèce est plutôt lente. Pour cette raison, la Vipère péliade s'expose rarement totalement à découvert, à l'exception des mâles en déplacement au moment de la reproduction. L'espèce est donc le plus souvent située au pied d'un buisson, à proximité d'une zone de retraite constituée de ronciers, d'un fourré ou de végétation herbacée dense. La présence de zones rocheuses (lapiés, murs de pierres sèches, etc.) peut constituer un élément important pour la thermorégulation (cas dans le massif jurassien par exemple). Pour autant, il existe de nombreuses populations vivant dans des zones sans pierre comme par exemple en Nord-Pas-de-Calais (com. pers. Ursenbacher, 2012). Les anfractuosités dans les substrats rocheux offrent en outre des niches en profondeur, à l'abri du gel. A défaut, les terriers de micromammifères sont utilisés pour l'hibernation. La structure de l'habitat joue donc un rôle important (Paquet & Graitson, 2007).
Taille du domaine vital D'après : Delarze & Maibach, 2009 Neumeyer, 1987 Paquay & Graitson, 2007 Ursenbacher, 2012	La taille du domaine vital d'une Vipère péliade varie fortement selon les régions et les milieux. Ainsi, dans le Jura, la taille semble être de l'ordre de 1 ha alors que dans les Préalpes bernoises, le domaine vital serait compris entre 1 et 7,5 ha (Delarze & Maibach, 2009). La taille du domaine vital d'un adulte est par ailleurs variable selon l'époque de l'année mais aussi selon le sexe (Paquet & Graitson, 2007). Neumeyer (1987) rapporte par exemple une estimation du domaine vital moyen d'un adulte mâle à 5,20 ha et d'un adulte femelle à 0,76 ha. En outre, plusieurs mâles et plusieurs femelles peuvent vivre sur un même secteur. Par exemple, Monney (1996) rapporte les domaines vitaux de 11 femelles compris dans le domaine vital d'un mâle sur ses secteurs étudiés dans les Préalpes bernoises.

Déplacements	
Déplacements liés au rythme circadien (cycle journalier) D'après : Dewynter, 2011 Graitson, 2011 Paquay & Graitson, 2007 Saint-Girons, 1975 Ursenbacher, 1998	La journée des Vipères comprend essentiellement trois périodes, de durée variable : une période d'immobilité dans l'abri, une période d'affût et de thermorégulation à l'extérieur et une période de déplacements (Saint-Girons, 1975). En effet, les Vipères péliades sont des organismes ectothermes héliothermes c'est-à-dire qu'ils s'exposent au soleil pour arriver à leur optimum thermique. Leur activité et leurs déplacements journaliers s'articulent donc autour de cette nécessité et le temps accordé à cette activité dépend beaucoup des conditions météorologiques. Les femelles gestantes, les Vipères qui digèrent et celles qui sont en période de mue prennent plus souvent des bains de soleil que les autres individus. Ces derniers parcourent leur biotope, protégés par les arbres ou les buissons, à la recherche de nourriture ou de partenaires sexuels. En toute logique, c'est de la mi-mars à la fin-mai ainsi que de la fin-août à la mi-octobre que les animaux nécessitent le plus d'exposition. A l'inverse, durant les mois d'été, du fait de températures et d'un ensoleillement plus élevés, les Vipères assurent rapidement leur thermorégulation : elles disposent donc de plus de temps pour leur activité. Néanmoins, les fortes chaleurs ne leur sont pas pour autant favorables et elles rechercheront bien souvent des zones d'ombre l'après-midi, privilégiant les matins et les soirs pour leurs activités. La Vipère péliade peut être également active par temps couvert et pluvieux, ainsi qu'à des températures relativement basses, de l'ordre de 8°C (Hussin & Parent, 1998 <i>in</i> Paquay et Graitson, 2007 ; Ursenbacher, 1998) voire même de 6°C (Graitson, 2011). Cela confirme la tolérance de cette espèce pour les milieux frais à froids.
Déplacements liés au rythme plurircadien	Aucune information.
Déplacements liés au rythme circannien (cycle annuel) D'après : Arnold & Ovenden, 2007 Delarze & Maibach, 2009 Monney, 1996 Moser, 1988 Paquay & Graitson, 2007 Ursenbacher, 1998 Ursenbacher, 2005 Ursenbacher, Erny & Fumagalli, 2009 Ursenbacher, 2012 Vacher & Geniez, 2010	La Vipère péliade est une espèce hibernante. Le printemps correspond à la sortie d'hibernation, à la première mue et aux accouplements. Les mâles s'activent les premiers : ils apparaissent habituellement dès la première moitié du mois de mars si les conditions sont favorables mais leur date de sortie est en réalité très variable ; cela peut être de février à avril (voir mai) selon par exemple la quantité de neige et la température ambiante (com. pers. Ursenbacher, 2012). Les femelles et les juvéniles quittent leur refuge hivernal en moyenne 15 jours plus tard (Paquay & Graitson, 2007). A cette période, les adultes sont encore peu vifs et affectionnent les bains de soleil dans les endroits bien exposés. A partir de la mi-avril, les Vipères péliades sont parfois observées en couples sur les sites de reproduction qui se situent en général à proximité des lieux d'hibernation. Des combats rituels ont lieu entre mâles. Ensuite les accouplements ont lieu, en général 2-3 semaines après la sortie des mâles, très rapidement après les premières sorties des femelles (com. pers. Ursenbacher, 2012). Après la période d'accouplement les mâles entament directement leur activité de chasse pour s'alimenter. De leur côté, les femelles gestantes se déplacent peu ; elles s'exposent au soleil un maximum pour permettre le développement embryonnaire de leurs jeunes. Une femelle gestante peut ainsi ne pas bouger de plus de quelques mètres entre l'accouplement et la mise-bas (Vacher et Geniez, 2010). Elles ne seront actives pour la chasse qu'après la mise-bas (mais il n'est pas exclu qu'elles attrapent une proie passant à proximité pendant leur gestation). Des regroupements de femelles gestantes peuvent avoir lieu (2-3 voir plus) (com. pers. Ursenbacher, 2012). Les mises-bas ont lieu à la fin de l'été, de la mi-août (lors des étés ensoleillés) à la mi-septembre. Le nombre de juvéniles varie de 2 à 22 (Sparreboom, 1981 <i>in</i> Paquay & Graitson, 2007) mais est en moyenne compris entre 6 et 10 (Ursenbacher, 1998) ; il est fonction de la taille de la femelle. En septembre, les animaux rejoignent un site d'insolation à proximité immédiate de leur lieu d'hibernation, où ils resteront trois à quatre semaines avant d'entrer en hibernation. La durée d'hibernation est variable ; en montagne, il peut être de 6-7 mois alors qu'il sera plus faible en Bretagne (3-4 mois) (com. pers. Ursenbacher, 2012). Lorsque les endroits favorables sont rares, on peut assister à des regroupements hivernaux pouvant réunir des dizaines d'individus (<i>hibernaculum</i>) (Delarze & Maibach, 2009). Ces regroupements sont « assez fréquents » en Scandinavie mais sont beaucoup plus rares - en tout cas avec des dizaines d'animaux - dans le sud de l'aire de répartition de l'espèce (com. pers. Ursenbacher, 2012). Au final, dans la plupart des cas, les animaux restent donc toute l'année dans le même habitat et n'effectuent pas de mouvements saisonniers entre habitats distincts (Paquay & Graitson, 2007). L'ampleur des mouvements réalisés au cours d'un cycle annuel reste cependant très variable selon les populations. La territorialité des mâles au printemps mentionnée plus haut peut en effet amener dans certains cas à des déplacements saisonniers importants chez les mâles à la recherche d'une partenaire en avril-mai. En réalité, le fait que les animaux se déplacent serait également du à leur tendance à s'accoupler avec un maximum de femelles ; ce phénomène est surtout vrai pour les mâles de petite taille qui n'arrivent pas à « surveiller » une femelle pendant quelques jours après l'accouplement (Ursenbacher, Erny & Fumagalli, 2009). Des déplacements de plus d'un kilomètre (jusqu'à 1300 m en une année) ont été notés en Scandinavie (Viitanen, 1967 <i>in</i> Ursenbacher, 2005) et jusqu'à 1900 m en Angleterre (Prestt, 1971 <i>in</i> Ursenbacher, 2005). Des déplacements plus faibles sont observés en Suisse, avec une distance maximale de 500 m environ (Neumeyer, 1987 ; Moser, 1988 ; Monney, 1996). Chez les femelles, la majeure partie des déplacements saisonniers effectués concerne la recherche du meilleur site de gestation (Ursenbacher, 2005). Il faut noter par ailleurs que chez la péliade, le cycle sexuel des mâles est annuel

	alors qu'il n'en est pas de même chez les femelles (Monney, 1996). Selon les populations, les femelles peuvent par exemple se reproduire tous les ans à tous les 3 ans (Arnold & Ovenden, 2007). Ainsi, alors que l'année de leur reproduction les femelles ne s'éloignent guère de leur site d'hivernage, celles-ci peuvent effectuer des déplacements importants les années où elles ne se reproduisent pas. Monney (1996) mentionne la possibilité pour ces femelles non reproductrices d'effectuer des migrations saisonnières calquées sur celles des mâles, voire de ne regagner leur site d'hivernage que fin septembre/début octobre après les mâles. C'est aussi ce qu'a remarqué Moser dans le massif alpin (Moser, 1988). Enfin, localement, des déplacements importants (600 m) entre les sites d'hibernation, de nourrissage ou de pontes peuvent être observés, notamment dans les milieux alpins (Vacher & Geniez, 2010). En zone alpine, il peut y avoir des déplacements de plusieurs centaines de mètres pour trouver les sites les plus favorables à l'hibernation (Moser, 1988), voire plus pour des sites scandinaves avec de forts rassemblements d'individus. Par contre, sur des sites homogènes (Jura), certains animaux bougent sur une surface inférieure à 1 ha (com. pers. Ursenbacher, 2012).
ÉCHELLE POPULATIONNELLE	
Organisation des individus au sein d'une population	
Territorialité D'après : Monney, 1996	Les mâles de Vipère péliade présentent une certaine territorialité pendant la période de reproduction où ceux-ci peuvent effectuer des combats autour d'une même femelle réceptive. En dehors de la période de reproduction, cette territorialité est très réduite voire nulle (com. pers. Ursenbacher, 2012). Monney (1996) rapporte ainsi que dans les Préalpes bernoises, deux mâles suivis par télémétrie partagent un même secteur mais que leurs domaines vitaux sont complémentaires et ne se chevauchent que périodiquement, au printemps. Par ailleurs, leurs deux domaines vitaux recouvrent en partie les domaines vitaux d'autres mâles de Vipères péliades mais ces autres mâles sont plus petits et dominés par les deux premiers lors des combats rituels printaniers. La chance de s'accoupler de ces autres mâles est donc relativement faible (même si elle n'est pas nulle), ce qui peut amener ces mâles subordonnés à effectuer des déplacements saisonniers importants à la recherche d'une partenaire sexuelle pendant la période de reproduction.
Densité de population D'après : De Massary, 2012 Neumeyer, 1987 Paquay & Graitson, 2007 Ursenbacher & Monney, 2003	La variation constatée dans la taille du domaine vital, ajoutée aux mœurs relativement discrètes de l'espèce, rendent très difficile l'évaluation de la densité des populations de Vipères péliades (Paquet & Graitson, 2007). La densité des populations de Vipères péliades semble de plus être très variable selon les régions. Comme pour beaucoup d'espèces, cette densité est corrélée à la densité de proies mais, à notre époque, ce facteur n'est probablement pas le seul facteur explicatif (com. pers. De Massary, 2012). Une étude menée dans les Alpes suisses a estimé la densité des populations étudiées à environ 3 individus adultes pour 1 ha (Neumeyer, 1987). D'autres études rapportent des densités pouvant aller de 1 à 6 individus pour 1 ha en Pologne (Pomianowska-Pilipiuk, 1974 in Neumeyer, 1987) ou en Suède ((Andrén, 1982 ; Andrén & Nilson, 1983) in Neumeyer, 1987). En Wallonie, sur les sites de reproduction, les densités varient de moins de 1 adulte/ha à environ 10 adultes/ha dans les milieux les plus favorables (Paquet & Graitson, 2007). Une densité de 1 adulte/ha est également mentionnée dans les pâturages jurassiens (Ursenbacher & Monney, 2003). Les densités les plus élevées observées le long d'éléments linéaires en période estivale sont de 10 adultes pour 1 km de voie ferrée et de 20 adultes pour 1 km de lisière en prairie de fauche ; il s'agit alors de femelles, principalement gestantes (Paquet & Graitson, 2007).
Minimum pour une population viable	
Surface minimale pour une population viable	Aucune information.
Effectifs minimum pour une population viable D'après : Ursenbacher, 1998	Dans le Jura, des populations de l'ordre de 50 reproducteurs sont considérées comme vulnérables mais viables à moyen terme pour autant qu'aucun problème additionnel (destruction volontaire, prélèvements, ...) n'intervienne (Ursenbacher, 1998).
ÉCHELLE INTER ET SUPRA POPULATIONNELLE	
Structure interpopulationnelle D'après : Ursenbacher, Monney & Fumagalli, 2009	Compte tenu des faibles distances d'éloignement des juvéniles lors de leur dispersion, on peut en déduire que la majorité des populations de Vipères péliades sont fortement dépendantes d'une certaine contiguïté de milieux favorables pour pouvoir assurer des échanges entre leurs populations qui sont de fait peu éloignées. Dans le cas contraire les populations sont condamnées à fonctionner en quasi autonomie bien que proche géographiquement, ce qui peut engendrer des problèmes de consanguinité et donc de survie à long terme (Delarze & Maibach, 2009). Les résultats génétiques tendent à confirmer cela : en effet, des sites séparés par 1-2 km sont déjà génétiquement différenciés (Ursenbacher, Monney & Fumagalli, 2009).
Dispersion et philopatrie des larves/juvéniles	
Age et déroulement de la dispersion	Les femelles gravides mettent bas dans leur site de gestation et c'est de là que les nouveaux-nés vont disperser. La phase de dispersion reste peu connue chez la Vipère péliade.

D'après : Arnold & Ovenden, 2007 Monney, 1996 Saint-Girons, 1981 Ursenbacher, 1998	Saint-Girons (1981), par une approche expérimentale, a mis en évidence deux stratégies de dispersion chez les nouveau-nés de Vipères péliades en fonction de la date des naissances : - les vipereaux nés en automne tendent à rester sur place lorsque le biotope est favorable et ils ne se dispersent alors qu'au début du printemps suivant. Ce comportement a également été observé en Finlande (Viitanen 1967 <i>in</i> Saint-Girons, 1981) ainsi que dans les Préalpes bernoises par Monney (1996). - lorsque les naissances sont précoces, les nouveau-nés tendent à se disperser immédiatement. Le cas échéant, ils s'aventurent même dans des biotopes habituellement peu fréquentés (sous-bois), ou même franchement évités d'ordinaire (prairies pâturées par exemple). Les juvéniles ne seront en âge de se reproduire que lors de leur troisième année pour les mâles et de leur quatrième année pour les femelles (Arnold & Ovenden, 2007). Il faut noter que le taux de survie des juvéniles est de manière générale très faible, estimé à environ 7 % ce qui contraste nettement avec celui, élevé, des adultes (Ursenbacher, 1998). Ce pourcentage correspond à la période entre la naissance et l'âge adulte ; ce qui fait un taux de survie annuel de 0,5 à 0,7.
Distance de dispersion D'après : Paquay & Graitson, 2007 Saint-Girons, 1981	Dans certains milieux, des individus sont susceptibles de parcourir environ 1 km (Prestit, 1971 <i>in</i> Paquay & Graitson, 2007). Saint-Girons (1981) pointe cependant un certain paradoxe dans le phénomène de dispersion des juvéniles qu'il a étudiés : certaines observations montrent des distances journalières de l'ordre de 60 à 90 m en moins d'un jour et demi alors que au cours de l'été suivant la naissance, certains vipereaux sont retrouvés seulement entre 75 m et 280 m de leur point de départ. Saint-Girons (1981) émet alors l'hypothèse que les juvéniles pourraient pratiquer une dispersion globalement circulaire et ainsi revenir par hasard pour certains à leur lieu de naissance, malgré des déplacements journaliers importants. Selon Saint-Girons (1981), les distances de dispersion pourraient également être tout simplement fortement variables selon les individus et également selon la situation de la population : paradoxalement, ce sont les juvéniles les plus sédentaires qui présenteront le moins de risque de mortalité dans une population totalement isolée entourée d'habitats défavorables.
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au lieu de naissance D'après : Graitson, 2011	De manière générale, la Vipère péliade semble être plutôt philopatride (Graitson, 2011). Les données concernant la dispersion des juvéniles exposées ci-dessus tend à montrer qu'une partie au moins des dispersants reviennent l'année suivante à proximité immédiate de leur lieu de naissance.
Mouvements et fidélité des adultes	
Dispersion des adultes post-reproduction	Comme indiqué plus haut, en septembre, les animaux rejoignent un site d'insolation qui se situe habituellement à proximité immédiate de leur lieu d'hibernation. A cette période de l'année, les adultes peuvent se regrouper avant l'hibernation.
Milieux empruntés et facteurs influents	Aucune information.
Fidélité au site D'après : Arnold & Ovenden, 2007 Graitson, 2011 Monney, 1996 Paquay & Graitson, 2007 Ursenbacher, 1998 Ursenbacher, 2005 Ursenbacher, 2012	Dans les milieux les plus favorables, les Vipères péliades restent très fidèles à leur site, s'y observant d'une année à l'autre, tant que le milieu n'est pas altéré (Monney, 1996). Lorsque les conditions du milieu sont favorables, l'espèce présente une forte longévité et le taux de survie des adultes est très élevé, pouvant atteindre les 90 % (Ursenbacher, 1998). D'autres sources mentionnent en revanche que les mâles ne survivent en moyenne qu'à 3 saisons de reproduction et les femelles à 2 (Arnold & Ovenden, 2007). En Suisse, il existe néanmoins plusieurs cas d'animaux ayant plus de 20 ans (com. pers. Ursenbacher, 2012). En Wallonie un animal a ainsi été vu exactement au même poste pendant plus d'une décennie (Jacquemin, 2007 <i>in</i> Paquay & Graitson, 2007).
Fidélité au partenaire	Les informations données quant à la territorialité des mâles et au cycle annuel montrent que les mâles ont tendance à s'accoupler avec plusieurs femelles. En revanche, la littérature ne mentionne pas si d'une année sur l'autre les partenaires changent ou restent fidèles entre eux.
ÉLÉMENTS FRAGMENTANTS ET STRUCTURE DU PAYSAGE	
Sensibilité à la fragmentation	
La fragmentation des habitats dans la conservation de l'espèce D'après : Delarze & Maibach, 2009 Dewynter, 2011	Comme les autres espèces liées aux zones humides, aux landes et aux groupements de lisières, la régression de la Vipère péliade est en premier lieu liée à la disparition de ses milieux de prédilection. L'intensification de l'utilisation de l'espace naturel est la principale cause de régression par destruction des ourlets et manteaux forestiers, disparition des pelouses, des prairies de fauche, des landes et des zones humides ou encore l'enrésinement. D'une manière générale, l'espèce trouvant son optimum écologique sur des faciès étant par nature temporaires, le statut des populations de Vipère péliade est le plus souvent fragile. De plus, les Vipères péliades ont besoin de

Madsen <i>et al.</i>, 1996 Paquay & Graitson, 2007 Ursenbacher, 2005 Ursenbacher, Monney & Fumagalli, 2009 Vacher & Geniez, 2010	ressources alimentaires en suffisance et craignent le dérangement. Ces exigences conduisent de fait à une fragmentation quasi « naturelle » des populations de cette espèce. Madsen <i>et al.</i> (1996) notent ainsi la contradiction qui existe entre la très large répartition de cette espèce (la Vipère péliade est le serpent terrestre ayant la plus grande aire de répartition (Saint-Girons, 1980 <i>in</i> Ursenbacher 2005)) et les populations qui s'avèrent souvent naturellement petites et isolées. Cette caractéristique ne semble pas poser de problème dans un habitat homogènement favorable car la mobilité élevée des mâles en recherche de partenaire permet des flux de gènes entre populations même éloignées. Par contre, le risque d'isolement génétique est donc particulièrement prégnant et la Vipère péliade se trouve ainsi fortement concernée par l'existence ou l'absence de réseau écologique et de barrières artificielles permettant ou non les échanges entre ces populations éloignées (Delarze & Maibach, 2009). Ainsi, la disparition des milieux favorables à l'espèce a engendré indirectement un inévitable isolement des populations restantes. Cet isolement peut dans certains cas être à l'origine de problèmes de consanguinité agissant sur la taille des individus et sur la faculté des femelles à assurer la viabilité d'un nombre suffisant de jeunes par ponte. Ces facteurs de risque très importants ont été mis en évidence dans l'étude de populations isolées en Suède (Madsen <i>et al.</i>, 1999 <i>in</i> Paquay & Graitson, 2007). La fragmentation de son habitat liée aux activités humaines apparaît donc être un facteur très important dans la conservation de la Vipère péliade, qui peut être considérée comme beaucoup plus sensible à la transformation du paysage que la Vipère aspic (<i>Vipera aspis</i> (Linnaeus, 1758)) par exemple. Les premiers résultats génétiques obtenus dans le cadre d'une thèse en cours à l'Université de Bâle indiquent en effet que la Vipère aspic est beaucoup plus mobile. Des études génétiques menées dans le Massif jurassien ont confirmé que les péliades y sont très peu mobiles et que les populations peuvent être considérées comme tout à fait isolées à partir de quelques kilomètres seulement. Génétiquement distinctes, ces stations de Vipères péliades doivent être considérées comme des unités indépendantes pourtant proches géographiquement. Les mesures de conservation ne doivent donc pas concerner uniquement les sites où la Vipère péliade est présente mais doivent au contraire être étendues à leurs proches périphéries (1 à 2 km) afin de permettre une colonisation graduelle de nouveaux emplacements (Dewynter, 2011 ; Vacher & Geniez, 2010 ; Ursenbacher, Monney & Fumagalli, 2009).
Principaux impacts de la fragmentation D'après : Madsen <i>et al.</i>, 1996 Madsen <i>et al.</i>, 2000 Ursenbacher, 2005	La Vipère péliade a fait l'objet de plusieurs études et publications mobilisant l'outil génétique afin d'étudier l'impact de la fragmentation sur la diversité génétique des populations isolées. A titre d'exemple, Madsen <i>et al.</i> (1996) ont étudié une population de Vipères péliades fortement isolée, séparée d'autres populations par des paysages d'agriculture intensive. La population étudiée présente une taille inférieure à 40 individus adultes et quelques mâles, au succès reproducteur particulièrement important, engendrent la plupart des descendants chaque année. Ces caractéristiques impliquent une grande consanguinité dans cette population et, comparée à d'autres populations non isolées, cette population présente : - de petites portées par rapport à la taille des femelles, - une plus grande proportion de jeunes mort-nés ou présentant des malformations, - un degré d'hétérozygotie plus faible due à la fixation ou quasi fixation de certains allèles, Ces caractéristiques ont été rattachées par les auteurs à la dépression de consanguinité constatée dans cette population et donc à son isolement, en écartant d'autres origines possibles comme des conditions environnementales (pollution) ou une rareté des ressources alimentaires. Par ailleurs, l'introduction de mâles prélevés dans d'autres populations a permis aux auteurs de constater une réduction nette de la mortalité à la naissance des juvéniles. Cet exemple démontre à quel point la richesse génétique peut être un paramètre primordial pour la survie d'une population (Madsen <i>et al.</i>, 1999 ; Madsen <i>et al.</i>, 2004). Une réintroduction accroît ainsi directement la variabilité génétique et augmente l'hétérozygotie ; il en résulte une augmentation de la fitness des individus composant la population mais aussi un plus grand potentiel évolutif, permettant une meilleure adaptation aux variations environnementales (Madsen <i>et al.</i>, 1999 ; Madsen <i>et al.</i>, 2004). En revanche, Madsen <i>et al.</i> (2000) ont mis en évidence que l'utilisation de marqueurs génétiques différents peut aboutir à des résultats différents. Leurs expérimentations montrent que deux des populations isolées étudiées expriment une variabilité de microsatellites plus élevée que les populations non isolées. En revanche, les mesures effectuées précisément sur les loci du Mhc (Major histocompatibility complex) montrent une corrélation significative entre la taille relative de la population et le polymorphisme du Mhc : les populations importantes et non isolées témoignent d'une diversité génétique plus élevée que les populations petites et isolées. Ainsi, l'ensemble du génome ne semble pas impacté identiquement par l'isolement des individus. Cette affectation pourrait être liée à l'importance plus ou moins grande des locis dans le maintien de la viabilité des individus.
Exposition aux collisions D'après : Dewynter, 2011 Paquay & Graitson, 2007	D'une manière générale, les serpents sont fortement exposés au risque d'écrasement par le trafic routier mais la Vipère péliade semble toutefois en être moins souvent victime que d'autres espèces (Paquay & Graitson, 2007). Dans certaines régions, comme en Franche-Comté, où les populations sont déjà très fragiles, la mortalité directe occasionnée par le trafic routier peut cependant avoir des conséquences non négligeables (Dewynter, 2011). Les mâles, plus mobiles, semblent être davantage exposés à ce phénomène que les femelles qui se déplacent peu, voire très peu pour les femelles gestantes (Paquay & Graitson, 2007).

Actions connues de préservation/restauration de continuité écologique dédiées à l'espèce	
Éléments du paysage D'après : Graitson, 2011	Le maintien ou la restauration d'éléments fixes dans le paysage sont préconisées pour garantir une diversité de milieux propices à la Vipère péliade (Graitson, 2011). Ainsi, la préservation des espaces interstitiels entre les cultures (haies, bandes enherbées, friches, talus, lisières, tas de bois, ...) permet à la fois des milieux de vie aux vipères mais également la possibilité de se déplacer (Graitson, 2011). Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
Franchissement d'ouvrages	Pas d'action connue dédiée à cette espèce. La littérature aborde extrêmement rarement le cas des reptiles dans les études de passages à petite faune. Partie à développer lors d'une prochaine mise à jour de cette fiche.
INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE ET DU CLIMAT	
Comme cela a été précisé plus haut, la Vipère péliade est capable de supporter des conditions climatiques relativement rudes. Cette tolérance thermique permet sans doute d'expliquer par exemple l'histoire de l'aire de répartition de cette espèce. Les Vipères péliades sont probablement arrivées dans leur aire de répartition actuelle rapidement après le retrait des glaciers à la fin de la dernière période glaciaire (Ursenbacher, 2005). Après cette recolonisation, elles se sont maintenues dans ces zones, n'ayant plus la possibilité de disperser et réduisant ainsi les échanges entre populations (Ursenbacher, 2005). Au contraire, la Vipère aspic par exemple a recolonisé le Massif jurassien à partir du sud de la France plus récemment puisque cette espèce requiert une température plus importante (Ursenbacher, 2005). L'évolution actuelle du climat qui tend vers un réchauffement constitue donc vraisemblablement un facteur majeur contribuant à accroître la vulnérabilité de l'espèce (Paquay & Graitson, 2007). L'impact de la succession d'étés chauds et secs sur la répartition de cette espèce reste néanmoins mal connu.	
POSSIBILITÉS DE SUIVIS DES FLUX ET DÉPLACEMENTS	
La télémétrie est utilisée sur cette espèce pour suivre les déplacements des individus et mieux comprendre leur mode d'occupation de l'espace et leurs habitudes (Monney, 1996). La génétique a aussi permis d'acquérir des connaissances sur la phylogénie et la phylogéographie des vipères donc à large échelle (Ursenbacher, 2005) et également à échelle plus locale sur la diversité génétique des populations et leur réaction à la fragmentation (ex : Madsen <i>et al.</i> , 2000).	
ESPÈCES AUX TRAITS DE VIE SIMILAIRES OU FRÉQUENTANT LES MÊMES MILIEUX	
Autres Vipères D'après : Delarze & Maibach, 2009 Dewynter, 2011 Monney, 1996 Saint-Girons, 1975 Ursenbacher, 2005 Vacher & Geniez, 2010	Quatre espèces Vipères sont présentes en France : la Vipère aspic, la Vipère de Seoane (<i>Vipera seoanei</i> Lataste, 1879) et la Vipère d'Orsini (<i>Vipera ursinii</i> (Bonaparte, 1835)). En France, l'aire de répartition de la Vipère péliade se superpose en partie avec l'aire de répartition d'une autre espèce de Vipère, la Vipère aspic. Cependant, les deux espèces sont en compétition et manifestement l'une des espèces élimine l'autre (Saint-Girons, 1975). La présence de la Vipère péliade dans des milieux plutôt frais à froids constatée pourrait ainsi s'expliquer par ce phénomène de concurrence avec la Vipère aspic qui exige des températures plus élevées et qui repousserait donc la Vipère péliade dans les milieux qui lui sont moins favorables alors que la péliade peut les tolérer (Monney, 1996 ; Saint Girons, 1975 ; Delarze & Maibach, 2009). En Franche-Comté par exemple, la répartition de la Vipère péliade est relativement limitée du fait de cette compétition et l'espèce est cantonnée aux versants les moins exposés (Dewynter, 2011). Cette situation a également été observée sur le plateau des Millevaches dans le Limousin (Vacher & Geniez, 2010) ainsi qu'en Loire-Atlantique où <i>Vipera berus</i> occupe les espaces les plus humides et <i>Vipera aspis</i> les espaces les plus chauds et secs (Saint-Girons, 1975). Ces différences de milieux occupés induites par la compétition qui existe entre ces deux espèces impliquent que des mesures de conservation pour la Vipère péliade ne sont pas directement transposables à la Vipère aspic. Les deux espèces présentent néanmoins des similitudes dans leur cycle bibliologique. Par exemple, Saint-Girons en (1975) ne trouve pas de différence significative dans le rythme circadien des deux espèces au printemps qui sortent et rentrent à peu près au même moment de la journée. Par ailleurs, malgré des points communs dans leur cycle biologique, il existe des différences notables entre la Vipère aspic et la Vipère péliade comme la présence de deux périodes d'accouplements chez la Vipère aspic (une vernale et une automnale) (Vacher & Geniez, 2010). Enfin, la Vipère péliade semble beaucoup plus sensible que la Vipère aspic aux transformations du paysage, qu'il s'agisse de mise en cultures, d'enrénements ou d'assèchement des tourbières (Dewynter, 2011). Même si la Vipère aspic est influencée par les activités humaines qui réduisent sa colonisation dans certaines régions, elle possède actuellement une dynamique de recolonisation plus élevée avec un degré de dispersion plus important que la péliade (Ursenbacher, 2005). D'ailleurs, la Vipère aspic ne semble pas posséder une structuration génétique locale aussi marquée que la Vipère péliade ce qui confirme une dispersion marquée permettant aux populations d'échanger régulièrement des gènes (au contraire de la Vipère péliade) (Jaggi <i>et al.</i> 2000 in Ursenbacher, 2005). L'aire de répartition de la Vipère péliade ne se superpose pas avec celle de la Vipère de Seoane (présente uniquement dans les Pyrénées atlantiques (Vacher & Geniez, 2010)) ni avec celle de la Vipère d'Orsini (présente uniquement dans les Alpes de Haute-Provence, les Alpes maritimes, le Vaucluse et le Var (Vacher & Geniez, 2010)).
Autres reptiles D'après Vacher & Geniez, 2010	Le lézard vivipare (<i>Zootoca vivipara</i> Jacquin, 1787) et l'orvet fragile (<i>Anguis fragilis</i> Linnaeus, 1758) partagent très souvent les milieux de la Vipère péliade. Plus rarement, c'est également le cas de la coronelle lisse (<i>Coronella austriaca</i> Laurenti, 1768) et la couleuvre à collier (<i>Natrix natrix</i> Linnaeus, 1758).
Autres espèces de faune	Compte tenu de son caractère globalement relativement sédentaire et de la taille relativement petite de son domaine

	vital, la Vipère péliade ne semble pas pouvoir être considérée comme une espèce parapluie à proprement parlé. Cependant, les milieux occupés par la Vipère péliade peuvent revêtir de forts enjeux de conservation, comme c'est le cas pour les tourbières. Les mesures mises en place pour la Vipère péliade profiteront donc inévitablement aux autres espèces de ces biotopes.

> Rédacteur :

Romain SORDELLO, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel

> Relecteurs :

Olivier DELZONS, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Jean-Christophe DE MASSARY, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Pierre-Alexis RAULT, Muséum national d'Histoire naturelle - Service du patrimoine naturel
Sylvain URSENBACHER, Université de Basel (Suisse)

> Bibliographie consultée :

ARNOLD N. & OVENDEN D. (2007). *Le guide herpéto*. Edition Delachaux et Niestlé. Paris. 288 pages.

DELARZE R. & MAIBACH A. (2009). *La Vipère péliade*. Pour le Canton de Vaux - Département de la sécurité et de l'environnement - Service des forêts, de la faune et de la nature Inspection cantonale des forêts. 8 pages.

DEWYNTER N. (2011). *La Vipère péliade*. Liste rouge des vertébrés terrestres de Franche-Comté. 2 pages.

GRAITSON E. (2011). *Discrets et méconnus...les reptiles*. Service public de Wallonie – Direction de l'agriculture, des ressources naturelles et de l'environnement. Collection Agri Nature n°6. 127 pages.

MADSEN T., OLSSON M., WITZELL H., STILLE B., GULLBERG A., SHINE R., ANDESSON S. & TEGELSTRÖM H. (2000). Population size and genetic diversity in sand lizards (*Lacerta agilis*) and adders (*Vipera berus*). *Biological conservation*. Numéro 94. Pages 257-262.

MADSEN T., SHINE R., OLSSON M. & WITZELL H. (1999). Restoration of an inbred adder population. *Nature*. Numéro 402. Pages 34-35.

MADSEN T., STILLE B. & SHINE R. (1995). Inbreeding depression in an isolated population of adders *Vipera berus*. *Biological conservation*. Numéro 75. Pages 113-118.

MADSEN T., UJVARI B. & OLSSON M. (2004). Novel genes continue to enhance population growth in adders (*Vipera berus*). *Biological conservation*. doi:10.1016/j.biocon.2004.01.022.

MONNEY J.-C. (1996). *Biologie comparée de Vipera aspis L. et Vipera berus L.* (Reptilia, Ophidia, Viperidae) dans une station des préalpes brennoises. Thèse de doctorat présentée à la faculté des sciences de l'Université de Neuchâtel. 179 pages.

MOSER A. (1988). *Untersuchung einer Population der Kreuzotter (Vipera berus L.) mit Hilfe der Radiotelemetrie*. Université de Basel. Basel. 155 pages.

NEUMEYER R. (1987). Density and seasonal movements of the Adder (*Vipera berus* L. 1758) in a subalpine environment. *Amphibia-Reptilia*. Numéro 8. Pages 259-276.

PAQUAY M. & GRAITSON E. (2007). *La Vipère péliade Vipera berus (Linnaeus, 1758)*. 12 pages.

SAINT GIRONS H. (1975). Coexistence de *Vipera aspis* et de *Vipera berus* en Loire-Atlantique : un problème de compétition interspécifique. *Terre et Vie*. Volume 29. Numéro 4. Pages 590-613.

SAINT-GIRONS H. (1981). Quelques observations sur la dispersion des nouveau-nés chez *Vipera berus* et *Vipera aspis* dans le bocage atlantique (Reptilia: Viperidae). *Amphibia-Reptilia*. Numéro 2. Pages 269-272.

URSENBACHER S. (1998). *Estimation de l'effectif et analyse du risque d'extinction d'une population de Vipère péliade (Vipera berus) dans le Jura vaudois*. Travail de diplôme à l'Université de Lausanne. 105 pages.

URSENBACHER S. (2005). *Phylogéographie des principales Vipères européennes (Vipera ammodytes, V. aspis et V. berus), structuration génétique et multipaternité chez Vipera berus*. Thèse de doctorat en sciences de la vie (PhD), présentée à la Faculté de biologie et de médecine de l'Université de Lausanne. 123 pages.

URSENBACHER S., ERNY C. & FUMAGALLI L. (2008). Male reproductive success and multiple paternity in wild, low-density populations of the Adder (*Vipera berus*). *Journal of heredity*. 6 pages. DOI : 10.1093/jhered/esn104.

URSENBACHER S. & MONNEY J.-C. (2003). Résultats de 5 années de suivi d'une population de Vipère péliade (*Vipera berus*) dans le Jura Suisse: estimation des effectifs et discussion des méthodes d'estimation. *Bulletin de la Société herpétologique de France*. Numéro 107. 12 pages. ISBN 0754-9962

URSENBACHER S., MONNEY J.-C. & FUMAGALLI L. (2009). Limited genetic diversity and high differentiation among the remnant adder (*Vipera berus*) populations in the Swiss and French Jura Mountains. *Conservation genetics*. Numéro 10. Pages 303–315. DOI : 10.1007/s10592-008-9580-7.

VACHER J.-P. & GENIEZ M. (2010). *Les reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Collection Parthénope. Editions Biotope. Mèze. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 544 pages.

> Bibliographie non consultée qui pourra intéresser le lecteur :

DUELLI P. (1994). *Listes rouges des espèces animales menacées de Suisse*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP). Berne. 97 pages.

HOFER U., MONNEY J.-C. & DUSEJ G. (2001). *Les reptiles de Suisse. Répartition, habitats, protection*. Editions Birkhäuser Verlag AG. 202 pages. ISBN: 3-7643-6245-6.

MONNEY J.-C. & MEYER A. (2005). *Liste rouge des reptiles menacés en Suisse*. Editions de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne et du Centre de coordination pour la protection des amphibiens et des reptiles de Suisse, Berne. Série de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage - L'environnement pratique. 49 pages.

PRESTT I. (1971). An ecological study of the viper *Vipera berus* in southern Britain. *Journal of zoology of London*. Numéro 164. Pages 373-418.

SAINT-GIRONS H. (1980). Biogéographie et évolution des Vipères européennes. *Société de Biogéographie*. Compte rendu de séances. Numéro 496. Pages 146-172.

VIITANEN P. (1967). Hibernation and seasonal movements of the viper, *Vipera berus berus* (L.), in southern Finland. *Annales Zoologici Fennici*. Numéro 4. Pages 472-546.

> Pour citer ce document :

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Vipère péliade (Vipera berus (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 9 pages.



En 2011, le MNHN-SPN et l'Opie ont proposé au Ministère de l'écologie une liste d'espèces de faune vertébrée et invertébrée pour assurer la cohérence nationale de la Trame verte et bleue.

Dans la continuité de ce travail et de manière en priorité à outiller les régions pour leur démonstration de bonne prise en compte de ces espèces dans leur Schéma régional de cohérence écologique (SRCE), un travail de centralisation de connaissances scientifiques a été entrepris en 2012. Parmi les 223 taxons de la liste de cohérence, 39 ont été retenues pour faire l'objet d'une fiche de synthèse sur leurs traits de vie liés aux déplacements et aux besoins de continuité écologique. Ces synthèses bibliographiques peuvent également servir de base à tout acteur mobilisé sur la Trame verte et bleue et les réseaux écologiques.

Ce rapport présente le cadre de cet exercice et compile les 39 documents produits.