

Programme les sentinelles du climat – Tome IX : Connaitre et comprendre pour protéger les espèces animales et végétales face au changement climatique

Fanny Mallard

▶ **To cite this version:**

Fanny Mallard. Programme les sentinelles du climat – Tome IX : Connaitre et comprendre pour protéger les espèces animales et végétales face au changement climatique. C. Nature. 2020. hal-03130349

HAL Id: hal-03130349
https://hal.science/hal-03130349v1

Submitted on 3 Feb 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

les sentinelles du climat

Décembre 2020

Programme « Les sentinelles du climat »

Tome IX : Connaitre et comprendre pour protéger les espèces animales et végétales face au changement climatique en région Nouvelle-Aquitaine



Fanny Mallard

Coordinatrice du programme de recherche les sentinelles du climat – Cistude Nature – fanny.mallard@cistude.org – 05.56.28.47.72

« *Il existe* [des] *défis,* [des] *questions fondamentales sur la planète auxquelles il faut répondre* [...]. *Comment allons-nous* [...] *ralentir le changement climatique mondial ? J'espère que la science et la technologie apporteront les réponses à ces questions, mais il faudra des personnes, des êtres humains ayant des connaissances et des compétences, pour mettre en œuvre ces solutions.* [...] *Nous sommes tous des voyageurs dans le temps, avançant ensemble dans le futur. Mais travaillons ensemble pour faire de cet avenir un endroit que nous voulons visiter. Soyez courageux, curieux, déterminés, surmontez les obstacles. On peut le faire.* »

Stephen Hawking, Brief answers to the big questions, Hodder & Stoughton (Hardcover), Bantam Books (Paperback), 2018 (Traduction en français par Fanny Mallard)

Référence bibliographique à utiliser :
Mallard F. (coord.), 2020. Programme les sentinelles du climat – Tome IX : Connaitre et comprendre pour protéger les espèces animales et végétales face au changement climatique, C. Nature : Le Haillan, Gironde, 822p.

Coordination :
Fanny Mallard[1,2]

Auteurs* et contributeurs* par ordre d'apparition dans le texte :
Fanny Mallard[1,2], Kévin Romeyer[3], Rémi David[3], Olivier Nawrot[4], Sylvain Bonifait[3], Grégory Caze[3], Anouk Glad[1], Pierre-Yves Gourvil[5], Gilles Bailleux[5], Florent Beck[5], Amélie Bertolini[5], Sandy Bulté[1], Romain Chambord[6], Simon Caubet[5], Bertrand Couillens[5], Nicolas Déjean[5], Béatrice Ducout[7], Benoit Duhazé[5], Thomas Gachet[5], Dominique Galland[1], Florent Hervouet[5], David Lessieur[5], Mathieu Molières[1], David Soulet[5], Emma Valadas[1], Christal Robert[1], Anïs Dufau[5], Vincent Duprat[5], Christophe Fréchaut[8], Akaren Goudiaby[1], Gilles Granereau[8], Paul Haettel[8], Joan Hochet[8], Xenia Jost[5], Eric Lesparpe[5], Séverine Marichal[5], Ennaloël Mateo-Espada[5], Justine Poujol[1], Mathilde Poussin[5], Yann Sellier[9], Paul Tourneur[8], Laura Cazade[5], Stéphanie Darblade[10], Ludivine De Castro[11], Elisabeth Mercader[7], Emilie Loutfi[1], Association Locusta, Philippe Legay[1], Olivier Lourdais[12], Michaël Guillon[12], Maud Berroneau[1], Gaëlle Micheli[13], Frank D'Amico[14], Matthieu Berroneau[1], Florèn Hugon[14], Anthony Prévost de Harchies[1], Valentin Lasserre[1], Claire Caldier[1], Loreyna Grégoire[1], Oscar Hadj-Bachir[1], Mégane Chapelet[1], Maximilien Lavagna[1], Chloé Dugast[1], George Brusch[12], Rodrigo Gavira[12], Robin Viton[12], Jean-François le Galliard[15], Chloé Chabaud[15], Andréaz Dupoué[16], Jean Clobert[16], Warren Porter[17], Shu-Ping Huang[18], Gabriel Blouin Demer[19], Frédéric Lagarde[20], Luc Clément[1], Thomas Ruys[1], Emmeline Lobry[1,2], Laurent Couderchet[2]

[1] Cistude Nature
[2] UMR 5319 PASSAGES Centre national de la recherche scientifique (CNRS)
[3] Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (CBNSA)
[4] Conservatoire botanique national du Massif central (CBNMC)
[5] Conservatoire d'espaces naturels d'Aquitaine (CEN Aquitaine)
[6] Société entomologique du Limousin (SEL)
[7] Centre permanent d'initiatives pour l'environnement Seignanx Adour (CPIE Seignanx Adour)
[8] Office national des forêts (ONF)
[9] Réserve Naturelle du Pinail
[10] Réserve naturelle nationale de l'Étang Noir
[11] Réserve Nationale d'Arjuzanx
[12] Centre d'Études Biologiques de Chizé (CEBC) – UMR 7372 CNRS
[13] Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin (GMHL)
[14] Université de Pau et Pays de l'Adour (UPPA)
[15] iEES Paris, Sorbonne Université, CNRS, UMR 7618
[16] Station d'Écologie Théorique et Expérimentale de Moulis, CNRS UMR 5321
[17] Department of zoology, University of Wisconsin, Madison, WI 53706, USA
[18] Department of Life Science, National Taiwan Normal University
[19] Université d'Ottawa
[20] Association « Le Champ des Possibles », Lachaud, France

* Les auteurs sont les personnes qui ont rédigé le chapitre et sont positionnées par ordre de contribution. Les contributeurs correspondent à toutes les personnes qui ont participé à la récolte des données, à la gestion des données, les analyses, etc. Par définition, les auteurs sont aussi des contributeurs.

Avant-propos

Ce document est réalisé dans le cadre du programme de recherche « Les sentinelles du climat » (2016-2021) sur l'étude des effets du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine.

Productions du programme les sentinelles du climat 2016-2020

- Tome I : Développement d'indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine
- Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine
- Tome III : Cadre de la modélisation prédictive des réponses des espèces face au changement climatique en Nouvelle-Aquitaine
- Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine
- Tome V : Prise en compte des éléments paysagers dans la modélisation des répartitions des espèces sentinelles du climat
- Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine
- Tome VII : Vers la mise en place d'une base de données des suivis des espèces sentinelles du climat
- Tome VIII : Écologie du changement climatique en région Nouvelle-Aquitaine
- Tome IX : Connaitre et comprendre pour protéger les espèces animales et végétales face au changement climatique

Pour plus d'informations :

Site internet du programme les sentinelles du climat : www.sentinelles-climat.org

Résumé – Les Objectifs de développement durable (ODD), en particulier Life of Land, visent à conserver la biodiversité pour un avenir durable pour tous. En effet, la biodiversité contribue à l'adaptation au changement climatique mais est impactée par cette pression. Pour relever ce défi, la conservation de la biodiversité nécessite davantage de connaissances à l'échelle locale. L'échelle régionale se trouve à un niveau de décision politique pertinent pour la mise en place d'actions de lutte contre le changement climatique et pour la préservation de la biodiversité. Le manque de connaissances au niveau régional a conduit au développement d'un programme de recherche « les sentinelles du climat » en région Nouvelle-Aquitaine (au sud-ouest de la France). Cet ouvrage présente une démarche innovante de recherche action en écologie du changement climatique en 3 étapes clés.

La première étape appelée « Connaitre » est basée sur un réseau de suivi des effets sur la biodiversité locale à partir d'indicateurs. L'hypothèse de recherche est que les effets locaux peuvent être étudiés à partir d'indicateurs d'espèces de flore et de faune à capacité de déplacement limitée, appelées « sentinelles du climat ». Chaque indicateur est associé à un protocole de suivi scientifique normalisé à l'échelle locale. L'évolution des indicateurs est suivie pour chacun des écosystèmes et habitats étudiés suivants :

1) la flore et les végétations des milieux sec, humide, montagnard et forestier ;

2) les insectes : les lépidoptères des pelouses sèches, de landes humides et des pelouses de montagne, avec deux études spécifiques pour les espèces *Phengaris alcon* et *Parnassius apollo* ; les Leucorrhines et cortège d'odonates associé des lagunes des Landes de Gascogne ; *Gomphocerus sibiricus* et le cortège des orthoptères associé des prairies et pelouses de montagne des Pyrénées-Atlantiques ;

3) les amphibiens : *Hyla molleri* des lagunes du triangle landais ; *Hyla arborea* des mares des landes et du bocage Picto-Limousin ; *Rana pyrenaica* des torrents de montagne ;

4) les reptiles : *Timon lepidus* des dunes grises du littoral aquitain ; *Zootoca vivipara* des landes humides et tourbières de Nouvelle-Aquitaine ; *Iberolacerta bonnali* et les lézards gris des affleurements et éboulis rocheux de montagne ; *Vipera berus* et les vipères des landes humides d'altitude ;

5) les mammifères : *Marmota marmota* des pelouses et rocailles pyrénéennes.

La deuxième étape « Comprendre » est la standardisation des analyses de données pour relier le changement climatique aux données biologiques de ces espèces sentinelles du climat selon trois échelles d'étude : 1) macro-écologique : les données régionales des observatoires régionaux permettent d'accéder aux données de présence ; méso-écologique : sur des sites d'étude la mise en œuvre de protocoles de dénombrements complète en données d'abondance ; micro-écologique : les données de sondes biomimétiques et études en laboratoire permettent d'identifier la niche thermique et hydrique des espèces. Le changement climatique n'est pas le seul facteur. D'autres facteurs anthropiques sont également pris en compte via l'analyse du paysage selon des indices paysagers. Toutes ces données sont utilisées pour modéliser les réponses des espèces face au changement climatique selon les différents scénarios climatiques du GIEC jusqu'en 2100.

En troisième étape « Agir », les connaissances permettent de proposer une première réflexion d'actions pour protéger et prévenir l'extinction des espèces et de promouvoir la conservation. L'objectif à terme est de développer un programme de surveillance décennal en Nouvelle-Aquitaine similaire à ce que font les climatologues, mais adapté à la biodiversité qui pourrait être mis à jour régulièrement et servir de système d'alerte, prédisant quelles zones seront les plus à risque et quand elles le deviendront, ce qui pourrait aider à cibler les efforts de conservation.

Mots clés : abondance, amphibiens, biodiversité, biologie de la conservation, dérèglement climatique, diversité, écophysiologie, flore, impacts, indicateurs, indices paysagers, insectes, mammifères, modélisation, paysage, phénologie, protocole d'échantillonnage, répartition, reptiles, richesse, species distribution model (SDM).

REMERCIEMENTS

Nous remercions l'Union Européenne (FEDER – Fonds Européen de Développement Régional), la région Nouvelle-Aquitaine, le Département de la Gironde et le Département des Pyrénées-Atlantiques pour leur soutien et le financement du programme « les sentinelles du climat ».

Nous remercions également les membres du conseil scientifique 2020 pour leurs avis, leurs analyses, et leurs conseils sur les méthodes, les protocoles, les modèles et les résultats de l'ensemble du programme :

Hervé Le Treut, Président d'honneur du conseil scientifique, Professeur à l'Université Pierre et Marie Curie ; Yohana Cabaret, docteur, chargée de mission à AcclimaTerra, comité scientifique régional sur le changement climatique en Nouvelle-Aquitaine ; Sylvain Delzon, chercheur à l'INRA / Université de Bordeaux, UMR Biodiversité Gènes et Écosystèmes ; Gautier Cécile, Responsable du Service Climatologie du Sud-Ouest, Météo France ; Inge Van Halder, chercheur à l'INRA / Université de Bordeaux, UMR Biodiversité Gènes et Écosystèmes ; Oliver Lorvelec chercheur à l'INRA / Université de Rennes, UMR Écologie et Santé des Écosystèmes ; Claude Miaud, chercheur au CNRS, Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive ; Benoît Sautour, Professeur – Université Bordeaux – UMR EPOC, Station Marine.

Enfin, l'association Cistude Nature (Directeur Christophe Coïc) remercie l'équipe de Cistude Nature et tous les partenaires du programme (par ordre alphabétique) :

AcclimaTerra, comité scientifique régional sur le changement climatique en Nouvelle-Aquitaine, Association « Le Champ des Possibles » Lachaud France, Association La Rabouillère, Association Locusta, Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive (CEFE), Centre d'Études Biologiques de Chizé (CEBC) – UMR 7372 CNRS, Centre permanent d'initiatives pour l'environnement Seignanx Adour (CPIE Seignanx Adour), CNRS Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive, Communauté de Communes de Montesquieu, Communes (Bassens, Lanton, le Sen, Losse, Sabres, Saugnacq et Muret, Seignosse), Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées (CBNPMP), Conservatoire botanique national du Massif central (CBNMC), Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (CBNSA), Conservatoire d'espaces naturels d'Aquitaine (CEN Aquitaine), Conservatoire d'Espaces Naturels de Nouvelle-Aquitaine, Conservatoire du littoral, Département de la Gironde, Département des Landes, Department of Life Science National Taiwan Normal University, Department of zoology University of Wisconsin Madison WI 53706 USA, Fédération départementale des chasseurs des Landes, Ferme du Moulin de Rousset, GAEC Mas de Feix, GRAINE Aquitaine, Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin (GMHL), Groupement forestier de la lande du Thus, iEES Paris Sorbonne Université CNRS UMR 7618, Institut national de la recherche agronomique (INRA), Météo France – Direction Interrégionale Sud-Ouest, Études et Climatologie, Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage (OAFS), Observatoire côte aquitaine, Office national des forêts (ONF), Parc National des Pyrénées, Parc naturel régional (PNR) des Landes de Gascogne, PNR Périgord-Limousin, Réserve Nationale d'Arjuzanx, Réserve naturelle nationale de l'étang de Cousseau, Réserve naturelle nationale de l'Étang Noir, Réserve Naturelle du Pinail, Réserve naturelle géologique de Saucats-La Brède, SCEA DULUCQ, Société entomologique du Limousin (SEL), Station d'Écologie Théorique et Expérimentale de Moulis CNRS UMR 5321, Syndicat Intercommunal d'Aménagement des Eaux du Bassin Versant et Étangs du Littoral Girondin (SIAEBVELG), Syndicat Mixte d'Aménagement du Bassin de la Gartempe et Affluents (SMABGA), UMR 5319 PASSAGES Centre national de la recherche scientifique (CNRS), Université d'Ottawa, Université de Bordeaux, Université de Bordeaux Montaigne, Université de Pau et Pays de l'Adour (UPPA), Université de Rennes, Université Pierre et Marie Curie; ainsi que les particuliers qui nous donnent accès à leur propriété pour réaliser des suivis (De Chenerilles Isabelle, Farbos Philippe, Fillol Bernard, Hang Dao Jacqueline, Hermenault Dominique et Marie-Christine, Labarde Jean-Claude, Lacoste Joël, Lamothe Robert, Micon François, Montane de la Roque Philippe).

SOMMAIRE

INTRODUCTION 1

PARTIE I. LA FLORE 17

Chapitre 1. Flore et végétations des milieux sec, humide, montagnard et forestier 18

PARTIE I. LES INSECTES 96

Chapitre 2. Lépidoptères des pelouses sèches, des landes humides et de montagne 97

Chapitre 3. *Phengaris alcon* écotype « *alcon* » (Denis &Schiffermüller, 1775) – Azuré des mouillères des landes et prairies humides tourbeuses à paratourbeuses 189

Chapitre 4. *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) – Apollon et cortège lépidoptérique associé aux pelouses thermophiles montagnardes 225

Chapitre 5. Leucorrhines et cortège d'odonates associé des lagunes des Landes de Gascogne 244

Chapitre 6. *Gomphocerus sibiricus* (Linnaeus, 1767) et le cortège des orthoptères associé des prairies et pelouses de montagne des Pyrénées-Atlantiques 321

PARTIE III. LES AMPHIBIENS 341

Chapitre 7. *Hyla molleri* (Bedriaga, 1889) – Rainette ibérique des lagunes du triangle landais et *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) – Rainette verte des mares, des landes et du bocage Picto-Limousin 342

Chapitre 8. *Rana pyrenaica* (Serra-Cobo, 1993) – Grenouille des Pyrénées des torrents de montagne 363

PARTIE IV. LES REPTILES 393

Chapitre 9. *Timon lepidus* (Daudin, 1802) – Lézard ocellé des dunes grises du littoral aquitain 394

Chapitre 10. *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) – Lézard vivipare des landes humides et tourbières de Nouvelle-Aquitaine 430

Chapitre 11. *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) – Lézard de Bonnal et *Podarcis liolepis* (Boulenger, 1905) – Lézard catalan des affleurements et éboulis rocheux de montagne 464

Chapitre 12. *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) et autres vipères dans les landes humides d'altitude 516

PARTIE V. LES MAMMIFÈRES 539

Chapitre 13. *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) – La Marmotte des Alpes des pelouses et rocailles pyrénéennes 540

PARTIE VI. PAYSAGE 598

Chapitre 14. Indices paysagers 599

PARTIE VII. CONSERVATION DES ESPÈCES 640

Chapitre 15. Relever le défi de la conservation de la biodiversité à l'échelle régionale pour s'adapter au changement climatique 641

CONCLUSION : SYNTHÈSE DES RÉSULTATS CLÉS 649

BIBLIOGRAPHIE 670

ANNEXES 712

INTRODUCTION

Auteur : *Fanny Mallard*

• Changement climatique et biodiversité

Les objectifs mondiaux de développement (ODD), en particulier « Life of Land », visent à conserver les écosystèmes pour un avenir durable pour tout le vivant (UNITED NATIONS, 2020). En effet, la biodiversité est essentielle comme solution pour contribuer à l'adaptation au changement climatique (UICN, 2017), mais elle est impactée par cette pression. La biodiversité décline actuellement 100 à 1 000 fois plus rapidement que ce qui est considéré comme son rythme d'évolution « naturel » (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005 ; PIMM *et al.*, 2014). Selon les dernières estimations scientifiques, cette perte est exceptionnellement rapide et d'origine anthropique. Une sixième période d'extinction de masse est en cours (CEBALLOS *et al.*, 2015 ; CEBALLOS *et al.*, 2017). Parmi les principales causes du déclin de la biodiversité, par sa rapidité, le changement climatique est une préoccupation majeure à prendre en compte pour les écosystèmes, pour la flore et la faune sauvages (IPBES, 2019). Le changement climatique a également la particularité d'alimenter et d'amplifier les autres impacts, tels que la modification ou le changement d'utilisation des terres, la fragmentation de l'habitat, la surexploitation, la pollution, l'appauvrissement des écosystèmes et la propagation des espèces exotiques envahissantes (IPCC, 2014a).

La combinaison du changement climatique et d'autres facteurs de pression anthropique réduira la capacité d'adaptation et la résilience de nombreuses espèces. Elle modifiera les écosystèmes et les paysages des régions tempérées comme en Europe, où elle conduira à des extinctions locales et régionales (MCKINNEY & LOCKWOOD, 1999 ; THOMAS *et al.*, 2004 ; FEEHAN *et al.*, 2009). L'ampleur et la direction de ces changements varient selon les régions. Les niveaux actuellement atteints restent faibles, mais les études sur l'évolution de la biodiversité montrent déjà que ces changements ont un impact sur les espèces des communautés végétales et animales (CAMERON & SCHEEL, 2001). Les projections indiquent qu'environ 20 à 30% de la biodiversité pourrait courir un risque accru d'extinction si les températures moyennes mondiales augmentent de plus de 2 à 3 °C au-dessus du niveau préindustriel, étant donné que le réchauffement actuel se situe déjà entre 0,8 ° C et 1,2 °C (IPCC, 2014a ; BOZINOVIC & PÖRTNER, 2015 ; ALLEN *et al.*, 2018). Pour relever le défi d'un avenir durable par la conservation de la biodiversité, cela nécessite davantage de données locales, de connaissances, d'actions et de suivi des interactions entre le changement climatique et la biodiversité.

Les effets sur la biodiversité liés au changement climatique sont difficiles à isoler des multiples facteurs de modifications des environnements, facteurs qui se combinent dans le temps et dans l'espace. Le cas des écosystèmes terrestres illustre cette multiplicité d'interactions avec les impacts liés à l'aménagement du territoire brouillant notre compréhension (MALLARD, 2016a ; MALLARD & COUDERCHET, 2019). Ces incertitudes sont progressivement réduites grâce à des observations étalées sur le long terme, à une meilleure compréhension des processus écologiques, par des techniques de traitements de données, par des choix de modèles complémentaires. Comprendre la réponse de la biodiversité au changement climatique pour mettre en place des stratégies de conservation nécessite: 1) de combiner les échelles régionale et locale (ROOT & SCHNEIDER, 2006), 2) de rassembler les données fiables disponibles en réalisant des observations de terrain avec des protocoles standardisés en lien avec les modèles, 3) enfin communiquer des informations aux différents acteurs.

La compréhension et le suivi des effets locaux du changement climatique sur la biodiversité deviennent essentielle pour orienter les politiques environnementales et celles de gestion des espaces naturels. Le manque de connaissances au niveau régional a conduit au développement d'un programme de recherche « les sentinelles du climat » (2016–2021) (MALLARD & COUDERCHET, 2019). Il pose en liminaire la problématique suivante : Comment évaluer et prédire la réponse de la biodiversité régionale au changement climatique ? Le défi est de développer la connaissance de ces fonctionnements multi-échelles, de coupler les variables dans l'espace et dans le temps, de combiner différents regards disciplinaires, tout cela en facilitant la diffusion et la circulation multi-publics des connaissances.

• La région Nouvelle-Aquitaine : un laboratoire d'étude à ciel ouvert

L'échelle régionale est un niveau de décision politique intermédiaire pertinent pour la mise en œuvre d'actions de lutte contre le changement climatique (LE TREUT, 2013), de préservation de la biodiversité et de médiation (MALLARD & COUDERCHET, 2019). À cette échelle, il est possible de mobiliser une communauté d'acteurs entre science et société et de la placer dans le cadre d'un processus de recherche. Cette « recherche-action » doit reposer sur une méthodologie scientifique indépendante de l'observateur. L'objectif est d'observer, de mesurer, d'analyser et de modéliser l'impact du changement climatique sur l'état de la biodiversité, de proposer des solutions pour la conservation des espèces et d'en assurer le suivi dans le temps. Suite aux travaux du Comité Scientifique Régional sur le Changement Climatique en région Nouvelle-Aquitaine (LE TREUT, 2013) constatant le manque de connaissances au niveau régional en France, le programme de recherche « sentinelles du climat » dans la région Nouvelle-Aquitaine a été mis en place (MALLARD, 2016a). Cette région est un laboratoire à ciel ouvert pertinent pour son contexte géographique. Elle est exposée au changement climatique et présente une grande variété d'écosystèmes naturels.

La Nouvelle-Aquitaine couvre 84 000 kilomètres carrés. Elle s'étend des paysages pyrénéens de haute montagne au sud, jusqu' aux marges ligériennes au nord ; de la façade atlantique à l'ouest aux plateaux cristallins du Massif central à l'est. La diversité des milieux naturels se cale sur un triple gradient, altitudinal, latitudinal et de continentalité. Elle impose le suivi d'un nombre important de milieux naturels qui sont retenus pour leur représentativité d'un type d'écosystème régional : dunaire, sec, humide, forestier et montagnard, chacun ayant un climat local original. D'après Le Treut (2013), le changement climatique devrait augmenter la sécheresse et la température des milieux sec et dunaire, déficitaires en eau absorbable, ce dernier étant également soumis à l'érosion marine ; il devrait induire un déficit hydrique dans les milieux humides ; dégrader les conditions fraîches du milieu forestier spécifique de hêtraies relictuelles de plaine ; soumettre les milieux montagnards aux variations amorcées du régime des pluies, aux changements de températures estivales et aux modifications du manteau neigeux.

• Sélection des indicateurs « sentinelles du climat »

Pour mesurer l'état de la biodiversité, les indicateurs permettent une réduction du nombre de mesures. Ils simplifient l'approche de phénomènes complexes et donnent une image de l'état de santé actuel de la biodiversité et une prospective potentielle. Cette « image » doit permettre aux gestionnaires de prendre des décisions d'anticipation et d'en évaluer les conséquences. Il s'agit donc

d'identifier des indicateurs biologiques pertinents à l'échelle régionale pour à la fois évaluer l'état de la biodiversité et tenter de prédire sa réponse à la pression du changement climatique.

Les indicateurs utilisés sont d'ordre « biologique » et concernent des espèces de flore et de faune étudiées dans leur milieu. L'état et l'évolution de ces indicateurs sont reliés à un ensemble de variables de pression climatique mesurées à des échelles de temps et d'espace différentes. Ces données horaires, journalières et annuelles concernent la température, l'hygrométrie, la pluviométrie, la radiation solaire, la vitesse du vent, etc. afin de dégager des tendances de l'impact de leurs variations sur l'état de la biodiversité année après année.

Trois types de réponses de la biodiversité face au changement climatique sont actuellement reconnus : (1) l'expansion, la persistance dans l'habitat par adaptation génétique ou plasticité phénotypique, (2) le glissement, la migration vers des zones refuges plus appropriées ou (3) la contraction, l'extinction locale, l'effondrement, le déclin (DAVIS & SHAW, 2001). Le nombre d'extinctions locales dépendra fortement de la capacité des espèces à se déplacer ou à s'adapter (FODEN *et al.*, 2008).

À l'échelle régionale ou locale, les espèces « indicatrices » les plus directement menacées ont des restrictions spatiales latitudinales et altitudinales et des capacités physiques de dispersion limitées (FEEHAN *et al.*, 2009). Celles qui sont choisies doivent être facilement observables, autorisant pour leur étude des protocoles simples et peu coûteux. Nous posons ainsi les hypothèses suivantes :

- ces espèces doivent être parmi les premières à répondre aux variations climatiques locales et elles constituent alors les « sentinelles du climat », véritables modèles réduits dans l'espace et dans le temps de la réponse de la biodiversité au changement climatique ;
- il est possible d'isoler les facteurs climatiques de pression des autres facteurs dans leur dynamique d'évolution.

Un état de la connaissance des effets du changement climatique sur la biodiversité a permis de lister des groupes d'espèces couramment utilisés pour caractériser l'état des milieux naturels : mousses, fougères, gymnospermes et angiospermes, insectes, amphibiens, reptiles et mammifères. En 2016, 752 articles ont été recensés traitant du sujet du changement climatique et des différents taxons (flore, insecte, amphibien, reptile, oiseau, mammifère) (MALLARD, 2016a). Les mots-clés de recherche ont été identifiés selon notre hypothèse de départ définissant les espèces sentinelles du climat : les changements d'aire de répartition, de phénologie et d'écophysiologie des espèces.

À partir d'un état de l'art des connaissances (MALLARD, 2017a ; MALLARD, 2016a), de critères définis et d'une importante base de données empiriques des productions d'atlas de la flore (ofsa.fr) et de la faune en région Aquitaine (BERRONEAU, 2015 ; RUYS & COUZI, 2015 ; GOURVIL *et al.*, 2016), les espèces et les groupes d'espèces « indicateurs » ont été développés pour les 5 types de milieux naturels sensibles : dunaires, secs, humides, forestiers et montagnards (Fig. 1).

Les phénomènes liés au changement climatique analysés en lien avec les conséquences sur la biodiversité de ces milieux sont l'augmentation des températures maximales, minimales, des moyennes et des chaleurs estivales, diminution des précipitations moyennes (LE TREUT, 2013). En Nouvelle-Aquitaine, le milieu dunaire et la côte sableuse subissent directement l'influence des vents, du niveau de la mer et des amplitudes des marées. Les conditions du milieu sont liées à la salinité et à la température. L'augmentation d'épisodes ponctuels forts tels que les tempêtes rend le milieu vulnérable à l'érosion et au recul du trait de côte (LE TREUT, 2013).

Les pelouses calcicoles sont assimilées à un milieu sec. Elles sont réparties majoritairement en Dordogne, dans le Lot-et-Garonne et, dans une moindre mesure, en Gironde et en Pyrénées-Atlantiques. Ces habitats se développent sur des substrats calcaires et hébergent une flore particulière avec des espèces, adaptées à des sols pauvres en nutriments et supportant un déficit hydrique important en période estivale. Le changement climatique pourrait modifier le cortège existant avec l'apparition et la propagation d'espèces thermophiles d'affinités méditerranéennes (MALLARD, 2016b).

Dans les milieux humides, caractérisés de milieux frais, les effets du changement climatique sont déjà constatés. À cause d'un réchauffement global et de périodes de sècheresse prolongées (LE TREUT, 2013), les espèces d'affinités boréales et humides risquent de disparaître au profit d'espèces à affinités plus chaudes et sèches. Les milieux les plus frais sont : les lagunes du plateau landais, les landes humides, les tourbières, les étangs arrière-littoraux et les marais côtiers.

Le milieu forestier subira le changement climatique, particulièrement les hêtraies relictuelles de plaine et leur cortège de flore d'affinité montagnarde, avec de nombreuses espèces rares au niveau régional (*Carex digitata*, *Euphorbia hyberna*), qui semblent en voie de régression du fait de variations du climat. Les forêts à hêtres de plaine sont particulièrement sensibles à des épisodes de sécheresse et de canicule plus intenses. Elles sont très localisées et se développent à la faveur de conditions atmosphériques très fraîches sur des versants exposés au nord ou en fond de vallon. Elles sont des reliques des époques glaciaires en plaine. À l'avenir, elles peuvent disparaître ou se raréfier au profit de végétations forestières plus sèches et plus thermophiles (MALLARD, 2016b).

Le milieu montagnard est constitué de zones de gradients climatiques. Les différences de saisons devraient y être plus marquées (LE TREUT, 2013) impactant directement la phénologie et le gradient de répartition altitudinale des espèces des montagnes des Pyrénées. Les espèces des régions de montagne devraient être particulièrement touchées et susceptibles d'un risque d'extinction locale rapide (THOMAS *et al.*, 2004). La diminution du manteau neigeux et l'augmentation des températures du sol (LE TREUT, 2013) contribueront à l'évolution du milieu qui pourra alors être occupé par d'autres espèces moins spécialistes et plus opportunistes.

À partir des milieux sensibles du territoire de la Nouvelle-Aquitaine, une vingtaine d'indicateurs ont été choisis (Fig. 1). Ces espèces ont été sélectionnées sur les critères suivants : capacité de déplacement limitée, inféodées aux écosystèmes sensibles, sensibilité au changement climatique, biologie et écologie connues, observations faciles et objectifs de conservation (MALLARD, 2016a ; MALLARD, 2018 ; MALLARD & COUDERCHET, 2019).

L'évolution des indicateurs est suivie pour chacun des écosystèmes et habitats étudiés suivants :

- la flore et les végétations des milieux dunaire, sec, humide, montagnard et forestier : communautés végétales des dunes littorales non boisées ; des pelouses sèches calcicoles ; des landes humides ; des tourbières, des lagunes du plateau landais, des rives d'étangs arrière-littoraux et de forêts à hêtres de plaine. Les cortèges floristiques concernent les spermatophytes et ptéridophytes excluant les bryophytes et lichens (complexes à appréhender). Concernant le suivi des forêts à hêtres, le champ d'investigation taxonomique concerne les spermatophytes, ptéridophytes et bryophytes (MALLARD, 2017b).
- les lépidoptères des pelouses sèches, de landes humides et des pelouses thermophiles montagnardes, avec deux études spécifiques sur les espèces sentinelles du climat : *Phengaris alcon* écotype « *alcon* » (Denis &Schiffermüller, 1775) – Azuré des mouillères des landes et prairies humides tourbeuses à paratourbeuses ; et *Parnassius apollo* (Linnaeus,

1758) – Apollon et cortège lépidoptérique associé aux pelouses thermophiles montagnardes ;

- Leucorrhines et cortège d'odonates associé des lagunes des Landes de Gascogne ;
- *Gomphocerus sibiricus* (Linnaeus, 1767) et le cortège des orthoptères associé des prairies et pelouses de montagne des Pyrénées–Atlantiques ;
- *Hyla molleri* (Bedriaga, 1889) – Rainette ibérique des lagunes du triangle landais et *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) – Rainette verte des mares des landes et du bocage Picto–limousin ;
- *Rana pyrenaica* (Serra–Cobo, 1993) – Grenouille des Pyrénées des torrents de montagne ;
- *Timon lepidus* (Daudin, 1802) – Lézard ocellé des dunes grises du littoral aquitain ;
- *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) – Lézard vivipare des landes humides et tourbières de Nouvelle–Aquitaine ;
- *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) – Lézard de Bonnal et les lézards gris des affleurements et éboulis rocheux de montagne ;
- *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) et les vipères des landes humides d'altitude ;
- *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) – La Marmotte des Alpes des pelouses et rocailles pyrénéennes.

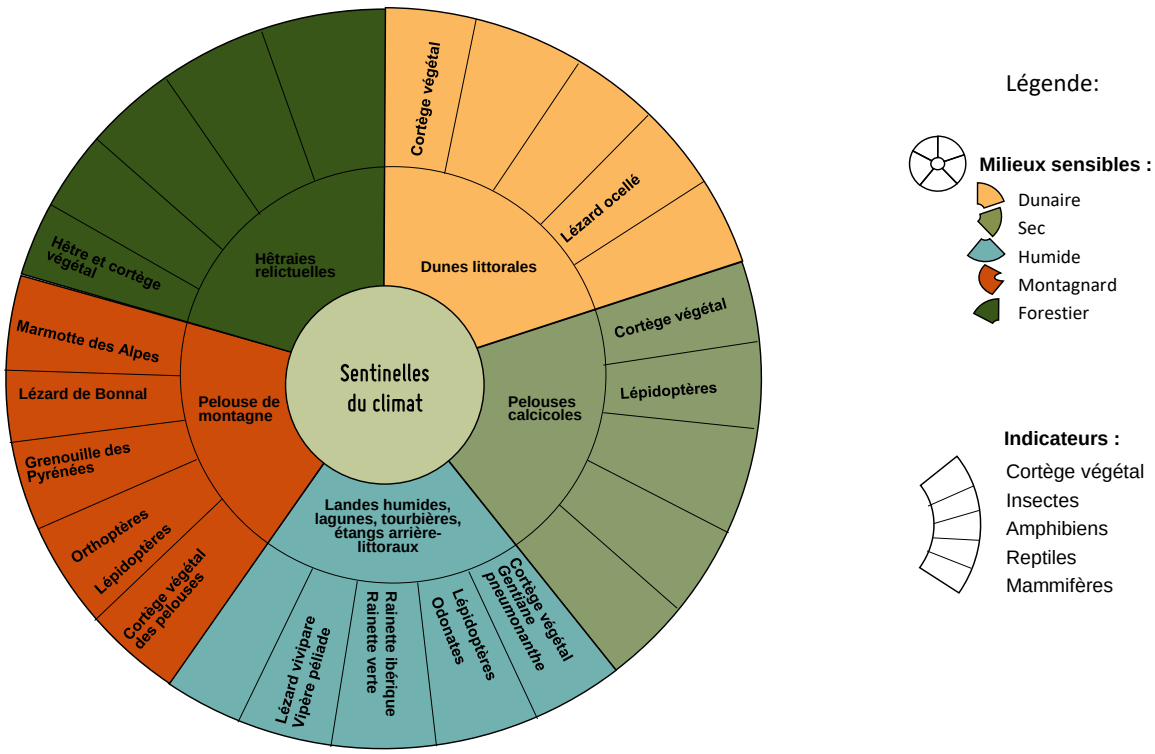


Fig. 1. Indicateurs biologiques espèces ou groupes d'espèces sentinelles du climat en fonction des milieux naturels sensibles au changement climatique.

- Mise en place pratique d'une démarche scientifique d'action

Ces indicateurs choisis dans les écosystèmes de référence constituent la base du programme « les sentinelles du climat » pour définir des suivis multi-écosystèmes, multi-espèces à long-terme des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine. L'objectif est de projeter les réponses de ces espèces sentinelles du climat face au changement climatique à différentes échelles spatio-temporelles pour proposer des actions de conservation des espèces selon une démarche de recherche en 3 étapes clés (Fig. 2).

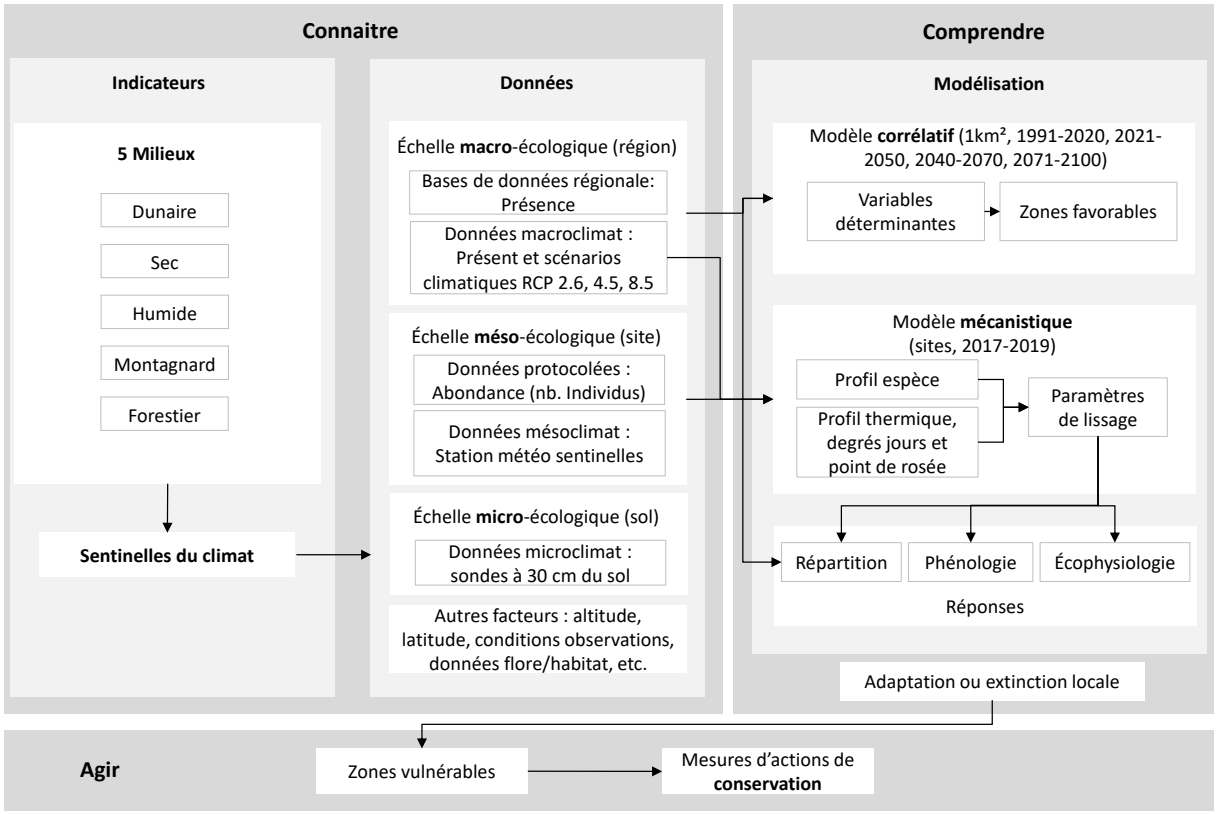


Fig. 2. Démarche de recherche pour la proposition de mesures d'actions de conservation des espèces.

1- La première étape appelée « Connaitre » définit des indicateurs biologiques pour mettre en place un réseau de suivi des effets sur la biodiversité locale (Indicateurs, Fig. 2). L'hypothèse de recherche est que les effets locaux peuvent être étudiés à partir d'indicateurs d'espèces de flore et de faune à capacité de déplacement limitée, appelées sentinelles du climat. Chaque indicateur est associé à un protocole de suivi scientifique normalisé à l'échelle locale.

2- La deuxième étape « Comprendre » est la standardisation des analyses de données pour relier le changement climatique aux données biologiques à l'échelle locale.

Trois réponses spécifiques au changement climatique sont ainsi suivies selon des échelles spatio-temporelles différentes : déplacement des aires de répartition, changements phénologiques, modifications d'écophysiologie. Trois échelles d'études sont identifiées (Données, Fig. 2) :

- **Échelle macro-climatique/écologique** (Données, Fig. 2)

À l'échelle régionale, l'observation sur le terrain nécessite des données en quantité suffisante pour obtenir des résultats pertinents. Les observatoires régionaux donnent accès à une masse d'observations naturalistes, validées et diffusées sur tout le territoire. En Nouvelle-Aquitaine, deux dispositifs complémentaires sont la référence et visent à rassembler, gérer, valider et diffuser les informations sur la biodiversité : le Système d'Information sur la Faune sauvage de Nouvelle-Aquitaine (https://observatoire-fauna.fr/) qui compte plus de 11 000 données et l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (https://obv-na.fr/observatoire) plus de 2 000 000. Les données naturalistes ont été principalement récoltées à partir des années 90.

À cette échelle, les données de Météo France sont utilisées. En France, les données climatiques sont disponibles sur la plateforme www.drias.fr. Le modèle choisi est le modèle CNRM 2014 (Aladin 52) qui permet d'accéder aux données climatiques futures des variables température, précipitations, humidité, chutes de neige, rayonnement, vent pour les scénarios : RCP 2.6 (Réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES)) ; RCP 4.5 (stabilisation des GES) ; RCP 8.5 (fortes émissions des GES) et pour les périodes : Référence ou Présent (1991 à 2020) ; Horizon proche (H1 = 2021-2050) ; Horizon moyen (H2 = 2040-2070) ; Horizon lointain (H3 = 2071-2100). Ces données sont liées à une résolution de maille de 8kmx8km qui sont redécoupées en maille de 1kmx1km.

La donnée présence permet une modélisation corrélative c'est-à-dire d'identifier par corrélation les variables climatiques (base de données de Météo France) qui caractérisent la répartition actuelle et de projeter la répartition des espèces suivantes : flore et végétations (travaux de recherche du CBNSA), rainettes, Lézard vivipare, vipères (travaux de recherche du CEBC), lépidoptères, odonates, Marmottes des Alpes (travaux de recherche de Cistude Nature), Lézard ocellé, Lézard de Bonnal et Lézard catalan, Grenouille des Pyrénées (thèse de F. Hugon UPPA).

- **Échelle méso-climatique/écologique** (Données, Fig. 2)

Cependant, les données de présence ne sont pas suffisantes pour réaliser une modélisation de l'évolution fine de la répartition des espèces. Les données d'abondance des individus sont plus difficiles à obtenir. La combinaison de ce deuxième type de données d'abondance avec celui des données de présence enrichit et valide les modèles corrélatifs précédents. Cette analyse « mécanistique » consiste en une démarche sous-jacente de compréhension des processus. Ces données d'abondance nécessitent des suivis protocolés des populations à l'échelle méso-écologique.

251 sites ont été choisis selon une répartition spatialement équilibrée à travers la Nouvelle-Aquitaine et selon leur bon état de conservation qui sera maintenu dans le temps (Fig. 3, Annexe 1). L'hypothèse est qu'un bon état de conservation stable dans le temps permettra de dissocier les effets du changement climatique des autres facteurs anthropiques sur les réponses de la biodiversité (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2016b). Dans le programme, une première campagne de terrain en 2016 a permis ensuite la mise en place des protocoles de suivis des espèces, qui ont été validés par le Conseil scientifique du programme. Les protocoles se basent sur des méthodes reconnues au niveau national et adaptées à la problématique du changement climatique. De 2016 à 2021, les suivis flore par le CBNSA, le CBNPMP, le CBNMC, sont réalisés une fois dans l'année par site et reconduits sur 3 à 6 ans selon les indicateurs. Les indicateurs faune sont mesurés annuellement par les structures suivantes : Cistude Nature, CEN Nouvelle-Aquitaine, SEL, GMHL, avec selon les indicateurs 2 à 9 suivis par an et par site.

Les protocoles des suivis des espèces sentinelles sont complétés par des mesures horaires en continu de la température et de l'humidité de l'air avec un réseau de 178 stations météorologiques (160 stations à 1m10–1m50 du sol et 18 stations à 10–50cm du sol) (MALLARD, 2019) (Annexe 2).

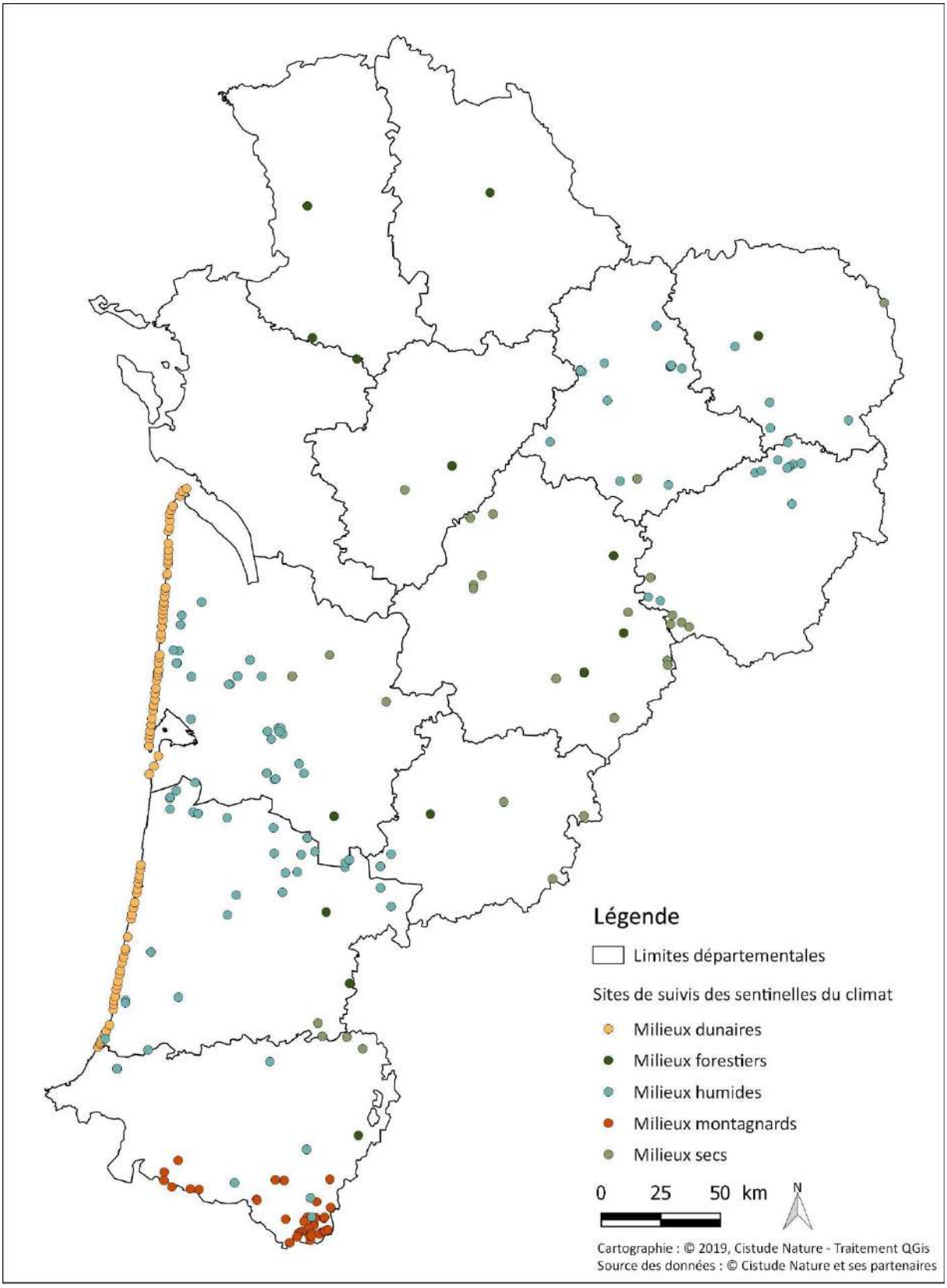
- **Échelle micro-climatique/écologique** (Données, Fig. 2)

L'écophysiologie contribue à une vision globale des impacts du changement climatique sur les organismes et leurs réponses évolutives. Les stades de développement des espèces ont des plages d'accumulation d'énergie de croissance différentes reflétant une spécialisation en fonction des régimes dynamiques subis de niveaux de température, de l'évolution de l'habitat de protection et les caractéristiques de mode de vie. Leurs limites apparentes de température peuvent être modifiées par acclimatation ou plutôt par adaptation évolutive. À l'échelle micro-écologique, les espèces et leurs stades de vie ont des plages thermiques différentes reflétant la spécialisation à des régimes de température. Ces réponses écophysiologiques des individus sont étudiées au moyen de dispositifs expérimentaux sur le terrain (thèse F. Hugon UPPA) en utilisant des thermocouples placés dans des modèles biomimétiques permettant d'imiter les propriétés thermiques des organismes de la Grenouille des Pyrénées, du Lézard de Bonnal et du Lézard Catalan (MALLARD, 2019). Certaines espèces sont également étudiées en conditions contrôlées (rainettes, lézards et vipères) afin de clarifier les réponses physiologiques et comportementales aux contraintes thermiques et hydriques (étude en laboratoire du CEBC).

Le changement climatique n'est pas le seul facteur impactant les espèces étudiées. Les données biologiques issues de sites d'étude sont à relier à un contexte paysager, associé à des effets d'autres facteurs anthropiques. Une méthode est de s'appuyer sur des indices paysagers (Données, Fig. 2) permettant de replacer ces écosystèmes dans l'espace en étudiant leur taux de dégradation et les échanges avec les systèmes voisins dans le paysage (MALLARD, 2016a). En effet, dans une zone donnée les conditions climatiques peuvent être favorables, mais si l'habitat de l'espèce est absent, elle n'y est théoriquement pas présente. En Nouvelle-Aquitaine, les données d'occupation du sol utilisées dans le projet permettant de calculer des indices paysagers proviennent de Corine Land Cover et du Référentiel aquitain d'OCcupation du Sol (thèse d'E. Lobry UMR PASSAGES/Cistude Nature).

L'ensemble de ces données permet d'analyser les trois effets spécifiques du changement climatique à savoir la répartition, la phénologie et l'écophysiologie des espèces sentinelles du climat. À partir de modèles climatiques et écologiques dans le temps et dans l'espace, une modélisation de la répartition des espèces face au changement climatique est réalisée afin de comprendre l'adaptation ou l'extinction locale des espèces dans les années à venir (Modélisation, Fig. 2).

3- Troisième étape « Agir », les connaissances développées depuis 2016 dans le programme permettent de proposer des premières réflexions de stratégies de conservation dans l'objectif de protéger et prévenir l'extinction des espèces et en promouvoir la conservation. Ces premières ébauches de réflexion amèneront au développement d'un programme les sentinelles du climat 2.0 en 2022 dans le prolongement de ce premier programme (Fig. 2).



Sites de suivis des sentinelles du climat par type de milieu, en 2019.

Fig. 3. Sites de suivis des sentinelles du climat validés en 2019.

• Mobiliser une communauté d'acteurs autour de la donnée et de la modélisation

La mobilisation d'une communauté rassemble différentes forces motrices intervenant dans la conservation des espèces sauvages, ce sont les naturalistes, chercheurs, citoyens et décideurs (Fig. 4).

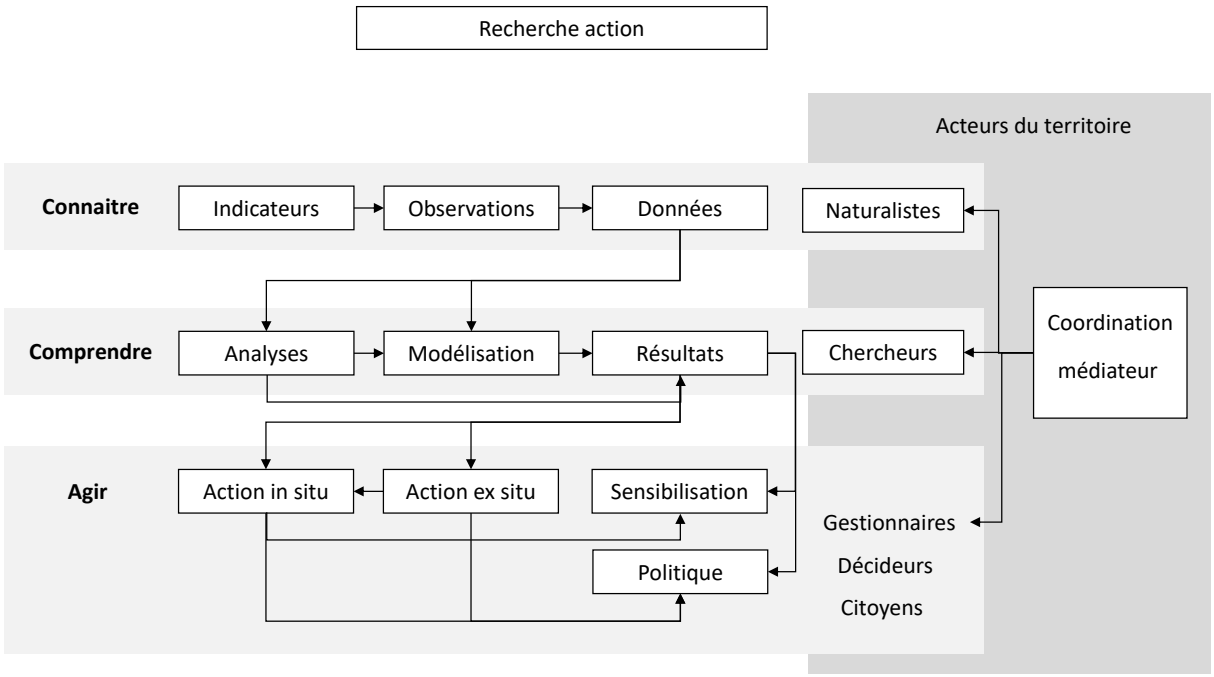


Fig. 4. Mobilisation des acteurs autour d'une démarche de recherche action selon le triptyque « connaitre-comprendre-agir ».

Connaitre : Les naturalistes font des observations sur des espèces biologiques et relèvent des données météorologiques locales. Comprendre : Ces données d'observation sont utilisées par les chercheurs dans des modèles pour corréler la réponse des espèces au changement climatique. Agir : Sur la base de ces connaissances, des actions *in situ* et *ex situ*, peuvent être développées appuyées par des actions de sensibilisation des citoyens à la protection de la biodiversité et intégrées dans les stratégies de politiques locales.

L'enjeu technique est la caractérisation de l'état de la biodiversité dans les milieux sous les pressions climatiques par la modélisation de la répartition d'espèces sentinelles. Les données recherchées sont les abondances des espèces permettant de modéliser l'évolution des populations en fonction des différents scénarios climatiques. Les données de présence plus accessibles sont des données complémentaires. La qualité et la quantité de ces données sont déterminantes pour la pertinence de la modélisation.

Des obstacles immédiats sont rencontrés lors de l'acquisition et à la centralisation de données brutes pour la mise au format de la modélisation. Selon les espèces, les données recherchées peuvent être partielles, existantes mais hétérogènes. Elles peuvent être centralisées dans différentes bases de données avec différents attributs demandant une harmonisation des champs pour les rassembler. Les données peuvent être récupérées à partir d'observations tierces, non indexées, éparpillées entre différentes organisations. Ces données sont reliées à des métadonnées qui peuvent être à leur tour bien renseignées, hétérogènes ou manquantes. Selon l'échelle d'étude, les données peuvent être précises ou devenir floutées, soumises à des droits.

Les données opportunistes permettent de générer une masse de données importante répartie sur le territoire mais elles sont soumises à de nombreux biais qui ne sont pas repérés lors de l'observation. Ces données sont récoltées par des experts mais aussi par des amateurs liés à des sciences participatives. La validation des données est indispensable avant leur utilisation et peut se réaliser par le choix préalable d'espèces faciles à déterminer par des observateurs amateurs (par exemple des espèces communes comme le Lézard des murailles *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768)), par des moyens photographiques, par la période et la localisation de l'observation qui, mises en relation avec les connaissances sur l'aire de répartition connue des espèces permettent de vérifier l'observation.

La pression d'observations peut être hétérogène selon le territoire et les espèces. Elle dépend des missions assignées aux structures naturalistes financées, des intérêts naturalistes (les espèces rares sont plus étudiées que les communes) et de la localisation des observateurs avancés et amateurs (observations plus importantes autour des grandes villes et dans les réserves et parcs protégés). Les pistes possibles de corrections sont la mise en place de sciences participatives pour acquérir une masse de données importante de présence pour les espèces communes facilement identifiables et des données réparties sur un territoire plus vaste.

Une autre voie est de mettre en place un réseau de suivi scientifique réalisé par des experts pour récolter des données sur des espèces plus difficiles à identifier et obtenir une base de données structurée. En France, les naturalistes sont ceux qui récoltent le plus de données sur les espèces et qui ont des compétences de détermination avancées (Fig. 4). Cependant, ces données ne sont pas toujours liées à un protocole scientifique associé et à une analyse mathématique et statistique. L'enjeu est de créer ce lien entre les chercheurs qui réalisent les analyses et les naturalistes (Fig. 4). Dans le programme, des organisations naturalistes (conservatoires et associations) ainsi que des laboratoires de recherche (des Universités et laboratoires de recherche) ont été mobilisés pour la mise en place de protocoles scientifiques (Fig. 4). Ils concernent la sélection du modèle biologique, les critères de choix des sites, la définition et la localisation des unités d'échantillonnage, les méthodes de comptages, les conditions météorologiques d'observations et autre variables environnementales (exemples caractéristiques du milieu). Une unité d'échantillonnage correspond à une unité de suivi, d'observation, de relevé sur un site, soit : un transect, une placette, un quadrat, un point d'écoute, etc. Cette démarche devient un point de rencontre entre recherche et expertise, entre recherche fondamentale et appliquée, entre ceux qui modélisent et ceux qui expérimentent. Cependant, la mise en pratique de cette mobilisation doit être associée à un compromis indispensable entre le contexte de terrain et les exigences scientifiques d'un protocole de suivi des espèces à long terme pour obtenir une donnée de qualité. Les consensus dans le programme ont été les suivants : des protocoles simples d'application s'intégrant dans les missions professionnelles des naturalistes, en phase avec la réalité de terrain que connaissent bien les naturalistes, des exigences de rigueur de réalisation du protocole. Des sorties sur le terrain avec les observateurs des mêmes taxons suivis ont été réalisées pour définir les mêmes conditions d'observation.

La base de données est ensuite un élément clé à l'exploitation des données en vue de leurs analyses et de la modélisation. La création d'un gabarit unique est un outil d'homogénéisation de la centralisation des données. Une forme standard de description des métadonnées et des données brutes a été développée à partir de l'analyse des besoins, du dictionnaire de données et d'un modèle conceptuel de données (MALLARD, 2018b). Cette réflexion de gabarit est basée sur le Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP) déclinée au niveau régional par l'Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage (OAFS) et sur le référentiel taxonomique national pour la faune, la flore et la fonge de France métropolitaine et d'outre-mer (TaxRef). Le SINP est un standard commun

national de description des métadonnées relatives aux jeux de données sur la biodiversité et les paysages. Le « Gabarit » s'appuie également sur TaxRef un référentiel unique en France qui liste et organise les noms scientifiques de l'ensemble des êtres vivants recensés sur le territoire. Une base de métadonnées via des fiches de terrain complète le dispositif et permet de localiser précisément les unités d'échantillonnage (MALLARD, 2018b).

Les données d'environnement sont également indispensables à acquérir pour étudier les effets des pressions dont celui du changement climatique sur les espèces sentinelles sauvages, c'est-à-dire des données climatiques, géophysiques, physico-chimiques et les données d'occupation du sol. Ces différentes sources sont liées à des résolutions différentes et peuvent être adaptées pour modéliser l'ensemble des données à la même résolution.

La diffusion des informations induit la prise de conscience des acteurs qui sera d'autant plus importante que les travaux de recherche sont diffusés à différents niveaux qui s'imbriquent. Le programme propose des outils à destination de tous les publics qui ont un rôle dans l'action puisqu'ils orientent les choix de société. Ces outils permettent de montrer la science en construction et de faire accepter l'idée que les résultats de la modélisation ne sont pas une vérité. Ils sont tributaires du niveau des connaissances actuelles, des hypothèses posées, des données partielles existantes, des modèles choisis, des outils utilisés avec leur limites et leurs incertitudes.

Les forces motrices, les décideurs, sont des acteurs de la mise en place des actions de conservation des espèces (Fig. 4). En France, la décentralisation consiste en un transfert de pouvoirs de décision de l'État à différentes entités liées à une échelle infranationale comme la région. Elle est ainsi une échelle pertinente pour l'action. Les financeurs du présent programme sont des acteurs dans la conservation à plusieurs échelles : l'Union Européenne, la Région Nouvelle-Aquitaine, le Département de la Gironde et le Département des Pyrénées-Atlantiques. L'objectif du programme est d'apporter les connaissances via des outils d'aide à la décision. Dans le programme, des réunions annuelles avec les décideurs présentent l'avancée du travail. L'efficacité la diffusion de l'information réside dans la présentation d'exemples concrets de résultats sur le territoire. La science éclaire, accompagne et montre le chemin mais n'est pas décisionnelle. Les décideurs sont les garants du bien commun et de l'intérêt général. Avec cette connaissance, ces forces motrices peuvent impulser une démarche politique d'initiatives et d'expérimentations d'adaptation au changement climatique dans une démarche de transversalité du territoire.

Enfin, l'acteur central est le coordinateur (Fig. 4). Il se situe à l'interface entre la science et la société, reliant les décideurs, les citoyens, les experts naturalistes et les chercheurs. Le coordinateur guide les missions scientifiques et affiche les priorités scientifiques et naturalistes. Il permet le développement d'un langage commun entre les acteurs. Il garantit la démarche scientifique et l'avancée technique du programme en mobilisant la communauté. Une démarche hypothético-déductive (combinaison de l'approche empirico-inductive « bottom-up » et déductive « top-down ») relie ici les études de terrain, les modèles et les expériences afin de valider des relations causales entre le changement climatique et les dynamiques de la biodiversité. L'objectif principal est de garantir l'intérêt général qui est l'objectif de la conservation de la biodiversité. Dans le programme, le coordinateur est « Cistude Nature » une association selon la loi 1901 agréée protection de la nature. Cet objectif correspond ainsi à l'essence même d'une association de protection de la nature.

• Structure de l'ouvrage

Dans le cadre de cette démarche de recherche en écologie et biologie de la conservation, cet ouvrage scientifique présente par groupe taxonomique (Partie I. La flore, Partie II. Les insectes, Partie III. Les amphibiens, Partie IV. Les reptiles, Partie V. Les mammifères, Fig. 5) les espèces sentinelles du climat sensibles au changement climatique.

Chaque chapitre est associé à des indicateurs biologiques de milieux et habitats spécifiques :

– la flore et les végétations des milieux sec, humide, montagnard et forestier (Chapitre 1)

– les lépidoptères des pelouses sèches, de landes humides et des pelouses de montagne (Chapitre 2), avec deux études spécifiques sur les espèces : *Phengaris alcon* écotype « *alcon* » (Denis &Schiffermüller, 1775) – Azuré des mouillères des landes et prairies humides tourbeuses à paratourbeuses (Chapitre 3) ; *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) – Apollon et cortège lépidoptérique associé aux pelouses thermophiles montagnardes (Chapitre 4)

– Leucorrhines et cortège d'odonates associé des lagunes des Landes de Gascogne (Chapitre 5)

– *Gomphocerus sibiricus* (Linnaeus, 1767) et le cortège des orthoptères associé des prairies et pelouses de montagne (Chapitre 6)

– *Hyla molleri* (Bedriaga, 1889) – Rainette ibérique des lagunes du triangle landais et *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) – Rainette verte des mares des landes et du bocage Picto–limousin (Chapitre 7)

– *Rana pyrenaica* (Serra–Cobo, 1993) – Grenouille des Pyrénées des torrents de montagne (Chapitre 8)

– *Timon lepidus* (Daudin, 1802) – Lézard ocellé des dunes grises du littoral aquitain (Chapitre 9)

– *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) – Lézard vivipare des landes humides et tourbières de Nouvelle–Aquitaine (Chapitre 10)

– *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) – Lézard de Bonnal et les lézards gris des affleurements et éboulis rocheux de montagne (Chapitre 11)

– *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) et les vipères des landes humides d'altitude (Chapitre 12)

– *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) – La Marmotte des Alpes des pelouses et rocailles pyrénéennes (Chapitre 13)

Les chapitres sont constitués des parties suivantes :

– §.1) en introduction, le contexte et la problématique liés aux espèces étudiées,

– §.2) le matériel et les méthodes mis en place dans le cadre de la modélisation corrélative de la répartition des espèces (échelle macroclimatique et écologique) concernant les suivis naturalistes des espèces et du réseau de stations météorologiques sur des sites d'études (échelle mésoclimatique et écologique), l'identification des niches thermiques et/ou hydriques des espèces (échelle microclimatique et écologique),

– §.3) les résultats de 2017 à 2021 sur les cartes de répartition des espèces face au changement climatique et les variations interannuelles des espèces en lien avec le climat,

– §.4) une discussion permettant d'aboutir sur des pistes d'hypothèses sur les trois effets spécifiques du changement climatique sur la répartition, la phénologie et l'écophysiologie des espèces sentinelles du climat.

Concernant l'indicateur biologique récemment intégré au programme *Gomphocerus sibiricus* (Linnaeus, 1767) et le cortège des orthoptères associé des prairies et pelouses de montagne (Chapitre 6), le chapitre présente des pistes de réflexions sur la mise en place de suivi sur le long–terme.

Enfin, la dernière partie (Partie VI. Paysage, Fig. 5) présente l'originalité du programme, à savoir d'intégrer dans la modélisation des effets du changement climatique sur les « espèces sentinelles du climat » d'autres facteurs à travers les indices paysagers (Chapitre 14). L'hypothèse est de pouvoir dissocier la part du changement climatique et des autres facteurs dans la réponse de ces espèces.

À travers ces premières années de développement de connaissance, des premières pistes de réflexions d'actions sont proposées suivant le concept de la Biologie de conservation appliquée (Partie VII. Conservation des espèces, Chapitre 15, Fig. 5).

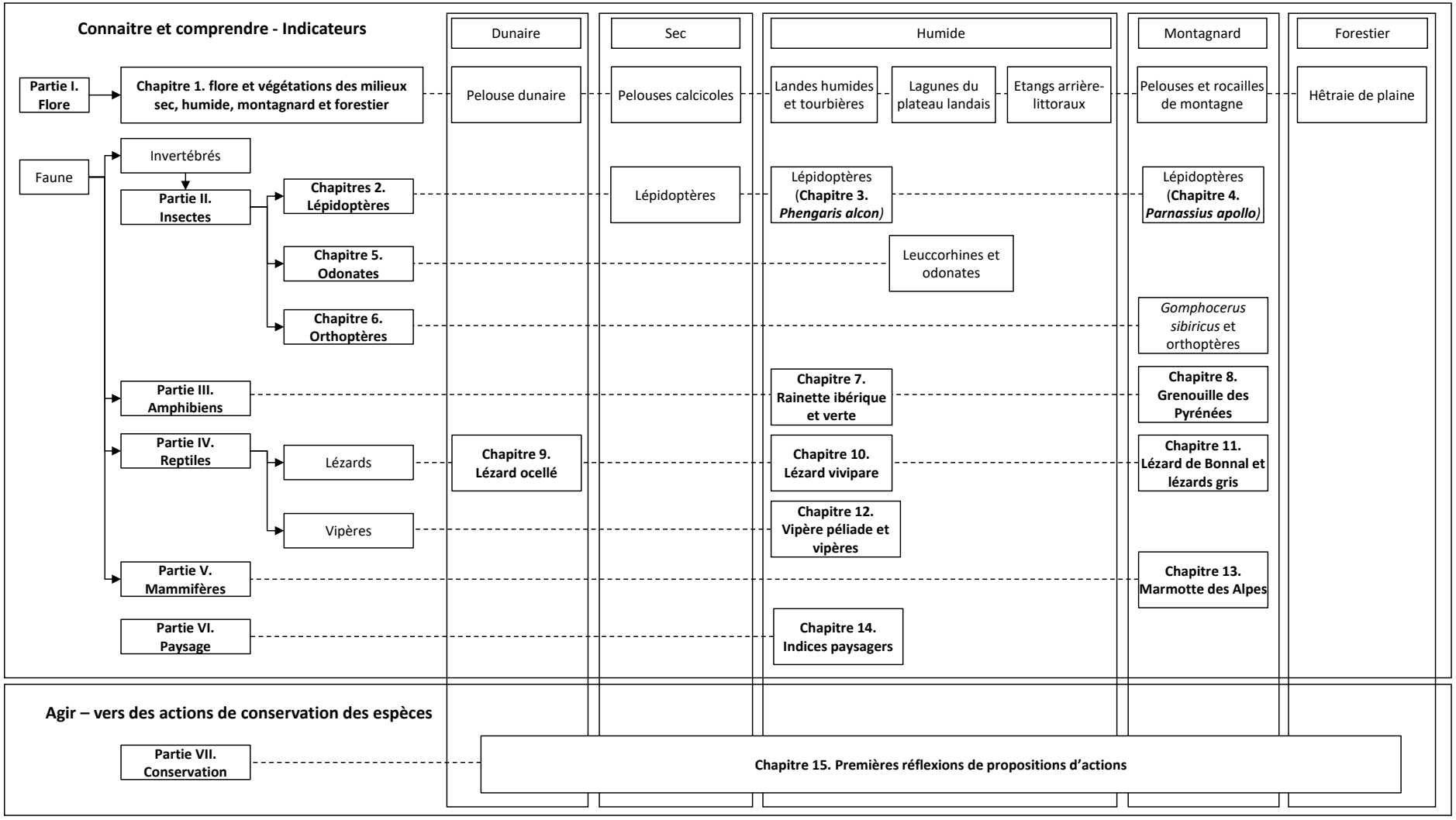


Fig. 5. Plan de l'ouvrage Tome IX : Connaitre et comprendre pour protéger les espèces face au changement climatique en région Nouvelle-Aquitaine.

PARTIE I. LA FLORE

Chapitre 1. Flore et végétations des milieux sec, humide, montagnard et forestier

Auteurs : *Kévin Romeyer, Rémi David*
Contributeurs : *Olivier Nawrot, Sylvain Bonifait, Grégory Caze*

Résumé :

La flore et les végétations de Nouvelle-Aquitaine subiront les impacts du changement climatique, tant sur les aspects phénologiques, phytocoenotiques que chorologiques. Ce sera particulièrement le cas au sein de milieux présentant une sensibilité accrue au réchauffement tels que les tourbières, les forêts à Hêtre, les coteaux secs, les dunes littorales, les pelouses montagnardes des sols pauvres ou encore les lagunes du plateau landais et rives d'étangs arrière-littoraux.

Afin d'anticiper les évolutions spatiale et temporelle à l'échelle régionale, une approche chorologique basée sur la projection des conditions favorables au développement des espèces et végétations dans le futur a été mise en place. Elle emploie des *Species Distribution Models* (SDM) alimentés par les données de présence actuelle des espèces, à travers l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (obv-na.fr), et reliées à des variables environnementales, notamment climatiques. L'intégration des données climatiques futures ALADIN selon différents horizons et scénarios d'émissions de gaz à effet de serre permet d'obtenir un ensemble de projections d'aires favorables à la présence des espèces. De la comparaison entre la répartition actuelle et les répartitions potentielles futures peut ainsi être déduit un taux d'évolution chorologique. Cet indicateur fournit une information sur la tendance d'évolution et son intensité pour chaque espèce ou végétation, soit de façon plus synthétique sur leur sensibilité climatique.

Les résultats montrent différents patterns d'évolution en fonction des « types écologiques » d'espèces. Les espèces d'affinité méditerranéenne, en particulier celles de coteaux secs, progresseraient de façon importante. A l'inverse, les plantes et végétations de climat frais d'affinité plutôt montagnarde, comme le cas des forêts à Hêtre, connaitraient une importante régression notamment à basse altitude. Enfin, les végétaux de zones humides pourraient être fortement contraints. La hausse des températures, notamment hivernales, une aridité plus importante, l'allongement des durées de sécheresse et la baisse d'humidité relative semblent constituer les principaux facteurs de modifications d'aire pour la flore et les végétations.

Les limites inhérentes à ce type de travaux (disponibilités de descripteurs, estimation de niches écologiques, etc.), ainsi que les perspectives de travail et d'amélioration sont discutées. L'enjeu du programme étant d'obtenir des prédictions d'évolution des espèces les plus fiables possibles.

Mots-clés : changement climatique, chorologie, évolution, flore, forêts, Hêtre, modélisation, Nouvelle-Aquitaine, OBV-NA, phytosociologie, projections, répartition, SDM, sensibilité, végétations.

1.1 Introduction

La modification des aires de répartition des espèces est reconnue comme l'un des effets principaux du changement climatique sur la flore (BAKKENES *et al.*, 2002 ; THUILLER *et al.*, 2005 ; PIEDALLU *et al.*, 2009). Étant donné l'ampleur de ce dernier dans la région Nouvelle-Aquitaine pour les décennies à venir (ACCLIMATERRA, 2018), des bouleversements importants de la répartition des espèces végétales pourraient survenir comme le suggèrent les travaux de Thuiller et ses collaborateurs (THUILLER *et al.*, 2005) prédisant un taux de substitution de près de 70% à l'horizon 2080 (selon le scénario RCP 8.5 de poursuite des émissions de gaz à effet de serre) de la flore.

Le territoire de Nouvelle-Aquitaine est riche de nombreuses communautés végétales potentiellement sensibles aux modifications climatiques tels que celles des tourbières, des forêts à Hêtre, des pelouses sèches, des gazons amphibies, des dunes littorales ou encore des pelouses acidiphiles montagnardes (MALLARD, 2016b ; MADY & ROMEYER, 2017 in Mallard, 2017b). Pour chacun d'eux, les facteurs de changement et les hypothèses d'évolution sont différents. La saisonnalité des pluies plus marquée avec des étés plus longs, plus chauds et secs pourraient ainsi entrainer un assèchement des milieux humides menaçant les tourbières ou les gazons amphibies (ROMEYER, 2018a ; ROMEYER, 2018b ; MADY *et al.*, 2018 in Mallard, 2018a). Sur les coteaux calcaires, la hausse des températures favoriserait les espèces d'affinités méditerranéennes (GRILLET *et al.*, 2006 ; VENNETIER & RIPERT, 2010) et les cortèges d'annuelles au profit des vivaces (LAVOREL & GARNIER, 2002 ; ZWICKE, 2013). Les forêts à Hêtre pourraient dépérir rapidement (LEBOURGEOIS *et al.*, 2005 ; LATTE *et al.*, 2017), notamment sous l'effet d'une aridité accrue (LEBOURGEOIS & MÉRIAN, 2011). Les dunes littorales, soumises aux impacts mécaniques (érosion) et physiques (réchauffement, sécheresse) du changement climatique, connaitraient d'importants bouleversements en termes de flore et d'habitats avec la progression d'espèces thermophiles et la troncature de séquence dunaire (DELZON *et al.*, 2013 ; URLI *et al.*, 2015 ; ROMEYER, 2017 in Mallard, 2017b). Enfin, des modifications de régime des pluies avec une baisse d'humidité atmosphérique, associées à des retombées d'azote liée au réchauffement, impacteraient fortement les cortèges de pelouses acidiphiles en particulier montagnardes (GAUDNIK *et al.*, 2011 ; MAURICE, 2011 ; BOUTIN *et al.*, 2017). Dans tous les cas, un processus de remplacement d'espèces devrait s'effectuer avec des gains et pertes, aussi bien à une échelle locale que globale (THUILLER *et al.*, 2007 ; DUPRÈ *et al.*, 2010 ; BERTRAND, 2012).

Les réponses spatiales de la flore face aux évolutions du climat, à savoir la persistance, la migration, l'extension et la régression, sont utilisées ici pour définir un indice de sensibilité climatique. En effet, la tendance et l'amplitude d'évolution de l'aire de répartition des espèces (c'est-à-dire l'évolution chorologique) apportent des informations d'intérêt pour appréhender leur vulnérabilité ou leur stabilité. L'utilisation de SDM (*Species Distribution Model*) a donc été choisie pour répondre à cet objectif, en se basant sur les données floristiques recensées dans l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV-NA, 2020).

Dans un premier temps, les étapes de calibration des modèles (sélection des variables environnementales adéquates, préparation des données floristiques, choix et paramétrages des modèles) ont permis d'établir des niches écologiques et cartes de présence potentielle actuelle d'espèces les plus pertinentes possibles (DAVID & ROMEYER, 2019 in Mallard, 2019). Bien que ces aspects puissent encore être améliorés, les étapes de projection de la répartition potentielle future des espèces ont pu être menées et sont détaillées dans le présent rapport. La comparaison entre la répartition théorique actuelle et la répartition future des espèces selon différents horizons permet ainsi d'appréhender l'évolution chorologique de la flore. Les sorties des modèles (contribution des variables,

courbes de réponses) fournissent des éléments pour l'interprétation de ces évolutions pour chaque espèce afin de juger de leur pertinence.

Afin de discuter des prédictions ainsi générées, un lot d'espèces représentatives des milieux suivis dans le cadre du programme « les Sentinelles du climat » a fait l'objet des traitements. En parallèle, l'exercice a été appliqué aux végétations forestières à Hêtre de la région pour tenter d'appréhender les évolutions d'aire de répartition à l'échelle des communautés végétales.

1.2 Matériel et Méthodes

1.2.1 Les données d'entrées

• Espèces végétales

La flore spontanée à subspontanée de Nouvelle-Aquitaine comporte près de 4000 taxons de plantes vasculaires au rang spécifique (GOUEL *et al.*, à paraître ; LEBLOND *et al.*, à paraître ; NAWROT, 2013). Cela forme une masse de données importantes à traiter, à mettre en forme et à synthétiser. Afin de visualiser les premiers résultats d'évolution chorologique et discuter de l'amplitude et de la pertinence des modifications prédites, un lot d'une cinquantaine d'espèces est sélectionné pour illustrer ce chapitre (Tab. I). Des espèces d'autécologies et de types biologiques variés, avec des niveaux de rareté hétérogènes (peu communes à fréquentes avec un minimum de mailles de présence fixé à 50), des aires de répartition plus ou moins larges et présentant des sensibilités potentielles différentes au changement climatique (positives, neutres ou négatives) ont ainsi été choisies. Il s'agit pour la plupart d'espèces typiques des milieux sensibles et suivis dans le cadre du programme « les Sentinelles du climat », à savoir les forêts à Hêtre, les tourbières, les pelouses calcicoles, les gazons amphibies, les pelouses acidiphiles montagnardes et les dunes littorales (MALLARD, 2016b ; MADY & ROMEYER, 2017 in Mallard, 2017b).

Les données de présence pour ces espèces sont issues de l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV-NA, 2020), avec une extraction en date du 06/02/2020.

Tab. I. Espèces végétales retenues pour la modélisation

cd_ref	*Taxons*	*Nb de présences (Mailles de 1 km)*	*Biogéographie / Écologie* (d'après Dumé *et al.*, 2018 ; Julve, 2018)	*Type biologique*
79763	*Acer monspessulanum*	1247	subméditerranéenne / xérocline, neutrophile, thermophile, hémihéliophile	mésophanérophyte
80590	*Agrostis canina*	3751	eurosibérienne / hygrophile, acidicline, mésotherme, héliophile	hémicryptophyte
81369	*Allium ericetorum*	589	ibéro-atlantique / hygrocline, acidiphile, thermophile, hémihéliophile	géophyte
82139	*Ammophila arenaria*	351	européenne / xérophile, acidicline, thermocline, héliophile	hémicryptophyte
82637	*Anemone nemorosa*	3150	européenne / mésophile, acidicline, mésotherme, sciaphile	géophyte
83481	*Arbutus unedo*	960	méditerranéo-atlantique / mésoxérophile, acidiphile, thermophile, hémihéliophile	mésophanérophyte
83565	*Arenaria controversa*	204	endémique française / mésoxérophile, basiphile, thermophile, héliophile	thérophyte
83874	*Arnica montana*	213	orophyte européenne / mésophile, acidicline, mésotherme, héliophile	hémicryptophyte à rosette
84338	*Asphodelus albus*	2142	européenne méridionale / mésophile, acidiphile, thermophile, hémihéliophile	géophyte
85439	*Avenula pubescens*	793	eurasiatique / xérocline, neutrophile, mésotherme, héliophile	hémicryptophyte
718211	*Baldellia repens*	782	amphibie, acidicline, thermophile, héliophile	hélohémicryptophyte
85904	*Betula pubescens*	666	eurosibérienne / mésohygrophile, acidiphile, mésotherme, hémihéliophile	mésophanérophyte
86262	*Brachypodium distachyon*	301	sténoméditerranéenne / mésoxérophile, neutrophile thermophile, héliophile	thérophyte
88470	*Carex digitata*	171	eurasiatique / xérocline, neutrophile, mésotherme, sciaphile	hémicryptophyte

cd_ref	*Taxons*	*Nb de présences (Mailles de 1 km)*	*Biogéographie / Écologie* (d'après Dumé *et al.*, 2018 ; Julve, 2018)	*Type biologique*
88489	*Carex echinata*	1636	circumboréale / mésohygrophile, acidiphile, mésotherme, ombrophile	hémicryptophyte
608144	*Caropsis verticillato-inundata*	297	subatlantique / amphibie, acidicline, thermophile, héliophile	hémicryptophyte tubéreux
89200	*Carpinus betulus*	6396	médio-européenne / mésophile, neutrophile, mésotherme à thermocline, hémisciaphile	mésophanérophyte
89235	*Carthamus mitissimus*	735	méditerranéo-atlantique / mésoxérophile, basiphile, thermophile, héliophile	hémicryptophyte à rosette
91715	*Cistus salviifolius*	815	méditerranéo-atlantique / mésoxérophile, acidicline, thermophile, hémihéliophile	chaméphyte frutescent sempervirent
94427	*Daphne gnidium*	88	euryméditerrannéenne / mésoxérophile, neutrophile, thermophile, hémihéliophile	chaméphyte frutescent sempervirent
95442	*Drosera rotundifolia*	997	circumboréale / mésohygrophile, acidiphile, mésotherme, héliophile	hémicryptophyte
96665	*Erica ciliaris*	2890	Atlantique / mésohygrophile, acidiphile, thermophile, héliophile	chaméphyte frutescent sempervirent
96691	*Erica scoparia*	6331	méditerranéo-atlantique / hygrocline, acidiphile, thermophile, héliophile	nanophanérophyte sempervirent
96844	*Eriophorum angustifolium*	817	circumboréale / mésohygrophile, acidiphile, mésotherme, héliophile	hélogéophyte rhizomateux
97947	*Fagus sylvatica*	3862	médio-européenne / mésophile, acidicline, mésotherme, sciaphile	macrophanérophyte caducifolié
99028	*Fumana procumbens*	1155	eurasiatique méridionale / mésoxérophile, basiphile, thermophile, héliophile	chaméphyte suffrutescent caducifolié
99488	*Galium odoratum*	353	eurasiatique / mésophile, neutrophile, mésotherme, sciaphile	hémicryptophyte à stolons hypogés
99903	*Gentiana lutea*	251	orophyte sud européen / mésophile, acidicline, psychrophile, héliophile	hémicryptophyte à rosette
99922	*Gentiana pneumonanthe*	482	eurosibérienne / mésohygrophile, acidiphile, thermocline, héliophile	hémicryptophyte
101101	*Helichrysum stoechas*	1277	méditerranéo-atlantique / mésoxérophile, neutrophile, thermophile, héliophile	chaméphyte frutescent sempervirent
101202	*Helleborus viridis*	1466	Subatlantique / mésophile, neutrophile, mésotherme, hygrosciaphile	hémicryptophyte
103057	*Hyacinthoides non-scripta*	1935	Subatlantique / mésophile, acidicline, mésotherme, sciaphile	géophyte bulbeux
105312	*Lavandula latifolia*	156	méditerranéenne / xérophile, basiphile, thermophile, héliophile	chaméphyte frutescent sempervirent
106419	*Littorella uniflora*	378	médio-européenne / amphibie, acidiphile, mésotherme, héliophile	hélohémicryptophyte à stolons hypogés
106807	*Luronium natans*	169	ouest-européenne / amphibie, acidicline, thermocline, hémihéliophile	hydrohémicryptophyte à stolons
106863	*Luzula sylvatica*	1379	eurocaucasienne / mésophile, acidicline, mésotherme, hygrosciaphile	hémicryptophyte
107880	*Melica uniflora*	2846	paléotempérée / mésophile, neutrophile, mésotherme, hémisciaphile	hémicryptophyte à stolons hypogés
109366	*Nardus stricta*	1324	eurosibérienne / mésophile, acidiphile, mésotherme, héliophile	hémicryptophyte
109372	*Narthecium ossifragum*	564	circumboréale / mésohygrophile, acidiphile, mésotherme, héliophile	géophyte
116704	*Quercus ilex*	1276	méditerranéo-atlantique / mésoxérophile, neutrophile, thermophile, hémihéliophile	mésophanérophyte sempervirent
116774	*Quercus suber*	751	méditerranéenne / mésoxérophile, acidicline, thermophile, hémihéliophile	mésophanérophyte sempervirent
611455	*Rhaponticum coniferum*	206	méditerranéenne / xérophile, basiphile, thermophile, héliophile	hémicryptophyte

cd_ref	*Taxons*	*Nb de présences (Mailles de 1 km)*	*Biogéographie / Écologie* (d'après Dumé *et al.*, 2018 ; Julve, 2018)	*Type biologique*
118916	*Rubia peregrina*	10062	méditerranéo-atlantique / xérocline, neutrophile, thermophile, hémisciaphile	chaméphyte herbacé sempervirent
123071	*Sesleria caerulea*	408	médio-européenne / mésoxérophile, basiphile, mésotherme, hémihéliophile	hémicryptophyte
123668	*Silene uniflora*	177	atlantique / xérophile, acidicline, thermophile, héliophile	hémicryptophyte
123987	*Smilax aspera*	86	subméditerranéenne / mésoxérophile, neutrophile, thermophile, hémihéliophile	nanophanérophyte lianescent
124842	*Staehelina dubia*	654	subméditerranéenne / mésoxérophile, basiphile, thermophile, héliophile	chaméphyte frutescent sempervirent
126027	*Teucrium pyrenaicum*	384	orophyte franco-ibérique / mésoxérophile, basiphile, thermocline, héliophile	chaméphyte suffrutescent
161784	*Tractema lilio-hyacinthus*	663	orophyte ouest-européenne / mésophile, neutrophile, mésotherme, hygrosciaphile	géophyte bulbeux
128345	*Vaccinium myrtillus*	1058	circumboréale / mésophile, acidiphile, mésotherme, hygrosciaphile	chaméphyte frutescent caducifolié

Il paraît important de mentionner la biogéographie et le type biologique des taxons. En effet, bien que ces deux critères ne soient pas intégrés dans le modèle qui s'appuie uniquement sur des descripteurs environnementaux et climatiques, ils sont fondamentaux en termes d'analyse des résultats, voire dans une optique de correction préalable (§ 1.4.2).

• Communautés végétales (cas des forêts à Hêtre de plaines)

La modélisation de la répartition potentielle actuelle des communautés végétales et les projections de répartition future doivent pouvoir s'appuyer sur un travail de typologie relativement fine de ces communautés (FERRIER & GUISAN, 2006 ; MARAGE & GÉGOUT, 2010). Cela est envisageable à travers une connaissance suffisante de leur écologie, et particulièrement de leur déterminisme climatique et édaphique, mais également grâce à la disponibilité d'observations de présence géoréférencées de façon assez précise (MARAGE & GÉGOUT, 2010 ; WANG *et al.*, 2017).

Une synthèse typologique sur les végétations à Hêtre de plaines de Nouvelle-Aquitaine (ROMEYER *et al.*, in prep. ; ROMEYER, 2017 in Mallard 2017b), entreprise dans la cadre du programme « les Sentinelles du climat », a permis d'accéder à ces informations qualitatives et quantitatives, nécessaires à des travaux de modélisation pertinents.

La typologie phytosociologique

La compréhension fine de l'écologie des communautés végétales et leur description repose ici sur la phytosociologie sigmatiste (MEDDOUR, 2011). En effet, celle-ci utilise la capacité des cortèges floristiques à intégrer les conditions environnementales et dynamiques des milieux (DELPECH & GÉHU, 1988 ; RAMEAU, 2001). Elle s'appuie sur des méthodologies de terrain et d'analyses éprouvées, adossées à un système de classification hiérarchisée, largement partagée et susceptible d'évolution en tenant compte de l'amélioration des connaissances.

Le travail de typologie des végétations forestières à Hêtre concerne les forêts dans lesquelles cette espèce est susceptible de structurer le peuplement, seul ou en mélange avec d'autres essences (chênes pédonculée, sessile ou pubescent et Charme notamment). Au niveau géographique, l'étude est centrée sur les forêts de plaines du Bassin Aquitain, correspondant par extension aux étages planitiaire et collinéen de Nouvelle-Aquitaine, d'altitude majoritairement inférieure à 500 mètres (Fig. 6). Les forêts montagnardes sont abordées ici de façon fragmentaire et mériteraient une étude complémentaire à part entière. Par ailleurs, les végétations forestières affines aux forêts à Hêtre, relevant du *Carpinion betuli*, mais dont ce dernier est exclu pour des raisons climatiques, sont également intégrées. Cela afin de mieux cerner les facteurs déterminants et d'identifier les cortèges floristiques sensibles.

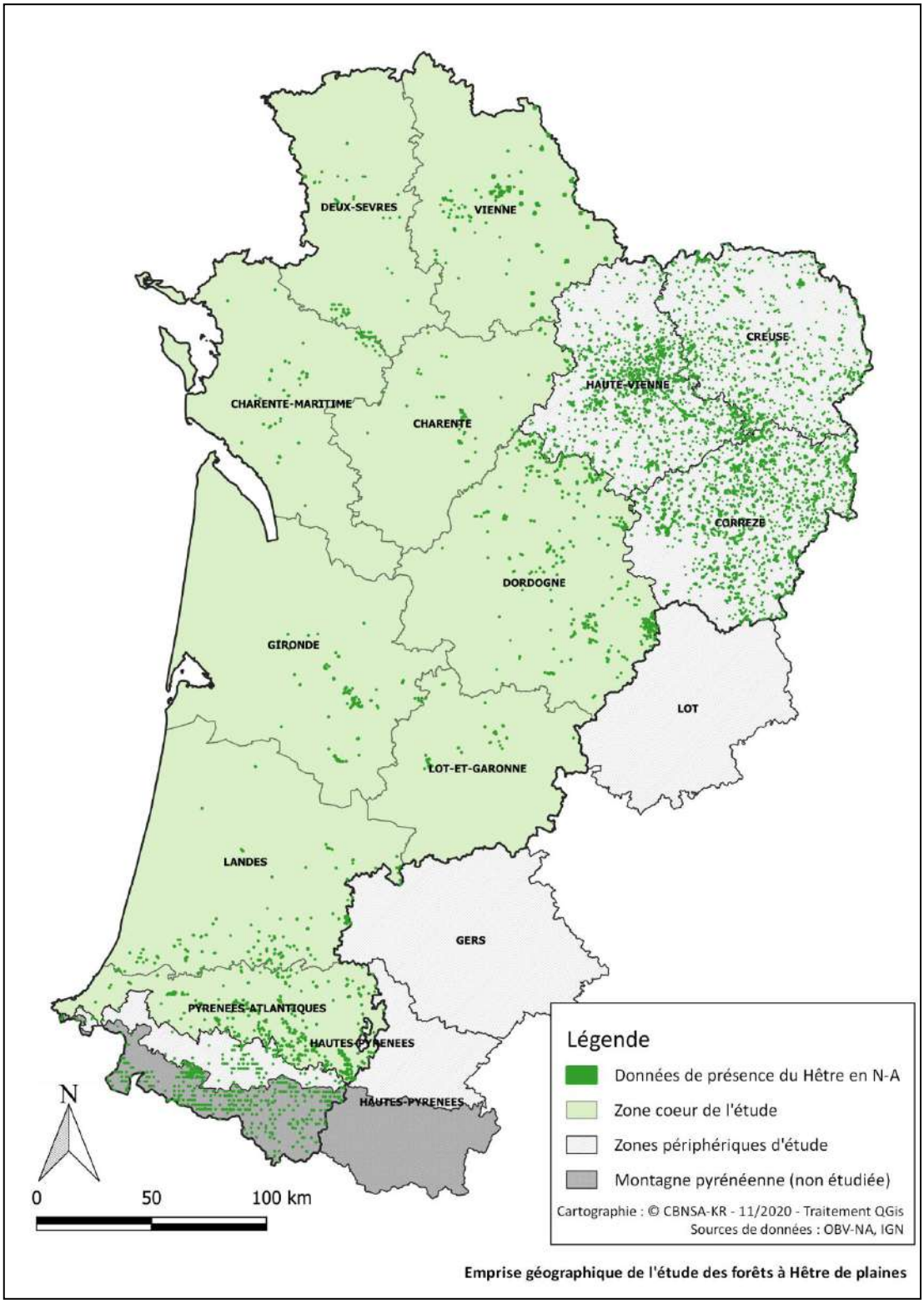


Fig. 6. Carte de l'emprise géographique de l'étude des forêts à Hêtre de plaine.

Cette étude comporte 3 étapes successives (ROMEYER *et al.*, in prep.) :

- collecte et centralisation des relevés phytosociologiques d'intérêt sur le territoire d'étude ;
- analyses et tri des relevés permettant de distinguer des groupes homogènes sur le plan floristique et donc écologique (= syntaxons élémentaires) (FOUCAULT, 1984) ;
- rattachement des syntaxons élémentaires mis en évidence à des végétations décrites par ailleurs dans un système de classification.

Au total, cette typologie se base sur un total de 1967 relevés phytosociologiques, dont 764 d'origine bibliographique et 357 inédits réalisés dans le cadre du programme, comportant 750 taxons de plantes vasculaires et 57 taxons bryophytiques.

Le système de classification utilisé est le synopsis des végétations du CBN Sud-Atlantique (LAFON *et al.*, 2020). Celui-ci est structuré de façon hiérarchique en partant du niveau le plus grossier de définition des végétations (= classe phytosociologique), puis du niveau intermédiaire plus précis (= alliance ou sous-alliance phytosociologique) jusqu'au niveau le plus fin (= association végétale, sous-association ou variante).

Les différents types de végétations à Hêtre en Nouvelle-Aquitaine

Cette synthèse phytosociologique a permis de mettre en évidence la présence avérée ou potentielle d'une vingtaine d'associations forestières à Hêtre en Nouvelle-Aquitaine (Annexe 3). Celles-ci se répartissent au sein de 6 alliances définies par les conditions édaphiques (acidité, trophie et humidité du sol) et climatiques essentiellement, puis d'ordre topographique.

Ces conditions sont brièvement décrites ci-après pour chacune des alliances, associées à la mention d'espèces diagnostiques pour la région. L'alliance du *Carpinion betuli*, dans laquelle le Hêtre est naturellement absent, est également présentée.

+ Carpino betuli – Fagion sylvaticae

Forêts planitiaires à collinéennes sur sols neutroclines à large amplitude, mésophiles pouvant tolérer un léger excédent d'eau ou ressuyage. Elles se développent sous climat frais à doux (10 à 12°C en moyenne), assez arrosé (> 800 mm/an) avec des précipitations assez régulières limitant le risque de déficit hydrique marqué. À l'étage planitiaire où le climat général est défavorable car trop aride, elles trouvent refuge dans des conditions permettant une compensation atmosphérique (exposition nord, bas de versants et vallons encaissés) et/ou édaphique (sol épais à bonne réserve utile).

Espèces diagnostiques : *Fagus sylvatica, Lonicera xylosteum, Rosa arvensis, Hyacinthoides non-scripta, Anemone nemorosa, Lamium galeobdolon, Luzula sylvatica, Hypericum androsaemum, Pulmonaria affinis, Galium odoratum, Melica uniflora, Milium effusum, Arum maculatum*.

+ Fagion sylvaticae

Forêts montagnardes sur sols neutroclines à large amplitude, mésophiles pouvant tolérer un léger excédent d'eau ou ressuyage. Elles se développent sous climat continentalisé frais (< 10°C en moyenne), bien arrosé (> 1100 mm/an) et sans déficit hydrique.

Espèces diagnostiques : *Fagus sylvatica, Abies alba, Cardamine heptaphylla, C. pentaphyllos, Daphne laureola, D. mezereum, Hordelymus europaeus, Epilobium montanum, Drymochloa altissima, Polygonatum verticillatum, Paris quadrifolia* et *Tractema lilio-hyacinthus*.

+ Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae

Forêts sur sols plutôt basiques et mésoxéphiles. Elles sont essentiellement collinéennes en Nouvelle-Aquitaine et se développent sous climat doux (12,5°C en moyenne) et moyennement arrosé (850-900 mm/an). Elles se retrouvent préférentiellement en contexte de versants assez abrupts en exposition nord ou de vallons encaissés, conditions permettant le maintien d'une humidité atmosphérique assez importante, favorable au Hêtre.

Espèces diagnostiques : *Fagus sylvatica, Sorbus aria, Carex digitata, Neottia nidus-avis*, associées au cortège des chênaies pubescentes (*Quercus pubescens, Cephalanthera rubra, Brachypodium rupestre, Carex flacca, Rubia peregrina*, etc.)

+ Luzulo luzuloidis – Fagion sylvaticae

Forêts montagnardes sur sols acides, mésophiles pouvant tolérer un léger excédent d'eau. Elles se développent sous climat continentalisé frais (< 10°C en moyenne), bien arrosé (> 1100 mm/an) et sans déficit hydrique.

Espèces diagnostiques : *Fagus sylvatica, Abies alba, Sorbus aucuparia, Prenanthes purpurea, Maianthemum bifolium, Vaccinium myrtillus, Polygonatum verticillatum, Gymnocarpium dryopteris, Lactuca muralis*.

+ Quercion roboris

Forêts collinéennes sur sols acides, mésophiles pouvant tolérer un léger excédent d'eau. Elles se développent sous climat plutôt frais (10 à 11°C en moyenne), assez arrosé (> 1000 mm/an) et sans déficit hydrique.

Espèces diagnostiques : *Fagus sylvatica, Quercus petraea, Q. robur, Betula pendula, Sorbus aucuparia, Ilex aquifolium, Vaccinium myrtillus, Avenella flexuosa, Digitalis purpurea, Galium saxatile*.

+ Quercion pyrenaicae

Forêts planitiaires à collinéennes sur sols acides, mésophiles pouvant tolérer un léger excédent d'eau ou ressuyage. Aspect clairiéré permettant le développement d'une strate herbacée assez dense. Elles se développent sous climat doux à chaud (11,5 à 13,5°C en moyenne), modérément à bien arrosé (850 à 1250 mm/an) et à déficit hydrique estival plus ou moins marqué. Les communautés structurées par le Hêtre préfèrent toutefois les secteurs assez arrosés (> 900 mm/an) et sans déficit hydrique marqué. À l'étage planitiaire, celles-ci trouvent donc refuge dans des conditions permettant une compensation atmosphérique (exposition nord, bas de versants et vallons encaissés).

Espèces diagnostiques : *Quercus pyrenaica, Sorbus torminalis, Erica scoparia, Frangula alnus, Ruscus aculeatus, Asphodelus albus, Carex umbrosa, Molinia caerulea, Pseudarrhenatherum longifolium*.

+ Carpinion betuli

Forêts planitiaires surtout, sur sols neutroclines à large amplitude, mésophiles mais souvent ressuyés. Elles se développent sous climat doux à chaud (> 12°C en moyenne) et sec à peu arrosé (< 850 mm/an) avec une saisonnalité importante des précipitations à l'origine d'un déficit hydrique estival marqué, défavorable au Hêtre.

Espèces diagnostiques : *Carpinus betulus, Ulmus minor, Sorbus domestica, Prunus spinosa, Ruscus aculeatus, Rosa gr. sempervirens, Dioscorea communis, Pulmonaria longifolia, Luzula forsteri, Arum italicum*.

Pour les travaux de modélisation qui suivent, seules les alliances bénéficiant d'un nombre de relevés jugé suffisamment représentatif de leur occurrence et de leur répartition théorique seront utilisées. Celles-ci sont listées dans le tableau ci-dessous (Tab. II).

Tab. II. Alliances forestières retenues pour la modélisation

Alliance	***Code***	***Nb de présences (Mailles de 1 km)***	***Etages de végétation***
Carpinion betuli	Carpinionbetuli	38	Planitiaire (à collinéen inférieur)
Carpino betuli – Fagion sylvaticae	Carpino_Fagion	557	Planitiaire à collinéen
Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae	Cephalanthero_Fagion	27	Collinéen
Fagion sylvaticae	Fagion sylvaticae	31	Montagnard
Quercion pyrenaicae à Hêtre	Quercionpyrenaicae_Hetre	113	Planitiaire à collinéen
Quercion roboris	Quercionroboris	588	Collinéen inférieur à submontagnard

• Variables climatiques et environnementales

Données sources

Pour déterminer la chorologie potentielle, présente et future, des espèces et végétations et donc estimer leur répartition spatiale théorique, il est nécessaire de disposer au préalable d'un certain nombre d'informations concernant le territoire lui-même, ses sols, sa topographie, ou encore la façon dont les réseaux hydrographiques structurent les milieux et le paysage.

Une première catégorie de descripteurs environnementaux a donc été mobilisée, sous la forme de couches d'information géographique couvrant l'ensemble de la Nouvelle-Aquitaine. Cette catégorie correspond aux descripteurs qui resteront fixes entre l'actuel et les différents horizons futurs. Leur liste est présentée dans le tableau ci-dessous (Tab. III), ainsi que leurs sources et les métadonnées associées.

Tab. III. Variables environnementales

Acronyme	Description	Unité	Source	Organisme	Références
ACO_zones_hum	*Zones Humides Potentielles*	3 niveaux	GéoSAS	AgroCampus Ouest	Berthier et al. 2014
BDCARTHAGE_lin_eau	*Linéaire de cours d'eau*	m	BDCARTHAGE	Institut National de l'information Géographique et Forestière	-
BDTOPO_planEau_nb	*Nombre de plans d'eau*	9 niveaux	BDTOPO	Institut National de l'information Géographique et Forestière	-
BDTOPO_planEau_surf	*Proportion de la surface occupée par des plans d'eau*	% / km²	BDTOPO	Institut National de l'information Géographique et Forestière	-
BDTOPO_sel	*Salinité*	9 niveaux	BDTOPO	Institut National de l'information Géographique et Forestière	-
ESDAC2015_AWC	*Teneur en eau disponible dans la couche 0-20 cm*	Sans unité	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2016
ESDAC2015_bulk	*Masse volumique du sol dans la couche 0-20 cm*	Tonnes/m3	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2016
ESDAC2015_clay	*Argile (<0,02 mm) dans la couche 0-20 cm*	%	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2016
ESDAC2015_coarse_frag	*Eléments grossiers (>2 mm) dans la couche 0-20 cm*	%	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2016
ESDAC2015_sand	*Sable (0,05 à 2 mm) dans la couche 0-20 cm*	%	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2016
ESDAC2015_silt	*Limon (0,02 à 0,05 mm) dans la couche 0-20 cm*	%	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2016
ESDAC2019_CaCO3	*Carbonate de calcium*	g/kg	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2019
ESDAC2019_CEC	*Capacité d'échange Cationique*	cmol/kg	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2019
ESDAC2019_CN	*Rapport Carbone /Azote*	Sans unité	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2019
ESDAC2019_K	*Potassium*	mg/kg	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2019
ESDAC2019_N	*Azote*	g/kg	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2019
ESDAC2019_P	*Phosphore*	mg/kg	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2019
ESDAC2019_pH	*pH*	Sans unité	ESDAC	European Soil Data Centre	Ballabio et al. 2019
IGN_expo	*Exposition (Nord, sud, est, ouest)*	Degrés	BDALTI	Institut National de l'information Géographique et Forestière	-
IGN_ombr	*Ombrage (soleil au sud, hauteur 45°)*	Degrés d'azimut	BDALTI	Institut National de l'information Géographique et Forestière	-
IGN_pente	*Pente*	Degrés	BDALTI	Institut National de l'information Géographique et Forestière	-

Pour compléter ces informations, une autre catégorie de descripteurs est utilisée, celle correspondant aux variables climatiques qui seront quant à elles amenées à évoluer en fonction des différents scénarios d'émission de gaz à effet de serre et horizons temporels considérés. Les données à l'origine de la création des couches d'information géographique décrivant ces variables climatiques proviennent pour la plupart directement des simulations ALADIN52 (CNRM 2014). Certaines en revanche sont le fruit d'un travail préalable de combinaison de différentes variables de départ afin d'en retirer des indices plus synthétiques, comme l'indice d'aridité de Martonne ou le quotient pluviométrique d'Emberger (Glad & Hugon com. pers.). D'autres indices, décrivant la variabilité journalière (écart-type, écart en le 10ème et le 90ème percentile), les minima et maxima, ou encore le nombre de journées consécutives pour un phénomène climatique particulier, ont également été utilisés afin de représenter l'amplitude des variations possibles pour la plupart des descripteurs

climatiques (Glad & Hugon com. pers.). La liste finale des variables disponibles est détaillée dans le tableau ci-dessous (Tab. IV).

Tab. IV. Variables climatiques

Acronyme	Description	Unité	Source	Organisme	Références
MF_Emb	*Quotient pluviométrique d'Emberger*	mm/°C²	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_EpercN	*Écart entre les percentiles 10 et 90 de la quantité de neige tombée par jour*	mm	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_EpercP	*Écart entre les percentiles 10 et 90 des précipitations liquides quotidiennes*	mm	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_EpercPN	*Écart entre les percentiles 10 et 90 des précipitations totales quotidiennes*	mm	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_ExC_Tmax	*Extrême chaud des Tmax quotidiennes, 90ème centile des Tmax quotidiennes du mois*	°C	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_ExF_Tmin	*Extrême froid des Tmin quotidiennes, 10ème centile des Tmin quotidiennes du mois*	°C	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_Mar	*Indice d'aridité mensuel de Martonne*	mm/°C	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_MedN	*Médiane mensuelle de la quantité de neige tombée par jour*	mm	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_MedP	*Médiane mensuelle des précipitations liquides quotidiennes*	mm	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_MedPN	*Médiane mensuelle des précipitations totales quotidiennes*	mm	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_MoyDJ1035	*Moyenne mensuelle des degrés jour « métaboliques »*	°C/heure	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad & Mallard com. pers.
MF_MoyDJ55	*Moyenne des degrés-jours de croissance*	°C/heure	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad& Mallard com. pers.
MF_MoyHR	*Moyenne mensuelle de l'humidité relative quotidienne*	%	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad & Mallard com. pers.
MF_MoyHR	*Moyenne mensuelle de l'humidité relative quotidienne*	%	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad & Mallard com. pers.
MF_MoyHS	*Moyenne mensuelle de l'humidité spécifique quotidienne*	g/kg	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_MoyN	*Moyenne mensuelle de la quantité de neige tombée par jour*	mm	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_MoyP	*Moyenne mensuelle des précipitations liquides quotidiennes*	mm	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_MoyPN	*Moyenne mensuelle des précipitations totales quotidiennes*	mm	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_MoyR	*Moyenne mensuelle du rayonnement visible et infra-rouge quotidien*	W/m²	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_MoyRIR	*Moyenne mensuelle du rayonnement infra-rouge quotidien*	W/m²	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_MoyRV	*Moyenne mensuelle du rayonnement visible quotidien*	W/m²	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_MoyT	*Moyenne mensuelle des températures moyennes quotidiennes*	°C	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_MoyTmax	*Moyenne mensuelle des températures maximales quotidiennes*	°C	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_MoyTmin	*Moyenne mensuelle des températures minimales quotidiennes*	°C	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_MoyV	*Moyenne mensuelle de la vitesse du vent quotidienne*	m/sec	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.

Acronyme	Description	Unité	Source	Organisme	Références
MF_NjForteC	*Nombre de jours de forte chaleur, pour lesquels Tmax>=35°C*	jours	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_NjForteP	*Nombre de jours de forte pluie, pour lesquels précipitations liquides ≥ 20mm*	jours	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_NjGel	*Nombre de jours de gel*	jours	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_NjN	*Nombre de jours de neige*	jours	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_NjP	*Nombre de jours de pluie, lorsque précipitations liquides ≥ 1mm*	jours	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_NjPN	*Nombre de jours de précipitations totales ≥ 1mm*	jours	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_NjPN_Consec	*Nombre de jours consécutifs pour lesquels précipitations totales ≥ 1mm*	jours	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_ NjS_Concec	*Nombre de jours consécutifs pour lesquels précipitations totales < 1mm*	jours	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_NnTropique	*Nombre de nuits tropicales, pour lesquelles Tmin>=20°C*	nuits	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_SdDJ1035	*Ecart type mensuel des degrés jour « métaboliques »*	°C/heure	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad & Mallard com. pers.
MF_SdDJ55	*Ecart type mensuel des degrés jour de croissance*	°C/heure	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad& Mallard com. pers.
MF_SdR	*Ecart type mensuel du rayonnement visible et infra-rouge quotidien*	W/m²	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_SdRIR	*Ecart type mensuel du rayonnement infra-rouge quotidien*	W/m²	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_SdRV	*Ecart type mensuel du rayonnement visible quotidien*	W/m²	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Hugon com. pers.
MF_SdT	*Ecart type mensuel des températures moyennes quotidiennes*	°C	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_SdTmax	*Ecart type mensuel des températures maximales quotidiennes*	°C	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.
MF_SdTmin	*Ecart type mensuel des températures minimales quotidiennes*	°C	ALADIN	Météo France	CNRM 2014 ; Glad com. pers.

1.2.2 Méthodes

La méthodologie employée pour tracer les évolutions chorologiques des espèces végétales, et plus largement de communautés végétales via l'utilisation de certains syntaxons de forêts à Hêtre, repose sur la création de modèles de répartition spatiale des taxons (SDM : Species Distribution Modeling). Ces modèles bénéficient de toute l'information écologique et climatique qui a pu être rassemblée sous forme de couches d'information spatiale, pour pouvoir projeter des probabilités de présence pour chacun des taxons pour la période actuelle et pour les différents scénarios et horizons du futur. Les résultats obtenus pour les différentes périodes sont enfin confrontés avec ceux obtenus pour l'actuel, dans le but d'en retirer des enseignements quant à la dynamique potentielle des populations végétales en réponse aux changements climatiques futurs.

- **Sélection des variables environnementales et climatiques**

La méthode de sélection des variables environnementales et climatiques utilisée ici reprend les principes de celle déjà établie dans le tome VIII des Sentinelles du Climat (DAVID & ROMEYER, 2019 in

Mallard, 2019). Elle combine plusieurs phases de choix, guidées soit par des indicateurs chiffrés relatifs aux relations entre les variables elles-mêmes ou entre les variables et leur impact sur le modèle, soit par des considérations plus globales relatives à la pertinence écologique des associations entre plantes et descripteurs environnementaux et climatiques.

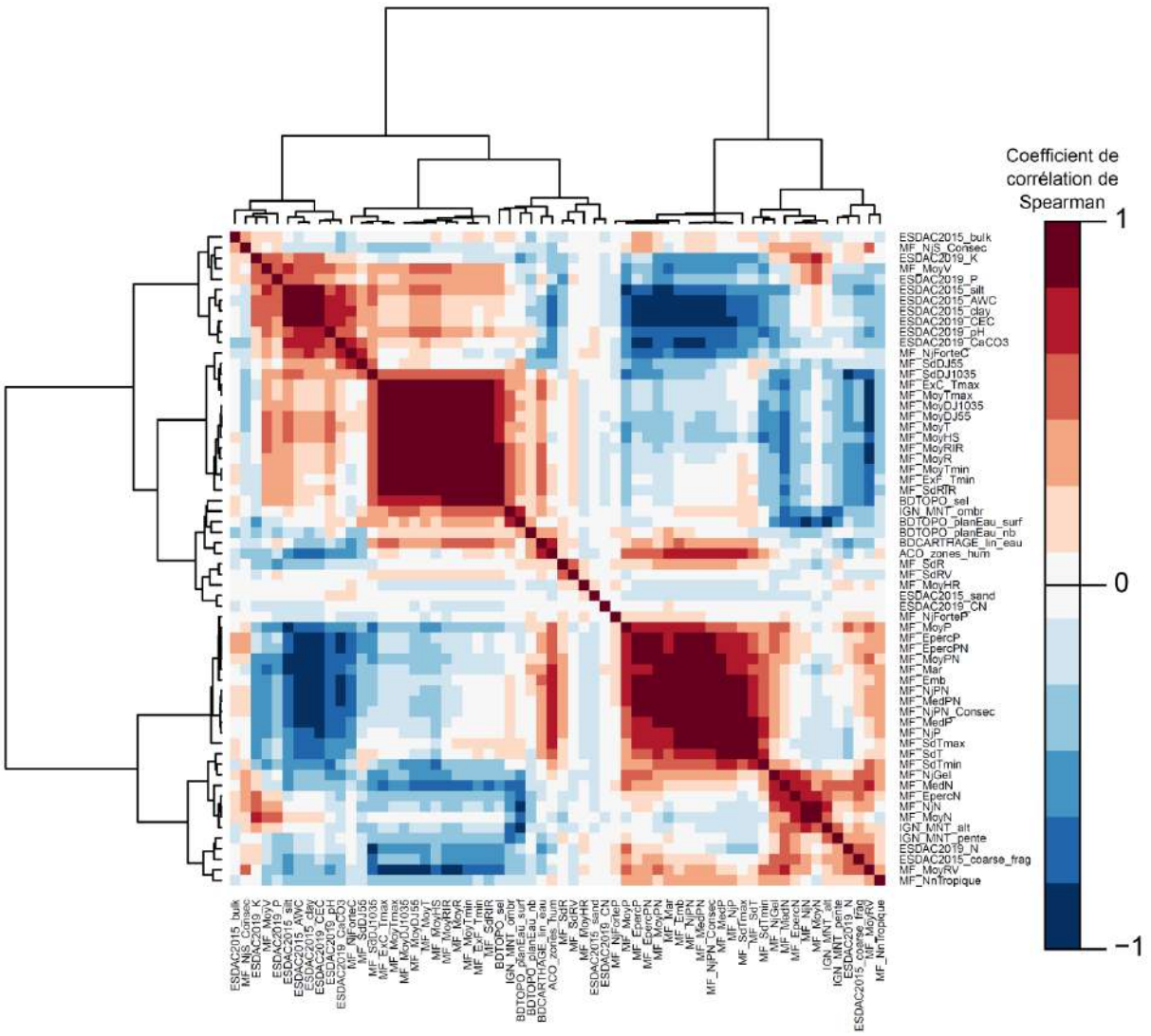


Fig. 7. Matrice des corrélations entre les variables disponibles

MaxEnt (PHILLIPS *et al.*, 2006), comme les autres modèles corrélatifs qui peuvent être utilisés pour projeter des probabilités de présence pour des espèces sur l'ensemble d'un territoire, est sensible au nombre de variables environnementales et climatiques employées. Notamment, le temps de calcul sera d'autant plus long que ce nombre de variables est important. Il est donc nécessaire de trouver un compromis entre la quantité d'information qui lui est apportée et la pertinence et/ou la redondance de celle-ci, pour ne pas générer de phénomène de sur-apprentissage (RADOSAVLJEVIC & ANDERSON, 2014), ni trop alourdir le calcul.

Une autre propriété de ces modèles plaide en faveur d'une diminution du nombre des descripteurs, la colinéarité des variables. En effet, elle peut aussi amener à en éliminer certaines, dans le but d'éviter de biaiser la phase d'apprentissage automatique ce qui nuirait à la transposabilité des résultats pour les périodes futures (DORMANN *et al.*, 2013).

Pour évaluer cette colinéarité, il est donc nécessaire de passer en premier lieu par une étape d'examen des variables. On utilise pour cela une approximation chiffrée de la colinéarité, le taux de corrélation (DORMANN *et al.*, 2013). Une carte de chaleur réalisée grâce au package *heatmap.plus* (DAY, 2012) permet de visualiser simplement les taux de corrélation obtenus entre les variables deux à deux (Fig. 7–Fig. 8).

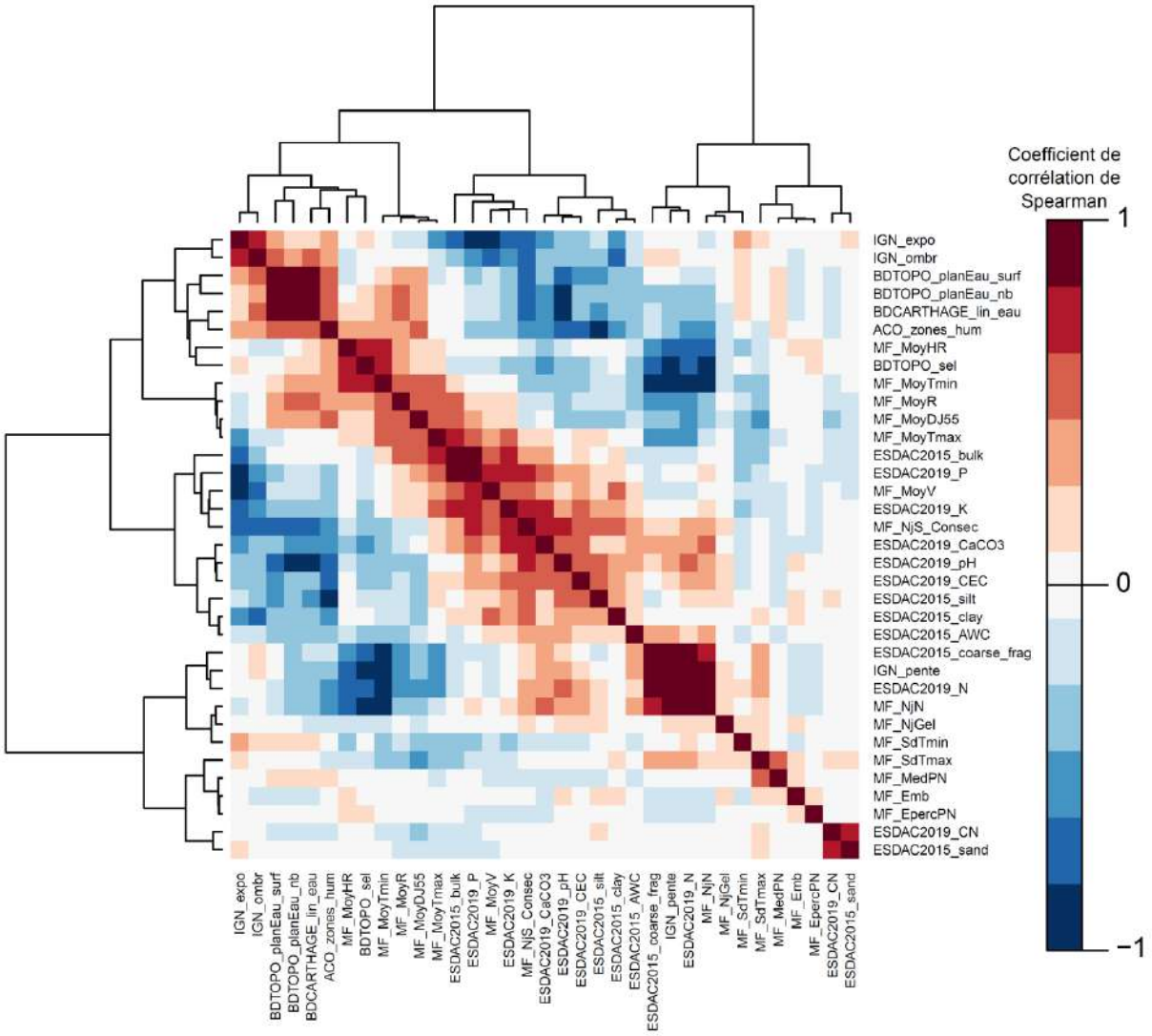


Fig. 8. Matrices des corrélations entre les variables sélectionnées

Les variables positivement corrélées entre elles sont regroupées par le biais d'une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) via la fonction hclust (incluse dans R v4.0.3). On peut ensuite procéder à la sélection d'au moins une variable par groupe ou sous-groupe, jusqu'à obtenir un lot de

descripteurs environnementaux et climatiques qui présentent des taux de corrélation moindres par rapport au lot de départ (Fig. 8). Cette sélection se base alors sur les taux de corrélation entre variables mais aussi sur une évaluation à dire d'experts (K. Romeyer et R. David) de leur pertinence écologique pour décrire les affinités des plantes avec les conditions environnementales.

Enfin, le dernier paramètre entrant en jeu dans la sélection des descripteurs est leur capacité à couvrir l'ensemble des grands types de variables qui caractérisent les milieux naturels (BERTRAND, 2012 ; DUBUIS *et al.*, 2013). Ces types sont au nombre de 8, dont 5 principaux (MOD *et al.*, 2016). Les variables sélectionnées sont ainsi triées en fonction de leur appartenance à tel ou tel type dans le tableau ci-dessous (Tab. V).

Tab. V. Variables climatiques et environnementales retenues, regroupées par grands types (selon Mod et al. 2016)
Les types prioritaires pour la modélisation de la répartition des espèces végétales sont en noir, les autres en gris.

Température	*Eau*	*Substrat*	*Lumière*	*Interact. biotiques*	*Perturbations*	*Topographie*	*Occupation du sol*
MF_MoyDJ55	*MF_Emb*	*ESDAC2015_bulk*	*MF_MoyR*		*MF_MoyV*	*IGN_expo*	
MF_MoyTmax	*MF_EpercPN*	*ESDAC2015_sand*			*BDTOPO_sel*	*IGN_ombr*	
MF_MoyTmin	*MF_MedPN*	*ESDAC2015_silt*				*IGN_pente*	
MF_NjGel	*MF_MoyHR*	*ESDAC2015_clay*					
MF_SdTmax	*MF_NjN*	*ESDAC2015_coarsefrag*					
MF_SdTmin	*MF_NjS_Concec*	ESDAC2019_CaCO3					
	ESDAC2015_AWC	ESDAC2019_CEC					
	BDTOPO_planEau_surf	ESDAC2019_CN					
	BDTOPO_planEau_nb	ESDAC2019_K					
	BDCARTHAGE_lin_eau	ESDAC2019_N					
	ACO_zones_hum	ESDAC2019_P					
		ESDAC2019_pH					

• Projection de la répartition potentielle future

Une fois la liste des descripteurs environnementaux et climatiques définie, des modèles de répartition potentielle des taxons peuvent être produits pour chaque période, présente ou future, ainsi que pour chaque scénario d'émission de gaz à effet de serre. Nous nous limiterons ici au scénario RCP 4.5 qui correspond au niveau d'émission intermédiaire entre les scénarios RCP 2.6 (émissions faibles) et RCP 8.5 (émissions fortes). En revanche, tous les horizons futurs (H1 : 2021–2050 ; H2 : 2041–2070 ; H3 : 2071–2100) feront l'objet de cartes de répartition estimée des taxons.

Pour produire ces cartes, c'est le modèle MaxEnt (PHILLIPS *et al.*, 2006) qui a été utilisé, avec une série de paramétrages déjà définis et explicités au sein du chapitre concernant les communautés végétales de plaine et de montagne dans le tome précédent des Sentinelles du Climat (DAVID & ROMEYER, 2019 in Mallard, 2019). Ceux-ci visent à pallier notamment le phénomène de sur-

apprentissage qui conduit à une mauvaise transposabilité des résultats de projection pour le futur (BREINER *et al.*, 2016), ce que l'on cherche à éviter absolument ici. De même, le nombre de pseudo-absences, la méthode pour les échantillonner sur l'ensemble du territoire néo-aquitain, le ratio entre le nombre de données utilisées pour la phase d'apprentissage et celles conservées pour la phase de test, ont été établis en fonction des tests déjà effectués pour ce précédent tome des Sentinelles du Climat (DAVID & ROMEYER, 2019 in Mallard, 2019).

Pour prédire des répartitions estimées pour les horizons futurs, le modèle commence donc par une première phase d'apprentissage à partir des informations qui lui ont été fournies pour la période actuelle. Il s'agît d'une part des données floristiques de présences avérées telles que rassemblées au sein de l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV-NA, 2020), et des descripteurs environnementaux et climatiques préalablement sélectionnés d'autre part. À l'issue de cet apprentissage, le modèle a pu construire des gammes de potentialité de présence pour le taxon étudié, relatives à chacune des variables disponibles. Il a également pu tester l'importance que revêtent chacune de ces variables vis-à-vis de la répartition spatiale du taxon et comment elles peuvent ou non interagir entre elles pour favoriser ou contraindre sa répartition régionale.

La phase de projection à proprement parler peut alors commencer. Des probabilités de présence de l'espèce étudiée sont générées pour chacune des mailles de 1 km², pour la période actuelle et pour chacun des trois horizons futurs, aboutissant ainsi à quatre cartes de probabilité potentielle de la plante. Ces cartes affichent des gradients complets allant d'une probabilité de présence nulle (0) à totale (1).

Pour obtenir des cartes chorologiques présentant des limites franches d'aires de répartition, une étape de seuillage des probabilités de présence est nécessaire. La valeur seuil retenue peut être déterminée via diverses méthodes (PHILLIPS *et al.*, 2017), implémentées dans le logiciel MaxEnt. Par commodité, et compte tenu du nombre d'espèces analysées ici, ces méthodes n'ont pas été employées pour le moment et une valeur seuil unique a été fixée à 0,5 pour toutes les plantes. Ce chiffre a été choisi car il correspond à la valeur que le modèle applique par défaut au « background » lors du calcul, c'est-à-dire à toute maille qui n'est pas associée à une présence avérée de l'espèce. En effet, les modèles de ce type basent leurs projections sur des présences avérées d'une part et sur des pseudo-absences d'autre part, faute d'absences avérées disponibles. La probabilité de présence dans ces mailles est alors considérée comme étant de l'ordre de 0.5, c'est-à-dire que présence et absence sont en fait équiprobables. Une fois que les cartes à gradient de probabilité complet ont été seuillées de cette façon, on aboutit à une représentation binaire (présence/absence) de la répartition de chaque espèce.

Ces cartes pour chacun des horizons futurs (H1, H2, H3) sont ensuite confrontées une à une à la carte obtenue pour la période actuelle et qui fait office de chorologie de référence. On produit ainsi trois cartes régionales de l'évolution estimée de la répartition spatiale pour chacune des espèces étudiées, à chaque fois entre la période de référence (1995-2020 pour les données botaniques) et l'un des trois horizons futurs. Les mailles pour lesquelles la probabilité de présence pour l'espèce dépasse le seuil de 0,5 à la fois pour la période actuelle et pour l'horizon futur concerné sont associées à la catégorie « maintien ». Celles pour lesquelles ce seuil n'est franchi que pour l'horizon futur sont classées dans les « apparitions », et à l'inverse, celles pour qui le seuil n'est dépassé que pour la période actuelle sont considérées comme des « disparitions ». Enfin, les mailles pour lesquelles le seuil n'est dépassé dans aucun cas sont affichées comme des « absences ».

- Calcul de l'indice d'évolution chorologique

Les indices d'évolution chorologique pour les espèces et syntaxons (nommés taux d'évolution régionale sur les cartes), entre la période actuelle et chacun des horizons futurs, sont obtenus en dénombrant les mailles dépassant le seuil de probabilité de présence fixé plus haut (p > 0,5) pour l'horizon futur concerné, puis en faisant le ratio de ce nombre de mailles avec celui atteint pour la période actuelle. Ils sont générés via la formule ci-dessous :

$$i = \frac{n_{tx} - n_{ta}}{n_{ta}} \times 100$$

Avec :

- i : indices d'évolution chorologique (en %)
- ntx : nombre de mailles de présence estimée pour l'horizon x
- nta : nombre de mailles de présence estimée pour l'actuel

Pour chaque taxon, ils correspondent donc au pourcentage d'évolution de la surface totale de présence estimée entre deux périodes. Par conséquent, le détail de certaines tendances, claires au niveau local mais non majoritaires à l'échelle de la région, ne pourra pas être perçu via ce seul indice. Il faudra alors se référer à l'analyse plus précise des cartes elles-mêmes, tel que présentée dans la partie suivante.

1.3 Résultats

1.3.1 Cartes d'évolution chorologique

Les cartes présentées ci-après constituent des représentations prospectives de la répartition des espèces et des végétations en fonction de leur sensibilité aux évolutions des paramètres climatiques en Nouvelle-Aquitaine, à l'échelle du km². Les termes usités dans la légende de « maintien », « apparition », « disparition » et « absence » sont avant tout relatives aux conditions favorables ou défavorables à la présence des espèces et végétations et non pas directement aux espèces et végétations elles-mêmes. L'évolution chorologique décrite ici désigne les modifications potentielles d'aire de répartition de celles-ci, compte-tenu uniquement de la présence ou l'absence de conditions écologiques favorables à leur développement. Ainsi, dans des zones devenues défavorables (en rouge), les espèces ou cortèges sont amenés à régresser ou disparaître ; tandis que pour des zones favorables apparues (en bleu), une colonisation par les espèces devient possible d'où leur progression potentielle sans contraintes de migration, de gestion ou d'occupation du sol.

La capacité de migration entre une maille de présence actuelle et une maille de présence future n'est en effet pas prise en compte, or ces mailles peuvent parfois s'avérer assez éloignées et le laps de temps de quelques décennies entre les horizons concernés pourrait être en réalité trop court pour permettre une migration naturelle. L'apparition dans cette maille n'aura donc probablement pas encore pu avoir lieu. De même, les modes de gestion (usage et intensité) des espaces naturels, l'extension des zones urbaines, ou tout autre élément en rapport avec l'occupation du sol par les activités humaines n'entrent pas en jeu dans le modèle. Rien ne permet donc d'affirmer avec certitude que toutes les conditions seront effectivement réunies pour qu'une maille qui présenterait une certaine affinité climatique et environnementale pour une espèce prédite à une date donnée puisse réellement abriter cette plante le moment venu.

Le « taux d'évolution régionale » concerne le rapport entre le nombre de mailles de présence prédit pour un horizon et le nombre de mailles de présence modélisé pour la période actuelle (§ 1.2.2). Il synthétise donc en un seul indice la tendance générale pour chaque plante.

• Évolution chorologique des espèces

Sur la base du lot d'espèces modélisées (Tab. I), plusieurs patterns d'évolution de la répartition peuvent être distingués. Pour chacun d'eux, seules une ou deux cartes sont présentées afin d'illustrer les tendances pour les différents horizons. Des exemples de cartes pour quelques autres espèces discutées se trouvent en Annexe 4. La comparaison des différents horizons pour un même scénario (ici RCP4.5) permet d'apporter de la nuance dans l'interprétation et de montrer que l'évolution n'est pas toujours linéaire, en lien avec des effets de seuil.

Espèces d'affinités méditerranéennes en progression

La Nouvelle-Aquitaine, de par son climat actuel relativement chaud (> 12°C de température moyenne annuelle) du piémont pyrénéen jusqu'aux rebords des massifs central et armoricain, accueille déjà bon nombre d'espèces aux affinités méditerranéennes plus ou moins marquées (Rey, 1957 ; Rallet, 1960). Celles-ci sont adaptées aux conditions climatiques arides et aux températures

élevées à l'origine d'un stress hydrique important (ALEXANDRE *et al.*, 1998 ; VENNETIER & RIPERT, 2010). Les projections d'évolution du climat régional (ACCLIMATERRA, 2018) montrent une tendance nette à la hausse des températures (+ 2,5 à + 5,5°C) à l'horizon 2100. En parallèle, les précipitations pourraient devenir plus irrégulières avec une saisonnalité plus marquée. Ces éléments engendreraient des étés plus chauds et plus secs et donc une « méditerranéisation » du climat régional potentiellement favorable à ces espèces dans certaines zones où elles sont pour l'instant absentes.

Rubia peregrina est une espèce thermophile par excellence, affectionnant les stations chaudes où elle peut se développer sur différents types de substrats acides à basiques (DUMÉ *et al.*, 2018). Sa répartition actuelle en Nouvelle-Aquitaine semble suivre les isothermes supérieurs à 8°C pour les températures moyennes minimales, et supérieurs à 14°C pour les températures moyennes maximales, avec des degrés-jours de croissance supérieurs à 6,5°C (obs. CBNSA). Cela correspond à la totalité du Bassin aquitain du piémont pyrénéen jusqu'aux bordures du Massif central (obv-na.fr), excluant les hautes vallées pyrénéennes, le Limousin et le nord-ouest des Deux-Sèvres aux conditions trop fraîches.

En lien avec une hausse régulière des températures d'ici la période 2071-2100 (ACCLIMATERRA, 2018), notamment des températures de sorties d'hiver (degrés-jours de croissance), les localités favorables à cette espèce apparaissant logiquement en progression. En termes de cinétique, cette progression apparaît modérée entre l'actuel et les 2 premiers horizons (Fig. 9 et Fig. 10) avec une évolution de + 52 à + 58% et une extension géographique limitée autour de sa zone de présence actuelle. En revanche, pour la période 2071-2100, le taux d'évolution est nettement plus marqué, atteignant + 134% (Fig. 11) avec une extension importante sur le Limousin et dans la basse montagne pyrénéenne.

Concernant l'Arbousier (*Arbutus unedo*), il s'agit d'une espèce plus typiquement méditerranéenne, liée aux substrats secs et plutôt acides (TISON *et al.*, 2014 ; DUMÉ *et al.*, 2018). Dans la région, elle semble être limitée par des températures moyennes minimales trop froides (< 10°C), c'est pourquoi sa répartition actuelle est essentiellement littorale avec une présence ponctuelle sur les coteaux chauds de la Garonne.

Sa progression potentielle serait très importante dans les prochaines années, d'abord en Gironde et dans les Landes où l'espèce est déjà présente ponctuellement (Fig. 12). Elle apparaît également régulière avec un taux d'évolution croissant de + 347 à + 862% entre l'actuel et les différents horizons (Fig. 12, Fig. 13 et Fig. 14). *In fine* pour la période 2071-2100, l'Arbousier pourrait s'étendre dans tout le centre du Bassin aquitain jusqu'en Limousin (bassin de Brive) et au Pays Basque. Cette évolution spectaculaire semble reliée à la levée des contraintes thermiques, en particulier la hausse des températures moyennes minimales et la diminution du nombre de jours de gel (Annexe 5).

Plusieurs autres espèces présentent des dynamiques d'évolution chorologique équivalentes à ces 2 espèces ; c'est notamment le cas d'*Asphodelus albus, Quercus ilex, Smilax aspera, Cistus salviifolius* ou encore *Helichrysum stoechas* (Annexe 4).

Au sein de ce lot d'espèces thermophiles en progression, un groupe d'espèces présente un pattern d'évolution plus précis. Il s'agit des espèces typiques de pelouses calcicoles xérophiles (*Staehelina dubia, Brachypodium distachyon, Lavandula latifolia, Helichrysum stoechas, Fumana procumbens, Arenaria controversa*). Actuellement, celles-ci sont réparties principalement dans les secteurs les plus arides et chauds de Nouvelle-Aquitaine, entre le nord-est du Lot-et-Garonne et l'Angoumois (OBV-NA, 2020).

Fumana procumbens illustre bien cette tendance d'évolution avec une extension marginale (+25 à +32%) en périphérie de son aire actuelle à court et moyen terme (Fig. 15 et Fig. 16). Comme pour *Rubia peregrina*, la progression serait nettement plus importante à long terme (Fig. 17), notamment en Limousin, dans le piémont pyrénéen et vers le nord de la région où l'espèce est pour l'instant sporadique.

En somme, les facteurs limitants d'ordre climatiques, en particulier de températures minimales (Annexe 5), seraient levés permettant une extension potentielle d'aire de répartition pour bon nombre de ces espèces. La progression en altitude dans le Limousin et les vallées pyrénéennes est ainsi mise en évidence, phénomène attesté par plusieurs travaux (BERTIN, 2008 ; LENOIR, 2009 ; LENOIR & GÉGOUT, 2010). Toutefois, des contraintes édaphiques ou topographiques pourraient limiter leur développement effectif dans certaines zones et nuancer quelque peu ces résultats. Par ailleurs, concernant les espèces de pelouses en particulier, leur progression potentielle doit également être nuancée par les tendances d'évolution inverses ou divergentes pesant sur leurs habitats (fermeture, dérive trophique, modification d'occupation du sol, etc.).

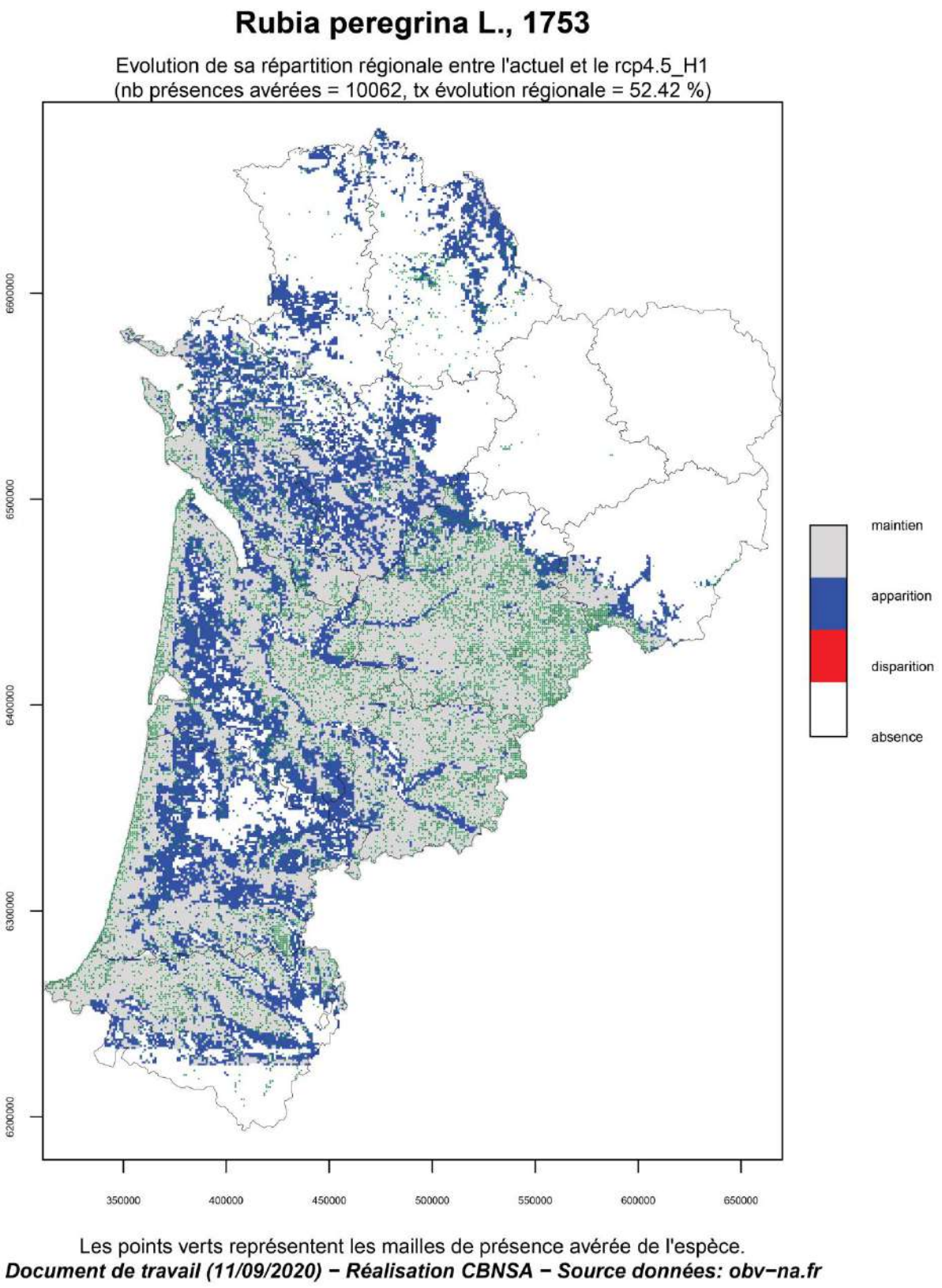


Fig. 9. Carte d'évolution chorologique de Rubia peregrina entre la période 1991-2020 et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

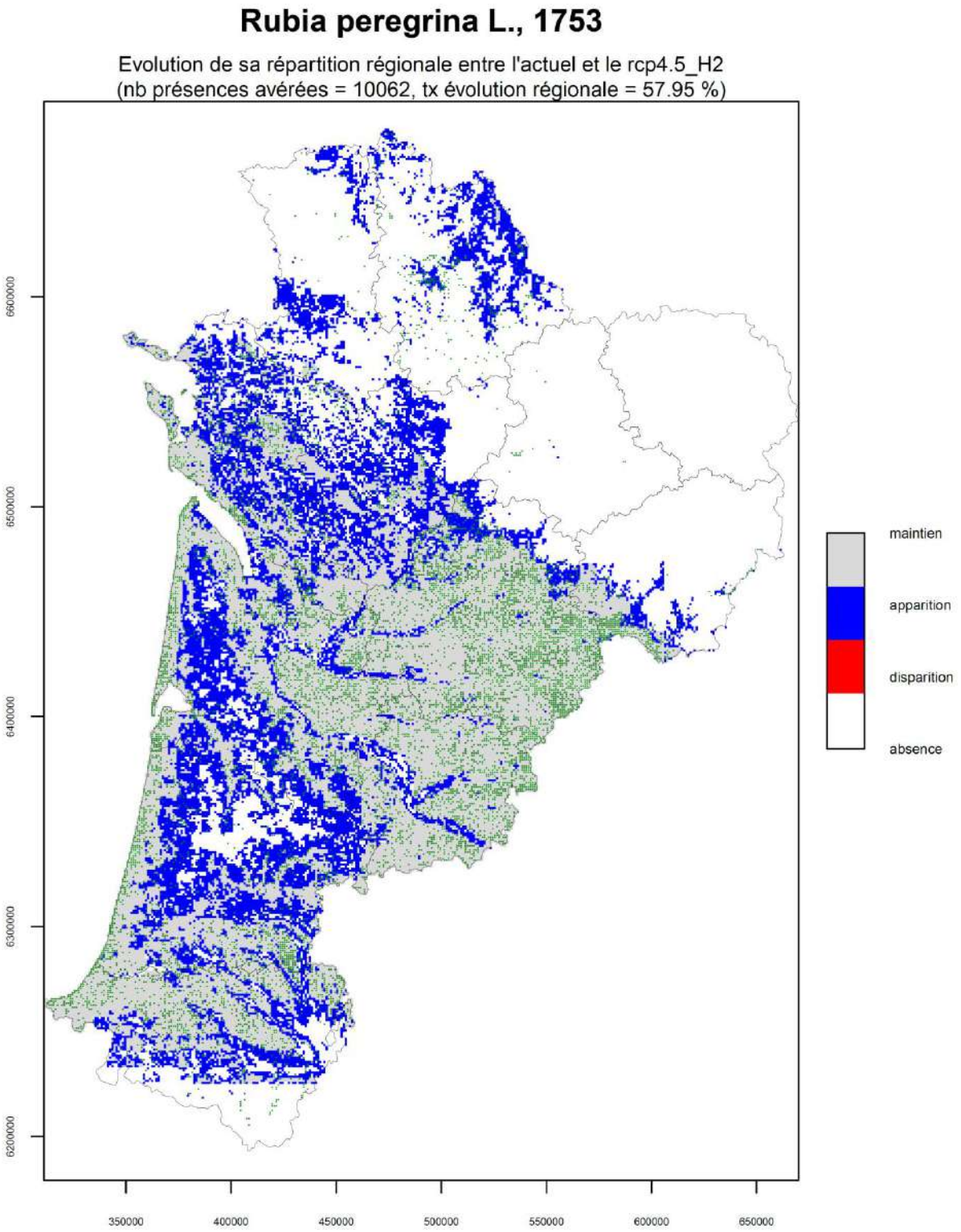


Fig. 10. Carte d'évolution chorologique de Rubia peregrina entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

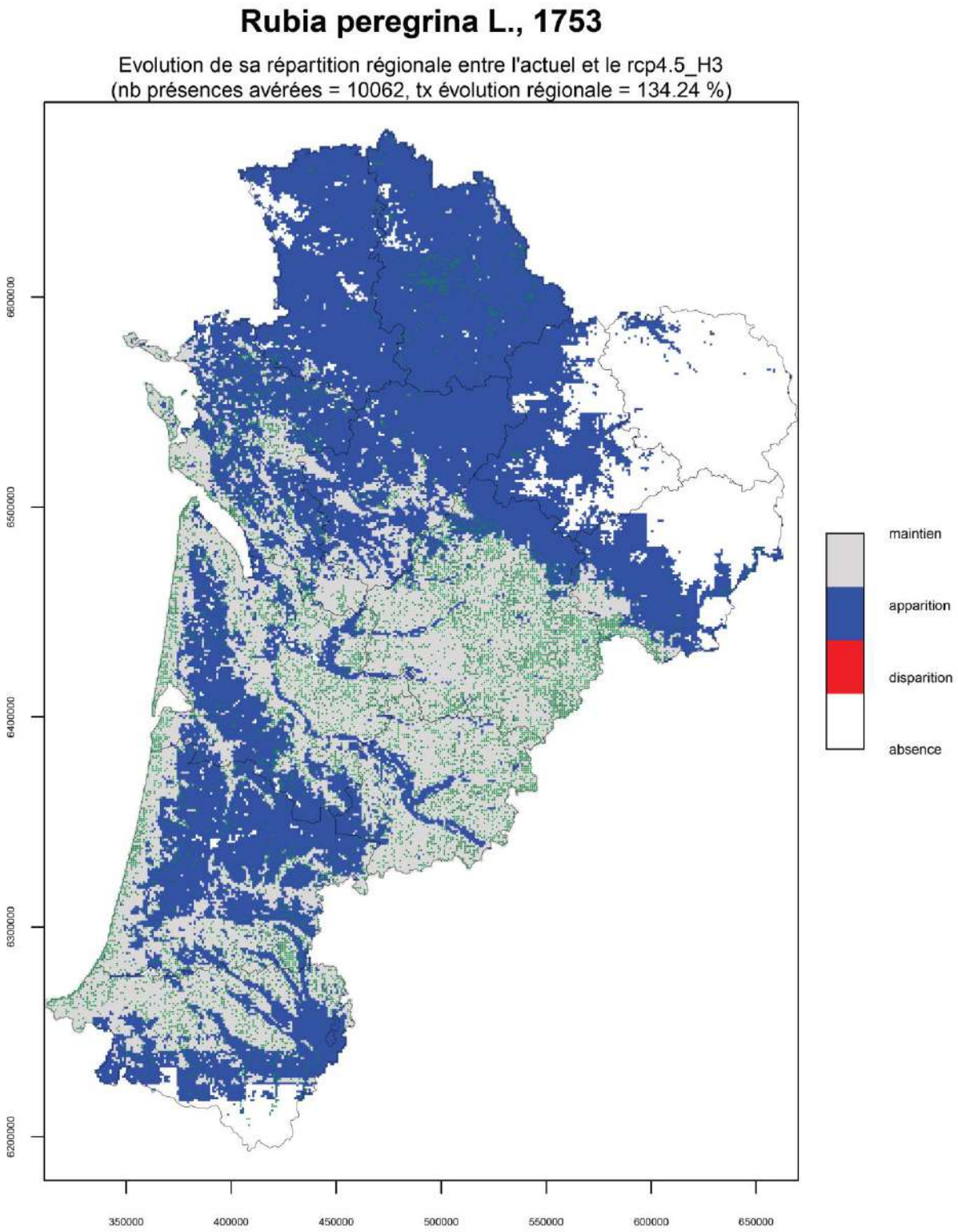


Fig. 11. Carte d'évolution chorologique de Rubia peregrina entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

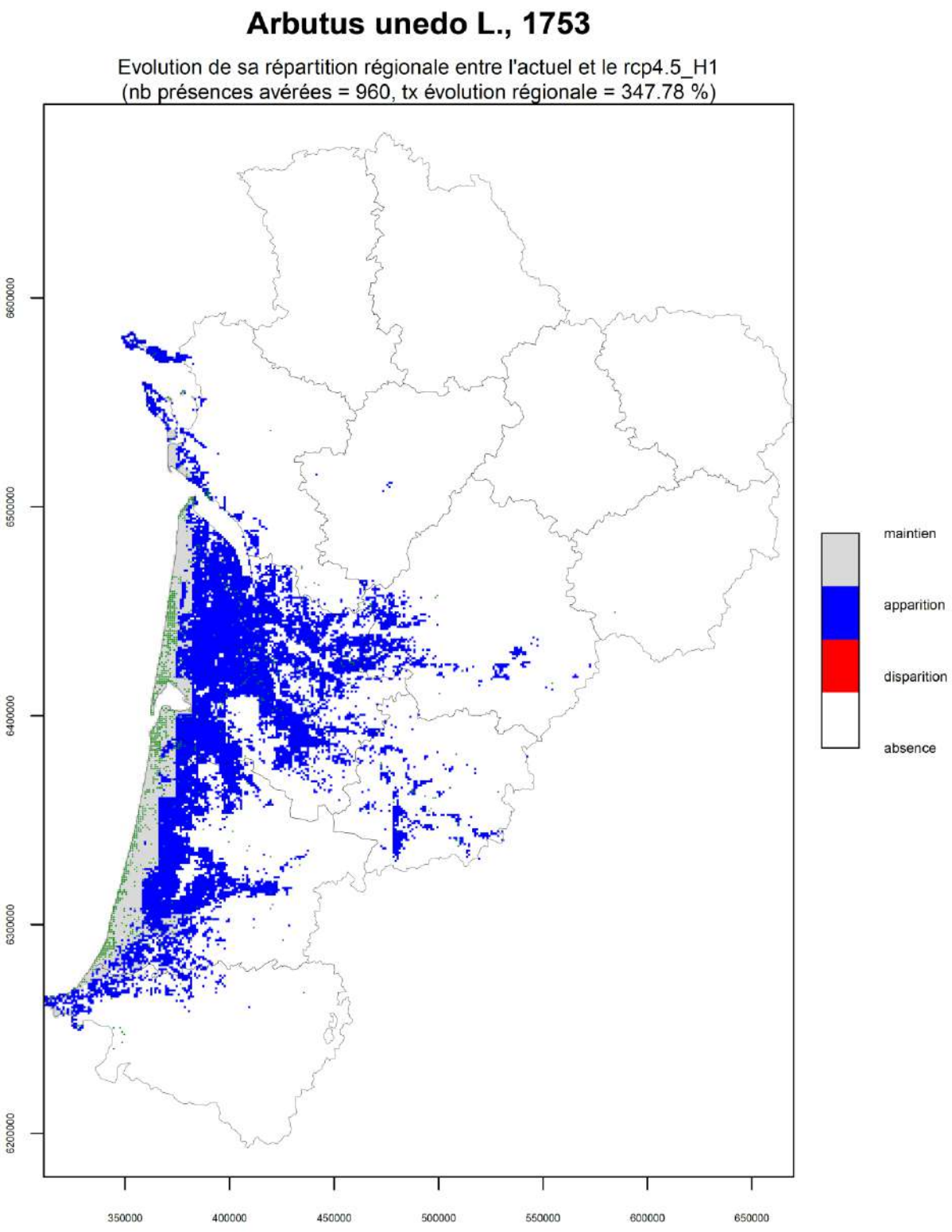


Fig. 12. Carte d'évolution chorologique d'Arbutus unedo entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

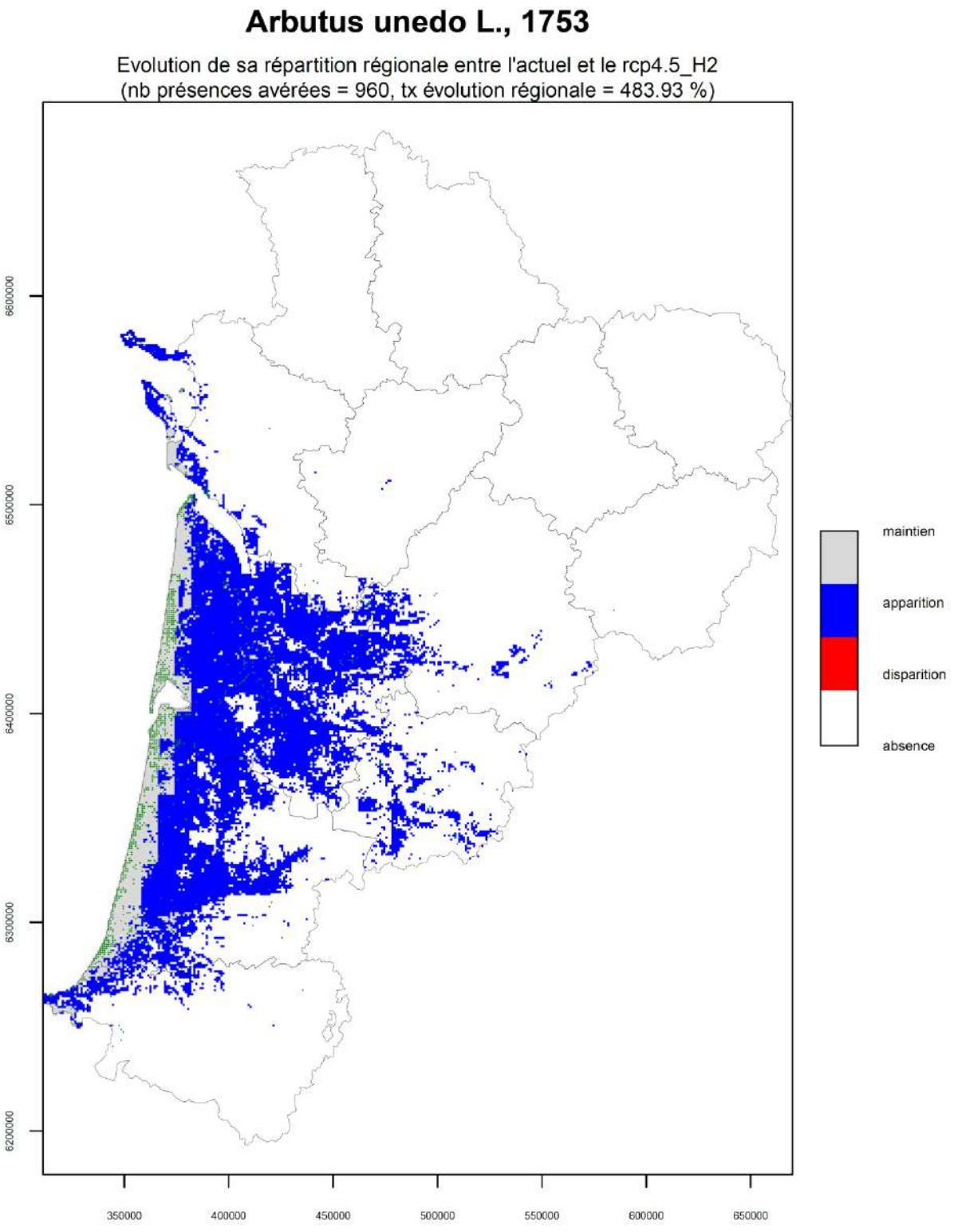


Fig. 13. Carte d'évolution chorologique d'Arbutus unedo entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

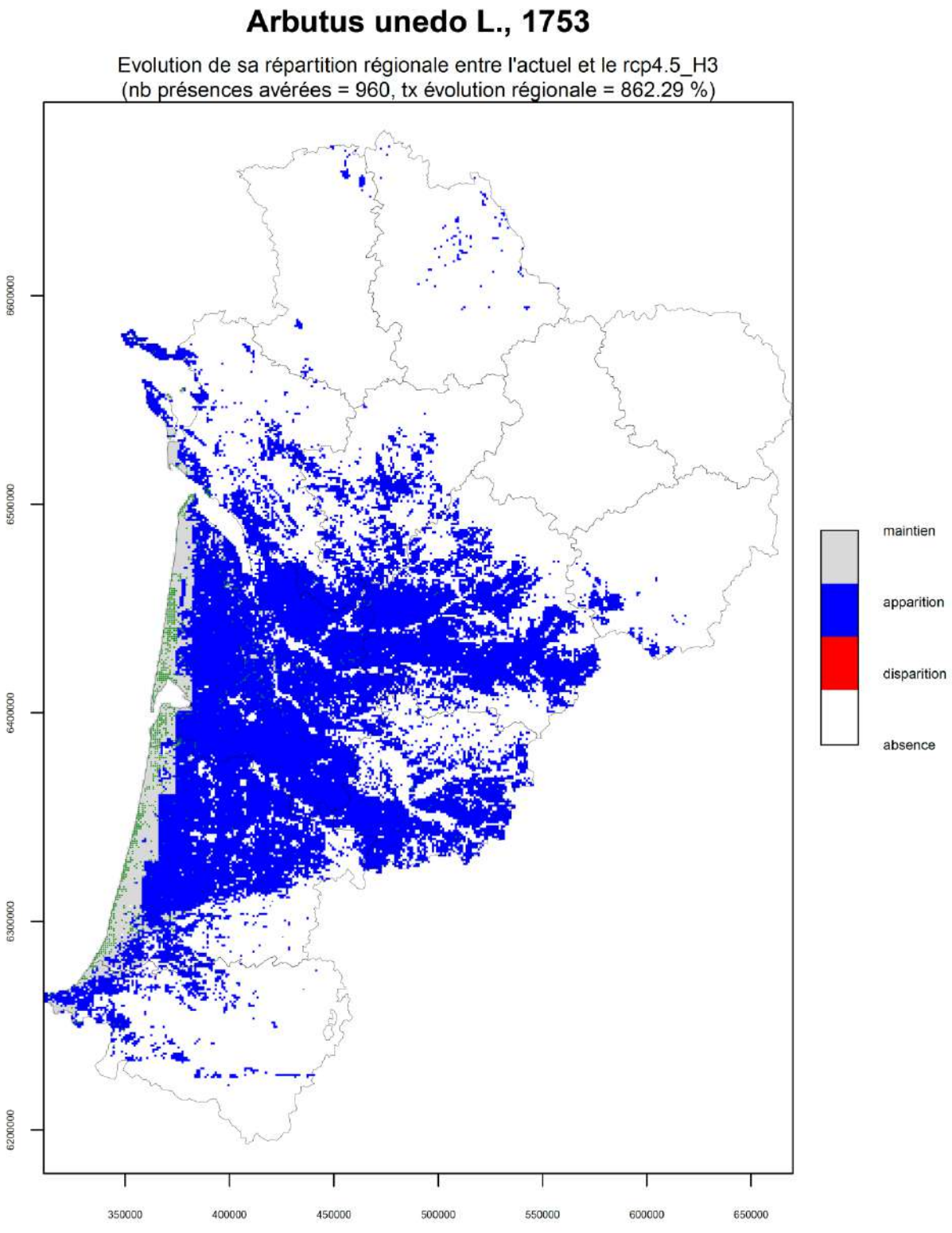


Fig. 14. Carte d'évolution chorologique d'Arbutus unedo entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

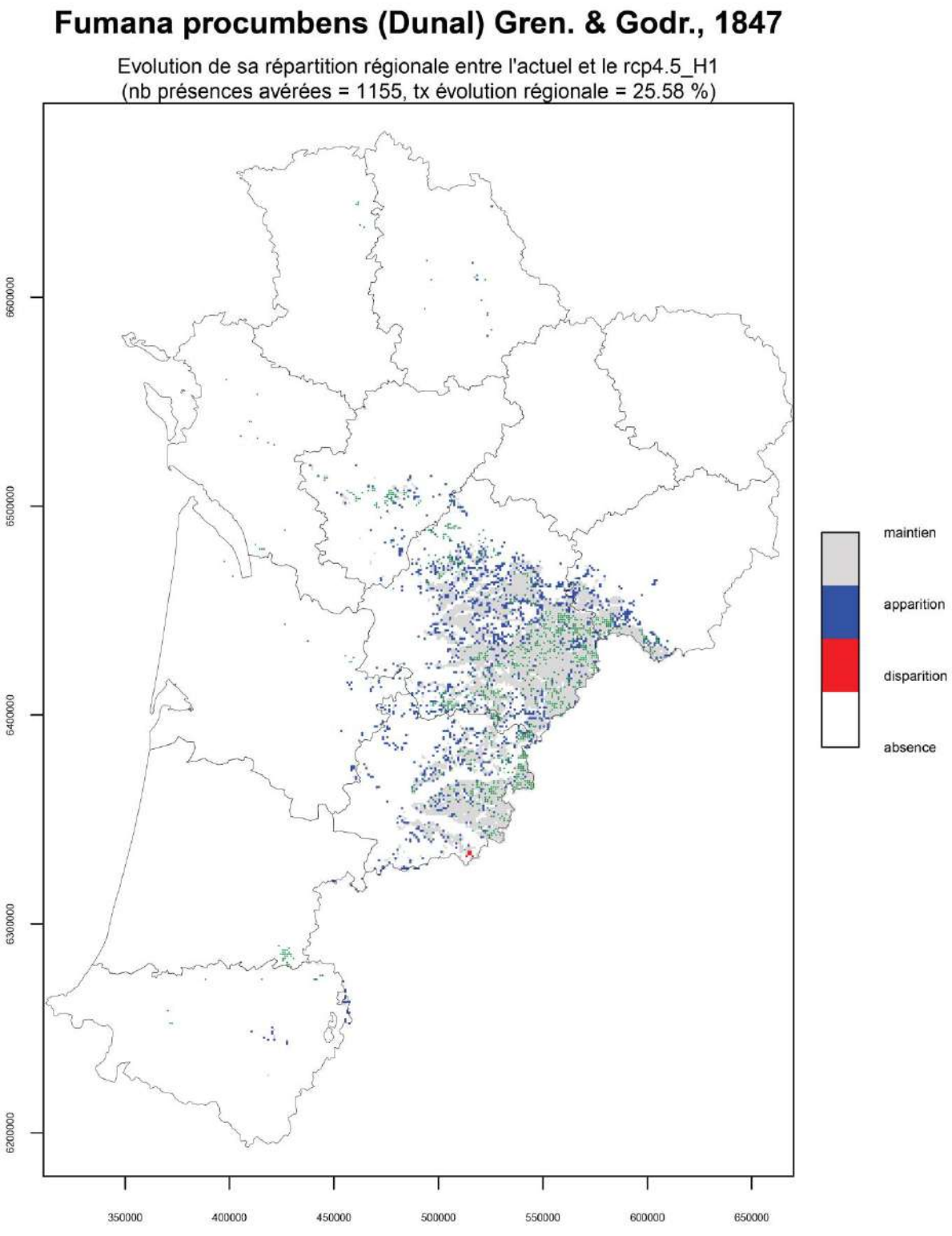


Fig. 15. Carte d'évolution chorologique de Fumana procumbens entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

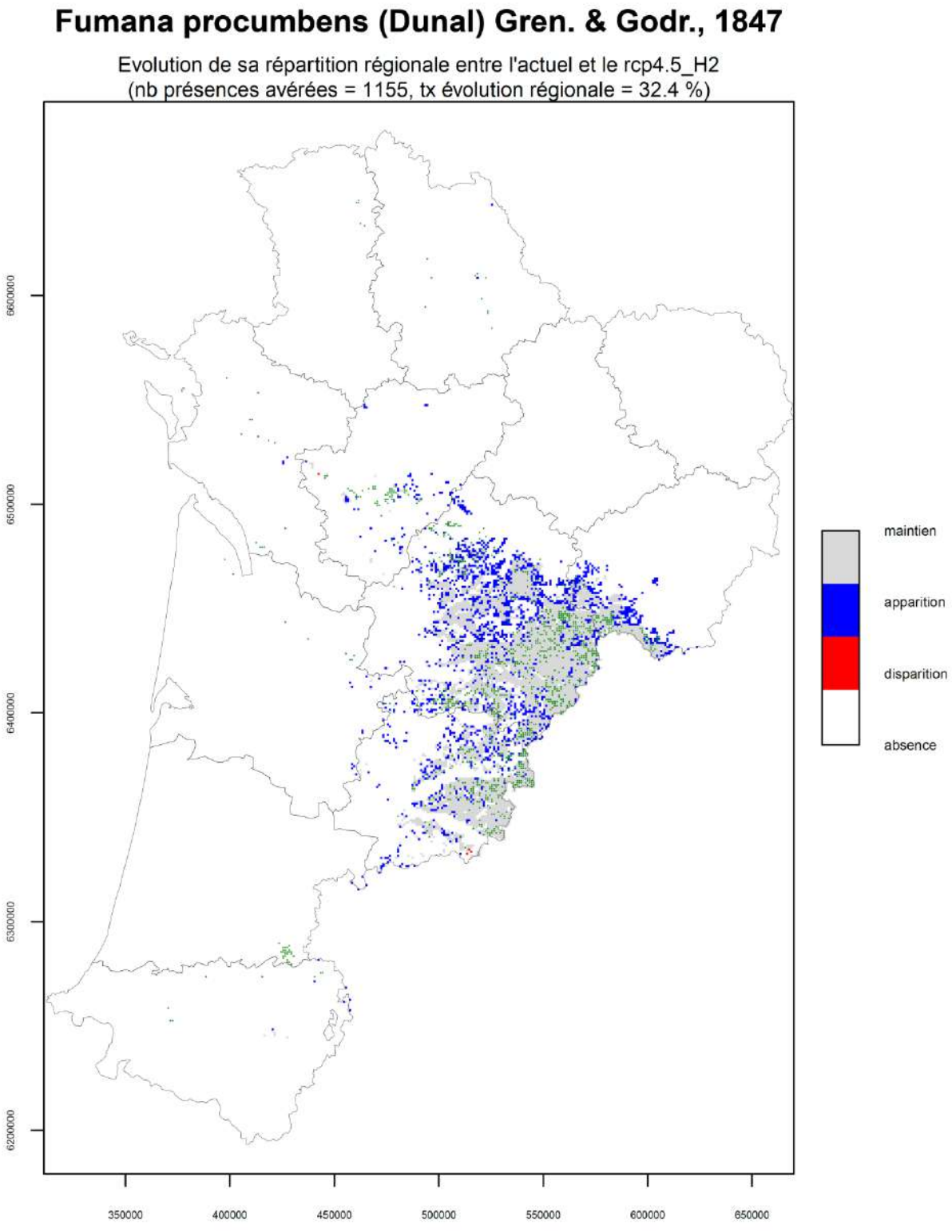


Fig. 16. Carte d'évolution chorologique de Fumana procumbens entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

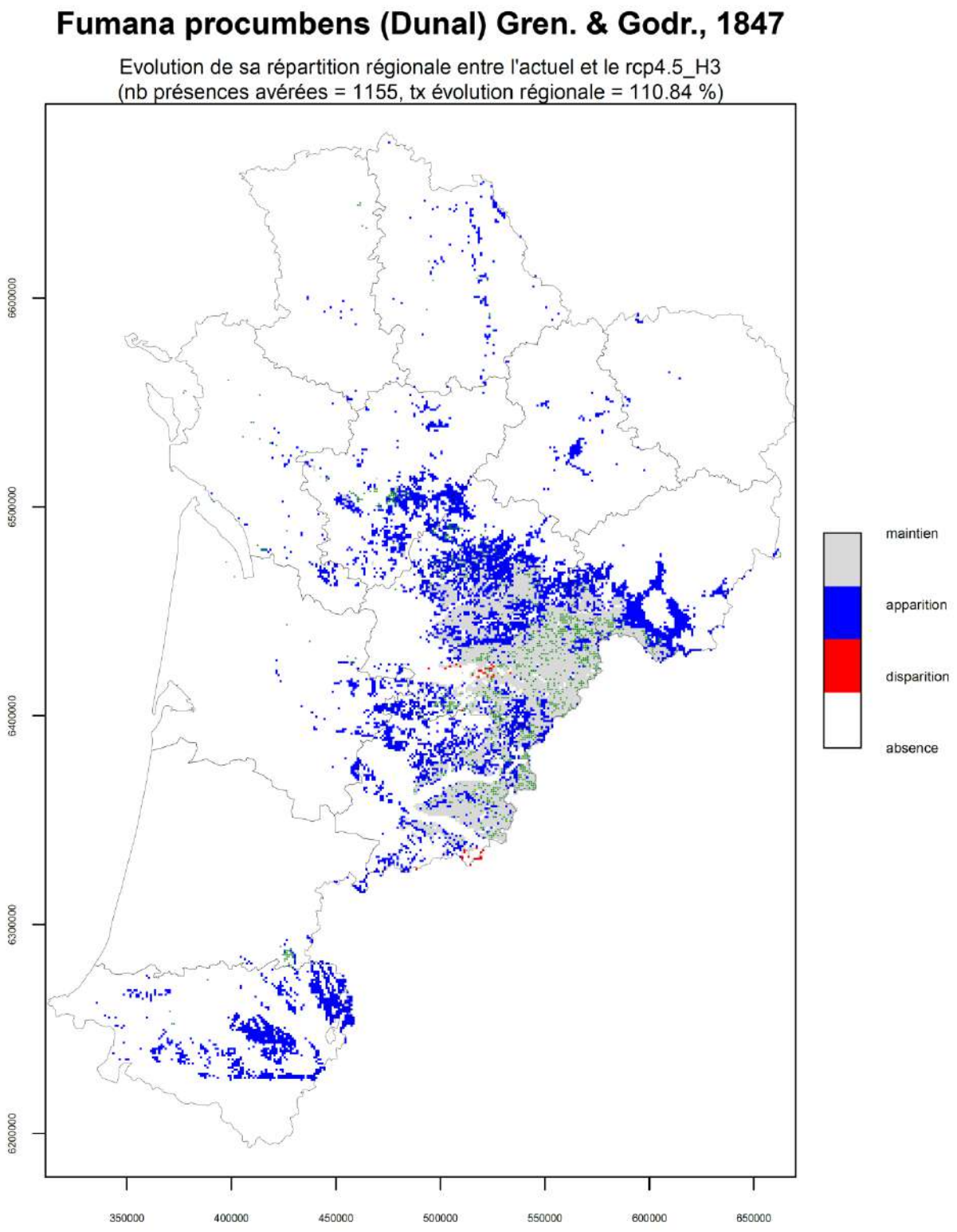


Fig. 17. Carte d'évolution chorologique de Fumana procumbens entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

Espèces montagnardes ou de climat frais en régression

Entre les secteurs de plaines et les zones montagneuses de la région, il existe un fort contraste climatique qui se traduit par des spécificités floristiques. Ainsi, les hautes vallées pyrénéennes (Ossau et Aspe principalement) et les secteurs du plateau de Millevaches et des Monts d'Ambazac en Limousin bénéficient actuellement d'un climat frais (< 10°C) et bien arrosé (> 1100 mm/an) sans déficit hydrique (données modèle SAFRAN–ISBA – Soubeyroux *et al.* (2007)). Cela permet le développement d'espèces d'affinités montagnardes, notamment de tourbières, de forêts à Hêtre ou de pelouses psychrophiles. A plus basse altitude, ces espèces peuvent également subsister à la faveur de conditions microclimatiques fraîches (versants nord, vallons encaissés, bonne alimentation en eau) qui tamponnent un macroclimat plutôt chaud et/ou sec et défavorable.

Toutefois, le changement climatique des décennies futures devrait contraindre les conditions favorables au maintien de ces espèces, et leurs seuils de tolérance pourraient être dépassés dans les zones en limite d'aire de répartition et en marges (LEBOURGEOIS & MÉRIAN, 2011). Les résultats montrent en effet une régression plus ou moins importante en termes de présence potentielle et une contraction nette des aires de répartition.

Le Hêtre (*Fagus sylvatica*) est un bon exemple pour illustrer ce processus, souvent utilisé comme modèle (LEBOURGEOIS *et al.*, 2005 ; PIEDALLU *et al.*, 2009 ; LATTE *et al.*, 2017). Étant en limite d'aire de répartition sud-occidentale en contexte de plaines en Nouvelle-Aquitaine (OBV-NA, 2020), il est déjà en situation de refuge (versants nord, vallons encaissés) dans une grande partie du Bassin aquitain et se montre donc particulièrement sensible face à un climat aux contraintes plus drastiques.
Son évolution régionale potentielle présentée ici concorde avec les hypothèses et résultats des travaux cités réalisés à l'échelle nationale ou dans d'autres régions. On constate d'abord une régression modérée (–18 à –21%) sur les bordures de son aire dans les secteurs planitiaires du Limousin et du piémont pyrénéen ainsi qu'en Dordogne (Fig. 18 et Fig. 19). Cela est associé à une progression, vraisemblablement en altitude, dans les hautes vallées pyrénéennes. À l'horizon 2071–2100, la disparition prédite du Hêtre concernerait l'ensemble des zones de basse altitude, dont l'étage collinéen inférieur (< 500m) en Limousin et piémont pyrénéen (Fig. 20).

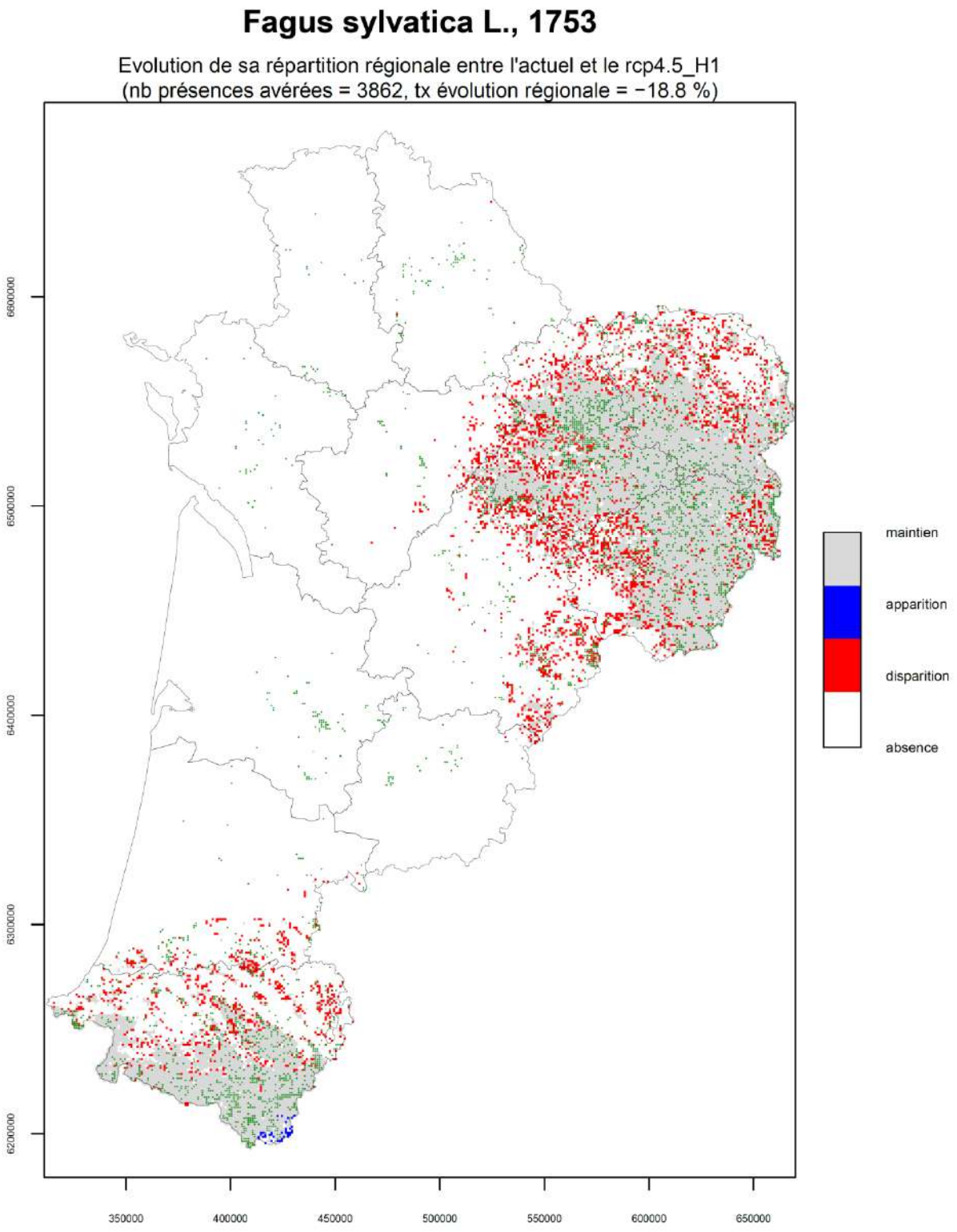


Fig. 18. Carte d'évolution chorologique de Fagus sylvatica entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

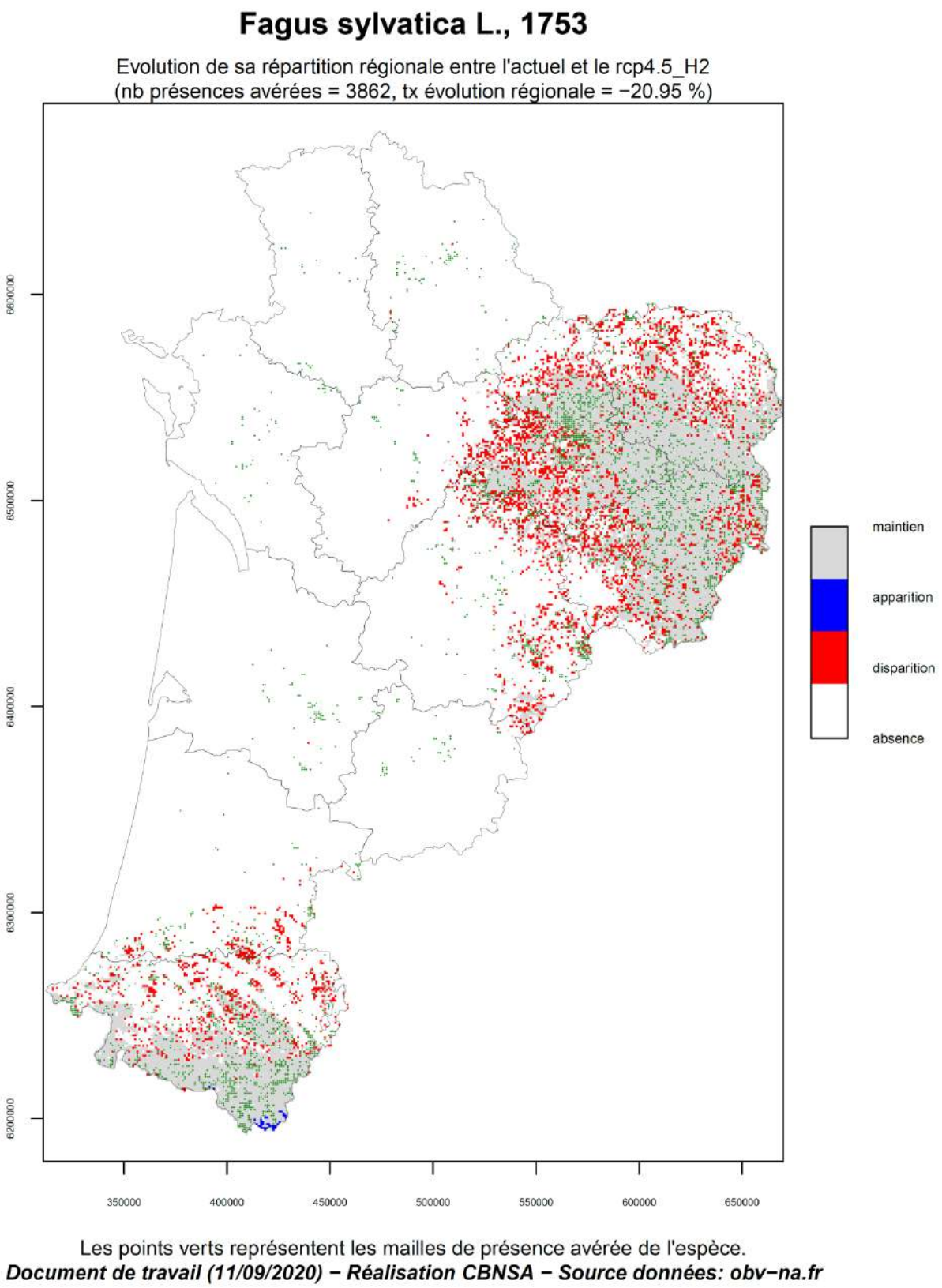


Fig. 19. Carte d'évolution chorologique de Fagus sylvatica entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

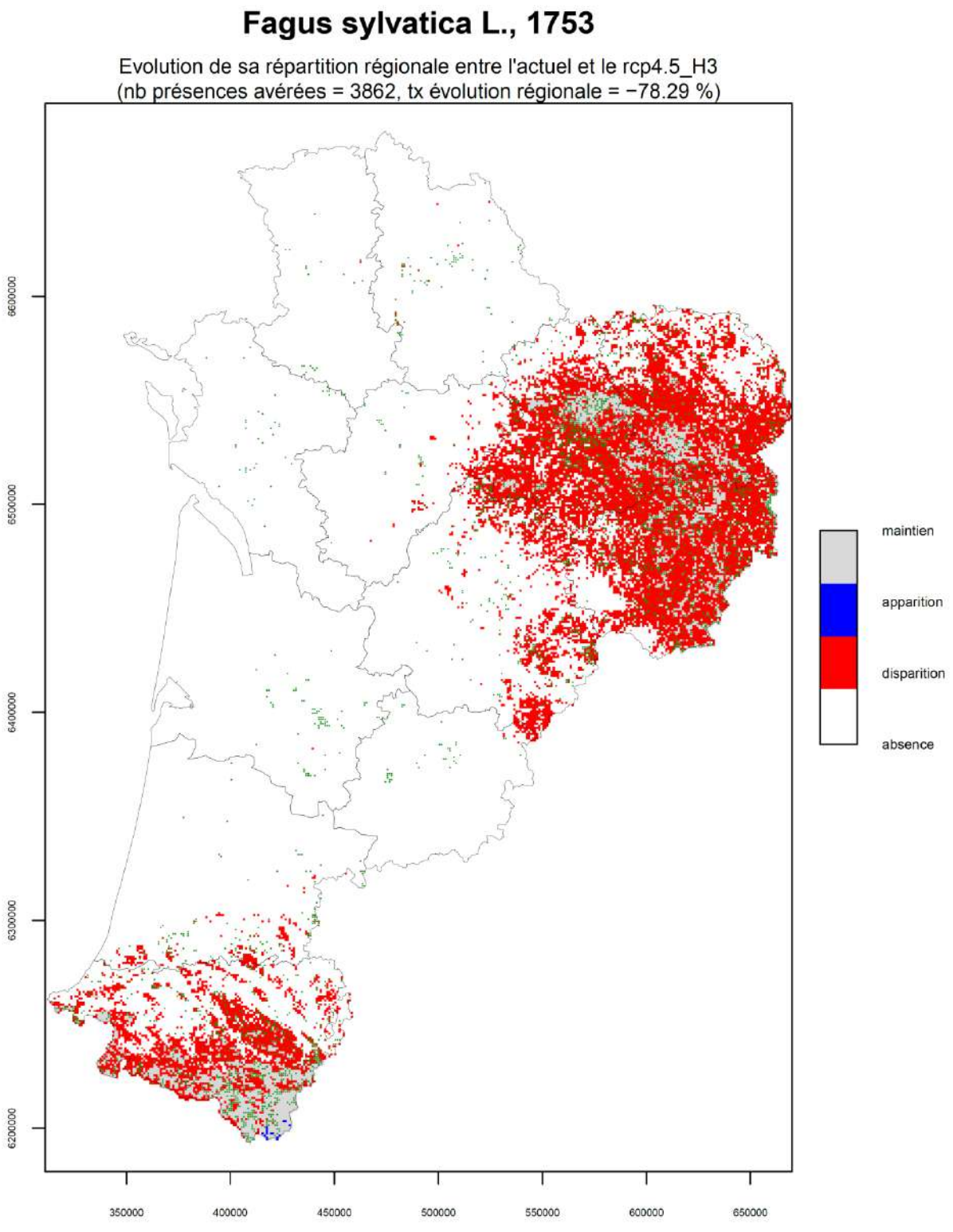


Fig. 20. Carte d'évolution chorologique de Fagus sylvatica entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

Une aridité plus importante (–40 à –100 unités pour l'indice d'Emberger), la baisse de l'humidité relative (–2 à –4%) ainsi que l'allongement de la durée de sécheresse (+2 à 3 jours), notamment estivale, constitueraient les principales causes du déclin potentiel de cette essence dans la région (Annexe 5).
Le Hêtre est une espèce structurante des forêts tempérées à bilan hydrique favorable mais sa régression serait accompagnée de celles d'autres plantes inféodées à ces conditions. Ainsi, *Galium odoratum, Tractema lilio–hyacinthus, Luzula sylvatica, Vaccinium myrtillus* ou *Melica uniflora* notamment suivraient les mêmes tendances (Annexe 4).

D'autre part, *Nardus stricta* est une espèce intéressante à évoquer. Il s'agit d'une plante alticole, principalement montagnarde à subalpine et relictuelle en plaine, se développant sur substrats acides et oligotrophes (DUMÉ *et al.*, 2018), structurante des pelouses acidiphiles à tendance psychrophile. Elle affectionne les secteurs froids (températures moyennes minimales inférieures à 7°C et maximales inférieures à 13°C) et à humidité relative assez élevée (> 80%), ce qui correspond essentiellement aux hautes vallées pyrénéennes, aux Monts d'Ambazac et au plateau de Millevaches en Nouvelle–Aquitaine.

L'évolution chorologique de cette espèce paraît assez linéaire entre les différents horizons avec une régression progressive et importante de –39% sur la période 2021–2050 (Fig. 21), –51% entre 2041 et 2070 (Fig. 22) et jusqu'à –93% d'ici 2100 (Fig. 23). Le Limousin serait la région la plus touchée à court comme à long terme. A l'inverse dans les Pyrénées où l'espèce occupe des altitudes plus élevées, ses populations seraient impactées de façon plus marginale d'ici 2070, mais connaîtraient également des disparitions dans de nombreuses mailles entre 2071 et 2100.

Cette importante régression de *Nardus stricta* apparaît en grande partie liée ici à la baisse d'humidité relative (Annexe 5).

Le changement climatique pourrait influencer l'évolution de ce type d'espèce de différentes manières. Tout d'abord, de façon directe comme c'est le cas ici, par la hausse des températures et la baisse de l'humidité atmosphérique qui pourrait causer un stress hydrique fortement contraignant comme observé pour *Arnica montana* (MAURICE, 2011). Ensuite, plus indirectement, les retombées d'azote atmosphérique qui accompagnent le réchauffement engendreraient une eutrophisation de ces pelouses, défavorable au cortège floristique adapté aux sols pauvres en nutriments (GAUDNIK *et al.*, 2011 ; BOUTIN *et al.*, 2017). Le processus d'eutrophisation pourrait également intervenir en lien avec la hausse des températures permettant une meilleure décomposition de matière organique et donc un enrichissement en nutriments (ISE *et al.*, 2008). Ces deux derniers phénomènes ne sont d'ailleurs pas limités au contexte montagnard mais concernerait l'ensemble de la flore oligotrophile. Outre *Nardus stricta*, de nombreuses espèces dont *Gentiana lutea, Vaccinium myrtillus, Arnica montana* (Annexe 4) devraient souffrir de cette combinaison de phénomènes défavorables.

Cependant, l'hypothèse d'une évolution régressive similaire pour l'ensemble de ces espèces restera à vérifier en lien avec leur autécologie et type biologique leur conférant une stratégie adaptative et une résistance différente face à ces contraintes. Ainsi, *Arnica montana*, espèce peu compétitive (hémicryptophyte à rosette) qui supporte mal la concurrence et dont la capacité de dispersion est limitée par le poids élevé de ses semences (barochore) apparaît relativement menacée par les changements globaux avec une disparition probable à l'étage collinéen. La tendance pourrait être davantage modérée pour *Nardus stricta* qui est une espèce assez compétitive (hémicryptophyte cespiteux) et à plus forte capacité de dispersion (anémochore), lui conférant une meilleure résistance, au moins à l'étage collinéen supérieur.

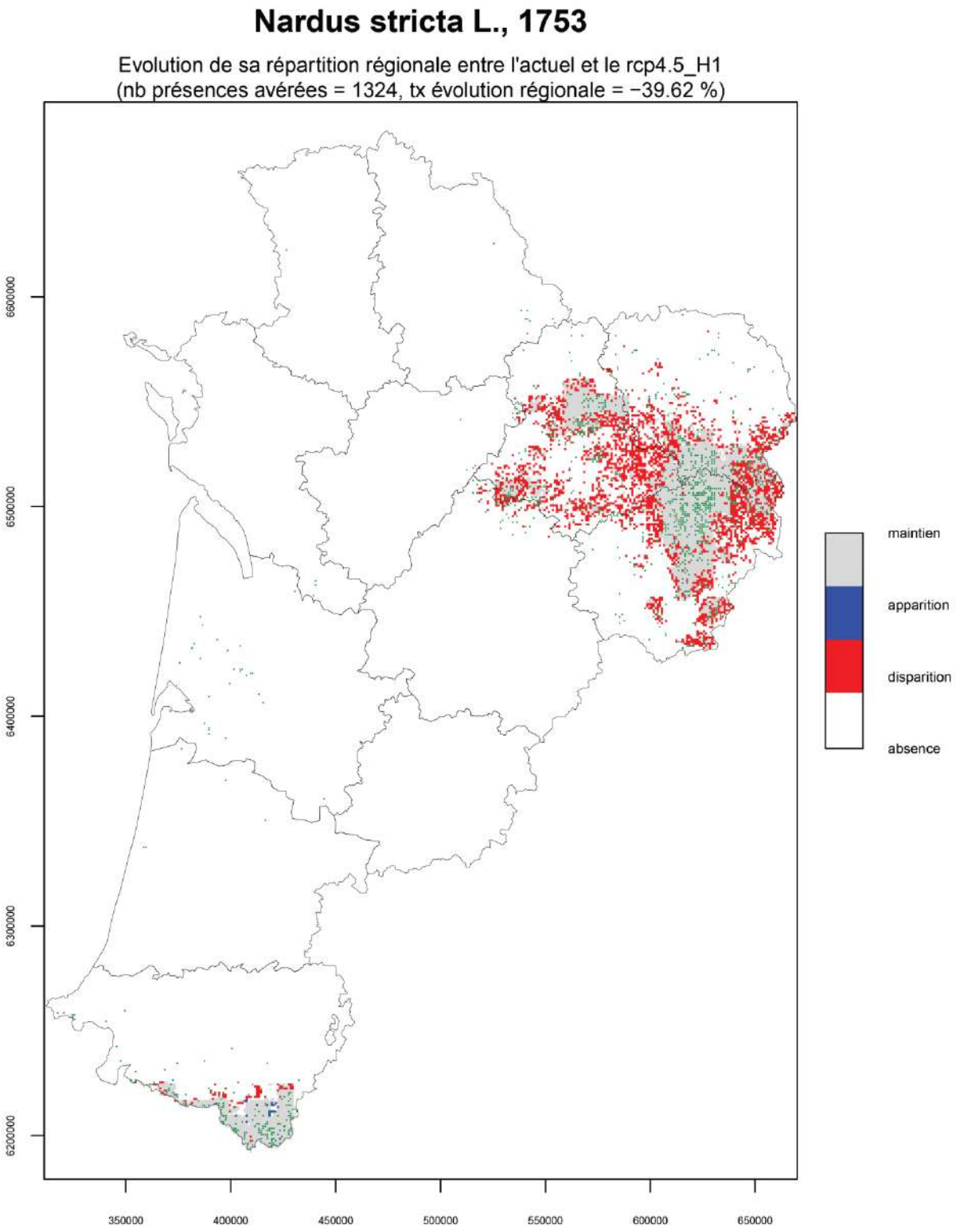


Fig. 21. Carte d'évolution chorologique de Nardus stricta entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

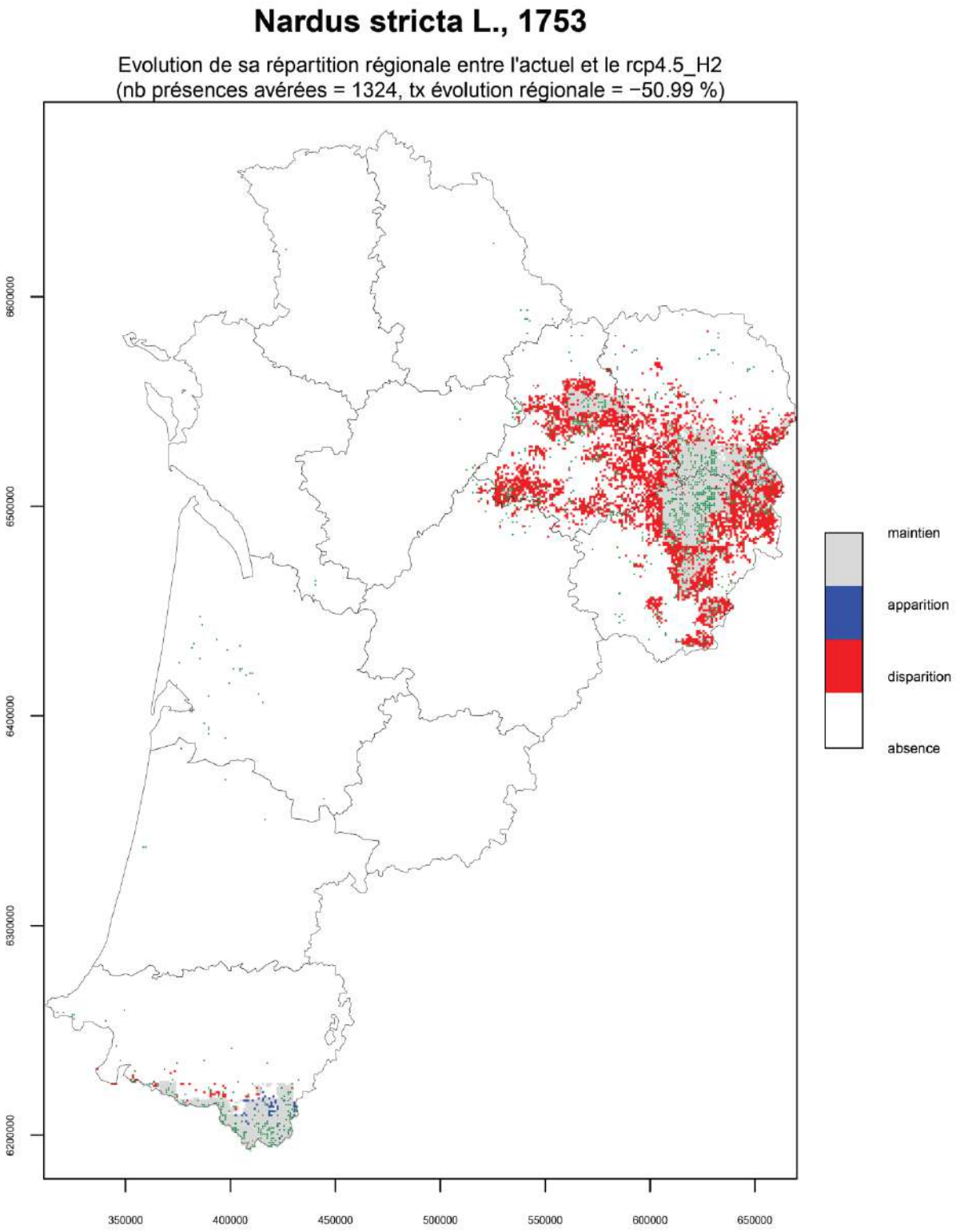


Fig. 22. Carte d'évolution chorologique de Nardus stricta entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

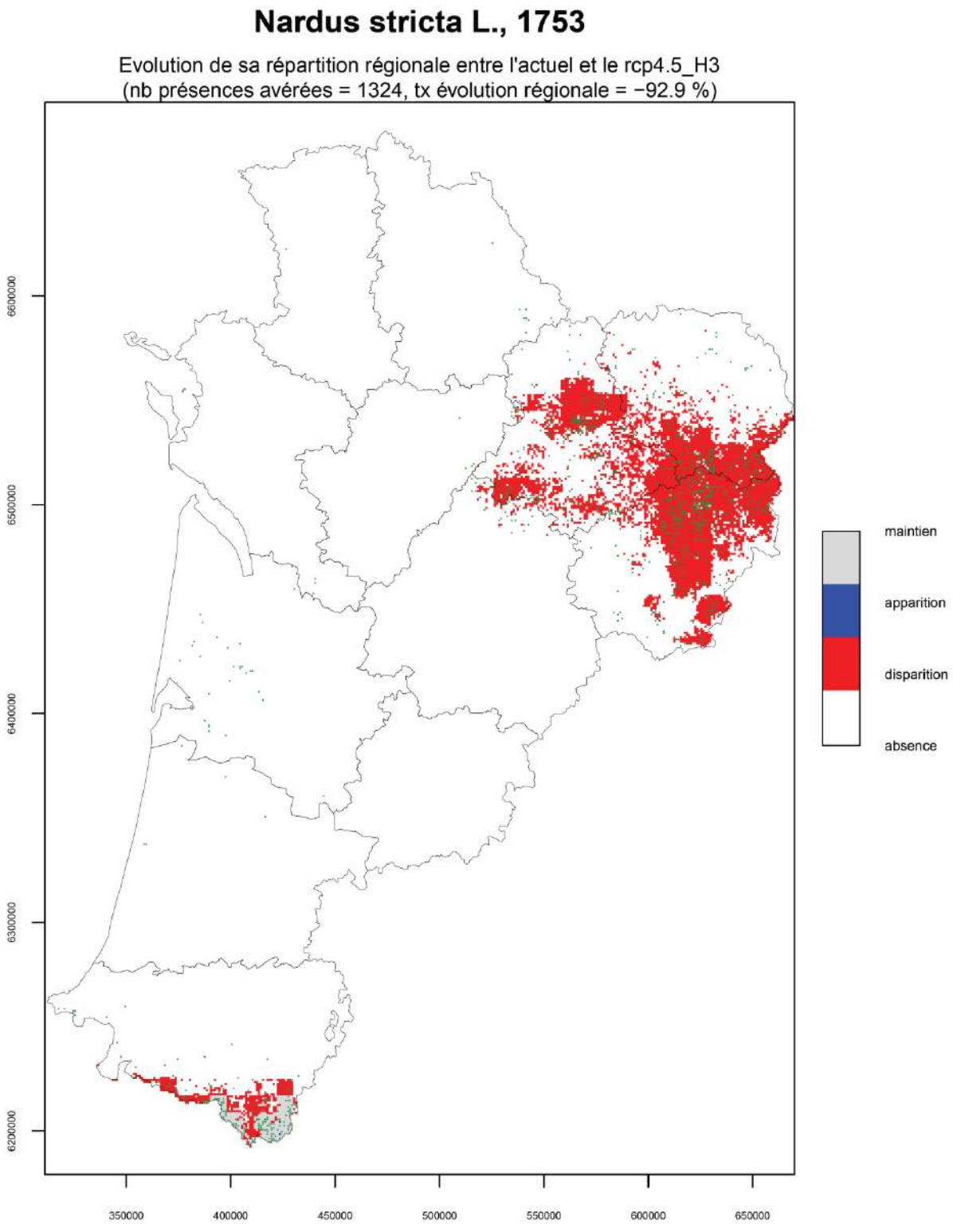


Fig. 23. Carte d'évolution chorologique de Nardus stricta entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

Espèces de zones humides

Les plantes de zones humides, se développant sur des sols inondés à frais et pour lesquelles la disponibilité en eau est un facteur limitant, devraient souffrir des modifications de régime hydrique liées au changement climatique. En effet, le risque de sécheresse et la durée des épisodes secs devraient croître dans les prochaines années (ACCLIMATERRA, 2018). La hausse des températures accentuera par ailleurs ce stress hydrique, défavorable au développement de ces espèces. Les milieux humides typiques et parfois relictuels de Nouvelle-Aquitaine comme les lagunes du plateau landais, les gazons des rives d'étangs arrière-littoraux, les landes humides et les tourbières pourraient connaître une substitution de cortège avec la perte des espèces les plus hygrophiles et une banalisation avec des espèces ubiquistes (LE FOULER & BLANCHARD, 2011 ; LE FOULER, 2012 ; CAILLAUD *et al.*, 2018 ; MADY *et al.*, 2018 in Mallard, 2018a).

Carex echinata est une plante typique des tourbières et plus précisément des zones de bas marais acidiphiles et de marais de transition engorgés régulièrement (LAFON *et al.*, 2014 ; DUMÉ *et al.*, 2018 ; JULVE, 2018). Elle est principalement présente sur les hauteurs du Limousin (plateau de Millevaches, Monts d'Ambazac), dans la montagne pyrénéenne ainsi que dans la moitié sud du plateau landais à la faveur des précipitations importantes (> 1000mm/an) et en contexte de tourbières fluviogènes ou limnogènes.

Cette espèce, comme c'est le cas pour des espèces affines *Eriophorum angustifolium, Drosera rotundifolia, Agrostis canina, Betula pubescens* ou *Gentiana pneumonanthe* (Annexe 4), connaitrait d'abord une relative stabilité en termes de taux d'évolution pour les horizons proche et moyen (+7% et -5%). Toutefois, au niveau géographique, on constate une nette régression à basse altitude (plateau landais, Limousin) compensée par une progression dans la basse montagne pyrénéenne (Fig. 24 et Fig. 25). Ce dernier phénomène semble toutefois être un artefact du modèle dû à un léger déficit de données de présence dans ce secteur ; les mailles « en apparition » seraient en fait plutôt à afficher « en maintien ». En revanche, à l'horizon plus lointain, l'évolution chorologique tend vers une forte contraction de l'aire de répartition sur les plus hauts reliefs, avec une régression régionale de -53% (Fig. 26).

D'autre part, la Littorelle (*Littorella uniflora*) est une espèce de milieux humides au fonctionnement particulier, vivant au rythme saisonnier de phases d'inondation et d'exondation des berges. Elle se développe sur des pièces d'eau stagnante peu profondes et à pente douce favorisant une exondation graduelle, et plutôt sur substrats sablo-graveleux (LAFON & LE FOULER, à paraître ; INFOFLORA, 2020). À l'échelle régionale, elle se répartit sur les berges d'étangs et de certaines lagunes à substrats siliceux, principalement dans le plateau landais et sur les hauteurs du Limousin (OBV-NA, 2020).

A l'instar de *Baldellia repens* ou *Caropsis verticillato-inundata* (Annexe 4), cette plante typique des gazons amphibies pourrait subir une importante régression à court et moyen terme de -38% à -41% (Fig. 27 et Fig. 28), plutôt dans des contextes de petites pièces d'eau (ex : lagunes). Pour la période 2071-2100, l'évolution chorologique serait de -86% avec une extinction potentielle dans de nombreux secteurs du Limousin et sur le plateau landais (Fig. 29). Le maintien de l'espèce concernerait surtout les étangs de Lacanau, Hourtin et Sanguinet, où les populations sont actuellement assez fournies (CLÉRO, 2018), et quelques enclaves en Limousin.

Néanmoins, de par son type biologique (hélohémicryptophyte à stolons hypogés), la Littorelle possède une bonne capacité de propagation, associée à une bonne résistance à l'immersion jusqu'à 4 m de profondeur (INFOFLORA, 2020). Sa niche écologique se retrouve dans une vaste aire (Europe

jusqu'en Afrique du Nord), multipliant les chances de dissémination fructueuses. Enfin, en dehors de cette écologie stagnophile, elle participe d'herbiers originaux dans les eaux courantes des têtes de bassin des zones tourbeuses du plateau de Millevaches (MADY *et al.*, 2015). La stabilité supposée de cette métapopulation pourrait constituer une population source à l'échelle du réseau hydrographique connecté aux étangs. L'importante régression prédite par le modèle pourrait donc être à nuancer quelque peu.

La plus grande aridité du climat, la baisse d'humidité relative et l'allongement de la durée de sécheresse semblent être les principales causes de déclin pour ces espèces de zones humides (Annexe 5). Par ailleurs, les conditions favorables à leur développement, étant surtout d'ordre stationnel (substrats, microtopographie, humidité édaphique), apparaissent fortement limitantes par rapport à la capacité de migration.

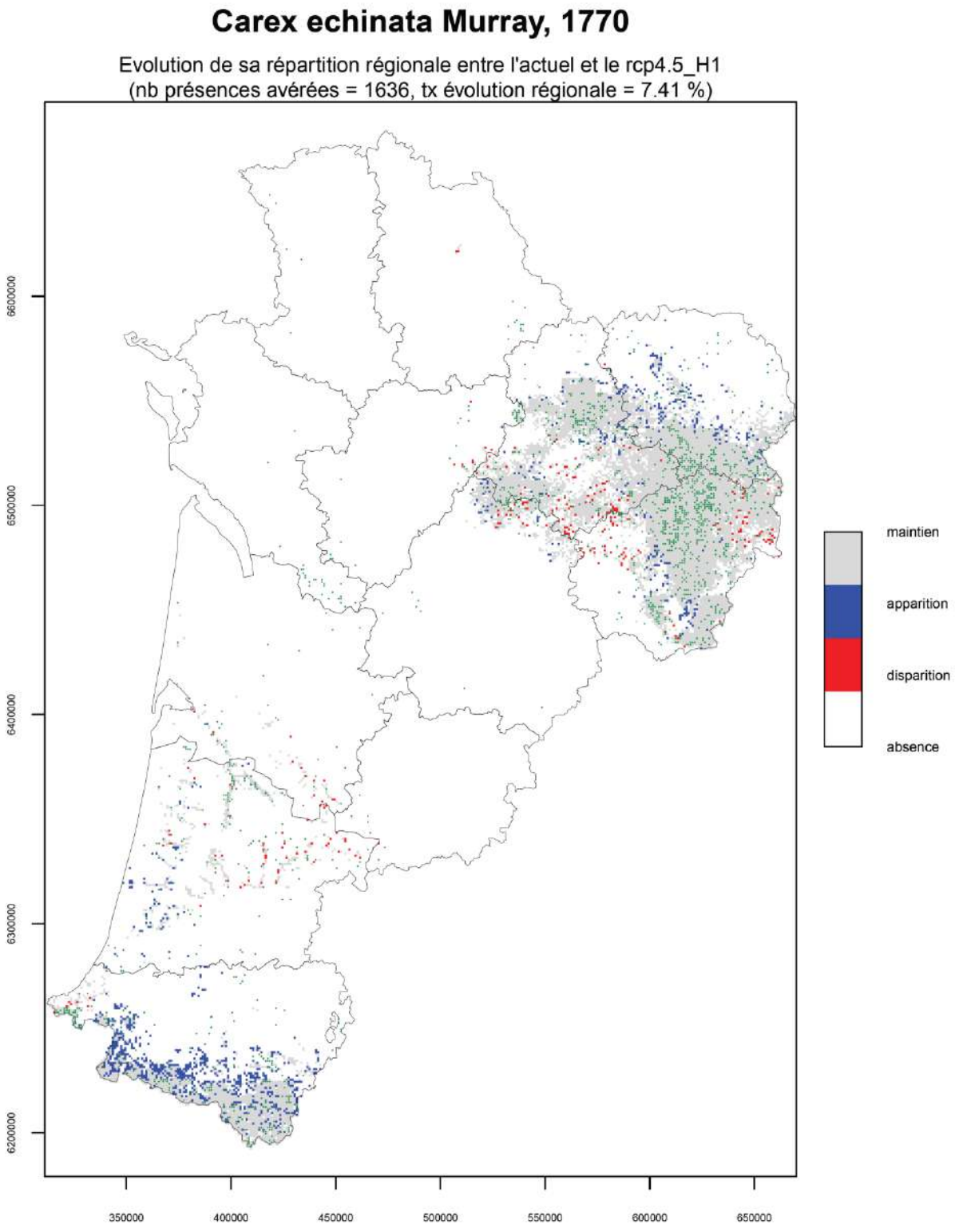


Fig. 24. Carte d'évolution chorologique de Carex echinata entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

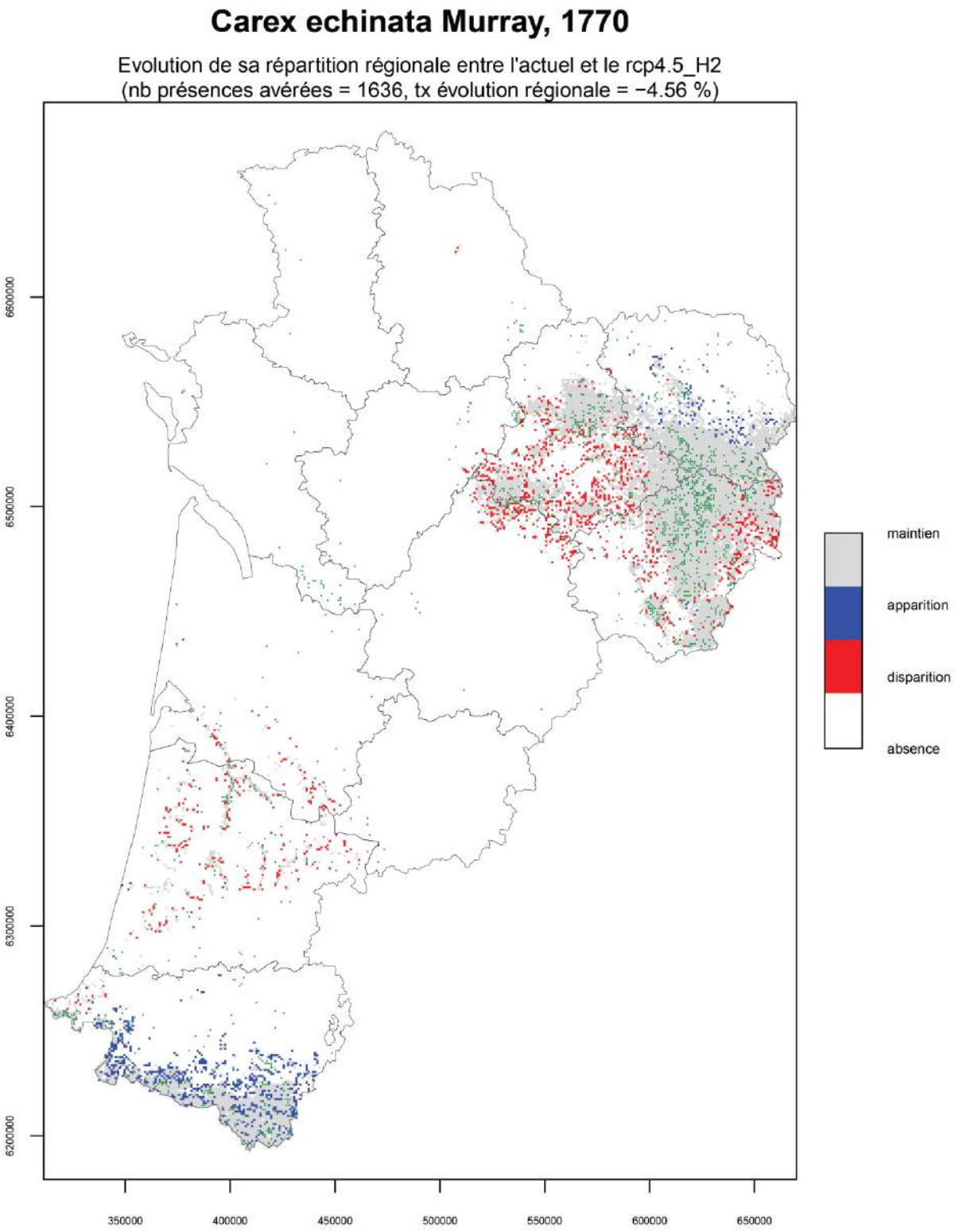


Fig. 25. Carte d'évolution chorologique de Carex echinata entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

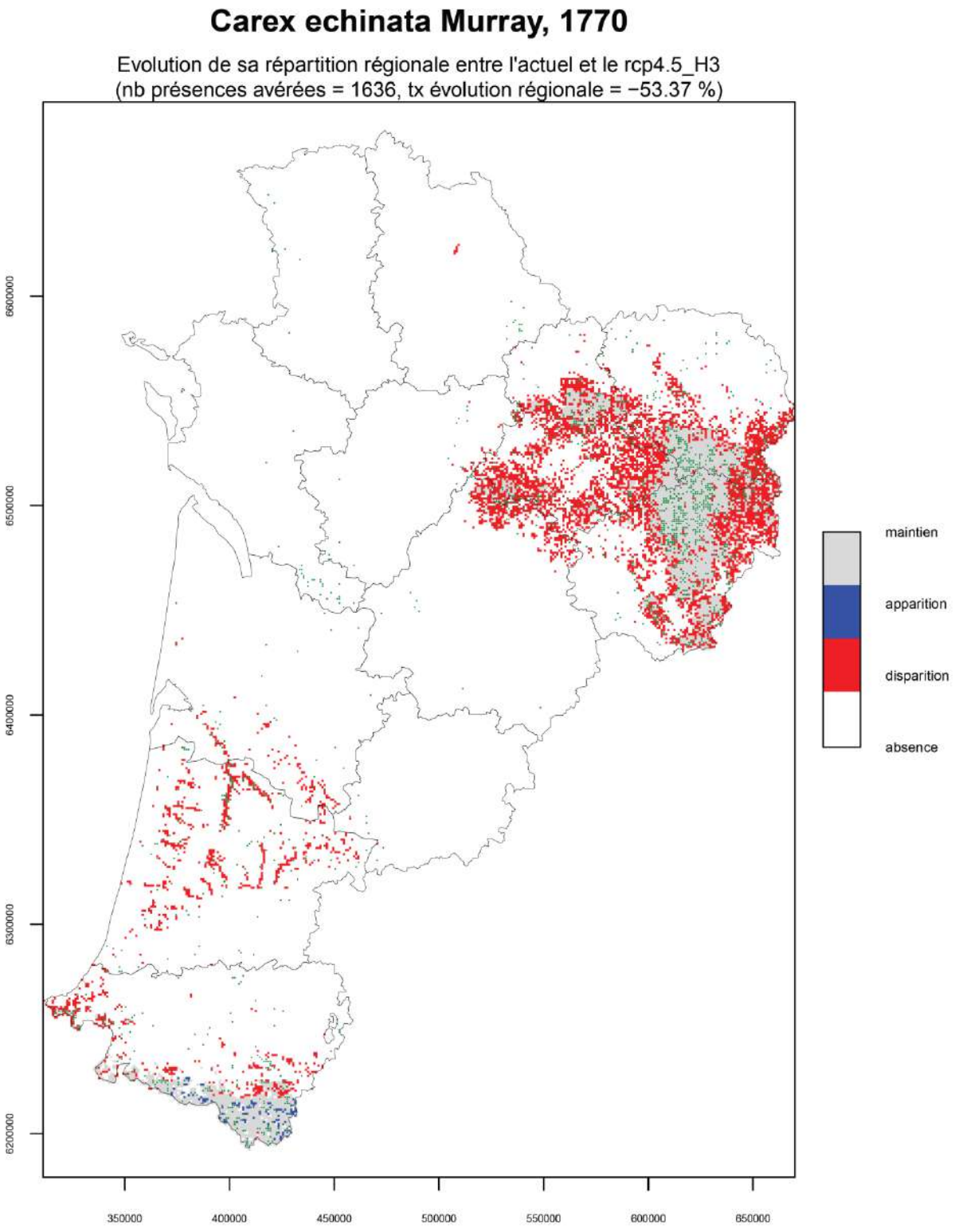


Fig. 26. Carte d'évolution chorologique de Carex echinata entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

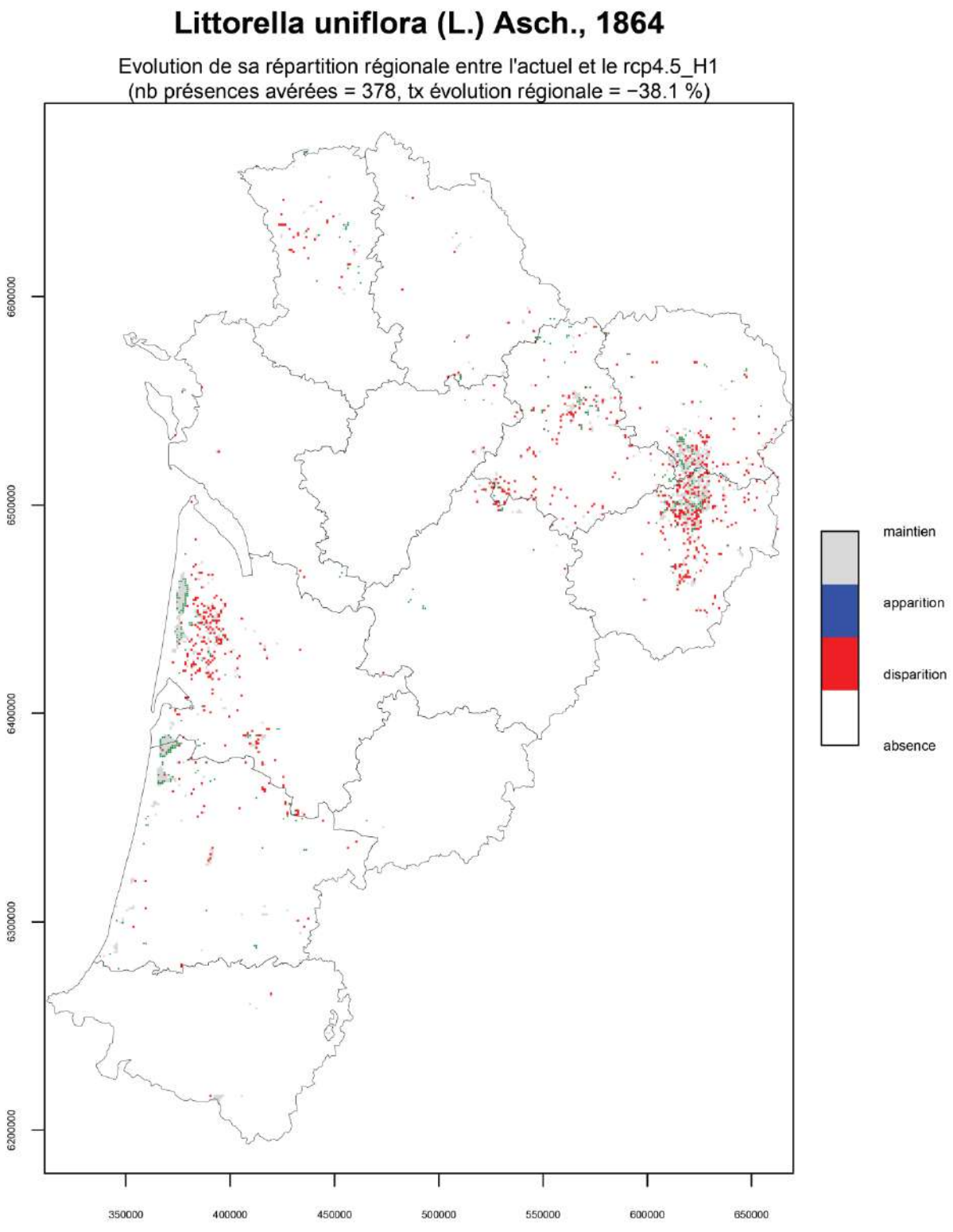


Fig. 27. Carte d'évolution chorologique de Littorella uniflora entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

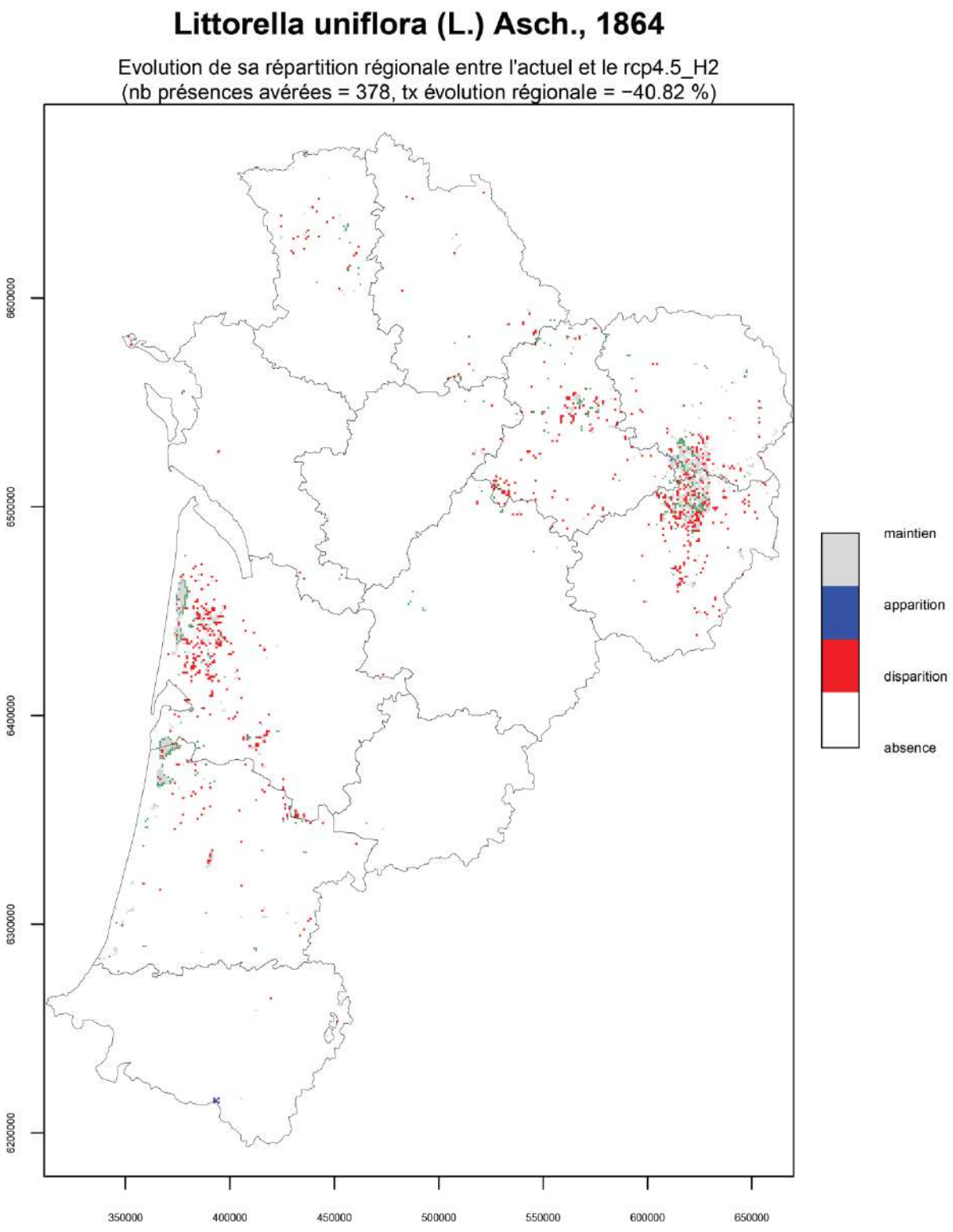


Fig. 28. Carte d'évolution chorologique de Littorella uniflora entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

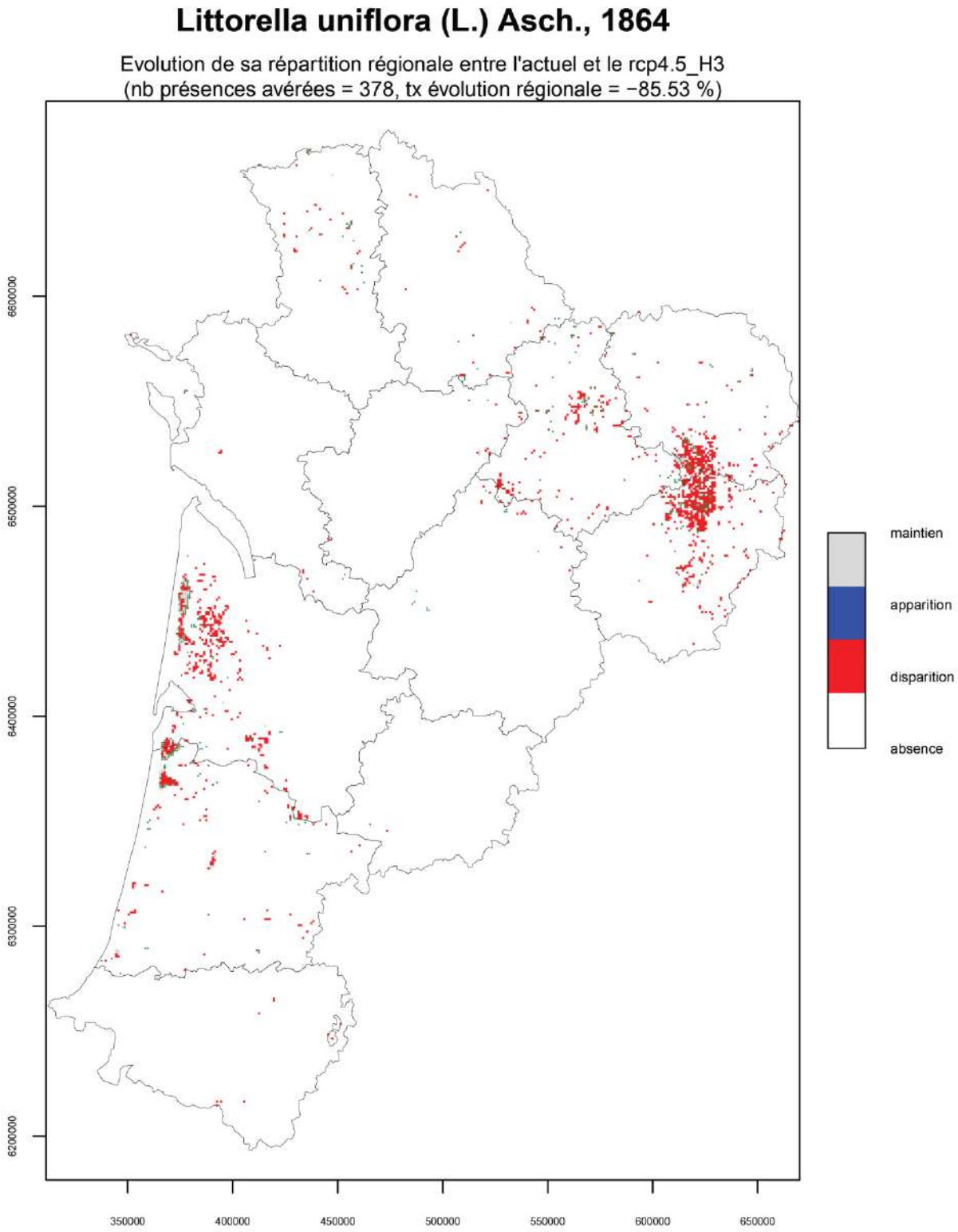


Fig. 29. Carte d'évolution chorologique de Littorella uniflora entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

Enfin, pour les espèces réparties équitablement à l'échelle de la région et donc à large amplitude climatique (ex : *Anemone nemorosa*), la tendance montre une relative stabilité (+5 à +30%) avec une légère progression en altitude (Annexe 4).

• Évolution chorologique des végétations forestières à Hêtre

Les forêts du Carpino betuli – Fagion sylvaticae

Ce type de boisements développés aux étages planitiaire et surtout collinéen montre une tendance générale à la régression (Fig. 30, Fig. 31 et Fig. 32). Celle-ci apparaît relativement plus importante dans la partie orientale de la région (Limousin, Dordogne, Charente) et en plaines tandis que le secteur collinéen des Pyrénées-Atlantiques est davantage préservé à court et moyen termes (Fig. 30 et Fig. 31). En revanche à la fin du siècle, les conditions favorables au développement de ces forêts auront quasiment disparu puisque l'évolution chorologique atteindrait – 92% (Fig. 32).

Les forêts du Fagion sylvaticae

Ces forêts sont bien développées dans les hautes vallées pyrénéennes (Aspe et Ossau) et s'étendent plus à l'ouest jusqu'au Pays Basque (OBV-NA, 2020) mais un déficit de données ne permet pas de modéliser leur présence dans cette zone. En revanche, elles sont bien relictuelles en Limousin et se maintiennent actuellement à la faveur d'une compensation thermique et atmosphérique (bas de versants exposés au nord, vallons encaissés).

Même à court terme, on constate une régression forte de ce type de forêts menant à leur disparition en Limousin (Fig. 33). Dans les Pyrénées, leur résistance semble légèrement plus importante d'ici 2070 en lien la possibilité de remontée altitudinale (Fig. 33 et Fig. 34). La régression serait généralisée à long terme (-96% de mailles de présence) avec une disparition quasi-totale des conditions favorables (Fig. 35).

Les forêts du Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae

Les résultats pour ce type forestier montrent une tendance nette à l'augmentation de l'aire de répartition dans le futur (Fig. 36, Fig. 37 et Fig. 38). Cela va en contradiction avec la sensibilité manifeste de plusieurs espèces qui composent ces forêts et leur caractère d'ores et déjà relictuel dans la région.

L'analyse des sorties du modèle (Annexe 6) permet de constater que les facteurs de compensation mésoclimatiques (exposition au nord et forte pente maintenant une humidité élevée), conditionnant la présence de ce type de boisement (ROMEYER *et al.*, in prep.), sont largement sous-estimés dans le modèle. Le contexte macroclimatique dans lequel se retrouvent ces forêts étant majoritairement chaud et aride, le modèle considère logiquement qu'il s'agit d'une végétation thermophile et xérophile, en potentielle extension. Dans ce cas, la résolution des variables à 1km (et même à 8km pour les variables climatiques) n'est pas suffisante pour prédire correctement l'évolution chorologique de cette végétation.

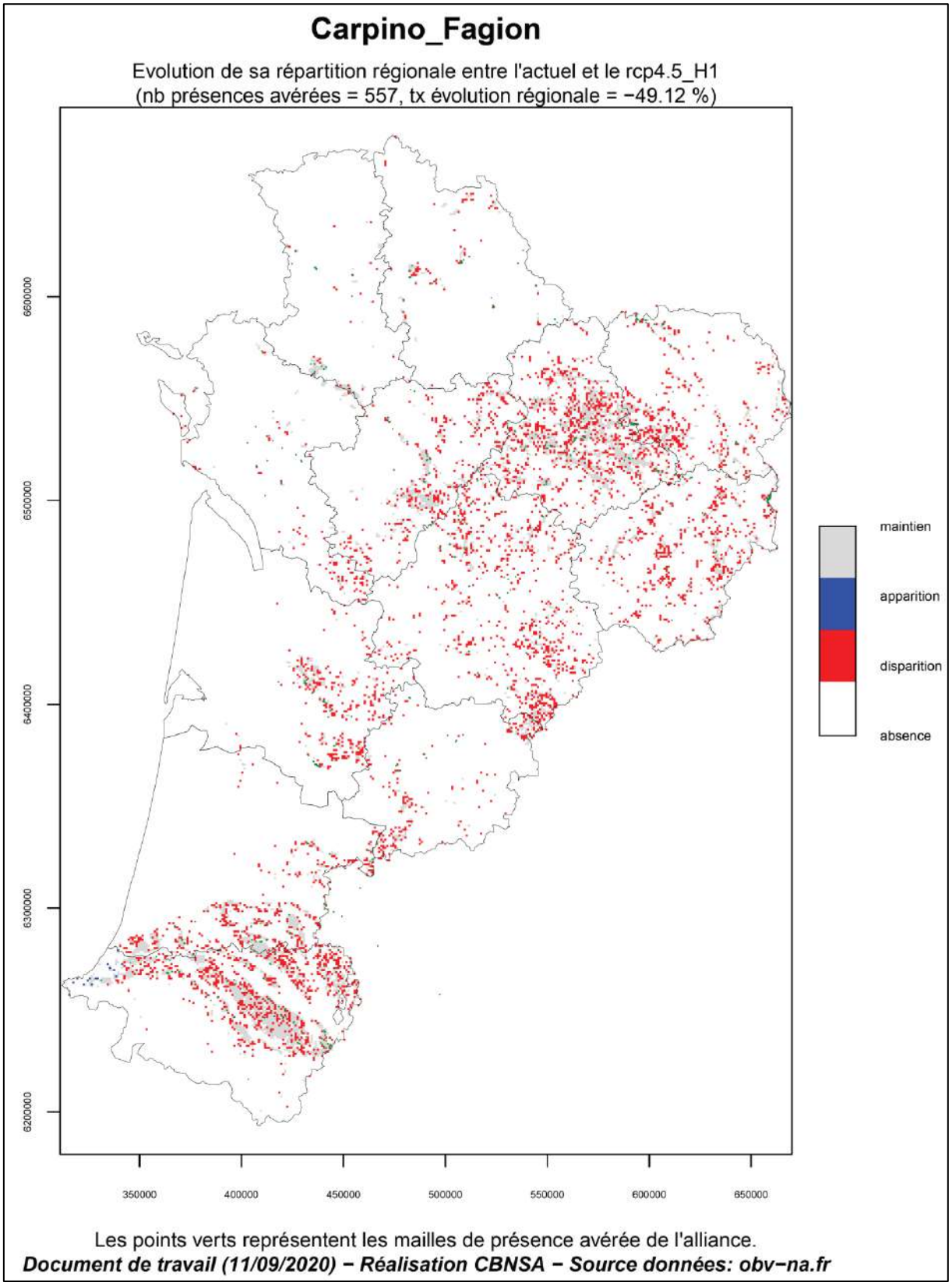


Fig. 30. Carte d'évolution chorologique du Carpino betuli – Fagion sylvaticae entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

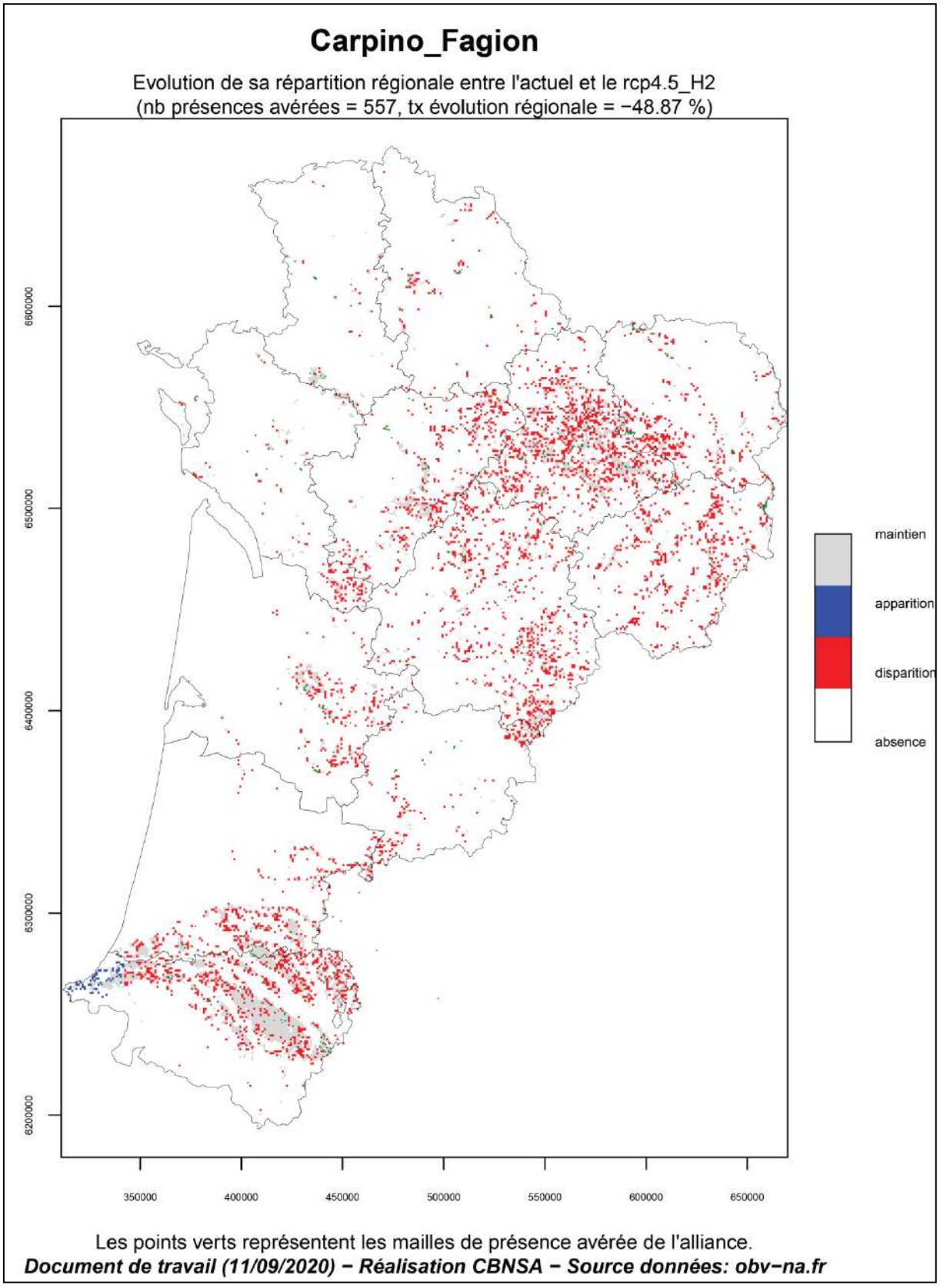


Fig. 31. Carte d'évolution chorologique du Carpino betuli – Fagion sylvaticae entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

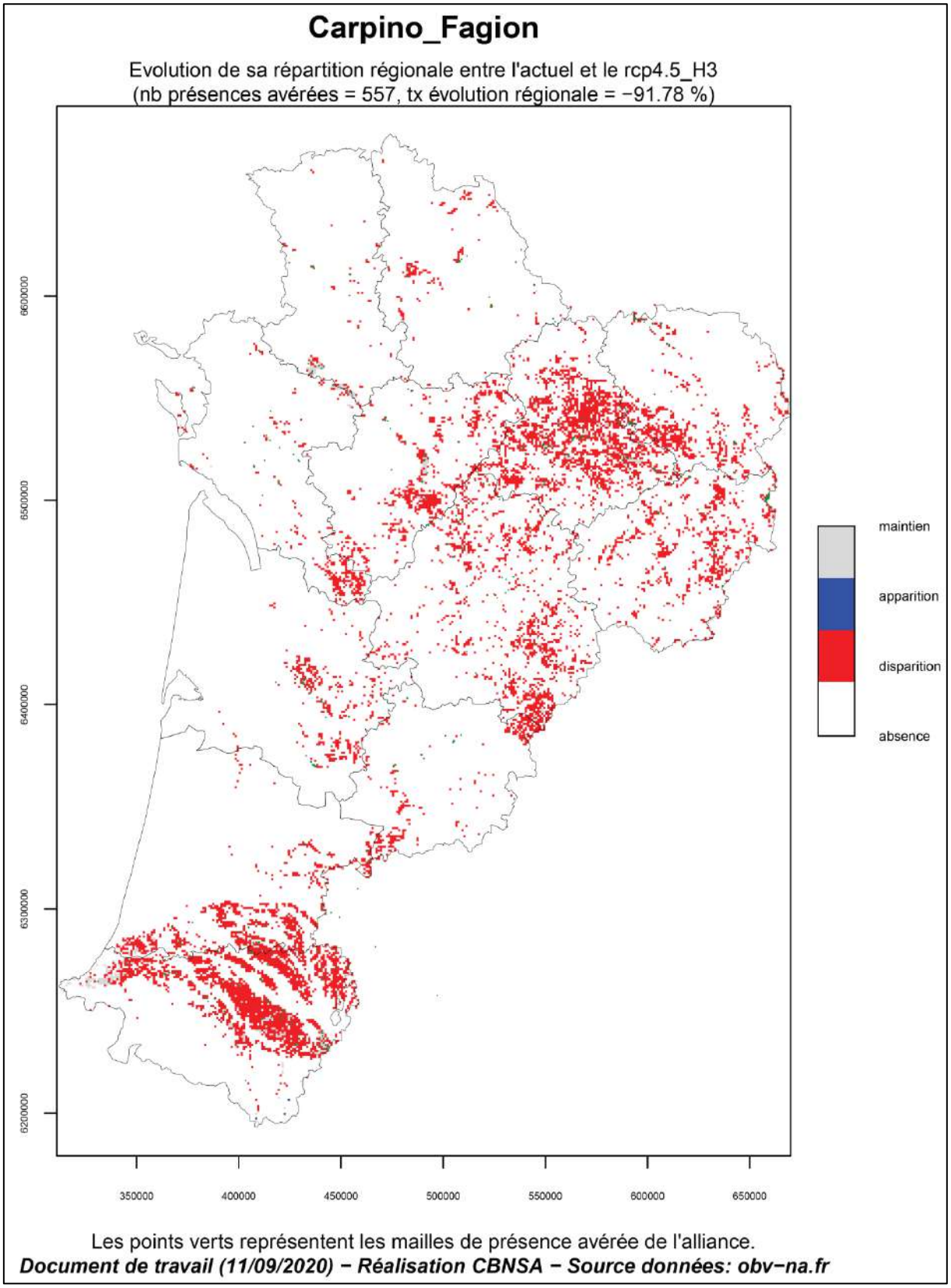


Fig. 32. Carte d'évolution chorologique du Carpino betuli – Fagion sylvaticae entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

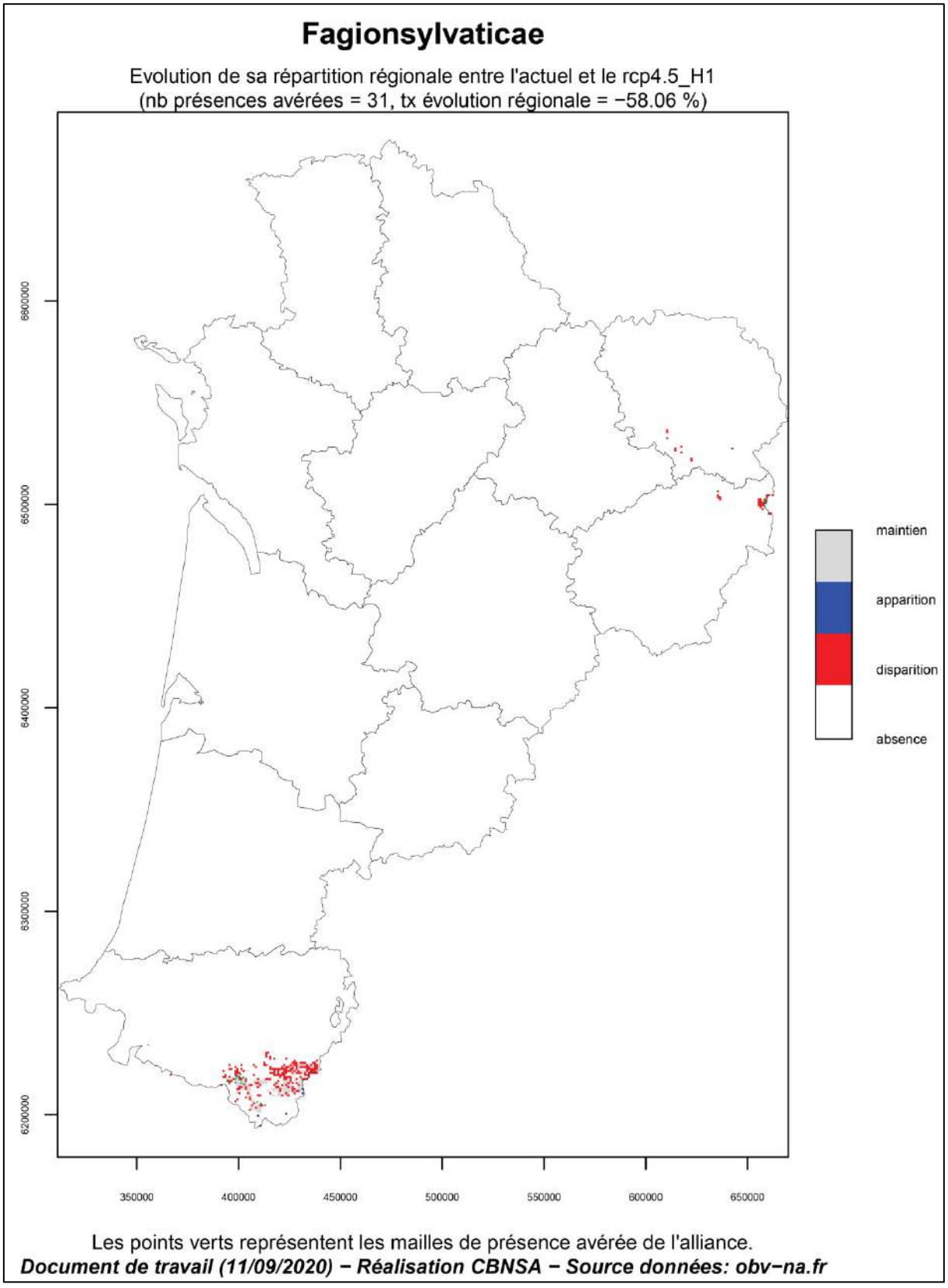


Fig. 33. Carte d'évolution chorologique du Fagion sylvaticae entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

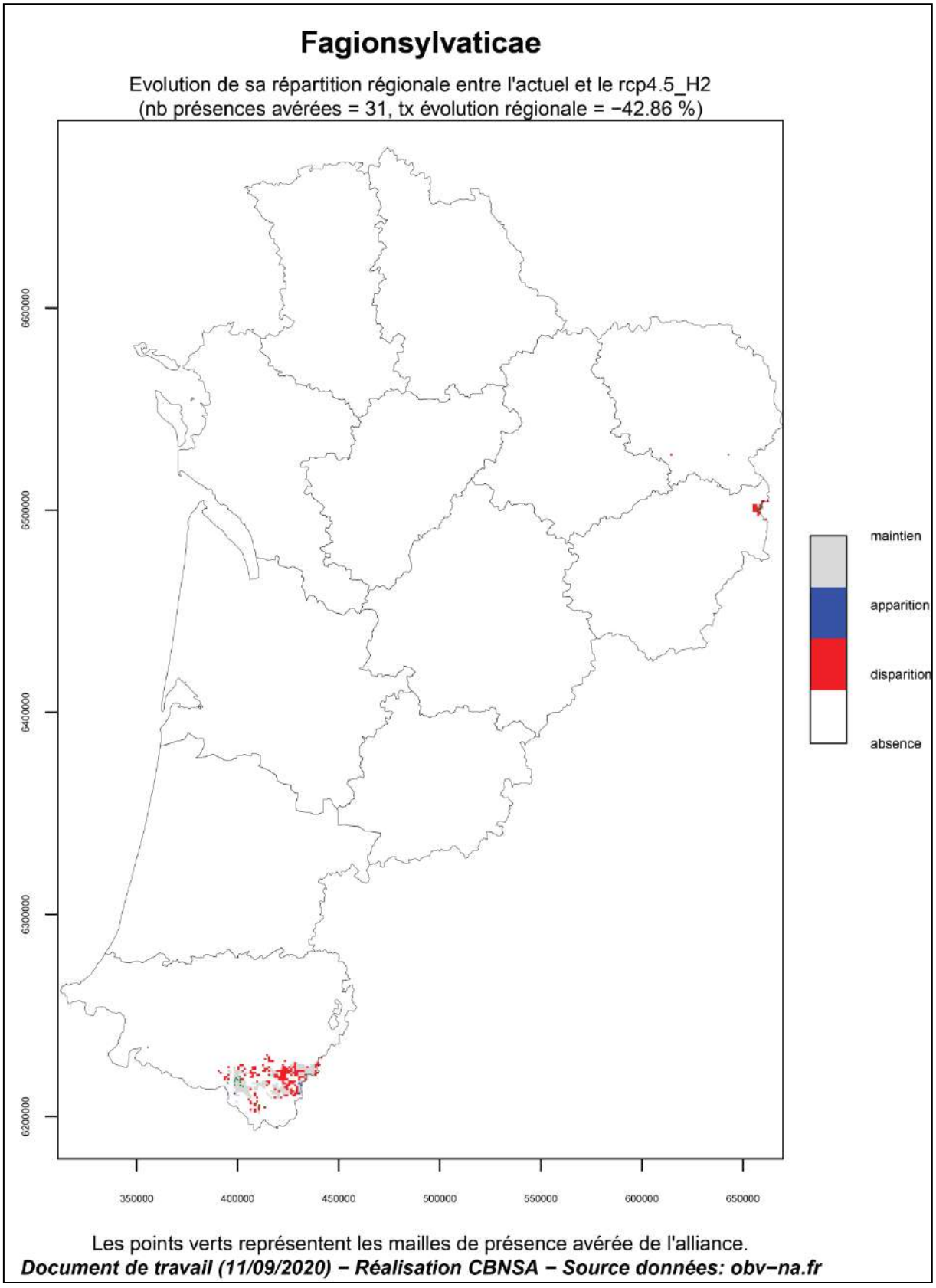


Fig. 34. Carte d'évolution chorologique du Fagion sylvaticae entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

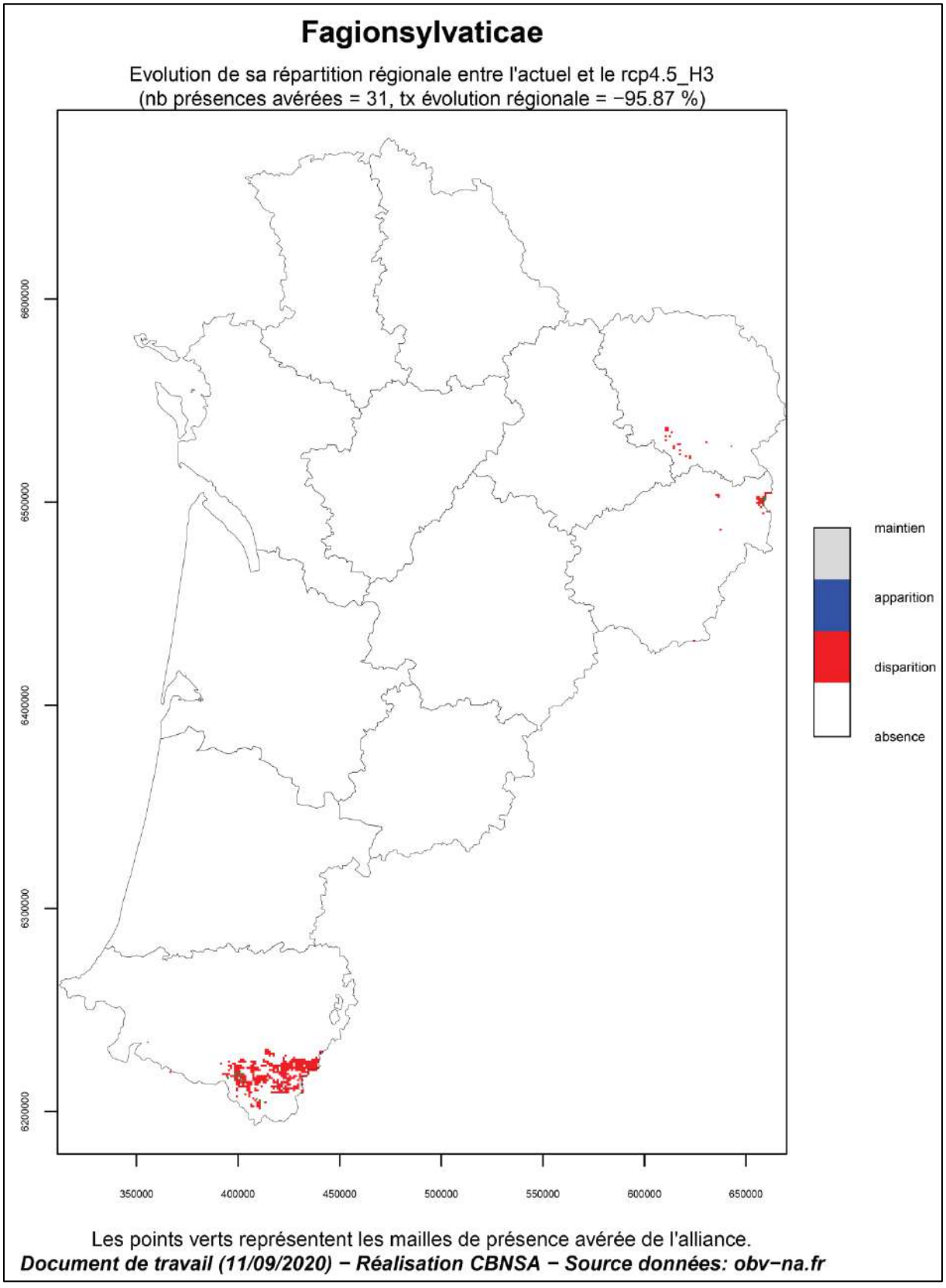


Fig. 35. Carte d'évolution chorologique du Fagion sylvaticae entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

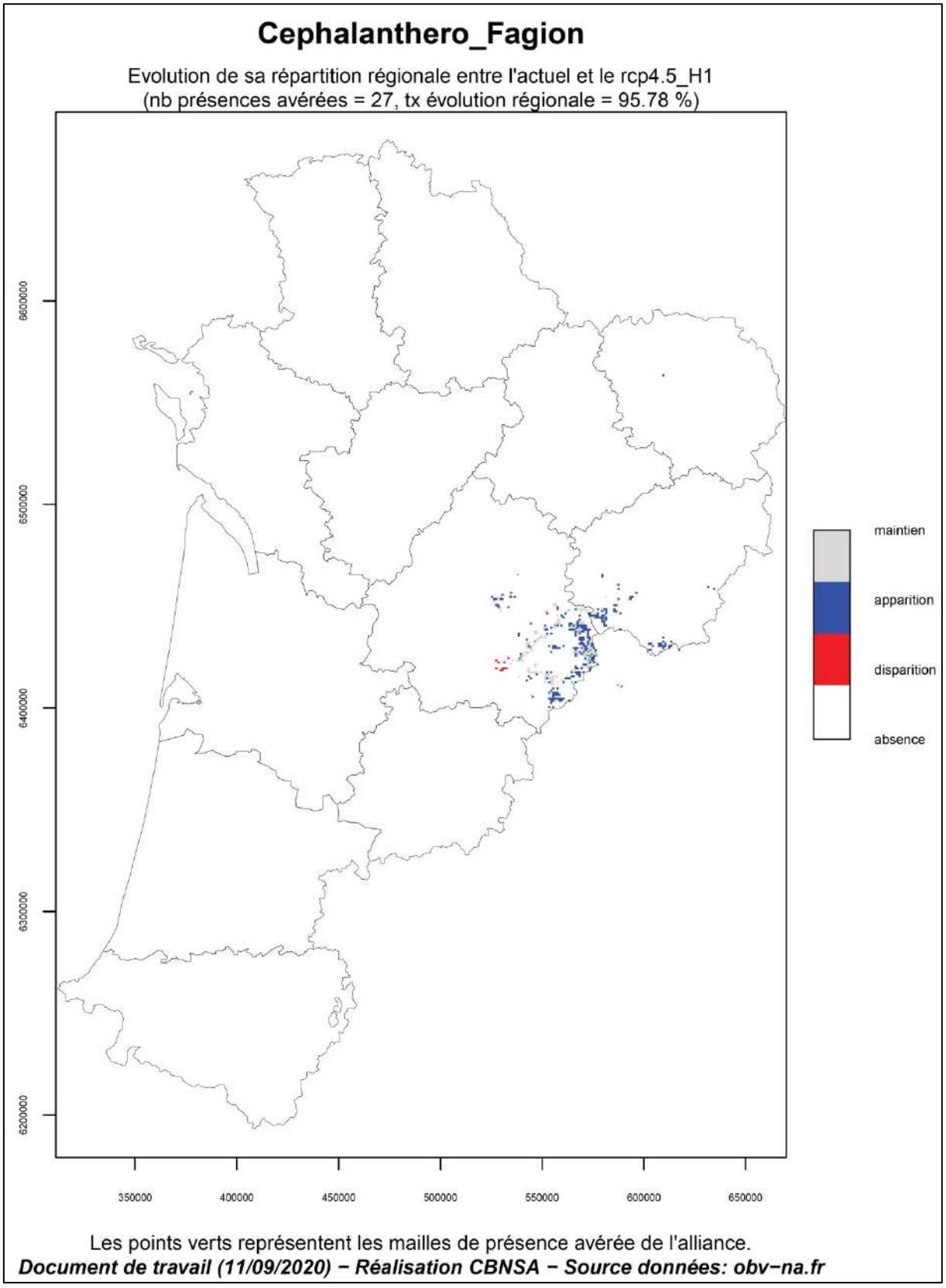


Fig. 36. Carte d'évolution chorologique du Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

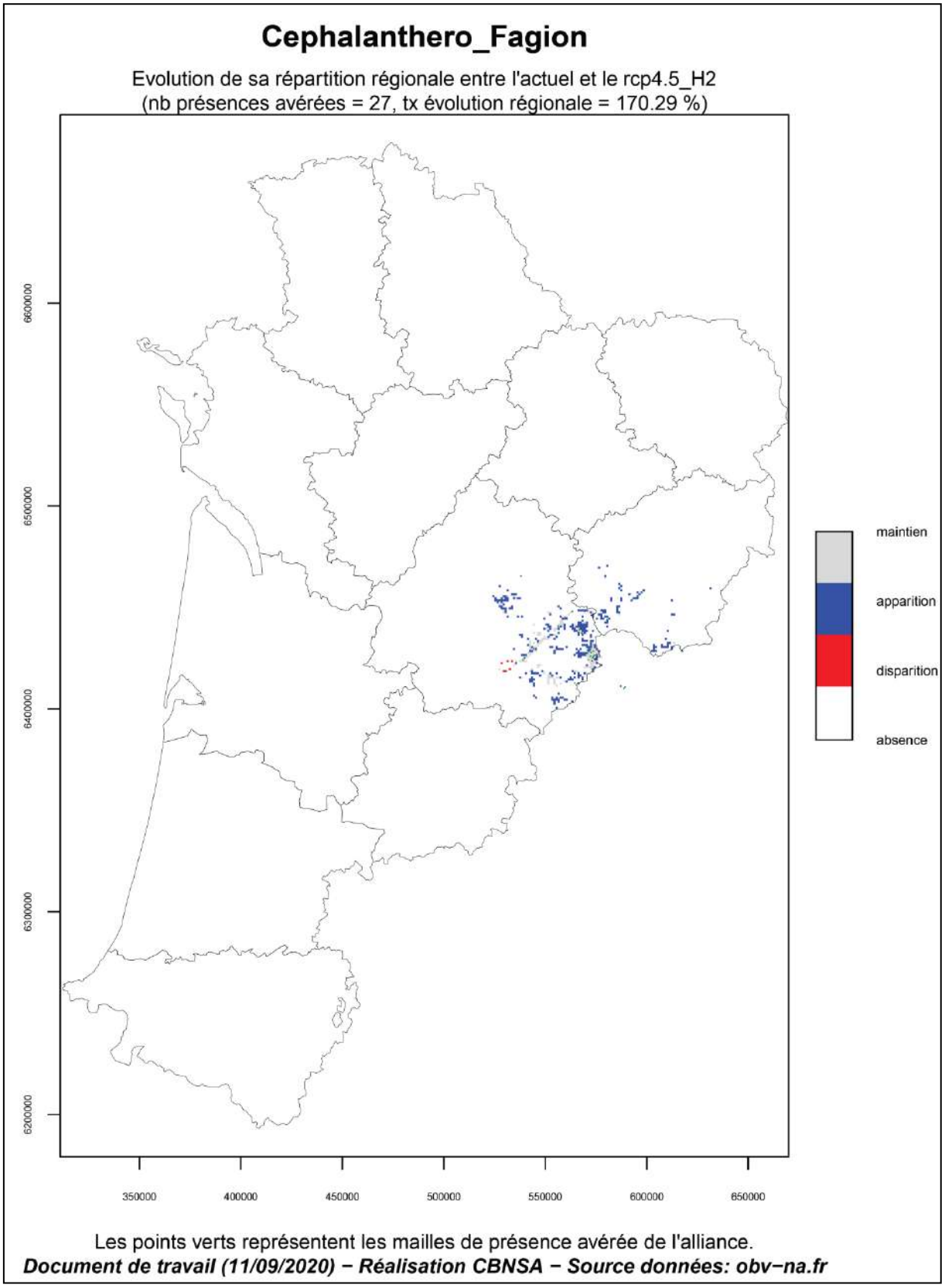


Fig. 37. Carte d'évolution chorologique du Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

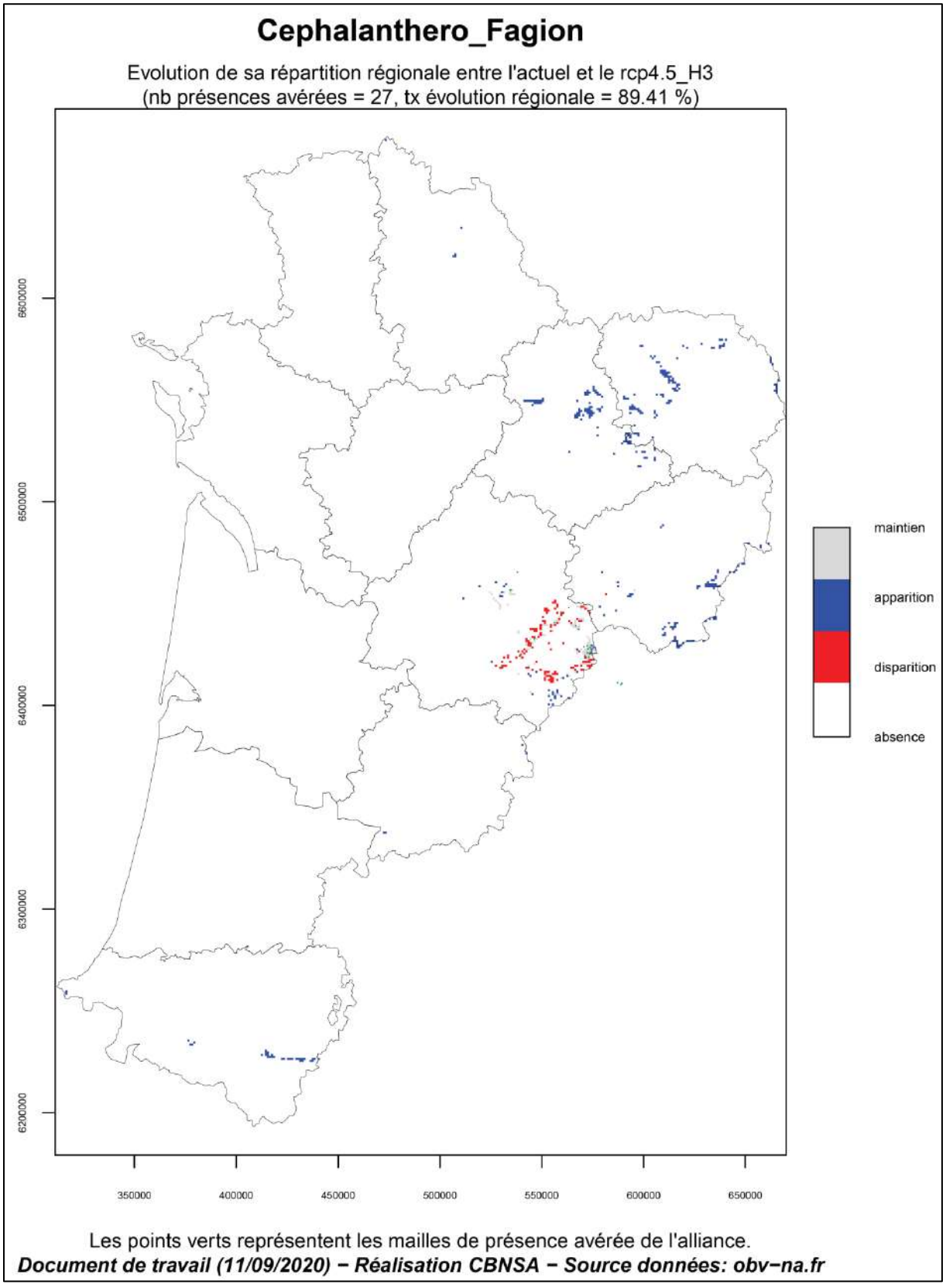


Fig. 38. Carte d'évolution chorologique du Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

Les forêts du Quercion roboris

Ces forêts sont largement représentées en Limousin et en constituent le type forestier dominant actuellement. Elles atteignent les marges du Massif central (Charente limousin et Périgord cristallin) de façon plus ponctuelle. Enfin, elles semblent relictuelles sur les marges du Massif armoricain en Deux-Sèvres.

Leur régression apparaît non-négligeable d'abord sur ces marges en limite climatique (Fig. 39 et Fig. 40). Cela correspond majoritairement aux zones de basse altitude où l'élévation des températures et de l'aridité et la baisse d'humidité deviendraient trop contraignantes. Les nombreuses apparitions en Creuse pour les 2 premiers horizons semblent être un artefact du léger déficit de données sur ce département ; cette végétation étant présente ou potentielle dans la majorité de cette zone. En revanche, à l'horizon 2100, leurs conditions climatiques favorables pourraient presque complètement disparaître (-95% de mailles de présence) et leur maintien ne concerneraient plus que les secteurs des Monts d'Ambazac et les hauteurs du plateau des Millevaches (Fig. 41).

Les évolutions climatiques engendrant la perte ou la raréfaction d'espèces de climat frais (ex : *Fagus sylvatica, Vaccinium myrtillus, Sorbus aucuparia, Galium saxatile*, etc.) et la progression d'espèces thermophiles (ex : *Ruscus aculeatus, Sorbus torminalis, Asphodelus albus, Rubia peregrina*, etc.), les forêts du *Quercion roboris* pourraient ainsi être remplacées par celles du *Quercion pyrenaicae* dans les secteurs concernés.

Les forêts à Hêtre du Quercion pyrenaicae

Ces forêts acidiphiles de climat doux se répartissent en 2 noyaux géographiquement distincts : au nord-est de la région (des Deux-Sèvres au Périgord cristallin et Haute-Vienne) sous climat d'influence ligérienne (doux et modérément arrosé) et dans le piémont pyrénéen sous climat ombrophile et assez chaud.

Dans les deux cas, on observe une disparition accrue à basse altitude (étage planitiaire surtout) dans le sud des Landes et nord des Pyrénées-Atlantiques et en Dordogne (Fig. 42, Fig. 43 et Fig. 44). A l'inverse, une légère progression en altitude apparaît dans les Pyrénées. Ce processus ne s'observe clairement en Limousin que pour le dernier horizon (Fig. 44) ; ce qui apparaît logique étant donné les potentialités liées au réchauffement et à la régression en parallèle des forêts de climat plus frais du *Quercion roboris* dans ce secteur (Fig. 39, Fig. 40 et Fig. 41).

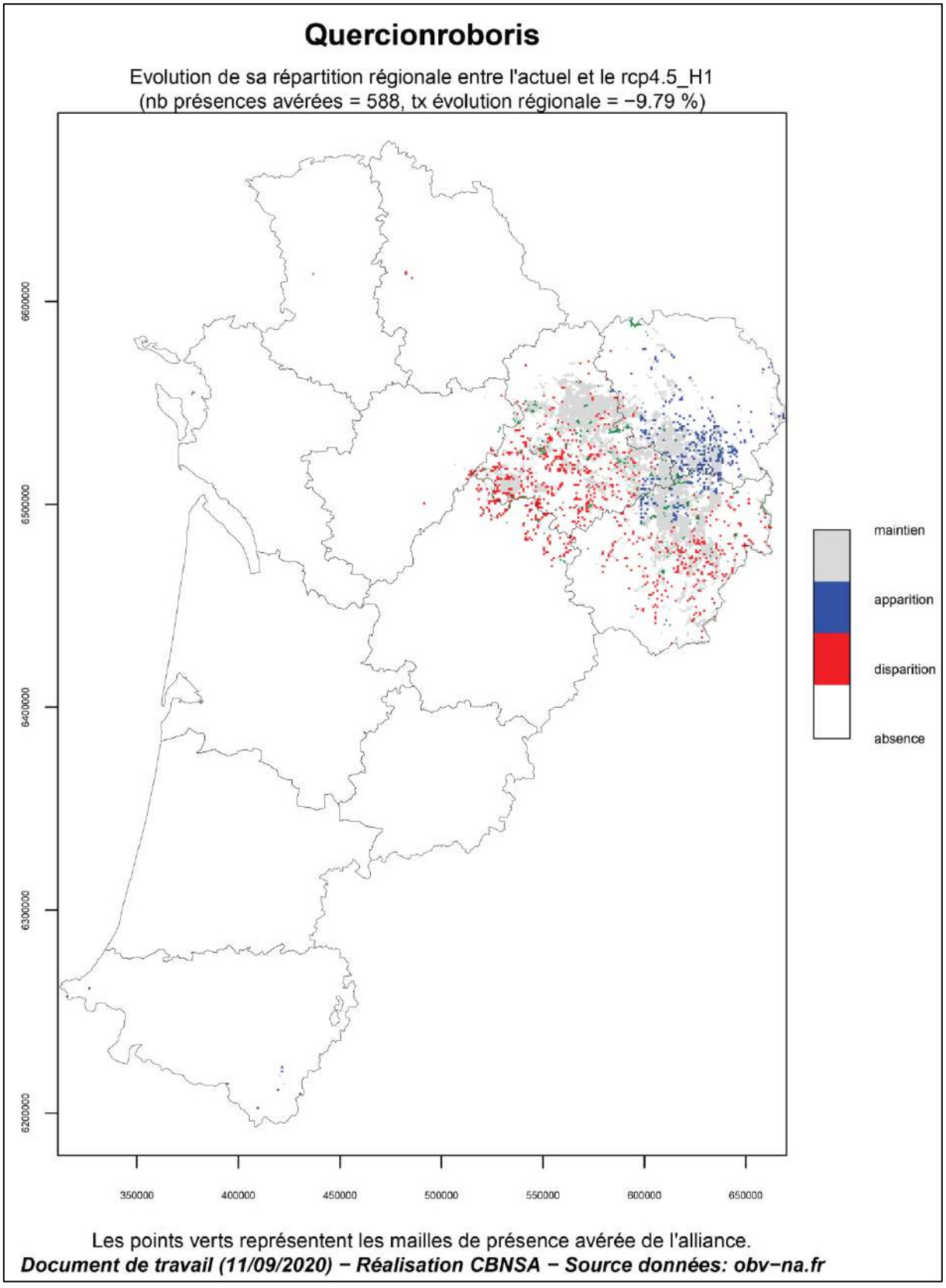


Fig. 39. Carte d'évolution chorologique du Quercion roboris entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

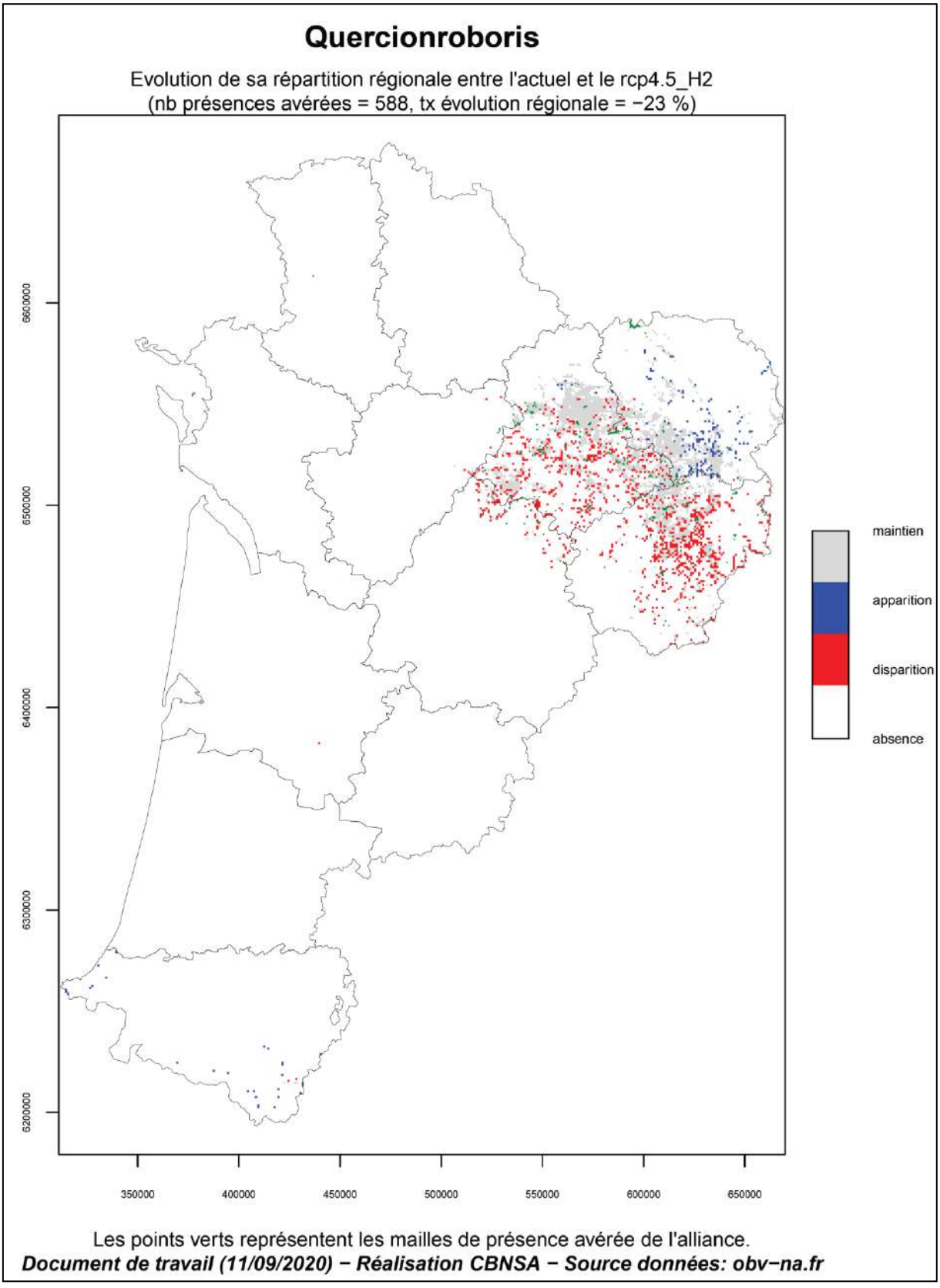


Fig. 40. Carte d'évolution chorologique du Quercion roboris entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

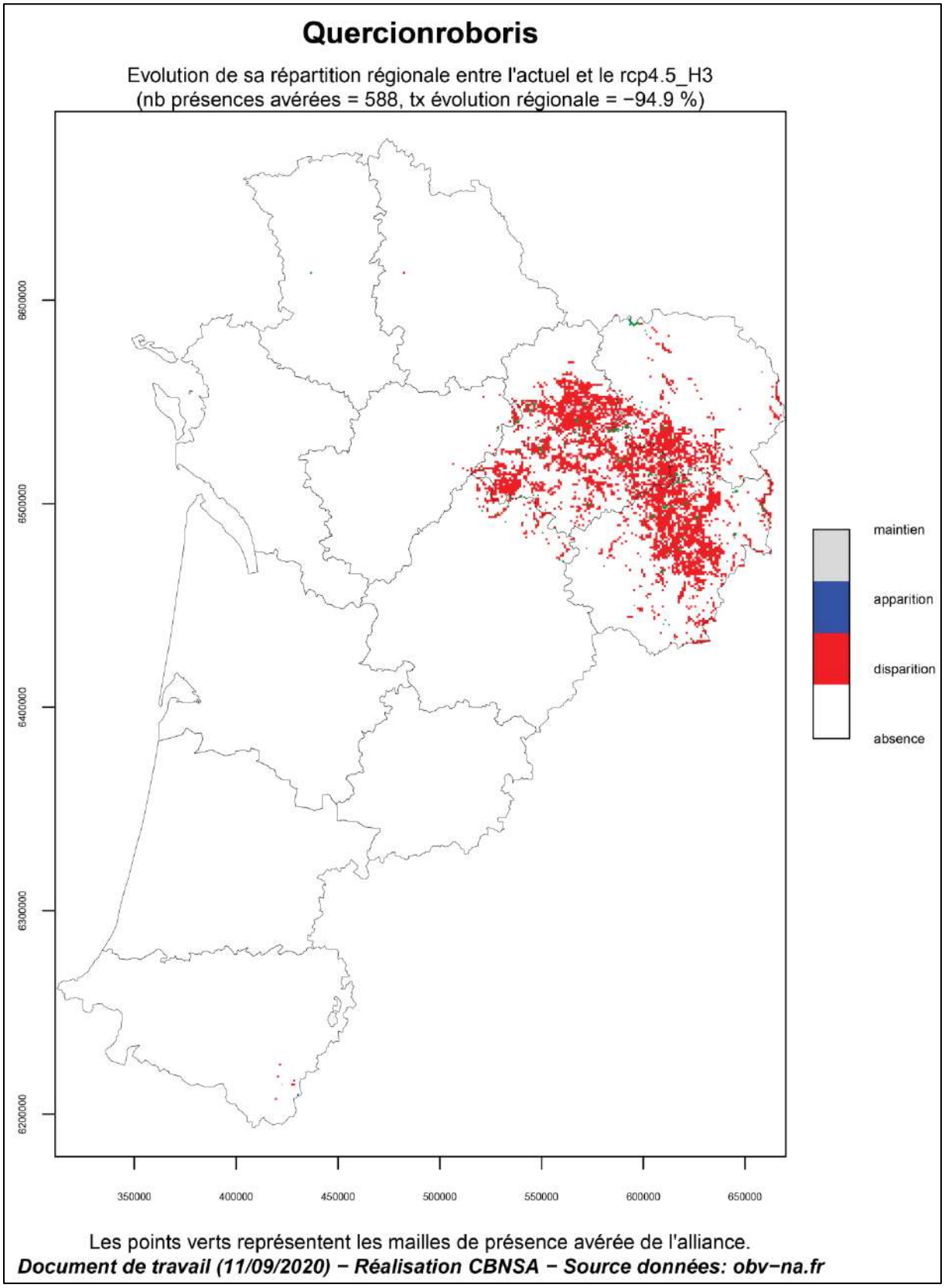


Fig. 41. Carte d'évolution chorologique du Quercion roboris entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

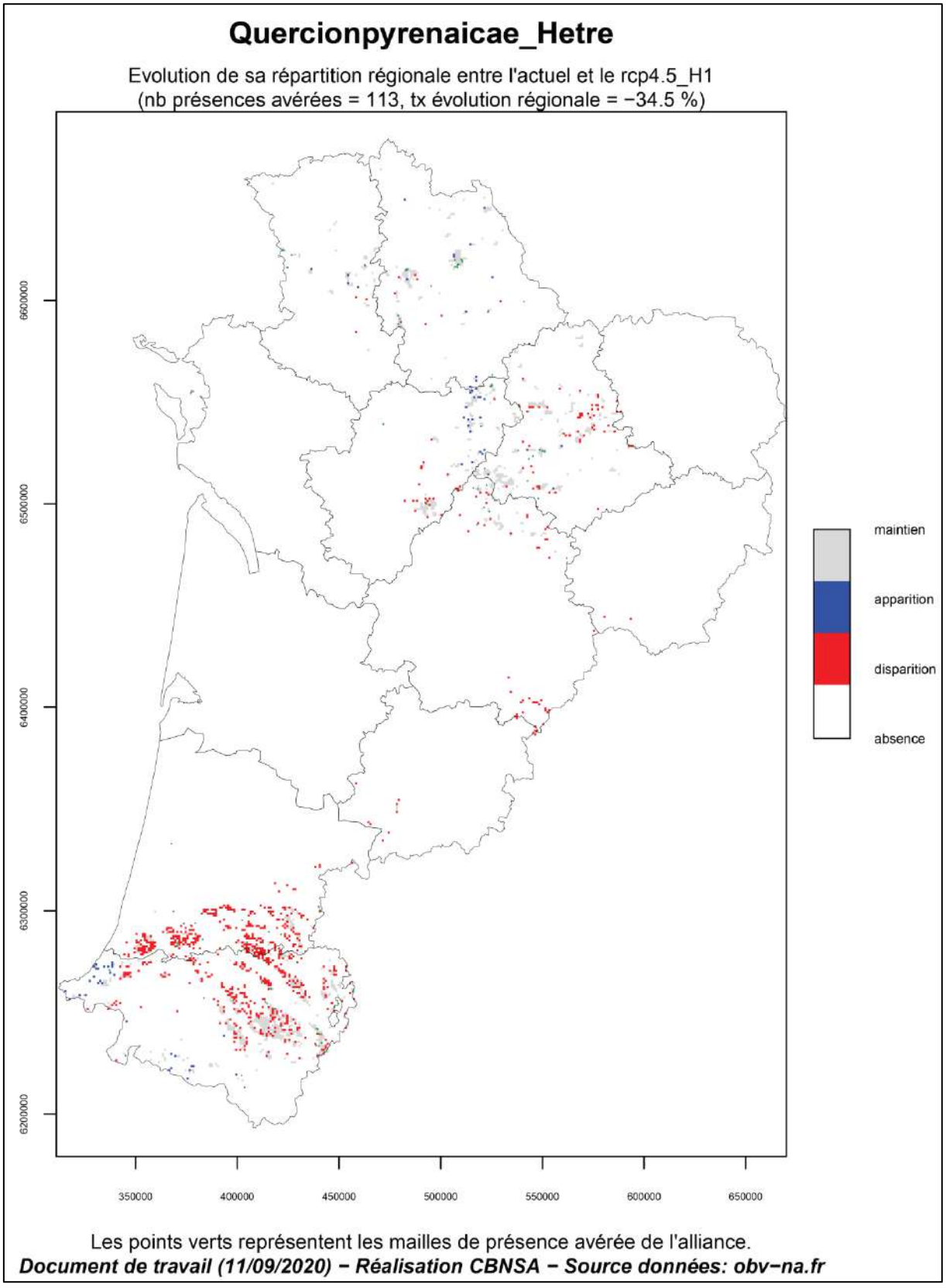


Fig. 42. Carte d'évolution chorologique du Quercion pyrenaicae à Hêtre entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

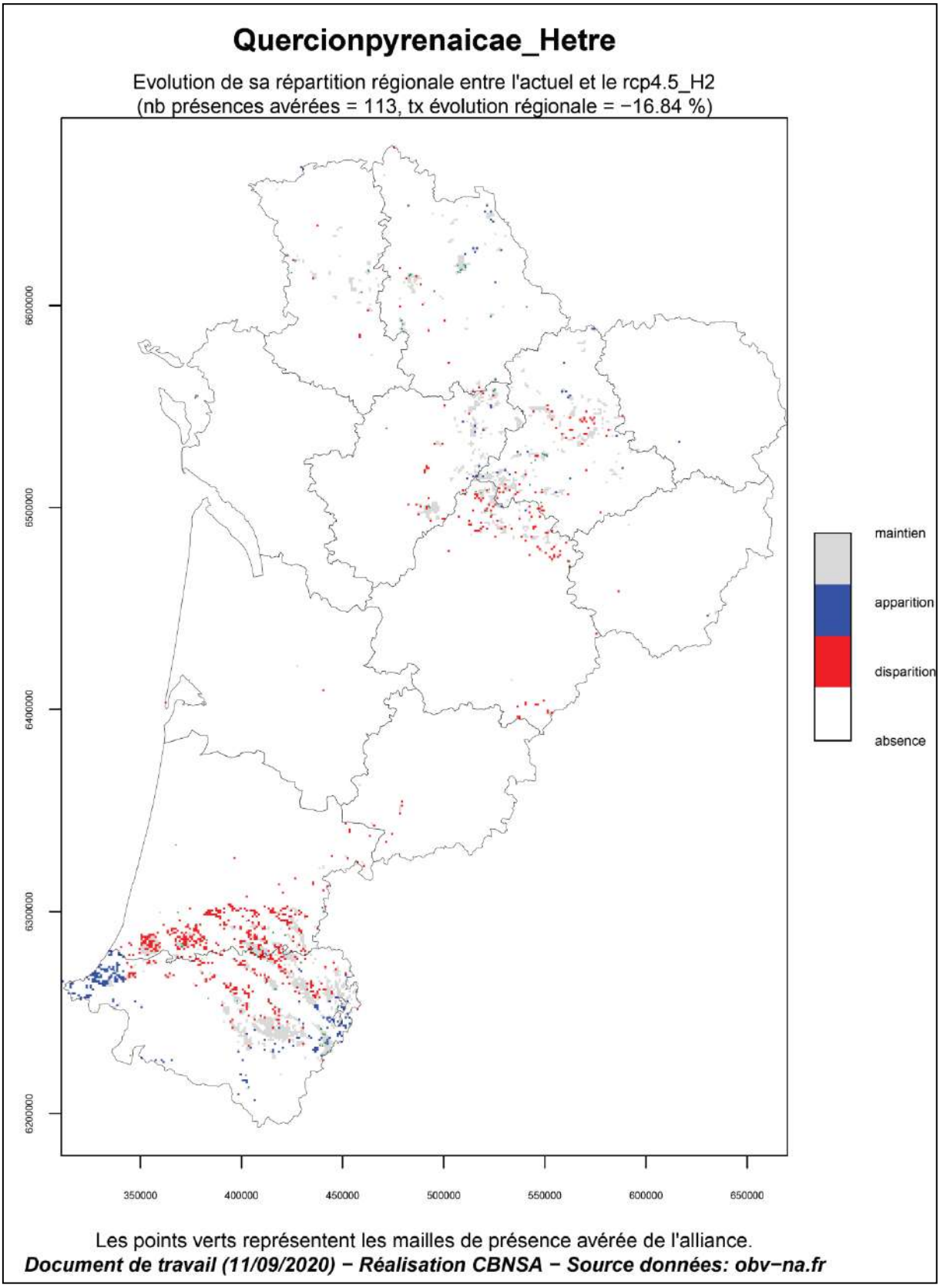


Fig. 43. Carte d'évolution chorologique du Quercion pyrenaicae à Hêtre entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

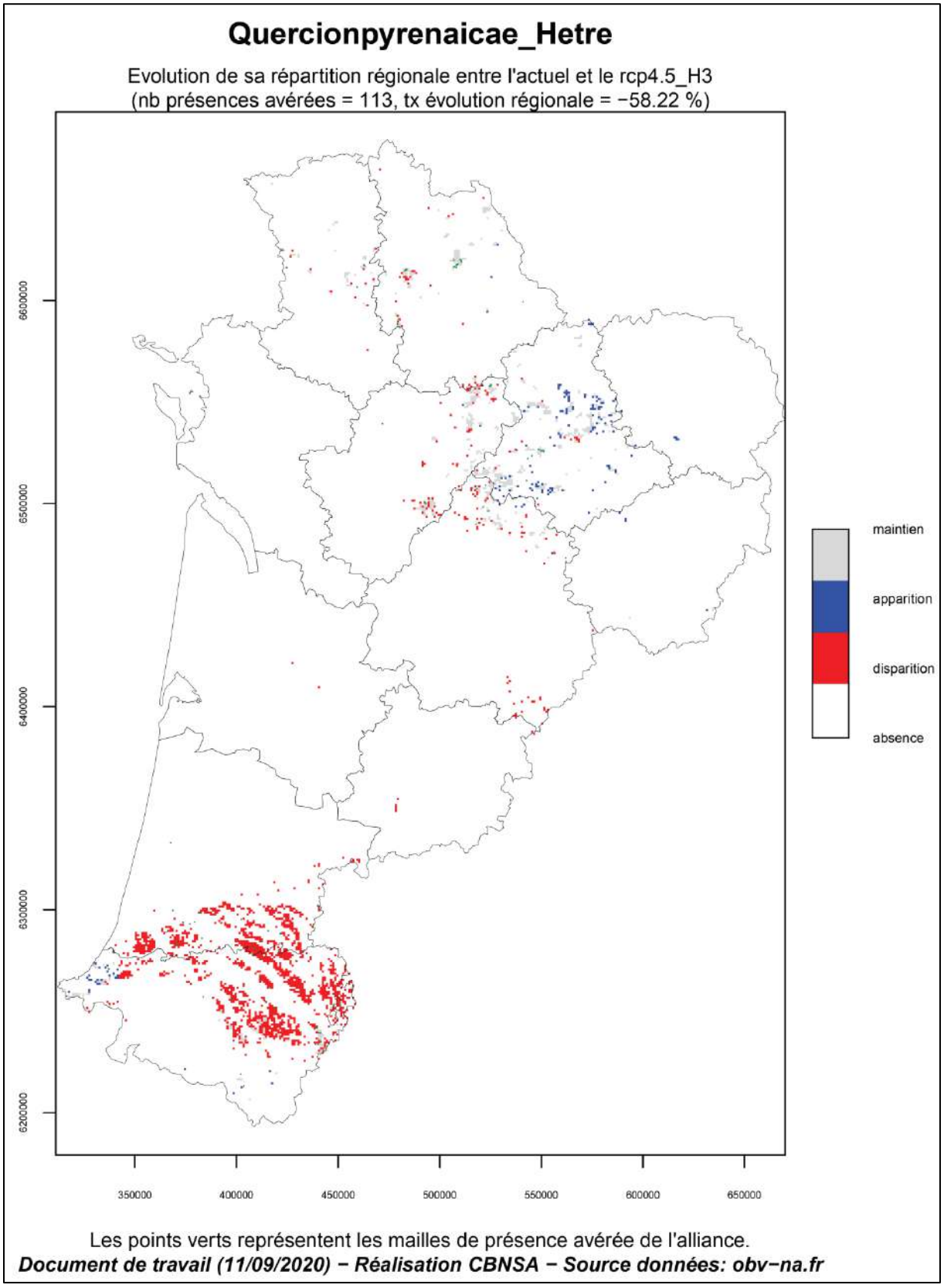


Fig. 44. Carte d'évolution chorologique du Quercion pyrenaicae à Hêtre entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

Les forêts du Carpinion betuli

Contrairement aux forêts à Hêtre, ces forêts sont plus tolérantes aux conditions d'aridité notamment. Elles apparaissent donc moins sensibles aux évolutions climatiques prédites. Elles seraient même en progression en particulier sur les bordures ouest du Massif central à l'étage collinéen inférieur (Fig. 45, Fig. 46 et Fig. 47), au détriment des forêts à Hêtre. Toutefois, il est intéressant de constater qu'à l'horizon 2100 dans la moitié ouest de la région, une disparition de ces boisements pourrait avoir lieu dans bon nombre de mailles (Fig. 47). La chaleur et l'aridité du climat de cette période seraient également défavorables à leur maintien dans cette zone et ils pourraient donc eux-mêmes être remplacés par un type forestier plus tolérant (ex : *Quercion pubescentis* voire *Quercion ilicis*).
Sur les zones de progression potentielle, la hausse des températures (moyennes minimales notamment) et des degrés-jours de croissance 5,5°C « MoyDJ55 », la baisse d'humidité relative et l'allongement de la durée de sécheresse, à l'origine d'une aridité plus intense, pourraient causer des substitutions d'espèces en forêts. Ainsi, la perte d'espèces d'ambiances fraîches (ex : *Galium odoratum, Luzula sylvatica, Milium effusum, Fagus sylvatica, Lonicera xylosteum, Hyacinthoides non-scripta*, etc.) et le développement d'espèces thermophiles et xérophiles entraineraient la transition des forêts du *Carpino betuli – Fagion sylvaticae* (climax de hêtraies-chênaies-charmaies) vers des forêts du *Carpinion betuli* (climax de chênaies-charmaies).
Le taux d'évolution important de ce type forestier reste cependant à relativiser par rapport au nombre restreint de mailles de présence avérées (38) utilisé pour la modélisation. En effet, l'aire potentielle actuelle devrait couvrir le cœur du Bassin aquitain jusqu'au Bassin Parisien (ROMEYER *et al.*, in prep. ; RENAUX *et al.*, 2019) ; or elle est nettement sous-estimée particulièrement en Gironde, Lot-et-Garonne et Vienne.

En conclusion, à l'instar du Hêtre lui-même (Fig. 18, Fig. 19 et Fig. 20) et comme démontré par plusieurs travaux (MARAGE & GÉGOUT, 2010 ; BERTRAND, 2012), la plupart des végétations forestières structurées par cette essence ne trouveront plus les conditions adéquates dans le futur. Il en résulte une régression potentielle dans bon nombre de secteurs, principalement à basses altitudes. A l'inverse, les forêts relevant du *Carpinion betuli* dans lesquelles le Hêtre est naturellement absent bénéficient d'une extension des zones favorables. Enfin, certaines végétations montrent une tendance contre-intuitive à la progression comme c'est le cas des forêts du *Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae*. Cela semble dû à la sous-estimation des facteurs locaux dans les modèles pour la répartition de ces forêts alors que ceux-ci sont prépondérants (DE FRENNE *et al.*, 2013 ; WALBOTT, 2018).

Les facteurs climatiques de régression pour ces végétations sont concomitants avec ceux présentés pour le Hêtre : l'allongement de la durée de sécheresse associé à une aridité plus élevée et des précipitations moindres ou à saisonnalité plus marquée sont particulièrement prégnants à basses altitudes. En montagne, la baisse d'humidité relative et la hausse des températures moyennes minimales, notamment hivernales, semblent plus impactantes (Annexe 6).

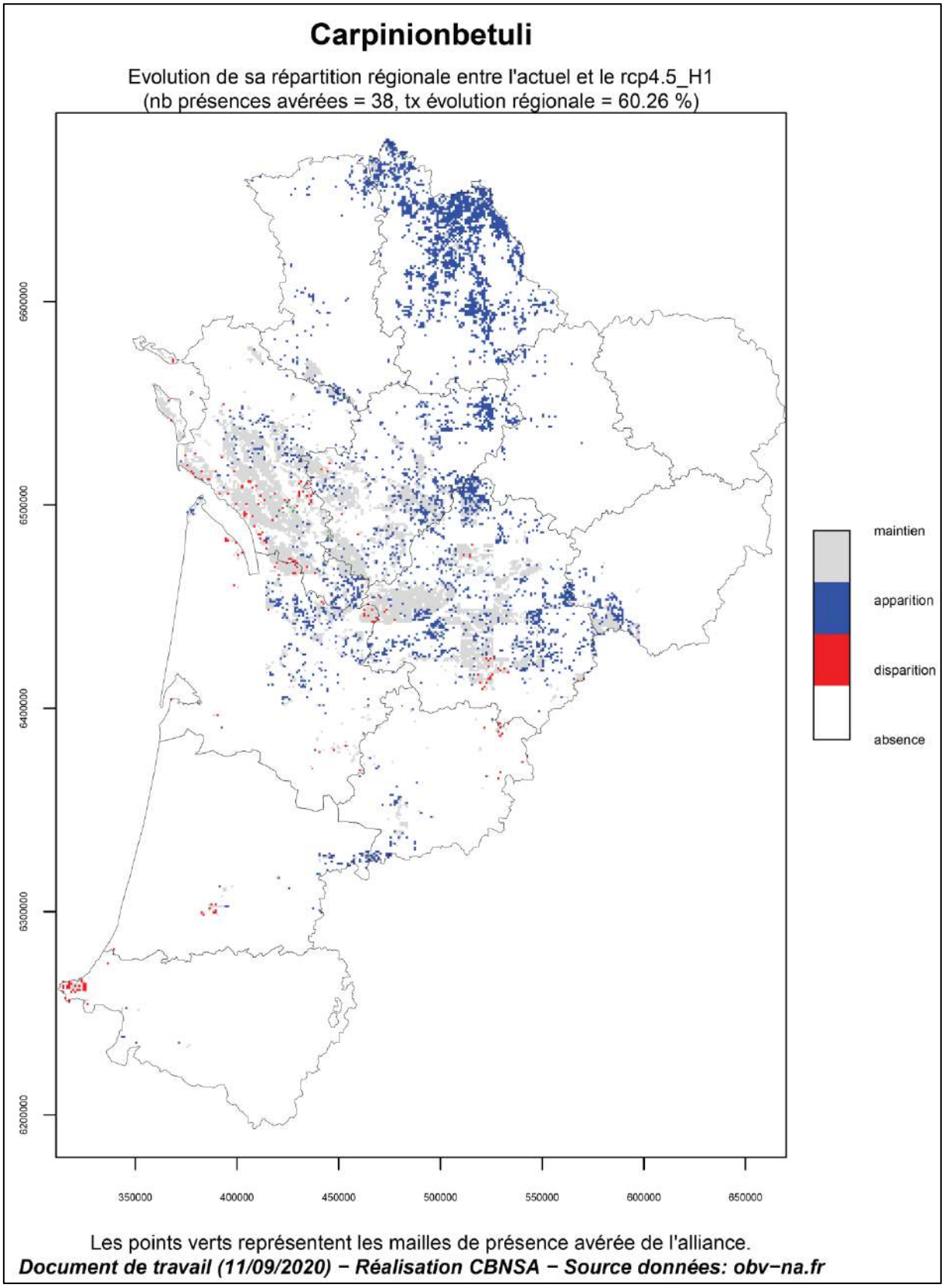


Fig. 45. Carte d'évolution chorologique du Carpinion betuli entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

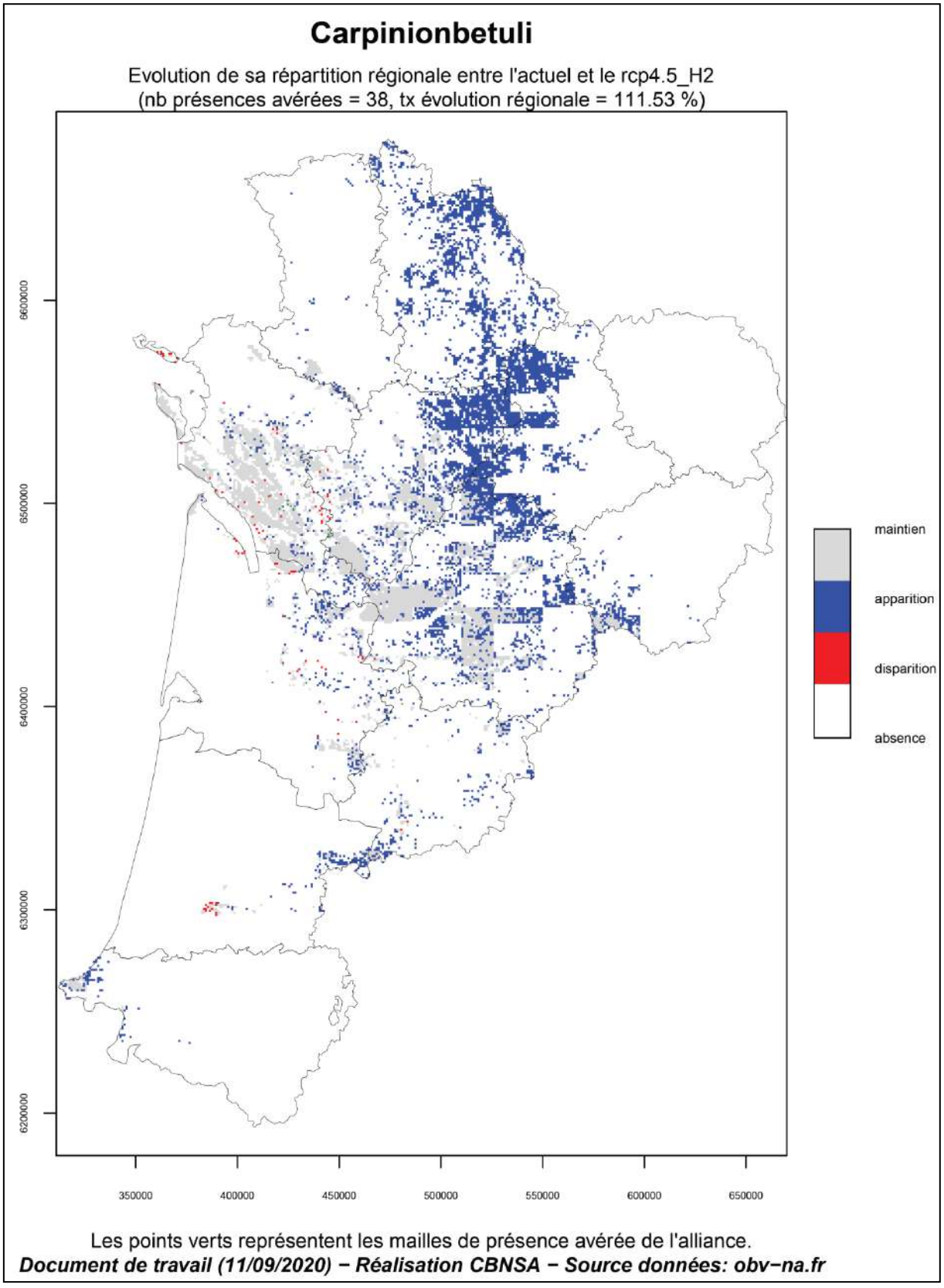


Fig. 46. Carte d'évolution chorologique du Carpinion betuli entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

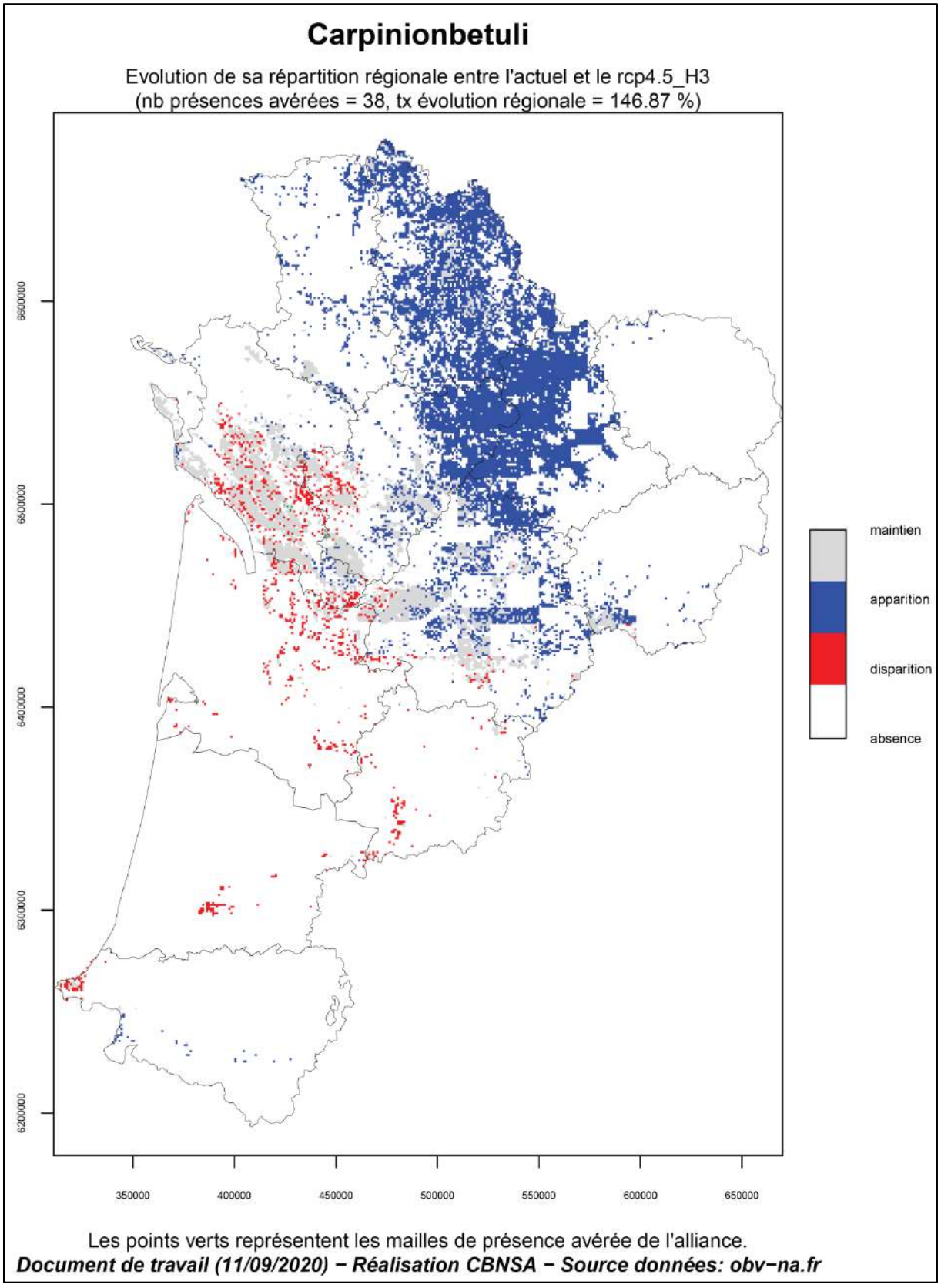


Fig. 47. Carte d'évolution chorologique du Carpinion betuli entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

1.3.2 Histogrammes de synthèse d'évolution

Les histogrammes présentés ci-après permettent de visualiser non seulement les espèces/végétations qui montrent une sensibilité accrue, positive ou négative, aux modifications du climat, mais également la proportion d'entre elles impactées. Par ailleurs, il s'agit de premiers éléments contribuant à apprécier le niveau de vulnérabilité et de substitution potentielle de la flore face au changement climatique à l'échelle régionale.

- **Synthèse d'évolution chorologique des espèces**

Au niveau des espèces végétales, *Arnica montana, Gentiana lutea, Tractema lilio-hyacinthus, Luronium natans, Caropsis verticillato-inundata* ou encore *Nardus stricta* figurent parmi les plantes qui seraient les plus impactées quel que soit l'horizon, avec des disparitions dans plus de 50% des mailles de présence potentielle actuelle. A l'inverse et comme évoqué plus haut, les plantes d'affinités méditerranéennes attestent d'une forte progression, notamment *Arbutus unedo, Smilax aspera, Quercus ilex, Helichrysum stoechas, Brachypodium distachyon*, avec a minima un doublement du nombre de mailles aux conditions climatiques favorables (évolution supérieure à +100%).

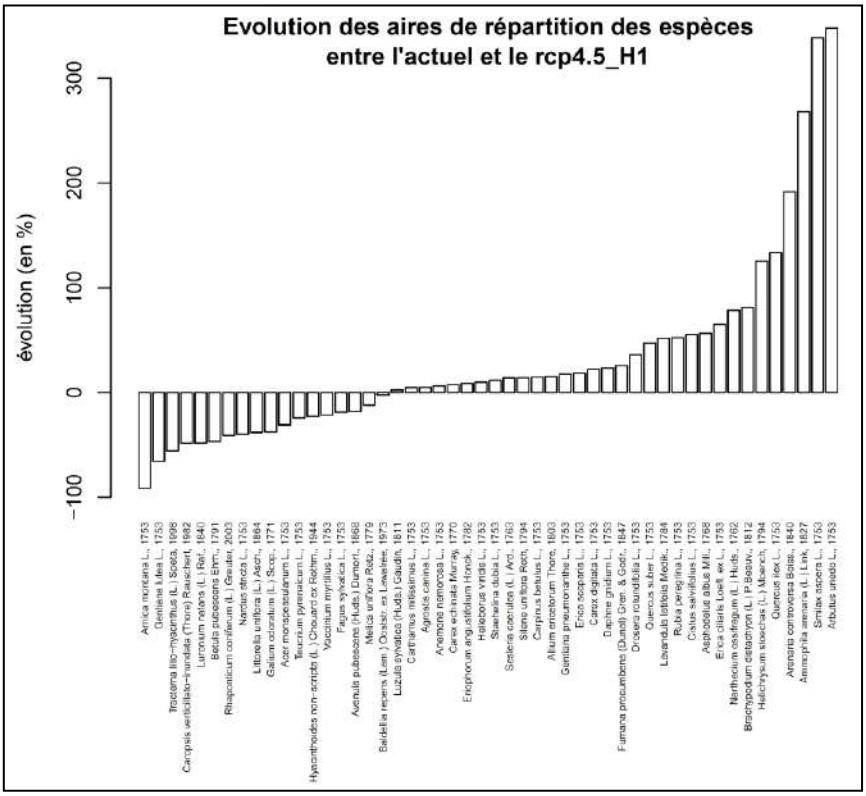


Fig. 48. Histogramme d'évolution chorologique du lot test d'espèces entre la période actuelle (1991-2020) et 2021-2050 (H1) pour le scénario RCP4.5

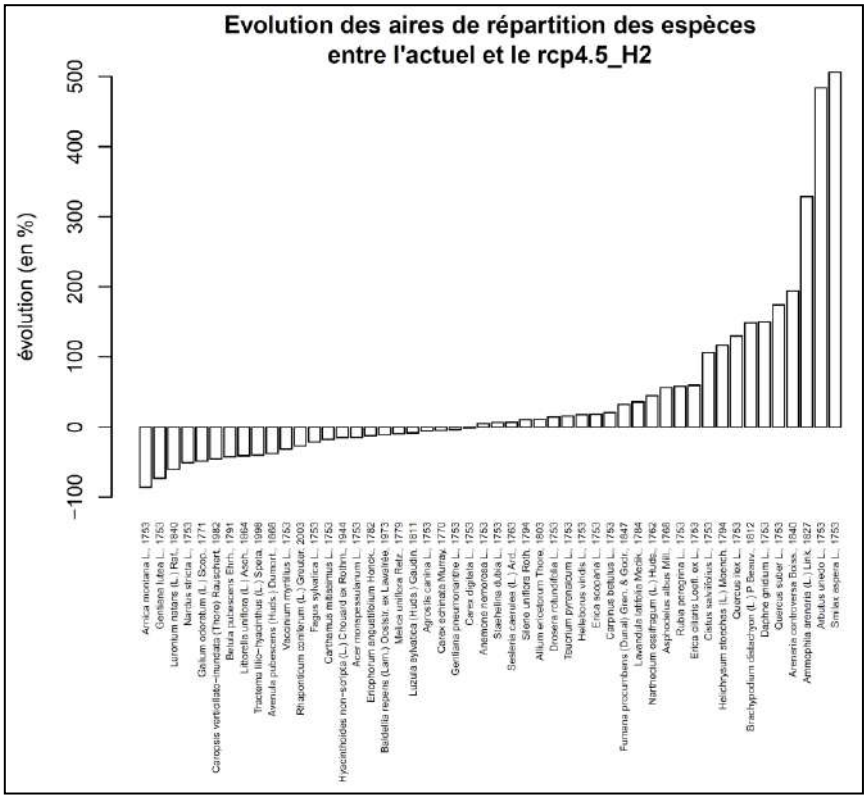


Fig. 49. Histogramme d'évolution chorologique du lot test d'espèces entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2070 (H2) pour le scénario RCP4.5

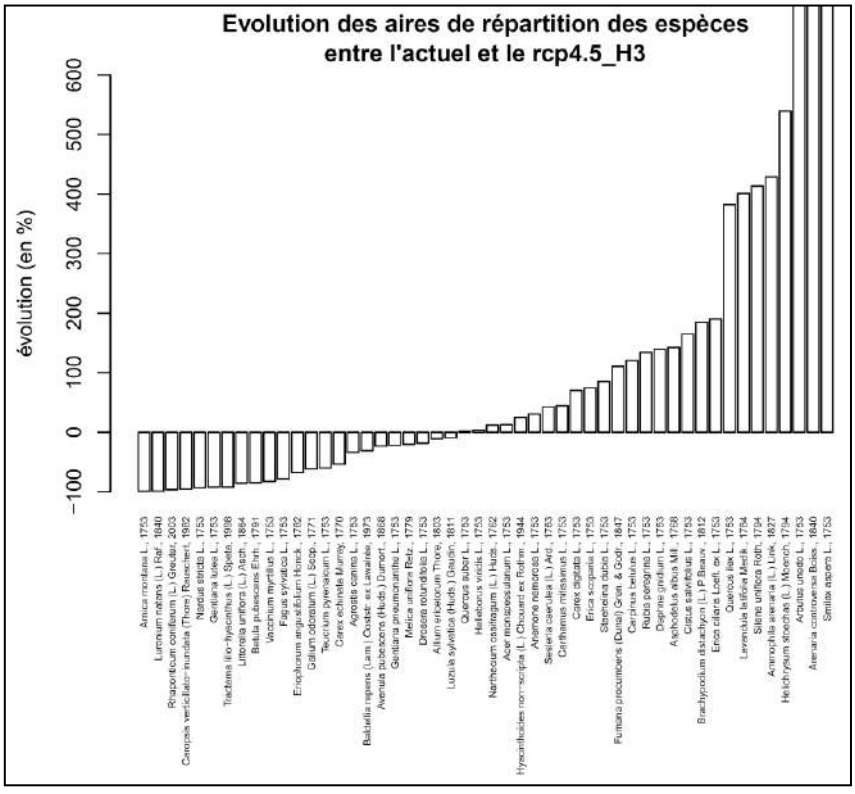


Fig. 50. Histogramme d'évolution chorologique du lot test d'espèces entre la période actuelle (1991-2020) et 2071-2100 (H3) pour le scénario RCP4.5

La comparaison des histogrammes entre les différents horizons montre d'abord une stabilité relative (+/– 20% d'évolution) pour une majorité de plantes et quelques-unes en forte régression ou progression (Fig. 48). La tendance s'inverse petit à petit avec la plupart des espèces affichant une évolution importante (positive ou négative) et un lot restreint d'espèces qui semblent stables en termes de mailles de présence (Fig. 49 et Fig. 50).

• Synthèse d'évolution chorologique des végétations à Hêtre

Concernant les forêts à Hêtre, les végétations neutrophiles relevant du *Carpino betuli – Fagion sylvaticae* et du *Fagion sylvaticae* seraient les plus menacées à court comme à long terme (Fig. 51) avec une disparition dans 43 à 95% des mailles.

Les forêts du *Quercion roboris*, moins fragmentées, semblent légèrement plus résistances dans les prochaines décennies, au moins dans leur cœur de répartition (Monts d'Ambazac et hauts plateaux du Limousin) ; leur régression s'opère en effet surtout sur les marges. En revanche, d'ici 2100, la régression de leurs conditions favorables sera quasiment généralisée.

Les végétations à Hêtre du *Quercion pyrenaicae* montrent la plus grande stabilité à court et moyen terme (Fig. 51). Toutefois, les modifications seront importantes dans plusieurs zones et ce maintien serait donc principalement lié à la possibilité d'extension vers des secteurs plus favorables en altitude notamment.

A l'inverse, les boisements du *Carpinion betuli* seront nettement favorisés avec une progression de 60% à court terme et jusqu'à près de 150% pour la période 2071–2100, en particulier dans les zones climatiques actuellement dominées par les végétations du *Carpino betuli – Fagion sylvaticae*.

Enfin, comme évoqué plus haut, les résultats d'évolution chorologique pour les forêts du *Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae* semblent biaisés par la résolution trop grossière des variables environnementales. La mise en évidence d'une forte progression pour ce type de végétation n'apparaît donc pas réaliste. En l'état, il n'est pas possible de discuter de l'évolution de ces forêts.

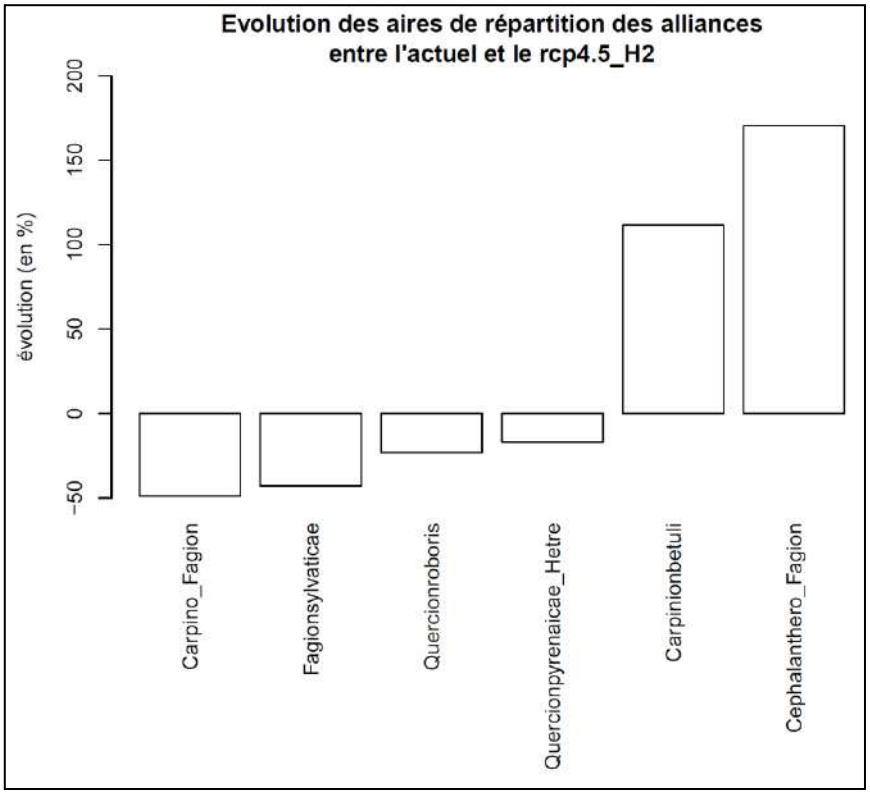


Fig. 51. Histogramme d'évolution chorologique des végétations à Hêtre entre la période actuelle (1991-2020) et 2041-2050 (H2) pour le scénario RCP4.5

1.4 Discussion

1.4.1 Amplitude et pertinence des changements prédits

Les modifications d'aire de répartition des espèces végétales dans les prochaines décennies sont étroitement liées à l'intensité du changement climatique, en fonction des scénarios du GIEC mais également selon des horizons plus ou moins proches. Ainsi, pour un même scénario (ici RCP 4.5) qui prévoit une stabilisation des émissions de gaz à effet de serre, on constate que les évolutions climatiques seront de plus en plus contraignantes d'ici la fin du siècle. La hausse des températures, notamment hivernales, une aridité plus importante, l'allongement des durées de sécheresse et la baisse d'humidité relative semblent constituer les principaux facteurs de modifications d'aire des espèces et des végétations. Dans ce contexte, de nombreuses plantes ne trouveront plus les conditions favorables à leur développement. A l'inverse certaines espèces profiteraient de la levée de contraintes, notamment thermiques, pour pouvoir s'étendre dans de nouvelles zones.

L'amplitude d'évolution chorologique s'avère déjà importante pour certaines plantes à court terme (ex : *Arnica montana, Arbutus unedo*) et tend à augmenter au fil du temps tout en concernant de plus en plus d'espèces. Ce constat apparaît en adéquation avec les travaux de Thuillier et ses collaborateurs (2005) qui prévoient un taux de substitution de la flore du Sud-Ouest de près de 70% à l'horizon 2080. La « méditerranéisation » du climat de Nouvelle-Aquitaine entraînera une extension d'aire favorable, potentiellement très importante, pour bon nombre d'espèces d'affinités méditerranéennes telles que *Rubia peregrina, Helichrysum stoechas, Smilax aspera, Quercus ilex, Arbutus unedo, Brachypodium distachyon*, etc. D'un autre côté, les espèces et végétations de climat frais ou de zones humides comme *Vaccinium myrtillus, Nardus stricta, Galium odoratum, Carex echinata*, *Littorella uniflora* et les forêts dominées par *Fagus sylvatica* verront leur aire se contracter fortement jusqu'à une disparition à basse altitude.

Dans la majorité des cas pour le lot d'espèces et végétations utilisées ici, les résultats et tendances d'évolution concordent avec les hypothèses d'évolution *a priori* compte-tenu de la bibliographie et des connaissances sur leur écologie et leur répartition. Seules quelques plantes et communautés végétales présentent des tendances contradictoires (ex : *Rhaponticum coniferum, Acer monspessulanum, Carex digitata*, *Helleborus viridis*, forêts du *Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae*). Cela peut être dû à plusieurs facteurs et limites dont les plus plausibles sont discutés plus loin.

Le taux d'évolution, lorsqu'il est associé à une progression potentielle, semble cependant relativement surestimé de façon générale. Cela résulte de la combinaison de 2 hypothèses fortes sous-entendues par le modèle : extension des conditions climatiques favorables et colonisation possible par les espèces. Or, cette seconde condition s'avère plus délicate à prédire car les contraintes sont multiples (capacité de dispersion, topographie, pédologie, modifications de gestion ou d'occupation du sol etc.) et mal prises en compte actuellement comme développé plus loin. À l'inverse, les taux relatifs au maintien ou à la régression/disparition des espèces apparaissent plus fiables. En effet, dans ce cas, le lien de causalité entre le maintien ou la disparition des conditions favorables dans une zone et la stabilité ou la disparition des espèces concernées dans cette zone est plus direct et donc plus facile à prédire. Il ressort donc une certaine dissymétrie dans l'interprétation de ce taux d'évolution.

Toutefois, un décalage entre l'apparition ou la disparition de ces conditions et la progression ou régression effective des espèces est prévisible en lien avec les capacités de résistance ou de dispersion de chacune d'elles (JACKSON & SAX, 2010 ; BERTRAND *et al.*, 2011 ; DULLINGER *et al.*, 2012 ; BERTRAND *et al.*, 2016). La question de la dette (ou crédit) climatique et de son estimation constitueront une problématique centrale suite à ces travaux de modélisation. En effet, la détermination de ce laps de temps sera primordiale pour les aspects de biologie de la conservation. L'important travail de développement d'un réseau et de méthodes de suivi dans le cadre du programme devrait apporter des éléments de réponse. En effet, en comparant à intervalles réguliers l'évolution des cortèges *in situ* avec l'évolution déterminée par les projections, cette dette climatique pourrait être estimée (DAVID & ROMEYER, 2019 in Mallard, 2019).

- Limites

Étant donné le nombre important d'espèces végétales en Nouvelle-Aquitaine (près de 4000), la sélection des variables environnementales repose sur un compromis qui doit permettre de déterminer le plus justement la répartition potentielle pour la majorité des espèces tout en tenant compte des capacités de calcul et des contraintes de temps (§ 1.2.2). Cela peut induire un biais pour la modélisation de certaines espèces liées à une(des) variable(s) structurantes non retenues.

Par ailleurs, l'évolution chorologique s'avère difficilement interprétable dans le cas d'espèces et végétations liées à des conditions méso et microclimatiques (ex : *Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae*). La résolution trop faible des variables (1 km) masque les effets du méso et microclimat lors de la modélisation, engendrant des tendances contradictoires vis-à-vis des hypothèses de départ (DE FRENNE *et al.*, 2013). Pour déterminer l'évolution de ces éléments, des travaux à une échelle plus fine semblent nécessaires (WALBOTT, 2018).

Ensuite, une des principales limites des travaux de modélisation reste la qualité des données d'entrée. En l'occurrence, le nombre de mailles de présence avérée pour une espèce ou une végétation ainsi que la représentativité écologique et chorologique de celles-ci forment un point clé de la pertinence et de la justesse des modèles. Si les travaux menés dans ce cadre peuvent se reposer sur les données de l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV-NA, 2020), nombreuses et représentatives pour une majorité d'espèces, des déficits de connaissance subsistent et entraînent des biais. Dans le cas d'espèces en limite d'aire de répartition dans la région et susceptibles de s'étendre (plantes d'affinité méditerranéenne par exemple), les données disponibles à l'échelle régionale ne sont souvent pas représentatives de leur écologie (ex : *Rhaponticum coniferum, Lavandula latifolia, Smilax aspera*). La niche écologique prédite par les modèles pourrait être trop restreinte par rapport à la niche réalisée à plus large échelle. L'absence de données sur une aire géographique plus vaste pour la construction du modèle engendre là encore un biais dans les prédictions d'évolution au niveau régional (GUISAN *et al.*, 2014).

Enfin, pour apprécier au mieux les évolutions potentielles d'aire de répartition, des variables d'interactions biotiques seraient nécessaires à intégrer (MOD *et al.*, 2016). Ainsi, des données de traits de vie pour chaque espèce apporteraient une réelle plus-value. Ceux liés notamment à la capacité de dispersion (type de reproduction, nombre de graines, pollinisation, dissémination, distance de dispersion, etc.) permettraient d'affiner ou de nuancer l'amplitude des modifications. Toutefois, ces données apparaissent actuellement fragmentaires et ne concernent pas toutes les espèces.

1.4.2 Perspectives

• Modélisation des effets du changement climatique sur les espèces

Au niveau des espèces végétales, l'objectif de l'année 2021 sera de répondre aux enjeux du programme, relatifs à la mesure des effets du changement climatique sur la biodiversité végétale à l'échelle régionale. Pour cela, la production des modèles pour l'ensemble des espèces présentes (et dont la modélisation est possible et pertinente) et des projections d'évolution de celles-ci pour les différents horizons et scénarios disponibles formera l'étape centrale des travaux. Le logiciel Biomod2 (THUILLER *et al.*, 2009) sera utilisé pour produire des modèles d'ensemble, c'est-à-dire des modèles résultant eux-mêmes de la mise en commun des résultats de plusieurs sous-modèles différents (par exemple : MaxEnt + ANN + GLM + Random Forest).

À partir de cet important volume de résultats, un travail de synthèse devra être entrepris pour identifier les plantes les plus sensibles, qu'elles soient menacées d'extinction régionale sous l'action du changement climatique ou au contraire en potentielle forte progression. L'indice d'évolution chorologique développé dans le présent rapport permettrait de procéder rapidement à cette classification relative à la sensibilité climatique des espèces. À une échelle spatiale, des calculs de taux de substitution de la flore par mailles pourront être réalisés (THUILLER *et al.*, 2007), notamment en s'appuyant sur les fonctions du package ecospat (COLA *et al.*, 2017). Ces éléments permettront de définir des « secteurs à enjeux climatiques » et ainsi de pouvoir anticiper les effets et réfléchir à la définition des mesures pour les atténuer.

Les évolutions potentielles d'aires de répartition ainsi que la sensibilité climatique des espèces ainsi déterminées pourraient par ailleurs être exploitées pour l'interprétation d'évolution d'autres groupes taxonomiques. Dans le cadre des prédictions sur les lépidoptères notamment (Chapitre 2), ces éléments constitueraient des variables d'interactions biotiques pertinentes à intégrer. A l'inverse, les projections d'évolution de certaines espèces animales pollinisatrices ou vectrices de dispersion seraient intéressantes à utiliser comme descripteurs de la capacité de migration pour des espèces végétales zoochores ou zoogames.

En amont, les perspectives d'amélioration des modèles seront à rechercher d'une part à travers un découpage de la modélisation par lots de plantes d'écologie et de stratégie similaires (ex : espèces herbacées forestières, espèces aquatiques, etc..). Cela permettrait d'affiner la sélection des variables environnementales de façon plus adéquate, en réintégrant des variables écartées ici ou en retirant des variables superflues pour la modélisation de certaines espèces. La problématique de ce processus concerne la précision du découpage et selon quel(s) référentiel(s). De ces éléments dépendra donc le nombre de lots à traiter et le temps nécessaire à la préparation des données. Là encore la recherche d'un compromis entre la précision des résultats et le temps alloué aux traitements sera indispensable pour répondre aux enjeux du programme, celui-ci se terminant fin 2021.

D'autre part, l'élargissement de l'emprise géographique pour la modélisation des espèces doit être réfléchi. En effet, les limites administratives n'ont pas de sens d'un point de vue écologique et un raisonnement à cette échelle pour la modélisation peut entraîner des biais dans la projection d'évolution de certaines espèces (GUISAN *et al.*, 2014). L'un des principaux couloirs de migrations de Nouvelle-Aquitaine étant la vallée de la Garonne (REY, 1957 ; REY, 1960), une réflexion à l'échelle de l'ensemble du Bassin aquitain serait judicieuse *a minima*. Par ailleurs, les espèces méditerranéennes formant un groupe bien identifié de plantes susceptibles d'apparaître et/ou de s'étendre dans la

région, la construction de modèles intégrant les données floristiques de la région Occitanie semblerait particulièrement pertinente.

Enfin, une synthèse sur les connaissances et données de traits de vie disponibles, liés à la capacité de dispersion en particulier, mériterait d'être entreprise pour proposer de nouvelles variables à implémenter dans les modèles. Par ailleurs, l'appartenance biogéographique des taxons permettrait de corriger les probabilités de présence surestimées dans certaines zones en raison de la diffraction entre la trajectoire spatiale prévisible selon le modèle et la trajectoire prévisible selon l'affinité biogéographique du taxon (O. Nawrot, comm. écrite). Et d'autre part, l'indication du type biologique semble fondamentale pour apprécier les réponses au stress climatique en termes d'efficacité de recrutement post-stress. Le type biologique définit ainsi le comportement d'un taxon lors de la phénophase qui lui est la plus défavorable. Le changement climatique est de nature à modifier l'intensité et la durée de cette phénophase (ex : diminution de la période de gel, de l'épaisseur et de la durée de la couche neigeuse, raréfaction des effets de nébulosité, exondations précoces, déficits hydriques accrus…). Dès lors, la prise en compte de ces éléments permettra de mieux cerner les patterns spatiaux et temporels des taxons, notamment en réponse aux changements des conditions environnementales.

• Modélisation des effets du changement climatique sur les végétations

En Nouvelle-Aquitaine, les connaissances sur la répartition des végétations sont en cours de structuration mais demeurent pour l'instant trop fragmentaires. Cela est lié à l'absence d'inventaires systématiques de ces végétations et des données principalement issues d'études ponctuelles (ex : Cartographies Natura 2000) ou thématiques (ex : forêts à Hêtre, landes et tourbières, etc.). Par rapport aux milieux sensibles suivis dans le cadre du programme, les communautés végétales de pelouses calcicoles, de tourbières souffrent actuellement d'un déficit de connaissances important ; ces dernières sont partielles en ce qui concerne les gazons amphibies et les landes et seules les végétations de dunes non-boisées et de forêts à Hêtre bénéficient de données conséquentes. Le raisonnement et la méthodologie de modélisation appliqués aux espèces végétales ne sont donc que partiellement transposables aux végétations ; la condition étant de bénéficier, pour un syntaxon donné, des données de présence suffisamment nombreuses et représentatives de l'écologie et de la répartition actuelle. Cela a été possible et testé ici sur les végétations forestières à Hêtre avec toutefois quelques biais en partie dus à un déficit de données.

Les végétations étant définies, selon la méthode phytosociologique, par une combinaison d'espèces végétales unique, la modélisation des syntaxons pourrait être envisagée de façon indirecte à travers la présence de leurs espèces diagnostiques. Ferrier et Guisan (2006) définissent plusieurs manières de modéliser la répartition des communautés. La première concerne celle utilisée dans ce rapport, à savoir la définition des communautés à partir d'un lot de relevés d'abord puis la modélisation basée sur ces relevés. La seconde est relative à la modélisation des espèces en premier lieu puis la classification de celles-ci en fonction des conditions environnementales pour définir des communautés et ainsi déduire leur répartition (MIKOLAJCZAK *et al.*, 2015). La dernière est intermédiaire entre les 2 autres et consiste à assembler les espèces et assurer leur modélisation conjointe pour dégager la répartition de communautés. Cette dernière piste serait intéressante à explorer pour modéliser la répartition des syntaxons, en se basant sur la co-occurrence de leurs espèces diagnostiques par maille (MARAGE & GÉGOUT, 2010).

1.5 Conclusion

Ces travaux laissent présager d'importants bouleversements sur la chorologie de la flore régionale dans les décennies à venir avec des extinctions potentielles pour de nombreuses espèces à plus ou moins long terme et une colonisation accrue pour d'autres. Cela étant suivant un scénario prévoyant une stabilisation des émissions de gaz à effet de serre (RCP 4.5), les tendances pourraient être empirées pour un scénario sans stabilisation des émissions (RCP 8.5). Ces premiers résultats préfigurent une substitution notable d'espèces comme mise en évidence par Thuillier *et al.* (2005).

La sensibilité climatique des espèces végétales a pu être estimée ici à travers un indice d'évolution chorologique. En fonction de leur amplitude écologique, de la prépondérance de certains facteurs environnementaux dans leur répartition et enfin de l'intensité du changement climatique, les plantes seront susceptibles de migrer, s'étendre ou disparaître. En effet, les conditions favorables à leur développement pourront être fortement modifiées au niveau spatial avec une régression ou disparition dans certaines zones, principalement à basse altitude pour des espèces de climat tempéré typique à frais ou de zones humides (ex : *Fagus sylvatica, Nardus stricta, Carex echinata*). Les végétations de tourbières, de gazons amphibies et de pelouses montagnardes pourraient ainsi se raréfier et/ou connaître une importante substitution d'espèces. Les plantes d'affinités méditerranéennes devraient quant à elles se maintenir et s'étendre, de façon importante pour certaines (ex : *Rubia peregrina, Arbutus unedo, Helichrysum stoechas*). Les milieux secs comme les pelouses calcicoles seraient là aussi soumis à des modifications de structure et de composition floristique avec un enrichissement potentiel en éléments thermo–xérophiles.

De même, les forêts à Hêtre, notamment de plaines, constituent des végétations sensibles et menacées par les évolutions climatiques qui deviendraient trop contraignantes (aridité plus élevée, diminution de l'humidité atmosphérique, hausse des températures et allongement des durées de sécheresse). Leur régression à l'échelle régionale apparaît conséquente, en particulier pour certains types forestiers (ex : *Carpino betuli – Fagion sylvaticae* et *Fagion sylvaticae*), bien que les modèles et projections mériteraient d'être affinés. Des dépérissements accrus et des remplacements d'espèces sont des phénomènes attendus pour ces boisements dans les décennies à venir, menant à leur disparition. Une gestion douce privilégiant la régénération naturelle et la maturation forestière avec des prélèvements ponctuels, et la création de continuités écologiques entre massifs pour maintenir un microclimat tampon et assurer une meilleure résistance, seront nécessaires pour préserver ces forêts déjà relictuelles dans plusieurs secteurs.

Les limites de ces travaux et les pistes d'amélioration sont nombreuses, tant sur la pertinence que sur la précision des résultats. La modélisation des espèces par groupes en fonction de leur similarité écologique et fonctionnelle permettrait d'être plus fin sur la sélection des variables à intégrer et donc plus juste sur les aires de répartition potentielle. L'intégration de variables biotiques liées aux capacités de dispersion des espèces notamment serait utile pour affiner et nuancer les potentialités de migration. Enfin, la prise en compte des données (floristiques et environnementales) dans les régions limitrophes, en particulier en Occitanie, assurerait une meilleure modélisation de la niche écologique pour certaines espèces et donc des projections plus fiables.

L'année 2021 sera consacrée à la poursuite de ces travaux avec l'objectif de produire les cartes d'évolution chorologique pour toutes les espèces du territoire dans un premier temps. Une liste des plantes les plus sensibles, en termes de régression ou de progression potentielle, sera ensuite élaborée et des indicateurs de synthèse tel que le taux de substitution de la flore seront développés.

Enfin, la problématique de la dette et du crédit climatique mériterait d'être abordée, notamment en lien avec le réseau de suivis développé dans le cadre du programme. Ces éléments apparaissent en effet nécessaires pour appréhender au mieux la gestion des milieux et la conservation des espèces et des habitats.

PARTIE I. LES INSECTES

Chapitre 2. Lépidoptères des pelouses sèches, des landes humides et de montagne

Auteurs : *Fanny Mallard, Anouk Glad, Pierre-Yves Gourvil*
Contributeurs : *Gilles Bailleux, Florent Beck, Amélie Bertolini, Sandy Bulté, Romain Chambord, Simon Caubet, Bertrand Couillens, Nicolas Déjean, Béatrice Ducout, Benoit Duhazé, Thomas Gachet, Dominique Galland, Florent Hervouet, David Lessieur, Mathieu Molières, David Soulet, Emma Valadas*

Résumé : Les lépidoptères sont reconnus comme indicateurs pertinents des effets du changement climatique. Trois réponses sont étudiées sur 114 espèces de lépidoptères des habitats de pelouses sèches, landes humides et de pelouses de montagne : des modifications de répartition, de phénologie et d'écophysiologie. Des modélisations corrélatives exploratoires sont réalisées sur la répartition potentielle actuelle et future dans un maillage régional de 1km². Ces résultats sont comparés à ceux d'une modélisation à l'échelle européenne et à dire d'expert naturaliste. Malgré les limites des modélisations, l'ensemble des modèles s'accorde sur une diminution de la répartition de plus de 40% de chaque espèce pour le scénario climatique le plus pessimiste. La diversité spécifique de la région diminue quels que soient les scénarios avec une répartition plus importante pour certaines espèces qui se stabilisent ou augmentent (ex. *Carcharodus alceae* et *Papilio machao*) et une quasi voire une complète disparition pour des espèces menacées (ex. *Phengaris alcon, Parnassius apollo, Coenonympha oedippus*). La diversité sera répartie de manière différente sur le territoire : plus faible en plaine avec l'arrivée de peu d'espèces (4) et plus forte (15) dans les massifs montagneux qui seront les derniers refuges des espèces face au changement climatique. Les limites des résultats montrent que la mise en place de protocoles de suivis standardisés à long terme est nécessaire pour valider ces modèles et comprendre les impacts locaux du changement climatique. Des suivis de comptage des lépidoptères ont été mis en place en 2016 sur 47 sites de pelouses sèches, de landes humides et de pelouses de montagne, complétés par des mesures de stations météorologiques (température et humidité de l'air). Pour comprendre les processus mécanistiques, une méthodologie de lissage des profils biologiques et climatiques a été développée et résumée par des paramètres qui peuvent être comparés dans le temps et l'espace. L'analyse de ces paramètres a permis de montrer l'importance de la prise en compte des signatures climatiques spécifiques des milieux avec des différences de 4°C à 8°C entre les milieux de montagne et les milieux humides et secs. Les similarités climatiques entre les sites montrent les axes de dispersion correspondent aux axes des coteaux de la vallée de l'Adour et de la vallée de la Garonne. Des premiers résultats exploratoires de 2017–2019 montrent 1) un décalage de croissance des papillons d'une semaine entre 2017–2018 et 2) une diminution de la diversité spécifique des papillons de landes humides et de montagne suite au réchauffement de température et sécheresse sur la période printemps–été de 2017. Ces constats suggèrent une sensibilité de ces milieux dans le futur par la disparition de certaines populations d'espèces telles que *Erebia epiphron, E. arvernensis, E. pronoe, Coenonympha oedippus, Phengaris alcon*.

Mots-clés : abondance, degrés-jours, diversité, extrapolation, impact, nombres de Hill, modélisation corrélative et mécanistique, papillons, point de rosée, répartition, richesse, température.

2.1 Introduction

Les lépidoptères se démarquent comme l'un des groupes indicateurs du changement climatique. La littérature scientifique indique que, parmi les espèces, les lépidoptères ont répondu le plus au changement climatique, notamment en modifiant leurs aires de répartition vers le nord ou vers de plus hautes altitudes (WILSON & MACLEAN, 2011). Les espèces présentent un cycle de vie très court et largement influencé par les conditions climatiques. Elles sont également dépendantes de la température ambiante locale pour leur activité (KLECKOVA & KLECKA, 2016). Leur optimum de développement, comme les autres insectes, sera donc influencé par l'élévation du niveau de température. Plusieurs études menées sur ces marqueurs ont mis en évidence des impacts directs du changement climatique. Dans la Sierra Nevada en Californie du Nord, sur 35 années de données et 159 espèces de papillons, la richesse spécifique a diminué de moitié, avec des variations plus sévères aux altitudes les plus basses, où la destruction de l'habitat est aussi la plus importante. À long terme, l'interaction du changement climatique et de la destruction de l'habitat induit des effets négatifs sur ces espèces (FORISTER *et al.*, 2010 ; SEIBOLD *et al.*, 2019).

Certaines espèces de lépidoptères sont spécifiquement liées à des végétations inféodées aux milieux naturels sensibles étudiés dans le programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2016b). Celles associées aux landes humides par exemple sont susceptibles d'être sujettes à des extinctions locales comme le Fadet des laîches (*Coenonympha oedippus*) classé vulnérable sur la liste rouge des rhopalocères d'Aquitaine (2019). En comparaison, le cortège des lépidoptères des pelouses sèches (Azuré du serpolet *Phengaris arion*, Argus bleu céleste *Polyommatus bellargus*, Flambé *Iphiclides podalirius*, Fluoré *Colias alfacariensis*, Soufré *Colias hyale*, etc.) peut évoluer suivant le réchauffement climatique par l'apparition ou le développement des espèces à affinité méditerranéenne, telles que le Citron de Provence (*Gonepteryx cleopatra*), et suivant la modification des espèces végétales hôtes subissant des extinctions locales. En montagne, il est probable d'observer à plus ou moins long terme une modification des cortèges, avec notamment une raréfaction des espèces montagnardes et une augmentation des espèces de plaine. Pour l'Apollon (*Parnassius apollo)* espèce protégée et emblématique des milieux ouverts montagnards arides, la diminution de ses effectifs, voire la disparition des populations isolées de basse altitude, est en partie due au changement climatique. Elle est visible depuis les années 70 dans différents massifs européens (DESCIMON, 1994).

Trois réponses spécifiques au changement climatique sont ainsi suivies sur 114 espèces retrouvées dans les milieux naturels étudiés : déplacement des aires de répartition, changements phénologiques, modifications d'écophysiologie. Trois échelles d'études sont identifiées afin de prendre en compte les processus écologiques et leurs échelles spatiales et temporelles (Fig. 52) :

- Échelle macro-écologique/climatique (région) : données naturalistes des observatoires régionaux et données de Météo France (maille de 1km²) ;
- Échelle méso-écologique/climatique (site) : données issues des protocoles d'échantillonnage de suivis des espèces (abondance par espèce) et données de mesures météorologiques (températures et humidités relatives à 1m30 du sol) mis en place dans le programme ;
- Échelle micro-écologique/climatique (point ponctuel au niveau du sol) : données issues de sondes placées au niveau du sol.

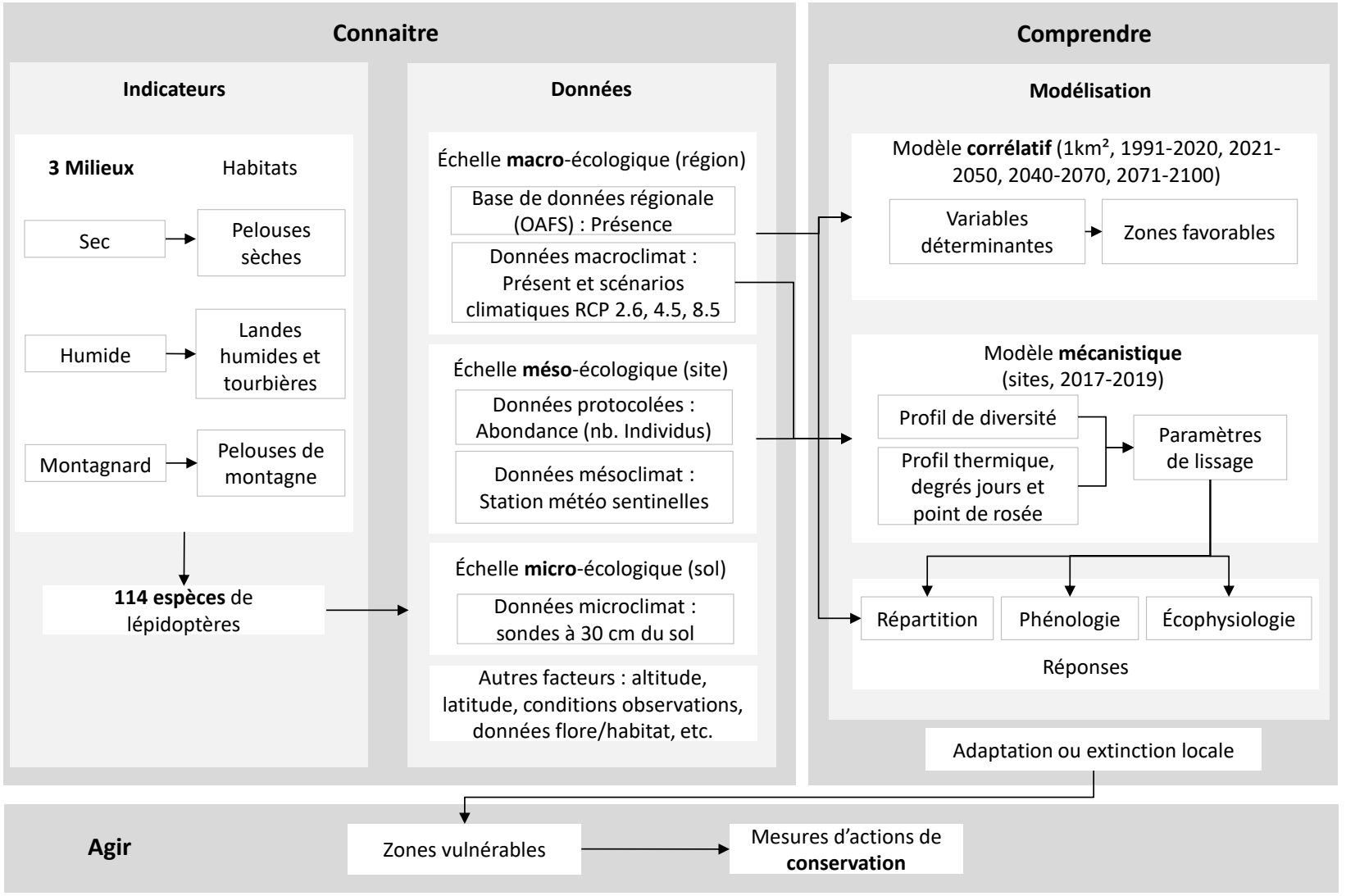


Fig. 52. Démarche de recherche des indicateurs lépidoptères en pelouses sèches, landes humides et pelouses de montagne.

À l'échelle macro-écologique (Fig. 52), le premier objectif de cette étude est d'évaluer les répartitions potentielles actuelles et futures suivant les différents scénarios climatiques du plus optimiste au plus pessimiste sur la période de 2021 à 2100.

Les données utilisées sont des données de présence des espèces de lépidoptères provenant de la base de données de l'OAFS (OAFS, 2020). La modélisation corrélative permet d'établir un lien statistique entre des données de présence et celles des variables climatiques et environnementales qui explicitent ainsi la répartition selon les niveaux des scénarios climatiques. Trois scénarios climatiques sont retenus. Ils sont dénommés RCP « Representative Concentration Pathway » avec la juxtaposition chiffrée du forçage radiatif solaire. Le plus optimiste RCP 2.6 correspond à une stabilisation avant 2100 du taux de CO_2 puis un retour au niveau actuel. Le scénario intermédiaire RCP 4.5, considéré comme le plus probable est une augmentation continue au niveau de 4.5W/m² et le RCP 8.5 une augmentation continue à 8.5W/m² (§2.2.1). D'après les dernières études, le scénario le plus optimiste RCP 2.6 n'est plus atteignable. Le scenario le plus plausible serait le RC P4.5 qui devient la trajectoire à retenir. Le scénario le plus pessimiste RCP8.5 reste toutefois une projection toujours d'actualité de l'évolution du changement climatique sans volonté d'actions effectives (HOEGH-GULDBERG *et al.*, 2018 ; KIM *et al.*, 2020). Nous définissons la répartition potentielle actuelle et future d'une espèce comme les zones dont la qualité des habitats et les conditions climatiques sont favorables ou non à la persistance de l'espèce. Afin d'évaluer, cette modélisation, une comparaison est réalisée avec des travaux des risques climatiques des lépidoptères à l'échelle européenne (SETTELE *et al.*, 2008) et à dire d'experts par l'écologue P.Y. Gourvil (§2.3.1 et 2.4.1). Les risques climatiques sont ensuite évalués pour 15 espèces réparties selon la classification suivante (§2.3.2 et 2.4.1) :

- espèces classées vulnérables en aquitaine d'après la liste rouge UICN : *Phengaris alcon, Parnassius apollo, Coenonympha oedippus, Carterocephalus palaemon*,
- espèces en quasi-disparition ou disparition d'après la modélisation du programme : *Plebejus argyrognomon, Brenthis hecate, Minois dryas, Cupido alcetas, Lycaena dispar, Aphantopus hyperantus, Cupido minimus*,
- espèces en diminution d'après la modélisation du programme: *Aglais io, Fabriciana adippe*,
- espèces en augmentation puis diminution d'après la modélisation du programme: *Brenthis daphne, Apatura ilia*.

Les données d'incidence ou de présence-absence des espèces sont plus faciles à obtenir que les données d'abondance d'individus (HOWARD *et al.*, 2014). Ces données de dénombrements d'individus, avec les proportions relatives des espèces renferment une richesse d'analyse importante (WALLER *et al.*, 2016). Elles permettent d'étudier de manière mécanistique localement la fragilité de leur assemblage, l'évolution des populations, en y intégrant des processus, c'est-à-dire le lien entre les traits fonctionnels des organismes et leur environnement. Le même niveau d'informations est plus difficile à extraire des données de présence-absence. Les recherches sur les effets du changement climatique effectuées sur le terrain alimentent, affinent en retour les « modèles » physiques de suivi des évolutions des espèces, et orientent les modèles mathématiques agrégeant leurs réponses physiologiques et fonctionnelles (LI *et al.*, 2013). Les données de terrain d'observation interviennent dans la compréhension de la relation entre les variations climatiques et la réponse de la biodiversité. De plus, dans une zone géographique d'une région, le climat n'est pas le même en tout lieu. Les climats locaux sont variables suivant le type de milieu naturel. La mise en place de protocoles standardisés à long terme est nécessaire pour modéliser les impacts locaux.

Pour étudier les réponses locales des lépidoptères (échelle méso-écologique) (Fig. 52), 47 sites ont été choisis selon une répartition spatialement équilibrée à travers la Nouvelle-Aquitaine, pour les latitudes 43° à 46° et aussi selon leur bon état de conservation qui sera maintenu dans le temps. L'hypothèse est qu'un bon état de conservation stable dans le temps permettra de dissocier les effets du changement climatique des autres facteurs anthropiques sur les réponses de la biodiversité (MALLARD, 2017b ; MALLARD & COUDERCHET, 2019). Une première campagne partielle de terrain en 2016 et un premier suivi complet en 2017 ont permis la mise en place et le test des protocoles de suivis (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2016b ; MALLARD & BULTÉ, 2018). Les suivis des espèces sont complétés par des suivis météorologiques locaux sur chaque site (à 1m10-1m50 du sol). Les deux facteurs température et humidité de l'air sont de façon générale les plus représentatifs et les plus facilement mesurables à cette échelle très locale (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2016b) (§2.2.2). Les données météorologiques sont analysées par types de milieux afin de replacer l'étude climatique à l'échelle du site et d'en identifier les signatures climatiques spécifiques (§2.3.3).

Les analyses des données d'abondance obtenues concernent à la fois les profils d'état de la diversité par les proportions relatives des espèces de lépidoptères ainsi que les profils climatiques de pression en degrés-jours dans les trois milieux de 2017 à 2019 (§2.3.4). Une méthodologie systématique d'analyse mécanistique est développée avec des lissages des données identifiant des paramètres (§2.3.4). Les degrés-jours favorables dits « DJC » approximent simplement la croissance, le taux de développement potentiel de la biodiversité. Ils sont une mesure couramment utilisée du niveau de l'accumulation thermique. Ils sont le lien mécanique entre la pression du changement climatique et la réponse des espèces. Dans l'étude en Ohio (CAYTON *et al.*, 2015 ; LANG *et al.*, 2020), les auteurs donnent des arguments pour privilégier les degrés-jours de croissance DJC comme une variable intensive du suivi de la phénologie des abondances de papillons. Ils utilisent des données issues de 120 sites sur une période de 17 années dans la région du Ohio de 116 000 km², surface comparable à la Nouvelle-Aquitaine 84000km² et ils disposent de travaux générant de longues séries de données. A ces degrés-jours de croissance sont mis en complément des degrés-jours de létalité.

Sur un plan climatique, pour chaque année, 4 paramètres des températures minimales des journées, 4 paramètres des températures maximales et 4 paramètres de la température du point de rosée résument la pression sur les espèces. Ils sont mis en corrélation avec les 6 paramètres qui résument le profil de diversité. Ces 6 paramètres représentent la richesse intrinsèque avec le nombre d'espèces total observées, et aussi sa fragilité par l'allure du profil d'abondance traduit en nombre d'individus par classe d'espèce de rares à abondantes (§2.3.4). Ces paramètres climatiques mesurées sur les sites au plus près des individus sont mis en relation avec les données modélisées dans la maille de 1km² où est situé le site et cela pour une période du « présent » (de 1950 à 2020) et dans le « futur » (2021 jusqu'à 2100) en fonction de trois scénarios climatiques. Analysés dans le temps et l'espace, ces paramètres sont des clés potentielles pour observer, comprendre, anticiper et agir sur les impacts de la dérive dans le temps du climat (§2.4.2).

2.2 Matériel et Méthodes

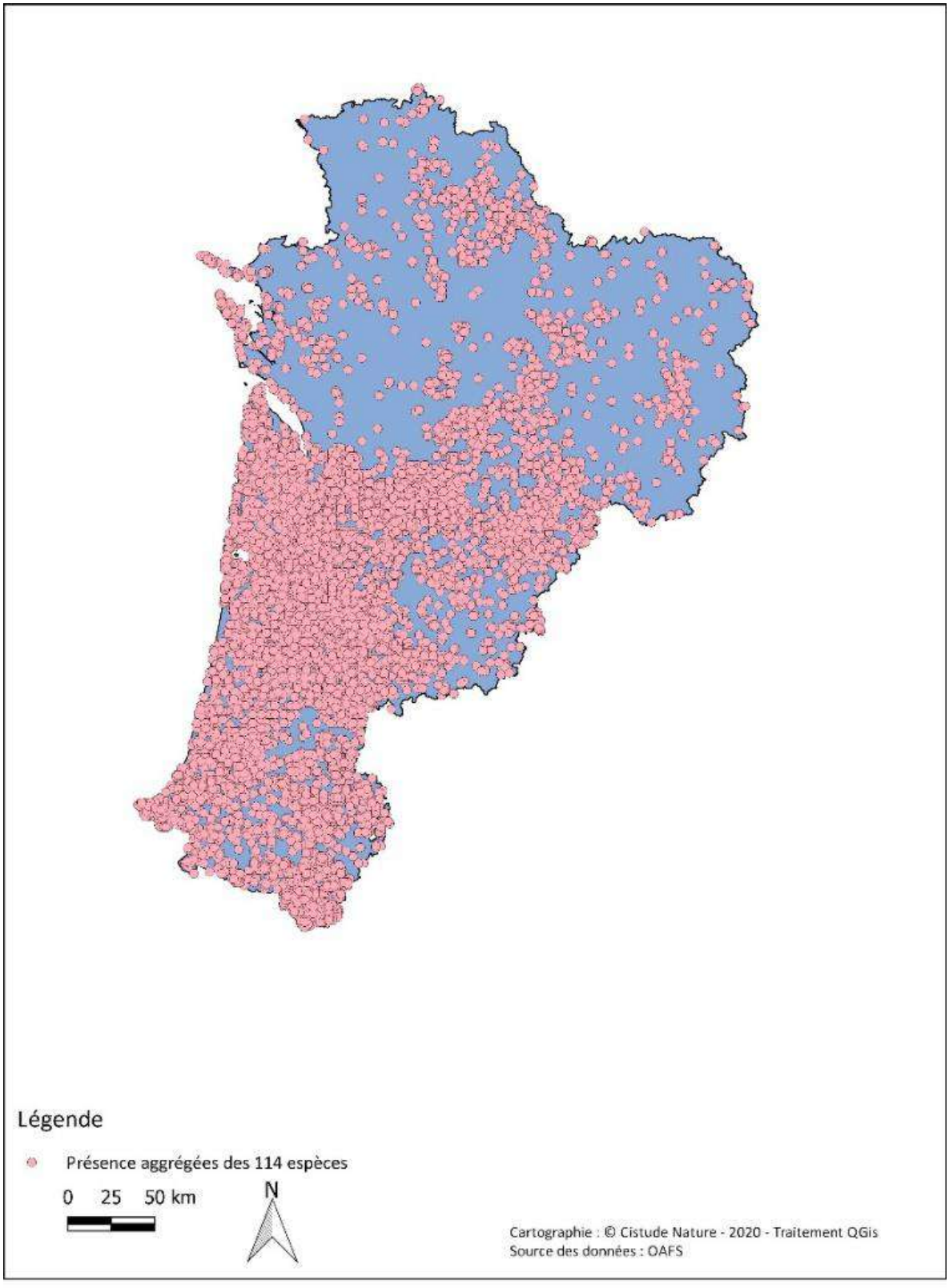
2.2.1 Échelle macro-écologique : Modélisation corrélative de la répartition des espèces

- **Données de présence**

Les données de présence des espèces en Nouvelle-Aquitaine proviennent de l'Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage (OAFS) (OAFS, 2020). Elles comportent un total de 1413 espèces de lépidoptères, sous-espèces ou genres répertoriés.

Une large partie cependant ne comporte pas assez d'observations (nombre de mailles de présence < 20) pour permettre de réaliser un modèle corrélatif avec n=1188 espèces. Un premier tri de la base de données a été effectué afin d'éliminer les observations dupliquées ainsi que les observations imprécises, qui s'arrêtent au genre par exemple. Les observations de l'Apollon (*Parnassius apollo*) ont été fusionnées avec les observations de la sous-*espèce Parnassius apollo pyrenaicus* car nos données sont localisées dans les Pyrénées. Parmi les espèces restantes, 114 ont été sélectionnées car elles font partie des cortèges d'espèces de terrain observées dans le cadre du programme sentinelles du climat (Fig. 53). Afin de limiter les effets du biais d'échantillonnage et de l'autocorrélation spatiale, les données de présence ont été agrégées par maille de 1km², les informations sont donc des présences par mailles.

Dans cette étude, ces espèces sont associées aux traits biologiques liés à l'habitat, la taille, la couleur, la valence, la capacité de vol, l'alimentation des chenilles, les périodes de vol, le nombre de générations, le risque climatique et le classement de la Liste rouge Aquitaine (Tab. VI).



Localisation aggrégées des présences des 114 espèces étudiées dans la région Nouvelle-Aquitaine.

Fig. 53. Localisation des données de l'OAFS

Tab. VI. Traits des espèces de lépidoptères dont la répartition a été modélisée pour les climats futurs en Nouvelle-Aquitaine.

MS= Milieu sec, MH = milieu humide, MF = milieu forestier, MM= milieu de montagne,
CR = en danger critique, DD = données insuffisantes, EN = en danger, LC = préoccupation mineure, NA = non applicable, NT = quasi menacée, VU = vulnérable.

Espèce	Habitat	Taille	Couleur	Valence	Capacité de vol	Alimentation des chenilles	Périodes de vol	Nombre de générations	Risque climatique	Liste rouge Aquitaine
Aglais io	MSMHMM	moyen	orange	euryece	migrateur	monophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	R (Diminution 50-70%)	LC
Aglais urticae	MSMHMM	moyen	orange	euryece	migrateur	monophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	R (Diminution 50-70%)	LC
Anthocharis cardamines	MHMM	moyen	blanc	stenoece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC
Apatura ilia	MHMMMF	grand	noir	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin partiel	HR (Diminution 70-85%)	LC
Apatura iris	MSMHMMMF	grand	noir	euryece	casanier	oligophage	estivale	polyvoltin partiel	HHR (Diminution 85-95%)	LC
Aphantopus hyperantus	MHMF	moyen	marron	stenoece	casanier	polyphage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Aporia crataegi	MSMHMM	grand	blanc	euryece	erratique	oligophage	pluri-mensuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	NT
Araschnia levana	MSMHMM	petit	noir	euryece	erratique	monophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Arethusana arethusa	MS	moyen	marron	stenoece	casanier	polyphage	estivale	monovoltin	HHHR (Diminution >95%)	LC
Argynnis paphia	MSMMMF	grand	orange	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	VU
Aricia agestis	MSMHMM	petit	marron	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Boloria dia	MSMHMM	petit	orange	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	DD
Boloria euphrosyne	MSMHMMMF	petit	orange	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Boloria selene	MSMHMMMF	petit	orange	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin partiel	PR (Stabilisation)	NT
Brenthis daphne	MSMHMMMF	moyen	orange	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Brenthis hecate	MS	moyen	orange	stenoece	casanier	monophage	pluri-mensuelle	monovoltin	HHR (Diminution 85-95%)	LC
Brintesia circe	MSMF	grand	noir	stenoece	casanier	polyphage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	EN
Cacyreus marshalli	MSMHMM	petit	marron	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HHHR (Diminution >95%)	LC
Callophrys rubi	MSMHMM	petit	vert	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC
Carcharodus alceae	MSMHMM	petit	marron	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Carterocephalus palaemon	MHMMMF	petit	marron	stenoece	casanier	polyphage	estivale	monovoltin	LR (Diminution <50%)	EN
Celastrina argiolus	MSMHMMMF	petit	bleu	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Coenonympha arcania	MSMM	petit	marron	euryece	casanier	polyphage	estivale	polyvoltin partiel	R (Diminution 50-70%)	LC
Coenonympha oedippus	MH	moyen	marron	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	VU
Coenonympha pamphilus	MSMHMM	petit	marron	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Colias alfacariensis	MSMM	moyen	jaune	euryece	migrateur	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Colias crocea	MSMHMM	moyen	jaune	euryece	migrateur	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	LR (Diminution <50%)	LC
Cupido alcetas	MSMHMM	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Cupido argiades	MSMHMM	petit	bleu	euryece	migrateur	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	R (Diminution 50-70%)	LC
Cupido minimus	MSMM	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	R (Diminution 50-70%)	VU
Cyaniris semiargus	MSMHMM	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	monovoltin	LR (Diminution <50%)	NT
Erebia arvernensis	MM	petit	marron	stenoece	casanier	polyphage	estivale	polyvoltin partiel	R (Diminution 50-70%)	NT
Erebia epiphron	MM	petit	marron	stenoece	casanier	polyphage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Erebia meolans	MM	moyen	marron	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Erynnis tages	MSMHMM	petit	marron	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Euphydryas aurinia	MSMHMMMF	moyen	orange	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC

Espèce	Habitat	Taille	Couleur	Valence	Capacité de vol	Alimentation des chenilles	Périodes de vol	Nombre de générations	Risque climatique	Liste rouge Aquitaine
Fabriciana adippe	MSMHMMMF	moyen	orange	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	NT
Glaucopsyche alexis	MSMM	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	NT
Gonepteryx cleopatra	MSMM	moyen	jaune	euryece	erratique	monophage	printaniere	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Gonepteryx rhamni	MSMHMM	moyen	jaune	euryece	casanier	oligophage	annuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC
Hamearis lucina	MHMMMF	petit	orange	stenoece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	NT
Hesperia comma	MSMM	petit	orange	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	VU
Heteropterus morpheus	MH	petit	marron	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Hipparchia fagi	MSMMMF	grand	noir	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Hipparchia semele	MS	moyen	marron	stenoece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Hipparchia statilinus	MS	moyen	marron	stenoece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	NT
Iphiclides podalirius	MSMM	grand	blanc	euryece	migrateur	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	LR (Diminution <50%)	LC
Issoria lathonia	MSMHMM	moyen	orange	euryece	migrateur	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Lampides boeticus	MSMHMM	petit	bleu	euryece	migrateur	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	R (Diminution 50-70%)	LC
Lasiommata maera	MSMM	moyen	marron	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	NT
Lasiommata megera	MSMHMM	moyen	marron	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Leptidea sinapis	MSMHMMMF	petit	blanc	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Leptotes pirithous	MSMHMM	petit	bleu	euryece	migrateur	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Limenitis camilla	MSMHMMMF	moyen	noir	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Limenitis reducta	MSMHMMMF	moyen	noir	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	EN
Lycaena alciphron	MHMM	petit	orange	stenoece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	NT
Lycaena dispar	MH	petit	orange	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Lycaena hippothoe	MM	petit	orange	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Lycaena phlaeas	MSMHMM	petit	orange	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Lycaena tityrus	MSMHMM	petit	orange	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Lycaena virgaureae	MM	petit	orange	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	NT
Lysandra bellargus	MSMM	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	NT
Lysandra coridon	MSMM	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	NT
Macroglossum stellatarum	MSMHMM	moyen	marron	euryece	migrateur	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	NC	NA
Maniola jurtina	MSMH	moyen	marron	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC
Melanargia galathea	MSMHMM	moyen	blanc	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	LC
Melitaea athalia	MSMHMMMF	petit	orange	euryece	casanier	oligophage	printaniere	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	LC
Melitaea cinxia	MSMHMM	petit	orange	euryece	casanier	oligophage	printaniere	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Melitaea diamina	MHMM	petit	orange	stenoece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	EN
Melitaea didyma	MSMHMM	moyen	orange	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	R (Diminution 50-70%)	LC
Melitaea parthenoides	MSMHMM	petit	orange	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HHR (Diminution 85-95%)	LC
Melitaea phoebe	MSMHMM	moyen	orange	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	R (Diminution 50-70%)	LC
Minois dryas	MSMHMM	grand	marron	euryece	casanier	polyphage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Nymphalis antiopa	MSMHMM	grand	marron	euryece	migrateur	oligophage	estivale	monovoltin	LR (Diminution <50%)	NT
Nymphalis polychloros	MSMMMF	moyen	orange	euryece	migrateur	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC
Ochlodes sylvanus	MSMHMMMF	petit	orange	euryece	casanier	polyphage	estivale	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC

Espèce	Habitat	Taille	Couleur	Valence	Capacité de vol	Alimentation des chenilles	Périodes de vol	Nombre de générations	Risque climatique	Liste rouge Aquitaine
Papilio machaon	MSMHMM	grand	jaune	euryece	migrateur	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Pararge aegeria	MSMHMMMF	moyen	Marron	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Parnassius apollo	MM	grand	blanc	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	VU
Parnassius mnemosyne	MM	grand	blanc	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	VU
Phengaris alcon	MH	petit	bleu	stenoece	casanier	monophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	VU
Phengaris arion	MSMM	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Phengaris teleius	MH	petit	bleu	stenoece	casanier	monophage	estivale	monovoltin	HHR (Diminution 85-95%)	CR
Pieris brassicae	MSMHMM	moyen	blanc	euryece	migrateur	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Pieris napi	MSMHMM	moyen	blanc	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Pieris rapae	MSMHMM	moyen	blanc	euryece	migrateur	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Plebejus argus	MSMHMM	petit	bleu	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	VU
Plebejus argyrognomon	MSMH	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HHR (Diminution 85-95%)	DD
Polyommatus dorylas	MSMM	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	NT
Polyommatus icarus	MSMHMM	petit	bleu	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Pseudophilotes baton	MSMM	petit	bleu	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	EN
Pyrgus armoricanus	MSMHMM	petit	noir	euryece	casanier	oligophage	estivale	polyvoltin	HR (Diminution 70-85%)	DD
Pyrgus malvae	MSMH	petit	noir	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	DD
Pyrgus malvoides	MSMHMM	petit	noir	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Pyrgus serratulae	MSMHMM	petit	noir	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	DD
Pyronia tithonus	MSMHMMMF	petit	orange	euryece	casanier	polyphage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	LC
Quercusia quercus	MSMF	petit	bleu	stenoece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC
Satyrium ilicis	MSMMMF	petit	marron	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC
Satyrium pruni	MSMHMMMF	petit	marron	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	DD
Satyrium spini	MS	petit	marron	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	PR (Stabilisation)	NT
Speyeria aglaja	MS	moyen	orange	stenoece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Spialia sertorius	MSMHMM	petit	noir	euryece	casanier	monophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Thecla betulae	MSMMMF	petit	marron	euryece	casanier	oligophage	estivale	monovoltin	HR (Diminution 70-85%)	LC
Thymelicus acteon	MSMH	petit	orange	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	R (Diminution 50-70%)	NT
Thymelicus lineola	MSMM	petit	orange	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC
Thymelicus sylvestris	MSMHMM	petit	orange	euryece	casanier	polyphage	pluri-mensuelle	monovoltin	PR (Stabilisation)	LC
Vanessa atalanta	MSMHMM	moyen	marron	euryece	migrateur	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Vanessa cardui	MSMHMM	grand	orange	euryece	migrateur	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	PR (Stabilisation)	LC
Zygaena fausta	MM	petit	rouge	stenoece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	NC	NA
Zygaena filipendulae	MS	petit	rouge	stenoece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	NC	NA
Zygaena loti	MSMM	petit	rouge	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	NC	NA
Zygaena transalpina	MSMM	petit	rouge	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	monovoltin	NC	NA
Zygaena trifolii	MSMHMM	petit	rouge	euryece	casanier	oligophage	pluri-mensuelle	polyvoltin	NC	NA

• Variables environnementales

La sélection des variables environnementales est une étape cruciale, car la pertinence des modèles en dépend. De nombreuses méthodes existent pour extraire celles qui participeront au modèle. Un premier choix de variables pouvant influencer les répartitions des espèces a été effectué en combinant les données climatiques, les données sur l'occupation du sol (végétation) et les données topographiques. Les variables les plus corrélées entre elles (corrélation de Spearman, p=0.05) ont été supprimées au profit de celles qui avaient le plus de sens écologique du point de vue de nos connaissances actuelles sur ces espèces et qui pouvaient être pertinentes pour l'ensemble des espèces étudiées.

Les variables climatiques proviennent des simulations Aladin 52 CNRM 2014 téléchargées via le site de Météo France DRIAS (DRIAS, 2020) à partir desquelles des indices ont été calculés. Les données sont à une résolution de 8 km² redécoupée en mailles de 1km² et les valeurs sont des moyennes mensuelles. La période du présent est définie par les années allant de 1991 à 2020 et les horizons futurs sont définis comme suit : Horizon 1 (H1) = 2021–2050, Horizon 2 (H2) : 2051–2070 et Horizon 3 (H3) : 2071–2100. Ces horizons ont été déterminés d'après les recommandations de Météo-France qui préconise une durée de 30 ans afin de lisser les « bruits » inclus dans les valeurs des simulations climatiques (OUZEAU *et al.*, 2014). Les simulations dans la période dite du présent contiennent pour les années 2006–2020 des données du scénario RCP 8.5 et les données précédentes de 1991 à 2005 sont des données historiques. Pour chaque « Horizon », un scénario climatique « RCP » (Representative Concentration Pathway) : Profils représentatifs d'évolution possible de forçage radiatif lié entre autres aux concentrations en équivalent CO_2 est associé. Pour les simulations Aladin, ils sont au nombre de trois RCP2.6, RCP4.5, RCP8.5 et représentent chacun une trajectoire différente d'émissions et de concentrations de gaz à effet de serre, d'ozone et d'aérosols. Ces projections prennent aussi en compte des évolutions socio-économiques (adaptation, réduction, stabilisation ou dépassement).

Une première sélection de variables est basée sur les connaissances de biologie et d'écologie des espèces, puis afin d'éviter d'utiliser des variables corrélées entres elles un test de corrélation de Spearman (non-paramétrique : les variables climatiques ne suivent pas la loi normale) est effectué. Ainsi cinq variables sont conservées : Moyenne de l'Humidité Relative en été (MoyHR_ete), le nombre de jour de neige dans l'année (NjN_annee), le nombre de jour de pluie au printemps et en été (NjP_print_ete), la somme des degrés-jours entre 10°C et 35°C du 1er janvier à la fin du printemps (TotDJ1035_print) et la somme des degrés-jours supérieurs à 30°C de l'année (TotDJ30_annee). Les degrés-jours caractérisent l'énergie nécessaire pour la croissance des individus, par exemple pour un papillon le passage d'un stade à un autre (œuf, chenille, chrysalide, imago). Ces degrés-jours sont calculés à partir des formules mathématiques décrites par F. Mallard (2018a ; 2017b ; 2019) approximant linéairement l'évolution en température du taux de croissance.

En plus des variables climatiques, celles décrivant l'occupation du sol ont été utilisées (exprimées en pourcentage de couverture sur un pixel de 1km²) : le pourcentage de forêt, le pourcentage de culture, le pourcentage de prairies, le pourcentage de landes ligneuse et de pelouses, le pourcentage d'eau. Les variables d'occupation du sol sont calculées à partir du « CES Occupation des sols (OSO) » et produites à partir d'images satellites (2019) d'une résolution de 25m. Les 23 nomenclatures sont fusionnées en 11 classes. La variable topographique sélectionnée est l'altitude (données IGN).

- **Modélisation avec le package BIOMOD2**

Toutes les analyses sont réalisées à partir du logiciel R (version 3.6.3, R CORE TEAM, 2020). Les modèles ont été effectués avec le package BIOMOD2 (version 3.4.6, (THUILLER *et al.*, 2009) qui permet de créer des modèles d'ensemble à partir de différents algorithmes et simulations. Pour cette étude, les algorithmes GLM, RandomForest et Maxent (PHILLIPS *et al.*, 2006) ont été sélectionnés et pour chaque algorithme trois répétitions ont été effectuées afin d'évaluer la performance (80 % des données pour l'entraînement du modèle et 20% pour l'évaluation). Les points de fond ont été générés aléatoirement sur la zone d'étude Nouvelle-Aquitaine (n=10 000). Le seuil pour la création des modèles d'ensemble a été choisi comme le quantile 0,5 des valeurs TSS des 24 modèles individuels créés. Si tous les modèles ont une valeur TSS inférieure à 0,4 alors aucun modèle d'ensemble n'est créé car les modèles individuels ne sont pas assez performants. Les modèles d'ensemble représentent la moyenne des prédictions des modèles individuels pondérée par la performance de chacun d'eux. Les prédictions pour la région Nouvelle-Aquitaine ont été réalisées pour le présent et pour chaque scénario et « Horizon ». Elles sont exprimées en probabilité relative comprise entre 0 (plus mauvais habitat) et 1 (meilleur habitat). Des cartes de présence/absence sont aussi créées avec le seuil TSS (fonction rangesize du package BIOMOD2). Ainsi, le nombre de mailles occupées par les espèces est calculé pour le présent et pour chaque scénario- « Horizon ». Ces cartes sont utilisées pour connaître le nombre de mailles passant de « présent » à « absent » (perte), d'« absent » à « présent » (gain).

Le taux d'espèces en diminution et stabilisation/progression modélisé dans le programme sur la région Nouvelle-Aquitaine (SDCR) est comparé aux résultats de l'atlas du risque climatique européen des lépidoptères sur la zone européenne (EU), sur la région Nouvelle-Aquitaine (EUR) (SETTELE *et al.*, 2008). Cette comparaison est réalisée pour les scénarios les plus pessimistes : pour le SDCR période 2071-2100 pour le RCP 8.5 (réchauffement compris entre 2.6°C-4.8°C) ; et pour le EU et EUR période 2051-2080 pour GRAS (GRowth Applied Strategy) se rapprochant du scénario A1FI (augmentation moyenne attendue de la température de 4,1 °C) (SETTELE *et al.*, 2008). Ces résultats sont également comparés aux résultats à dire d'expert (PYG) réalisé à partir de l'estimation de la répartition des espèces dans la région pour le scénario le plus pessimiste en 2100 d'après les connaissances de terrain de l'expert P. Y. Gourvil Coordinateur du Plan Régional d'Actions en faveur des lépidoptères patrimoniaux en Nouvelle-Aquitaine.

2.2.2 Échelle méso et micro-écologiques : Suivi des lépidoptères sur des sites d'études

• Méthodologie de comptage des lépidoptères

La méthodologie de *comptage des lépidoptères* est basée sur le programme national du suivi temporel des Rhopalocères de France (STERF) du programme d'observatoires de la biodiversité Vigie-Nature (MANIL & HENRY, 2007). Elle a été standardisée et adaptée afin de correspondre à la problématique du changement climatique et de la biodiversité (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018a ; MALLARD, 2016b ; MALLARD & BULTÉ, 2018).

47 sites de milieux humides (appelés « MH »), secs (appelés « MS ») et de montagne (appelés « MM ») (Fig. 54, Tab. VII) ont été sélectionnés et validés en 2018. Les milieux humides correspondent aux landes humides, les milieux secs aux pelouses sèches et les milieux montagnards aux pelouses thermophiles montagnardes.

Les unités d'échantillonnage sont des transects parcourus sur une durée identique (10 ± 1 min.). Les parcours au nombre de 1 à 8 adoptent la forme de l'habitat (MALLARD, 2018b). La distance minimale entre eux et avec les limites de l'habitat alentour est d'environ 50 m. La longueur du transect définie en landes humides est de 200 m, en pelouses de montagne de 150 m et en pelouses sèches de 100 m. Les longueurs de parcours ont été déterminées par les données exploratoires de 2016 (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2016b). Tous les imagos de lépidoptères observés dans une boîte virtuelle de 5 m de côté sont comptés et identifiés (sauf pour les zygènes en montagne). La vitesse de déplacement est faible, moins de 2 km/h. Les jours d'observations sont réalisés lors de bonnes conditions météorologiques (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2016b).

La détermination au niveau de l'espèce est réalisée principalement à vue et si nécessaire, avec capture au filet pour les espèces non directement identifiables. Une liste de 191 espèces dites probables à identifier permet de standardiser les observations entre les différents observateurs des suivis de lépidoptères dans le programme (MALLARD, 2017b). À chacune de ces espèces sont associés *des traits* biologiques de taille, couleur, valence, capacité de vol, alimentation, période de vol, nombre de générations, risque de disparition, classement liste rouge des espèces (Tab. VI).

Les comptages des individus à l'espèce sont obtenus sur les 4 années à 82 %. Pour les 18 % restants d'individus non identifiables ou non identifiés, ils sont d'abord associés à des genres ou des groupes d'espèces « possibles » selon des traits significatifs (couleur, taille, etc.) puis à des espèces « probables » compte tenu des résultats obtenus sur l'année (MALLARD, 2018a ; MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2016b). Pour illustrer le propos, pour le classement de 2 individus mis par défaut dans le groupe avec 2 espèces « possibles » soit « *Colias hyale*, *Colias alfacariensis* », la quantité de 1 individu sera associée à *Colias hyale* et 1 individu à *Colias alfacariensis*. Si ces espèces ont été observées dans le milieu, pas de changement, sinon si *Colias alfacariensis* n'a pas été rencontrée dans l'année, les 2 individus sont alors classés dans l'espèce dite probable *Colias hyale*. Enfin pour le groupe des lépidoptères complètement indéterminés, les individus non identifiables sont répartis dans toutes les espèces déjà observées dans le milieu, avec une pondération conservant le nombre d'individus. L'ensemble est paramétré et cela rejoint la notion d'espèces sombres (CARMONA *et al.*, 2019).

Quatre à huit *passages pour les 47 sites* (Fig. 54, Tab. VII) sont effectués par an (de 2016 à 2019) et sont répartis entre mai et août (avec la possibilité d'avoir quelques passages fin avril à début septembre), soit 1 à 2 passages par mois. Les suivis sont espacés d'au moins 15 jours. Ils sont réalisés

d'une année sur l'autre aux mêmes semaines (MALLARD, 2017b). Les lépidoptères des landes humides dites « MH » (pour milieu humide) ont été suivis en 2019 sur 14 sites, contenant 36 transects parcourus de mai à août. Les transects sont parcourus lors de 73 journées dans l'année. Cela conduit à une longueur de 36 km. La largeur d'observation est de 5 m soit 18 ha de surface observée sur 4 mois. Les lépidoptères de pelouses sèches dites « MS » (pour milieu sec) ont été suivis en 2019 sur 23 sites contenant 59 transects parcourus de mai à fin août. Les transects sont parcourus lors de 114 dates dans l'année soit au total 27,1 km parcourus ou 13 ha de surface dénombrée dans les pelouses sèches. Les lépidoptères de pelouses de montagne dites « MM » (pour milieu de montagne) ont été suivis sur 10 sites contenant 12 transects de 150 m soit 6 km parcourus ou 3 ha de surface échantillonnée.

À partir de ces données, le nombre d'individus observés N_i est réparti dans des espèces à l'échelle du site, du milieu, de la région. Ces valeurs sont résumables par des proportions relatives $p_i = N_i/N$, N nombre total de maille à l'échelle de l'analyse. À partir de cette base de données, l'utilisation des « *nombres de Hill* » (HILL, 1973) permet de généraliser les indices de diversité classiquement utilisés en écologie (diversité de Shannon–Wiener, indice de Simpson, Berger–Parker, etc.) et de les inclure. Le tracé du profil de diversité (proportions relatives des espèces rares, communes, abondantes) est une conséquence de ce choix d'analyse. L'utilisation des nombres de Hill s'impose peu à peu en méthode dans la littérature depuis quelques années (CHIU *et al.*, 2014). Le profil de diversité permet d'évaluer l'effort d'échantillonnage par le taux de couverture aux différentes échelles. En 2017 – 2019, les taux de couverture pour caractériser les milieux à partir des diversités des sites secs, humides et de montagne de la région sont de l'ordre de 99 % donc le nombre de sites est suffisant pour obtenir des résultats significatifs par type de milieu. De plus, les conditions d'observation sont réalisées dans des conditions météorologiques similaires entre les suivis à environ 90% (Test de permutation : Pseudo F=0.89, 0.84, 1.1, p<0.002) (MALLARD, 2019).

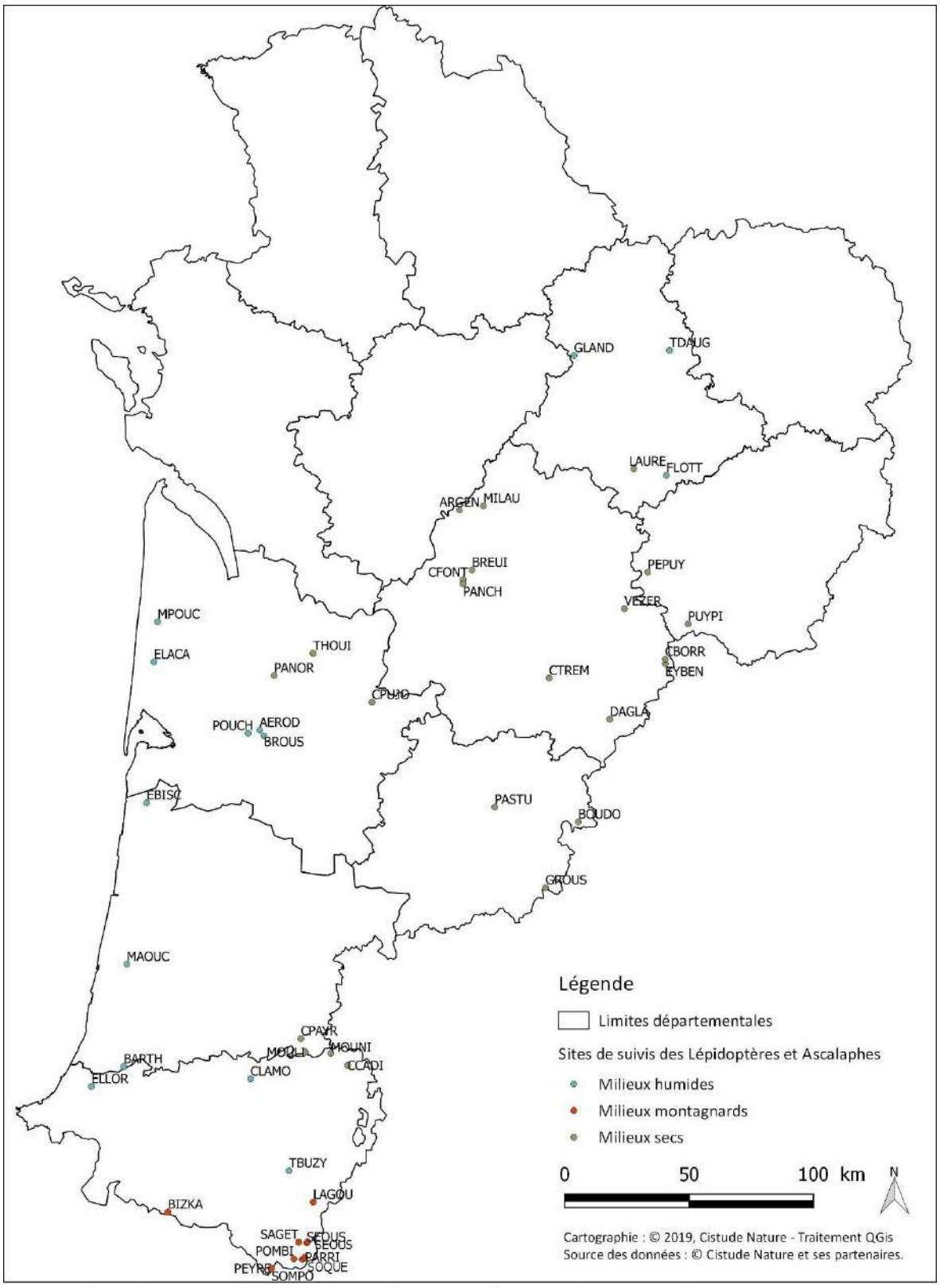
Le profil de diversité est décrit par une courbe décroissante contenant un paramètre « q » variant de 0 à l'infini, dit « d'indifférence aux espèces rares » (MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; CHAO & CHIU, 2016). Parmi les espèces, celles qui sont rares sont potentiellement les plus fragiles dans le milieu. Ces profils sont des représentations graphiques exprimés en nombre d'espèces S(q) partant du nombre total d'espèces observés S(0) avec q=0. Puis plus la valeur de « q » est grande et moins les espèces rares y sont prises en compte. Le paramètre q supérieur à 2 (par exemple q = 4) est proche de l'équivalent traduit en nombre d'espèces de la part en individus de l'espèce la plus abondante S(q=infini). Avec q = 2 (équivalent à l'indice de Simpson), il s'agit en nombre équivalent de la part des espèces communes et abondantes S(2). Pour q = 1 (soit l'indice de Shannon), le nombre d'espèces renferme les espèces rares, communes et abondantes S(1). Enfin, pour q = 0, cela revient au nombre total d'espèces observées très rares, rares, abondantes (MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; MALLARD, 2016b ; CHAO & CHIU, 2016).

Entre la richesse intrinsèque en nombre d'espèces observées S(0) = D_0 et la part en nombre d'espèces équivalentes induite par l'espèce la plus abondante mesurée par D(infini)= D_{inf} (indice de Berger–Parker) la forme du profil allant des espèces très « rares » à l'espèce la plus nombreuse est assimilable à un indice d'état de la fragilité du milieu. La forme générale retenue est donnée par une fonction F générale qui dépend de q (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018a ; MALLARD, 2016b):

$$F(q) = \frac{(Dq - Dinf)}{(D0 - Dinf)}, pour\ 0 <= q\ < infini, F(q) = e^{-\beta q^{(m_0 - m_\infty)e^{-bq^\mu} + m_\infty}}$$

3 variables principales du profil sont définies : nombre d'espèces D_0 ; part de l'espèce la plus abondante D_{inf} ;β répartition des abondances relatives des espèces. L'intérêt du lissage de cette courbe est de la résumer alors dans l'intervalle principal 0<q<4 par 3 paramètres de courbure au lieu de 3 indices ponctuels (q=1 Shannon, q=2 Simpson, q=4). Les profils évoluant vers des formes très concaves près de q=0, donc avec beaucoup d'espèces très rares, ont une fragilité intrinsèque : une espèce peu nombreuse a plus de chance de disparaitre statistiquement simplement par son nombre d'individus dans les températures extrêmes (DAMOS & SOULOPOULOU, 2015). Plus le paramètre β est important et plus le profil est concave et plus les espèces rares y sont relativement peu nombreuses donc vulnérables par exemple pour les températures >35°C ou inférieures à −4°C. Le milieu sec se situe à $\beta = 0.76$, le milieu de montage $\beta = 0.52$ et le milieu humide $\beta = 0.11$. Ensuite, les paramètres m_0 et m_{inf} corrigent et caractérisent encore plus finement la courbure pour détecter où se trouve le point spécifique de fragilité à surveiller. Plus m_0 est grand et plus les espèces très rares parmi les espèces « rares » sont concernées. Ces valeurs m_0 et m_{inf} sont proches pour les 3 milieux. Les milieux sont ainsi caractérisés par des paramètres principaux et d'autres secondaires qui s'emboitent.

Les tracés de profils de diversité et les figures d'interpolation et extrapolation avec une incertitude à 95 % de confiance estimée à partir de 50 bootstrappings sont obtenus dans ce texte avec le logiciel iNEXT Online : « software for interpolation and extrapolation of species diversity » (CHAO *et al.*, 2016).



Sites validés pour les suivis de cortèges de papillons (et Ascalaphes) par type de milieu, en 2019.

Fig. 54. Situation géographique des sites validés pour les suivis de lépidoptères des pelouses sèches, landes humides et pelouses de montagne en 2019.

Tab. VII. Code des sites de suivis des lépidoptères de landes humides, pelouses sèches et de pelouses de montagne.

Nom court	Nom du site	Commune	Dépt.	Latitude	Altitude
MH	Milieux humides				
TBUZY	Tourbière de Buzy	Buzy	64	43.1502	393
ELLOR	Ellorimendi	Mouguerre	64	43.4508	51
CLAMO	Vallon de Clamondé	Arthez-de-Béarn	64	43.4777	150
BARTH	Barthes de l'Adour	Saint-Laurent-de-Gosse	40	43.5211	15
MAOUC	Tourbière de Maoucout (Tourbière de Pont Neuf)	Saint-Michel-Escalus	40	43.8840	25
EBISC	Étang de Biscarosse (Lande de Craste Neuve)	Biscarrosse	40	44.4508	29
BROUS	Lande de Brousteyrot	La Brède	33	44.6846	40
POUCH	Lande de Pouchau	Saucats	33	44.6934	62
AEROD	Aérodrome de Bordeaux-Saucats	Léognan	33	44.7049	49
ELACA	Étang de Lacanau	Lacanau	33	44.9413	20
MPOUC	Marais du Pouch	Carcans	33	45.0805	21
FLOTT	Lande de la Flotte et du Cluzeau	Meuzac	87	45.5843	404
GLAND	Grandes Landes	Montrol-Sénard	87	45.9941	369
TDAUG	Tourbière des Dauges	Saint-Léger-la-Montagne	87	46.0113	576
MS	Milieux secs				
CCADI	Coteau de Cadillon	Cadillon	64	43.5254	199
MOUNI	Coteau de Mounicou	Garlin	64	43.5691	177
MOULI	Coteau du Moulin	Pimbo	40	43.5723	144
CPAYR	Coteau de Payros-Cazautet	Payros-Cazautets	40	43.6208	116
GROUS	Coteau de Grousset	Saint-Urcisse	47	44.1535	134
BOUDO	Vallée du Boudouyssou	Tournon-d'Agenais	47	44.3841	172
PASTU	Pech de Pastur	Pinel-Hauterive	47	44.4357	111
DAGLA	Causses de Daglan	Saint-Pompont	24	44.7423	227
CPUJO	Coteau de Pujols	Pujols	33	44.8015	47
CTREM	Coteau de Trémolat	Trémolat	24	44.8850	84
PANOR	Parc Panoramis	Carbon-Blanc	33	44.8937	29
EYBEN	Coteau d'Eybènes	Borrèze	24	44.9349	262
CBORR	Coteau de Borrèze	Borrèze	24	44.9507	262
THOUI	Tertre de Thouil	Villegouge	33	44.9712	46
PUYPI	Pelouse du Puy Pialat	Nespouls	19	45.0728	303
VEZER	Vallée de la Vézère (Coteau des Farges)	Les Farges	24	45.1256	180
PANCH	Coteau de la Panche	Saint-Sulpice-de-Roumagnac	24	45.2115	155
CFONT	Coteau des Fontenelles	Saint-Pardoux-de-Drône	24	45.2247	139
PEPUY	Pelouse du Puy d'Ayen	Ayen	19	45.2507	235
BREUI	Coteau du Breuilh	Saint-Victor	24	45.2591	96
ARGEN	Plateau d'Argentine	La Rochebeaucourt-et-Argentine	24	45.4657	130
MILAU	Coteau de Milauvieux	Rudeau-Ladosse	24	45.4797	158
LAURE	Lande de Saint-Laurent	La Roche-l'Abeille	87	45.6064	403
MM	Milieux de montagne				
SOMPO	Somport	Urdos	64	42.8007	1596
PEYRE	ASP2-Peyranère	Urdos	64	42.7997	1596
SOQUE	Soques	Laruns	64	42.8330	1738
POMBI	Pombie	Laruns	64	42.8349	1738
ARRI1	Arrious	Laruns	64	42.8457	1738
SEOUS	Séous	Laruns	64	42.8923	1738
SAGET	Sagette	Laruns	64	42.8947	1738
SOUSS	Soussouéou	Laruns	64	42.8960	1738
BIZKA	Bizkarzé	Larrau	64	43.0022	1078
LAGOU	Lagouare	Louvie-Juzon	64	43.0382	853

• Réseau de stations météorologiques

Sur chaque site, des stations météorologiques ont été installées. Les analyses des données sont illustrées dans ce texte sur les années 2017 à 2019 entre le 1er janvier jusqu'au 31 décembre pour les sites de milieux humides, de milieux secs et de montagne (Tab. VII).

L'année civile correspond à un cycle thermique de source d'énergie de croissance des lépidoptères. Le cumul de températures dans le temps permet de renouveler les individus et de passer du stade latence de début d'année aux différents stades de développement de leur cycle biologique (œuf, chenille, chrysalide, imago) avec reproduction des individus au cours de l'année jusqu'à retrouver une nouvelle plage de latence en décembre. La sortie de léthargie est calculée lors du premier trimestre et l'entrée en léthargie correspond à la fin décembre correspondant à 99% des degrés-jours de l'année. La relation entre humidité relative mesurée et le calcul du point de rosée est utilisée.

Les données horaires d'une sonde de terrain représentent 24 données de température, d'humidité relative de l'air et donc du point de rosée sur 365 jours soit 24x3x365=26280 données annuelles.

La démarche de l'analyse de ces données consiste à les traiter statistiquement. Afin de comparer les signatures climatiques entre les différents types de milieux naturels, les données manquantes sont complétées par la méthode d'imputation multiple de Markov Chain Monte Carlo (MCMC) aléatoirement par année et par site : pour l'année 2017 milieu MS 3 MCMC, MM 4 MCMC ; pour l'année 2018 MH 9 MCMC, MM 13 MCMC ; et l'année 2019 MH 9 MCMC, MM 13 MCMC. Le test de normalité Test de Shapiro-Wilk montre que les données météorologiques températures, humidité relative et point de rosée ne suivent pas une loi normale ($p<0.0001$). Les tests statistiques appliqués par la suite sont des tests non paramétriques. L'ensemble des tests statistiques sont réalisés sur Excel, avec le logiciel R (version 3.6.0) et XLSTAT (version 19.02).

Nous nous concentrons ensuite sur un plan biologique sur une analyse à partir des degrés-jours de croissance. C'est une mesure couramment utilisée de l'accumulation thermique, c'est le lien thermo-physico-chimique entre le changement climatique et la phénologie des espèces liée aux réactions enzymatiques (CAYTON *et al.*, 2015).

Les degrés-jours caractérisent l'énergie nécessaire pour l'évolution des espèces par exemple pour un papillon passant d'un stade à un autre (œuf, chenille, chrysalide, imago). D'après la littérature scientifique, ce développement se met en place principalement dans la plage de 10 à 35°C (DENNIS *et al.*, 1986 ; WAGNER *et al.*, 1991 ; GU & NOVAK, 2006 ; JAROSÍK *et al.*, 2011 ; BONNEFOY, 2013 ; LYONS *et al.*, 2013 ; SCHMUCKI *et al.*, 2016). Les différentes classes de température agissant sur la faune et la flore se résument alors à :

- En dessous des températures moyennes des jours inférieures à 5°, le froid met les réactions biologiques en latence,
- 5 à 10°C est la plage d'initiation des réactions biologiques,
- 10°C à 30°C correspond au développement de la faune et la flore avec une vitesse exponentielle peu prononcée assimilable à une droite justifiant l'approximation par la cumul de degrés-jours,
- 30°C à 35°C entraine un déclin du développement et une probabilité de létalité,
- >35°C correspond à la plage létale. La létalité d'un organisme est amorcée vers 30°C et est quasi-complète à 40°C.

En résumé, le taux de développement (nombre d'individus généré) par unité de temps des insectes soumis à la température obéit à des règles générales quasiment indépendantes des types d'espèces. L'ensemble d'un taxon réagit quasiment comme un système. Les vitesses de développement s'activent à partir de 5°C, croissent en fonction de la température entre 10°C et 30°C et décroissent ensuite (DENNIS *et al.*, 1986). Les températures en dessous de 10°C ont en marge un rôle particulier nécessaire de « repos ».

Les températures minimales et maximales des journées sont lissées sur l'année. Les cumuls des degrés-jours de l'année sont calculés à partir des températures horaires. Elles sont aussi déductibles des lissages de ces températures minimales, maximales des journées sur l'année auxquelles il faut ajouter un profil moyen des températures de ces journées. Le lissage non linéaire de la courbe de cumul des degrés-jours sur l'année donne un coefficient de corrélation R^2 de 0.9. La forme utilisée pour le cumul des degrés-jours est celle de Weibull (MALLARD, 2018a ; MALLARD, 2017b) :

$$DJC(t) = DJCmax\left(1 - e^{-\left(\frac{t-t_0}{t_m}\right)^m}\right), DJC = 0\ pour\ t < t_0$$

J jour de l'année, t_0 jour de début d'activité, t_m jour d'apport maximal d'énergie.

La courbe du cumul des degrés-jours est ainsi résumée par 4 paramètres principaux (t_0, m, t_m, DJC_{max}):

- t_0 est le déclenchement du développement des individus; en pratique t_0=0,
- la composante m est liée à la vitesse de montée en température de la période chaude (forme) ;
- t_m le jour de la vitesse de montée maximale (échelle) ;
- DJC_{max} est la valeur asymptotique de fin d'année.

Les données météorologiques des sites d'étude sont celles de la maille de 1km/1km (maillage utilisé dans la modélisation précédente) : entre 1950 et 2020 ce sont les données dites Météo France, puis en prolongement dans le temps celles des scénarios climatiques RCP26, RCP45 et RCP85 entre 2021 jusqu'à 2100. Les variables quotidiennes d'analyses retenues sont notées : température minimale Tmin (Tn), température maximale Tmax(Tx), température du point de rosée (Td), température moyenne de journée Tmoy(Tm), et Degrés-jours DJ, dont « DJC » les degrés-jours de croissance entre 10 et 35°C, « DJ30 » les degrés-jours au-delà de 30°C létalité statistique des individus et « DJ0 » les degrés-jours en deçà de 0°C avec une létalité principale en dessous de -4°C (WADSWORTH *et al.*, 2020).

L'analyse « mécanistique » consiste ainsi à agréger les données météorologiques en suivant une démarche sous-jacente de compréhension des phénomènes. Il s'agit de se rapprocher de variables intensives, en lien premier avec la croissance potentielle des individus (DJC) donc à leur abondance observée sur le terrain dans le temps et l'espace, puis avec le nombre d'espèces identifiées, leurs proportions relatives en individus, soit une variable de la richesse du milieu et leur fragilité dans le milieu. Ces proportions mesurent aussi le niveau de l'effort de terrain. Les degrés-jours >30°C et < à 0° interviennent en complément comme une pression de mortalité stochastique modifiant le résultat de la croissance. La démarche d'analyse propose systématiquement le développement de lissage des données pour alimenter l'analyse mécanistique. Les variables des températures, (ou degrés-jours) sont ainsi d'abord lissées année par année. Puis les 4(ou 2) paramètres de la fonction de lissage choisie, résumant l'année, sont à leur tour lissés dans le temps entre 1950 et 2100 par un polynôme de degré 1 ou 2 identifiant d'autres paramètres d'évolution moyenne entre 2021 et 2100. L'année thermique de développement des espèces est donc obtenue à partir des données horaires des températures. L'évolution selon les scénarios climatiques utilisent les données journalières principales. Pour chaque

ensemble de points des températures maximales et des températures minimales de ces journées, une fonction sinusoïdale modifiée (à la puissance x) est retenue (Ewing *et al.*, 2016). Les degrés-jours utilisent une forme de cumul de Weibull à 2 ou 3 paramètres.

2.3 Résultats

2.3.1 Risques climatiques des lépidoptères de la région Nouvelle-Aquitaine

- **Comparaison des risques climatiques entre les modèles européens et régionaux**

Le taux d'espèces en diminution et stabilisation/progression parmi les 114 espèces de lépidoptères est comparé sur l'étendue de la zone européenne (EU), sur la région Nouvelle-Aquitaine entre le modèle européen (EUR) (Settele *et al.*, 2008), du programme les sentinelles du climat (SDCR) et les informations à dire d'expert, pour les scénarios les plus pessimistes sur la période 2071-2100 (Fig. 55).

Le modèle à dire-expert de P. Gourvil (PYG) est le plus optimiste des modèles avec 47% de diminution de la répartition des espèces. Le plus pessimiste est le modèle européen (Settele *et al.*, 2008) réinterprété sur la zone régionale avec 88% de diminution (Fig. 55).

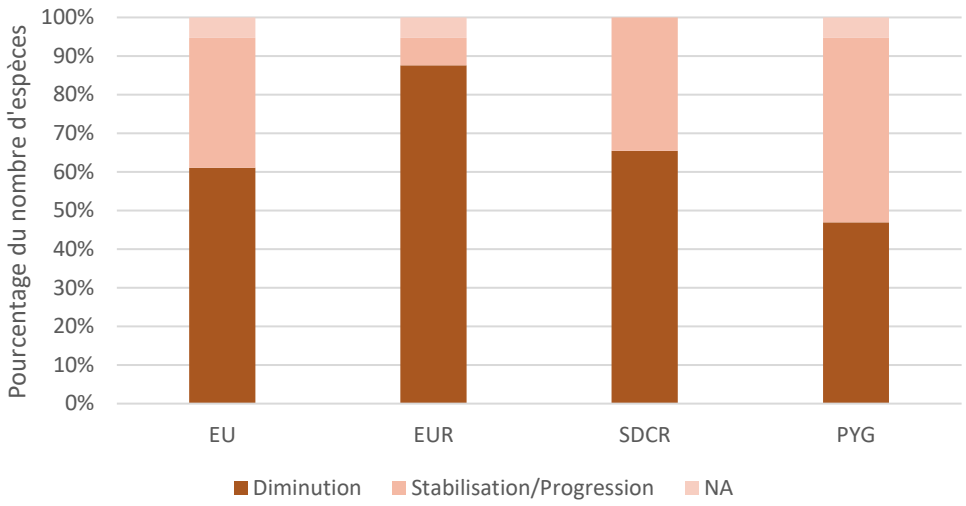


Fig. 55. Diminution, stabilisation et progression des espèces suivant la modélisation corrélative sur la zone européenne (EU), sur la région Nouvelle-Aquitaine par le modèle européen (EUR) (Settele et al., 2008), le modèle du programme les sentinelles du climat (SDCR) et le modèle à dire d'expert P. Gourvil (PYG).

L'atlas européen (Settele *et al.*, 2008) propose 6 catégories de risques climatiques. Le risque climatique le plus pessimiste « HHHR » correspond à une diminution de 95% de l'aire de répartition d'une espèce. Le risque HHHR concerne 23% des espèces d'après le modèle du programme comparé au modèle européen (2% des espèces). Les deux modèles sont quasiment équivalents sur la stabilisation de 34-35% des espèces (Fig. 56).

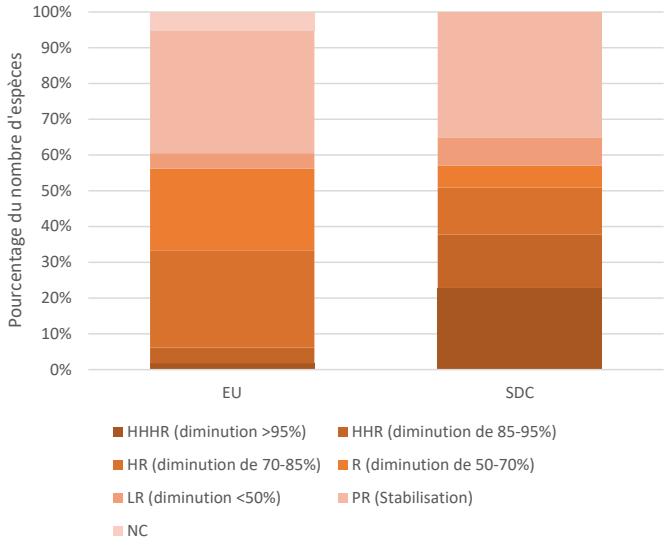


Fig. 56. Catégories du risque climatique entre la modélisation sur la zone européenne (EU) (SETTELE et al., 2008) et sur la région Nouvelle-Aquitaine (SDC).

L'augmentation de HHR est plus importante pour le scénario RCP 4.5 en H3 (18%) et le RCP 8.5 en H2 (15%) et H3 (35%). Une diminution de plus de 70% de la répartition correspond à 61% et 78% des espèces en RCP 4.5 et 8.5 sur la période H3 (Fig. 57).

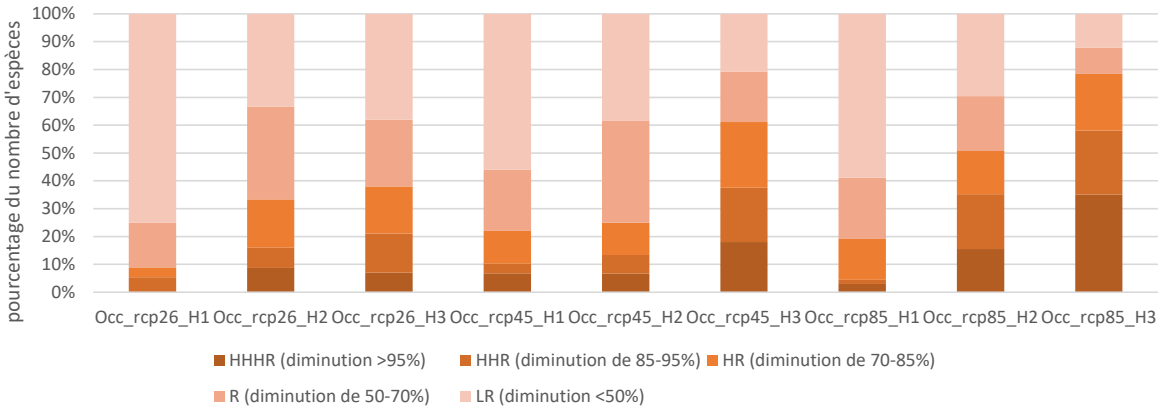


Fig. 57. Catégories du risque climatique (SETTELE et al., 2008) sur la région Nouvelle-Aquitaine (SDC) en fonction des scénarios et horizons.

- **Diversité spécifique de la répartition régionale**

Le nombre de mailles N_i observés est réparti dans des *espèces* i. Ces valeurs sont résumables par des proportions de maille relative $p_i = N_i/N$, N nombre total de maille dans la région. À partir de cette base de données, des profils de diversité ont été calculés.

Les profils de diversité ont un taux de couverture de plus de 99% mesurant l'effort de terrain. Le profil de diversité du présent est le plus stable avec une équitabilité plus importante entre les espèces. Le profil de diversité diminue et devient de plus en plus concave au cours du temps pour l'ensemble des scénarios climatiques. Certaines espèces deviennent plus présentes sur la région. Le nombre

d'espèces très réparties sur la région comparé aux autres espèces est de plus en plus important aux cours des scénarios et du temps (Prest_est=1, NAQ_rcp26_H1=3, NAQ_rcp26_H2=9, NAQ_rcp26_H3=7, NAQ_rcp45_H1=5, NAQ_rcp45_H2=6, NAQ_rcp45_H3=13, NAQ_rcp85_H1=4, NAQ_rcp85_H2=11, NAQ_rcp85_H3=12). Le scénario climatique le plus pessimiste RCP 8.5 présente une diminution d'espèces sur le territoire (Fig. 58).

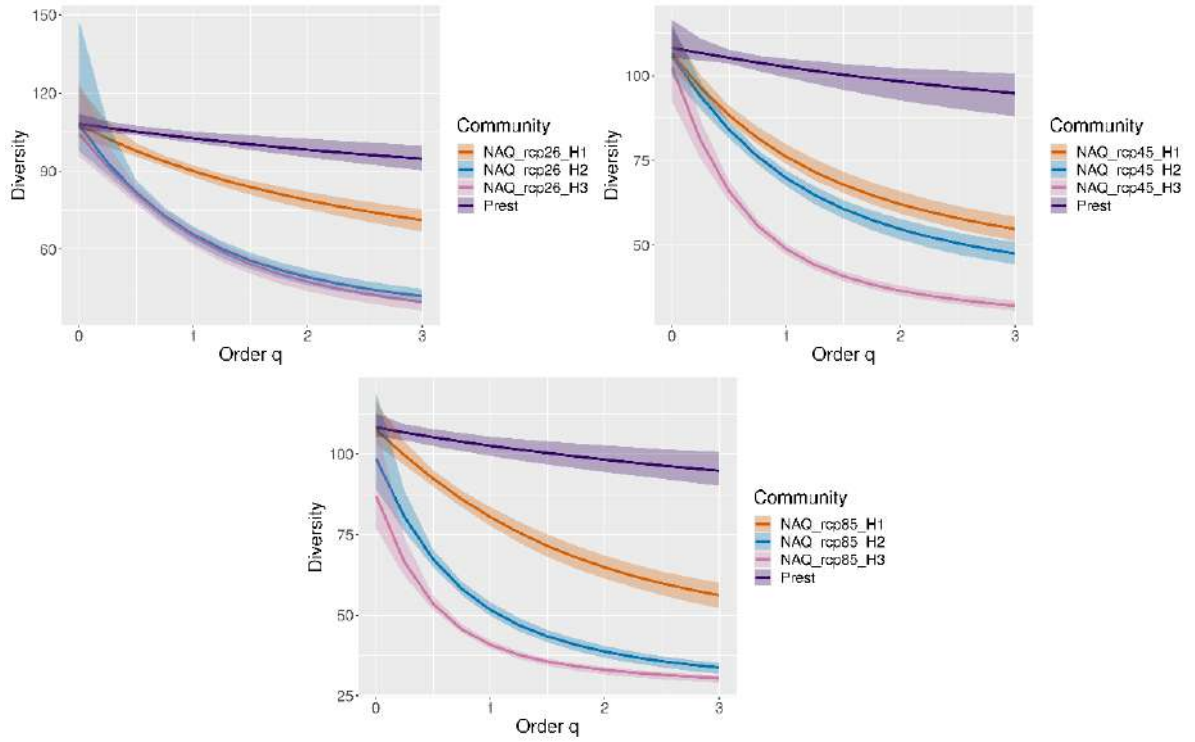


Fig. 58. Profil de diversité en fonction du présent et des scénarios climatiques au cours du temps et intervalles d'incertitude Bootstrap 0.95.

Entre les modèles européens, du programme et le modèle à dire d'expert 37% des prédictions sont similaires. 66% des prédictions sont similaires entre le modèle européen et du programme sur la région Nouvelle-Aquitaine. 50% et 59% de prédictions sont similaires entre le modèle à dire d'expert comparé au modèle européen et du programme sur la région. Les similarités des prédictions de diminution se retrouvent pour des espèces à 90% casanières, à 74% monophages/oligophages et 68% mono-voltines.

Tous les modèles s'accordent sur une diminution de la répartition des espèces menacées sur la liste rouge régionale de l'ex-région Aquitaine : *Argynnis paphia, Brintesia circe, Coenonympha oedippus, Cupido minimus, Parnassius apollo, Parnassius mnemosyne, Phengaris alcon, Phengaris teleius*. Les modèles corrélatifs régionaux et le modèle à dire d'expert prédisent une diminution de la répartition des espèces régionales menacées *Carterocephalus palaemon, Hesperia comma, Limenitis reducta, Melitaea diamina, Plebejus argus*.

D'après l'ensemble des modèles, deux espèces *Carcharodus alceae Papilio machaon* se stabiliseraient ou profiteraient du changement climatique pour étendre leur répartition sur la région.

Selon le modèle du programme, les espèces qui profitent du changement climatique sont à 90% des espèces euryèces, à 74% avec une période de vol plurimensuelle, 87% qui se retrouvent dans les habitats secs, humides et montagnards.

Les espèces dont les modèles corrélatifs ne sont pas cohérents par rapport aux observations et connaissances empiriques concernent celles qui devraient être stables ou favorisées par le changement climatique. Cela concerne des espèces thermophiles, méditerranéennes, sous-prospectées, et avec des écotypes associés à la fois à des milieux humides et secs.

2.3.2 Risques climatiques des espèces en région Nouvelle-Aquitaine

- **Espèces vulnérables en aquitaine**

Phengaris alcon (Denis & Schiffermüller, 1775) ou l'Azuré des mouillères

Phengaris alcon ou l'Azuré des mouillères est une espèce principalement liée aux milieux ouverts humides avec la présence de son unique plante hôte en Aquitaine la Gentiane pneumonanthe et les colonies de fourmis du genre *Myrmica* (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=1.00, TSS=0.96), la probabilité de présence potentielle actuelle supérieure à 40% est expliquée par les degrés-jours cumulés entre 10-35°C supérieur entre 350-400DJ (importance variable = 0.11) et linéairement corrélée à la présence de lande (=0.18). La répartition potentielle est de 6% du territoire avec un maillage de 1km/1km. Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition a une tendance de diminution au cours du temps avec plus de 80% pour les scénarios les plus pessimistes à partir de 2071. D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 70-85% (SETTELE *et al.*, 2008). Une hypothèse de remontée de l'espèce en altitude au-delà de 1004 m dans les massifs expliquerait la persistance de l'espèce dans les massifs montagneux (Fig. 59, Annexe 7-Annexe 8).

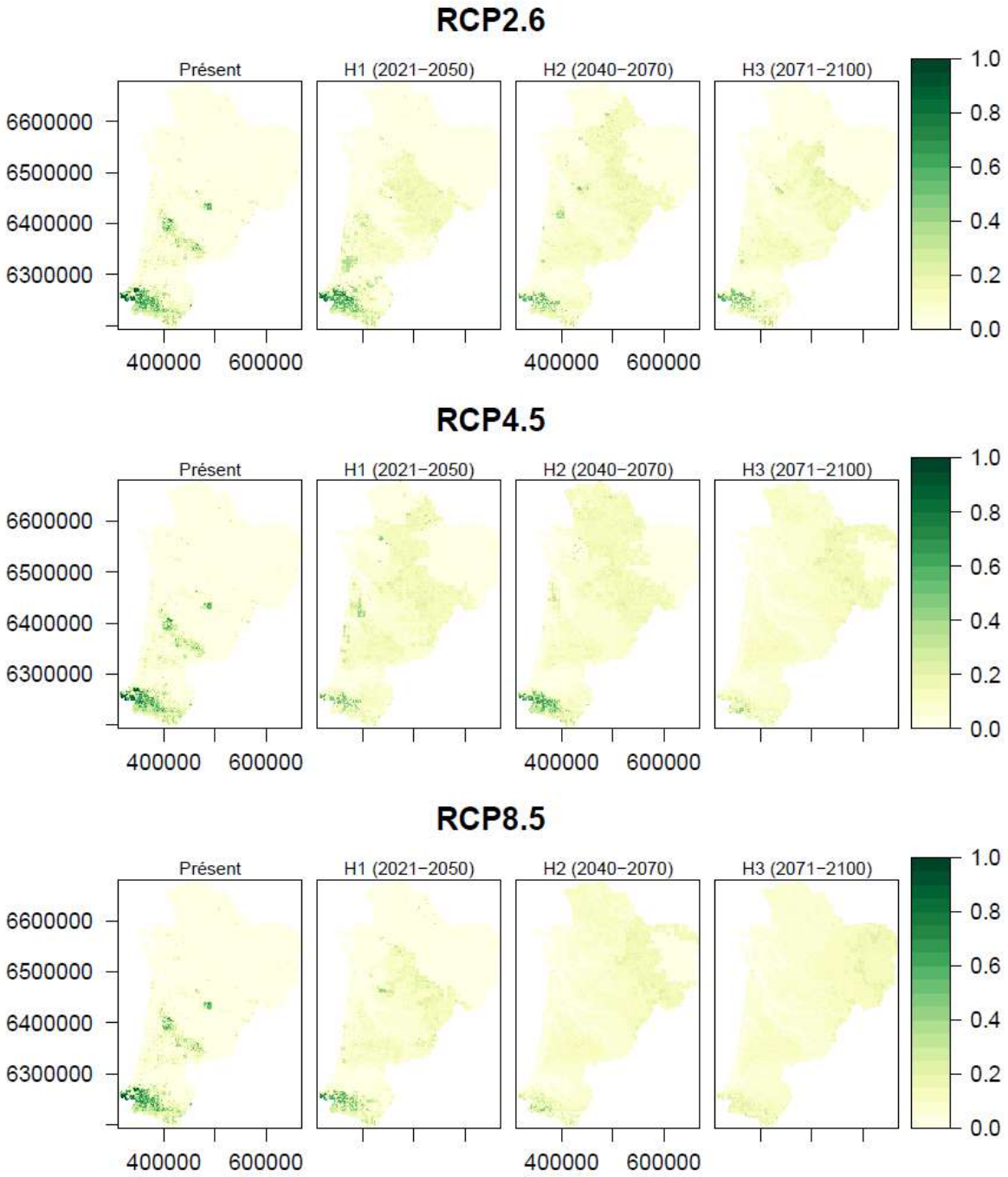


Fig. 59. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Phengaris alcon en Nouvelle-Aquitaine.

Parnassius apollo (Linnaeus, 1758) ou l'Apollon

Parnassius apollo ou l'Apollon est une espèce strictement montagnarde. Elle fréquente les pelouses rocailleuses, les éboulis, les clairières et lisières forestières ainsi que les bords de route où se développent ses plantes-hôtes. Elle affectionne les milieux thermophiles bien exposés et de ce fait s'observe rarement en versant nord, sauf en cas de fortes chaleurs l'été. Les plantes hôtes sont constituées de crassulacées comme les orpins (*Sedum sp., Hylotelephium sp.*), joubarbes (*Sempervivum sp.*) et les saxifrages (*Saxifraga sp.*) (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=1.00, TSS=1.00), la probabilité de présence potentielle actuelle est répartie dans le massif des Pyrénées. La probabilité de présence est corrélée linéairement aux altitudes au-delà de 1000m (Importance des variables=0.71) et au nombre de jours de neige supérieur à 50 (=0.05). Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition de cette espèce a une tendance à la diminution de 20 à 30% en RCP 2.6, de 10 à 73% en RCP 4.5 et de 34% à 97% en RCP8.5 (Fig. 60, Annexe 7-Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 70-85% (SETTELE *et al.*, 2008).

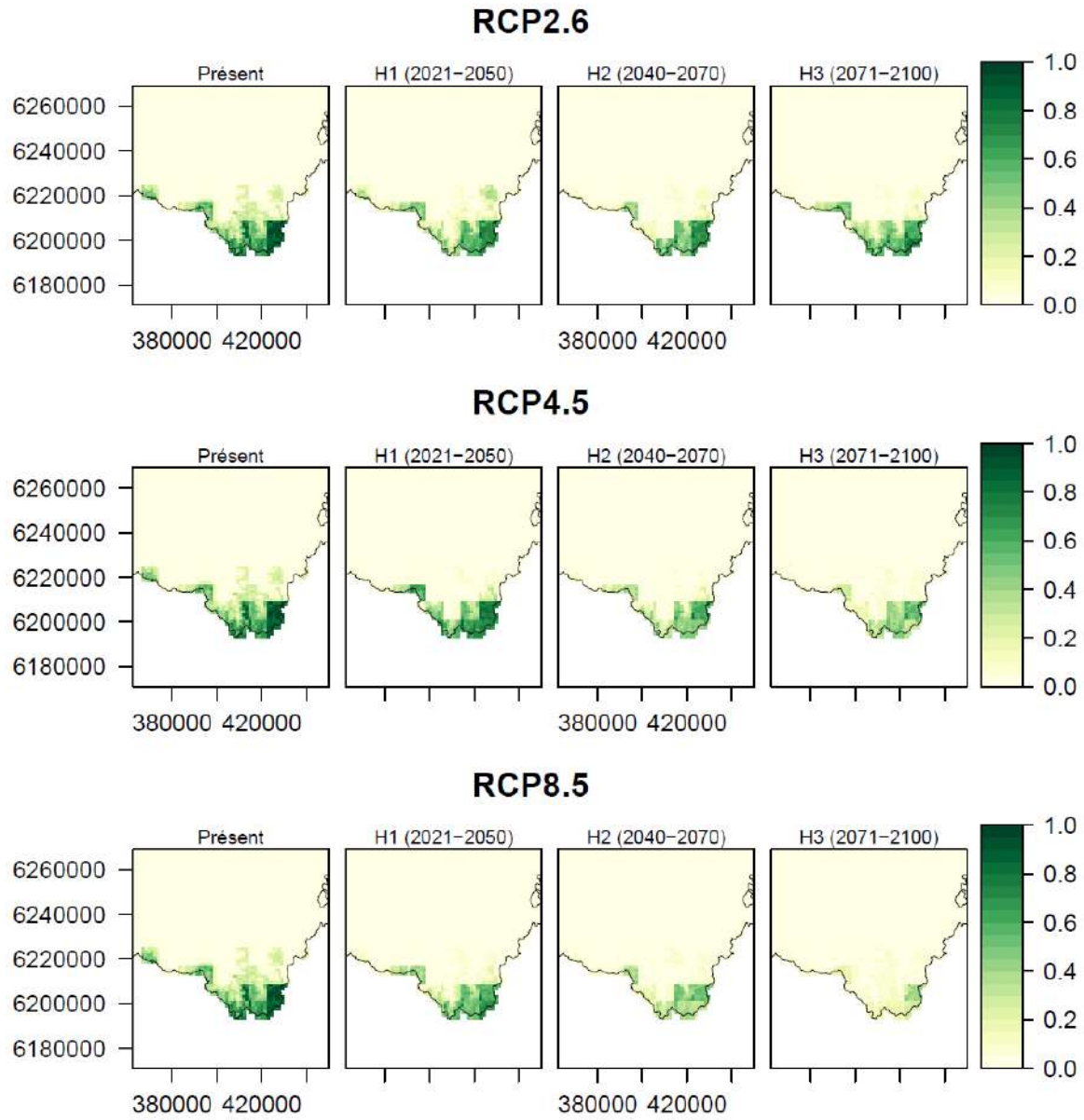


Fig. 60. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Parnassius apollo sur la zone des Pyrénées.

Coenonympha oedippus (Linnaeus, 1758) ou Le Fadet des Laîches

Coenonympha oedippus ou Le Fadet des Laîches est un papillon des landes humides dominées par la Molinie, des bas-marais et prairies humides. La plante-hôte principale est la Molinie bleue (*Molinia caerulea*) (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation, un glissement de la répartition vers le nord du Fadet des Laîches est indiqué avant diminution et disparition du territoire selon les scénarios climatiques. Selon les connaissances sur la biologie de l'espèce, ce déplacement n'est pas possible par rapport à sa capacité de déplacement de 250m. En prenant en compte la mobilité possible de l'espèce, un nouveau test de modélisation a été réalisé selon l'hypothèse suivante : un déplacement maximal de 250m par individu par année, soit un total possible de 7500m en 2050, 12500m en 2070 et 20000m en 2100. À partir de la carte des prédictions du présent en présence/absence, la zone de déplacement potentielle est établie par un cercle de rayon égal à la valeur maximale de déplacement possible estimée. Les zones en dehors des limites de déplacement sont considérées comme ne pouvant faire partie de la répartition future de l'espèce.

Avec la prise en compte de la capacité de déplacement de l'espèce, pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition de cette espèce a une tendance à une quasi-disparition ou disparition totale du territoire en RCP4.5 et RCP 8.5 après 2040 (Fig. 61, Annexe 7-Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 50-70% (SETTELE *et al.*, 2008).

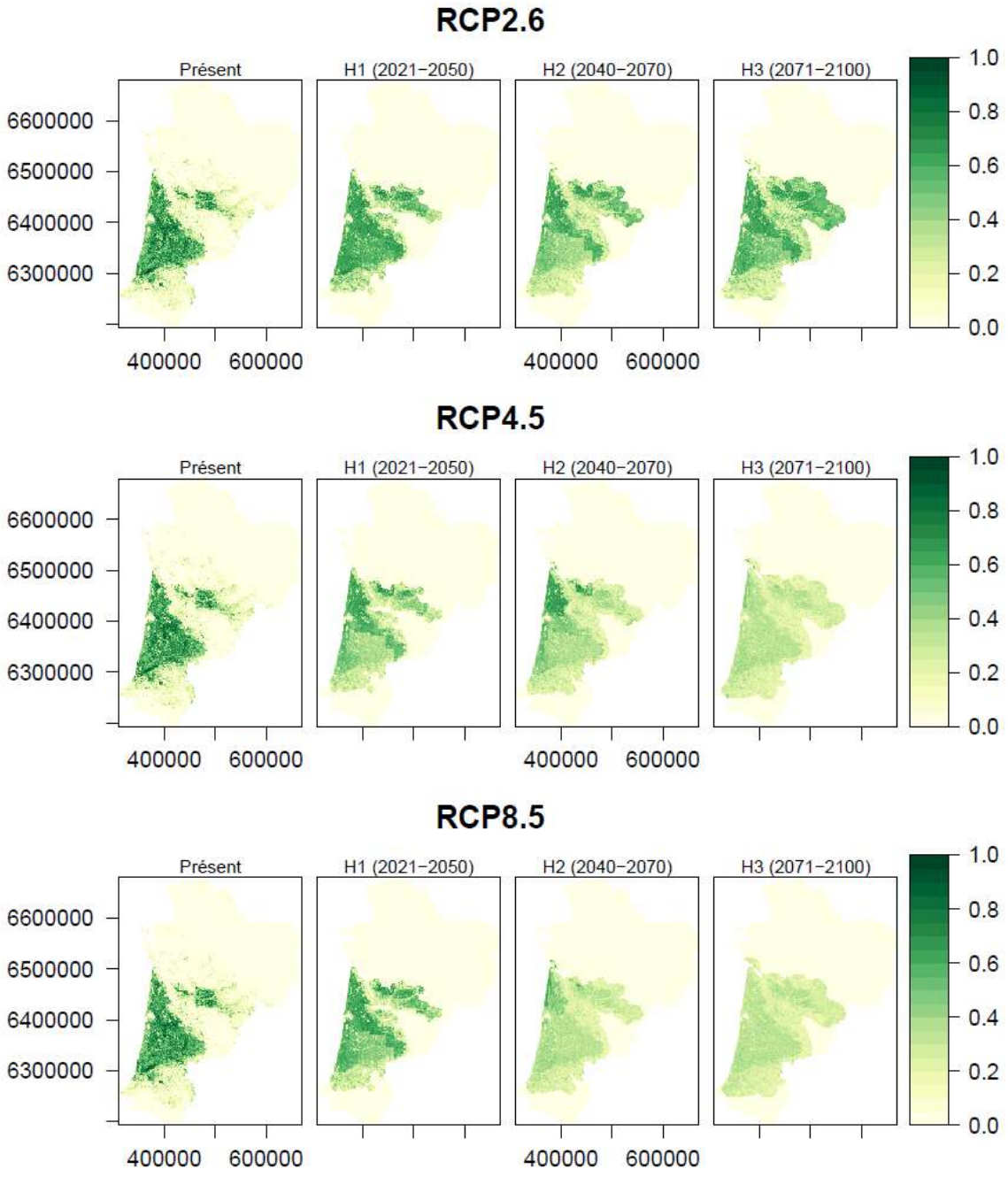


Fig. 61. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Coenonympha oedippus en Nouvelle-Aquitaine.

Carterocephalus palaemon (Pallas, 1771) ou l'Hespérie du Brome

Carterocephalus palaemon ou l'Hespérie du Brome est une espèce des milieux ouverts frais et humides souvent boisés et riches en herbacées. Les plantes hôtes des chenilles concernent plusieurs espèces de graminées notamment la Molinie bleue (*Molinia caerulea*) et le Brachypode des bois (*Brachypodium sylvaticum*). Les imagos volent en une seule génération (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (TOC=0.97, TSS=0.84), la carte de la répartition actuelle potentielle indique une présence sur 13% du territoire avec un maillage de 1km/1km et surestime la présence potentielle de l'espèce. L'Hespérie du Brome est une espèce rare et localisée en Aquitaine avec des effectifs souvent faibles. L'espèce est recensée dans quelques stations isolées en Dordogne, dans les vallées béarnaises des Pyrénées jusqu'à 1 700 m et au nord-est de la Gironde (GOURVIL, en préparation). Cette surestimation peut expliquer la dispersion de l'espèce au cours du temps pour l'ensemble des scénarios climatiques. La probabilité de présence de l'espèce est corrélée à un pourcentage d'occupation urbaine inférieur à 25% (Importance des variables = 0.26) et une humidité relative en saison printemps-été à 70% (Fig. 62, Annexe 7-Annexe 8).

La prise en compte de la capacité de dispersion de l'espèce et de ses habitats permettrait de corriger la « sur-dispersion ». Malgré cela, les modèles indiquent une contraction de la répartition vers les refuges des Pyrénées et du Massif central avec une disparition dans le Massif central pour le scénario le plus pessimiste RCP 8.5 en 2071-2100 et une perte de 66% par rapport au présent (Fig. 62). La modélisation sur la zone Europe indique une diminution de l'aire de répartition inférieure à 50% (SETTELE *et al.*, 2008).

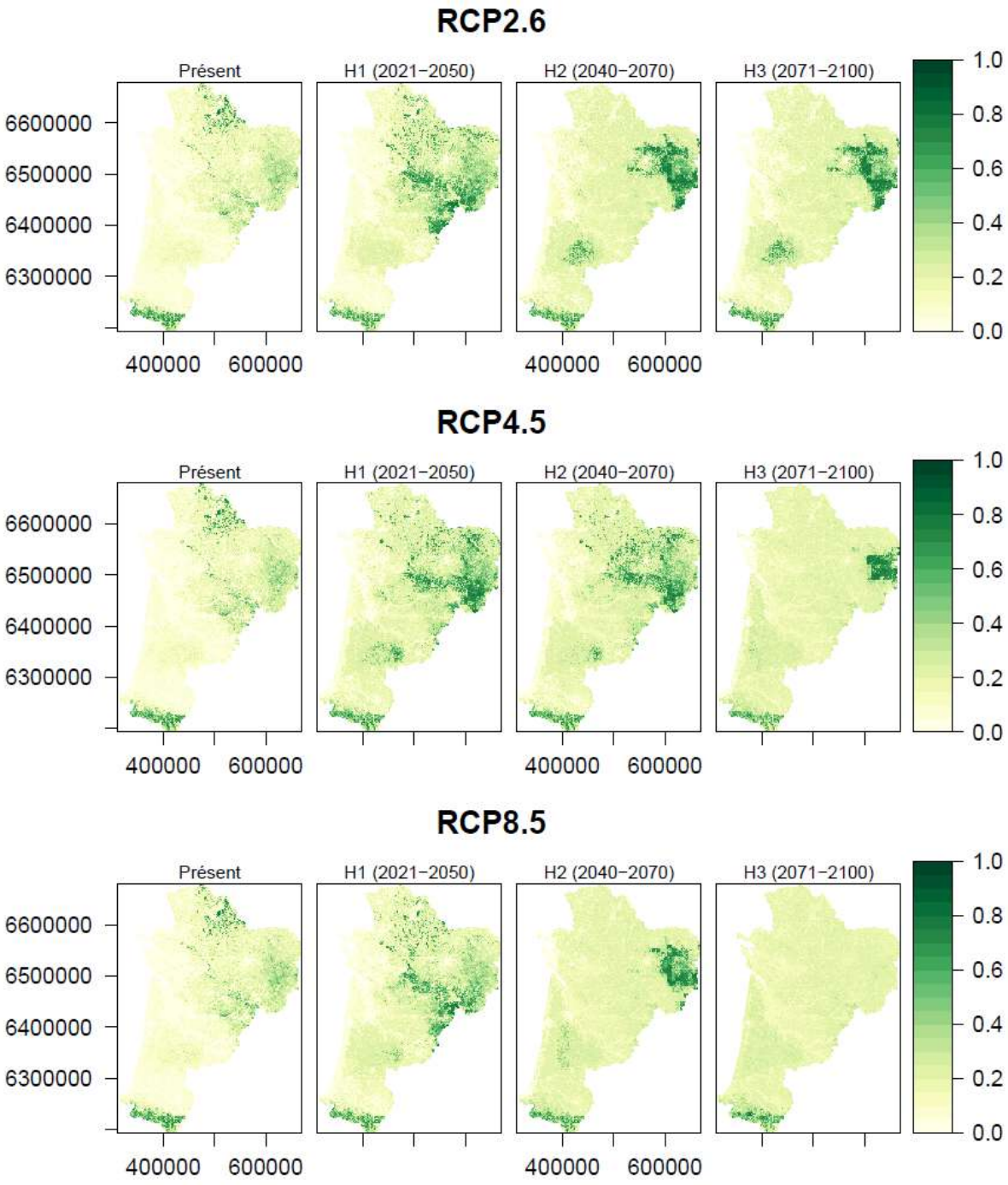


Fig. 62. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Carterocephalus palaemon en Nouvelle-Aquitaine.

- Quasi-disparition ou disparition des espèces

Plebejus argyrognomon (Bergsträsser, 1779)

Plebejus argyrognomon ou l'Azuré des Coronilles est une espèce continentale et méridionale, en limite ouest de répartition en ex-Aquitaine. L'espèce occupe les habitats bien exposés au soleil, les prairies fleuries calcaires plutôt sèches avec quelques arbustes ou en lisière de bois et les bords de routes (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=0.99, TSS=0.95), la probabilité de présence potentielle actuelle est répartie sur 5% du territoire avec un maillage de 1km/1km. La probabilité de présence est liée aux plus basses altitudes inférieures à 300m (Importance des variables=0.54) et des Dj 10-35°C au printemps jusqu'à 250 (=0.28). Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition de cette espèce a une tendance à la diminution de plus de 70% après 2021 et disparition pour l'ensemble des scénarios à partir de 2040 (Fig. 63, Annexe 7-Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 85-95% (SETTELE *et al.*, 2008).

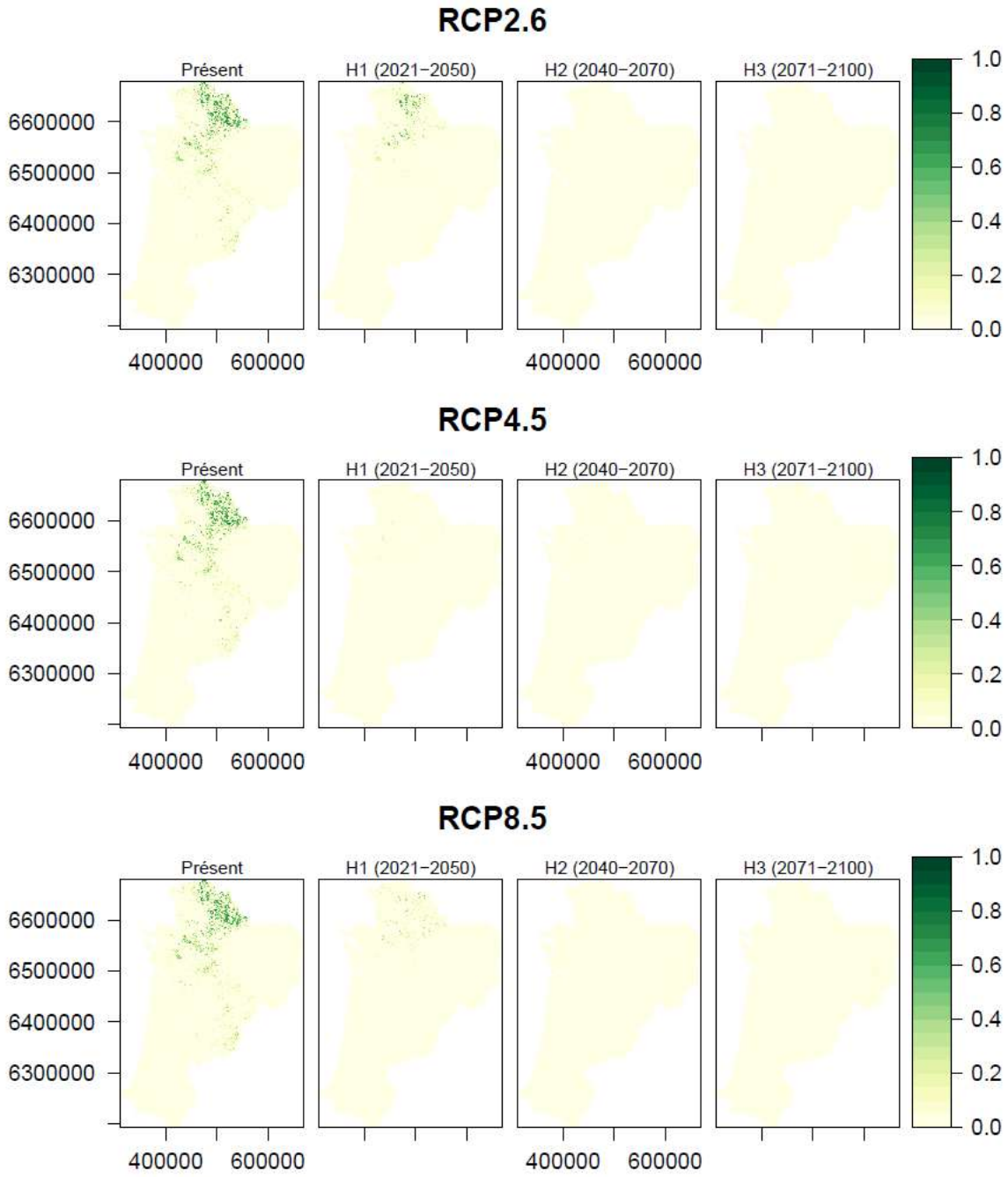


Fig. 63. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Plebejus argyrognomon.

Brenthis hecate (Denis & Schiffermüller, 1775) ou Nacré de la Filipendule

Brenthis hecate ou Nacré de la Filipendule se rencontre principalement en Aquitaine sur les pelouses et en bas des coteaux thermophiles présentant une mosaïque de végétation herbacée et arbustive. La Filipendule (*Filipendula vulgaris*) constitue la principale plante-hôte (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=1.00, TSS=0.93), la probabilité de présence actuelle potentielle est répartie sur 7% territoire et les populations sont localisées. La probabilité de présence est négativement corrélée avec la présence d'agriculture à plus de 50% d'occupation (importance variable = 0.23) positivement corrélée au DJ entre 10-30°C jusqu'à 400 maximum en saison de printemps (=0.14). Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition a une tendance à la diminution avec plus de 70% dès 2040 et avec plus de 90% pour le scénario le plus pessimiste (Fig. 64, Annexe 7-Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 85-95% (SETTELE *et al.*, 2008).

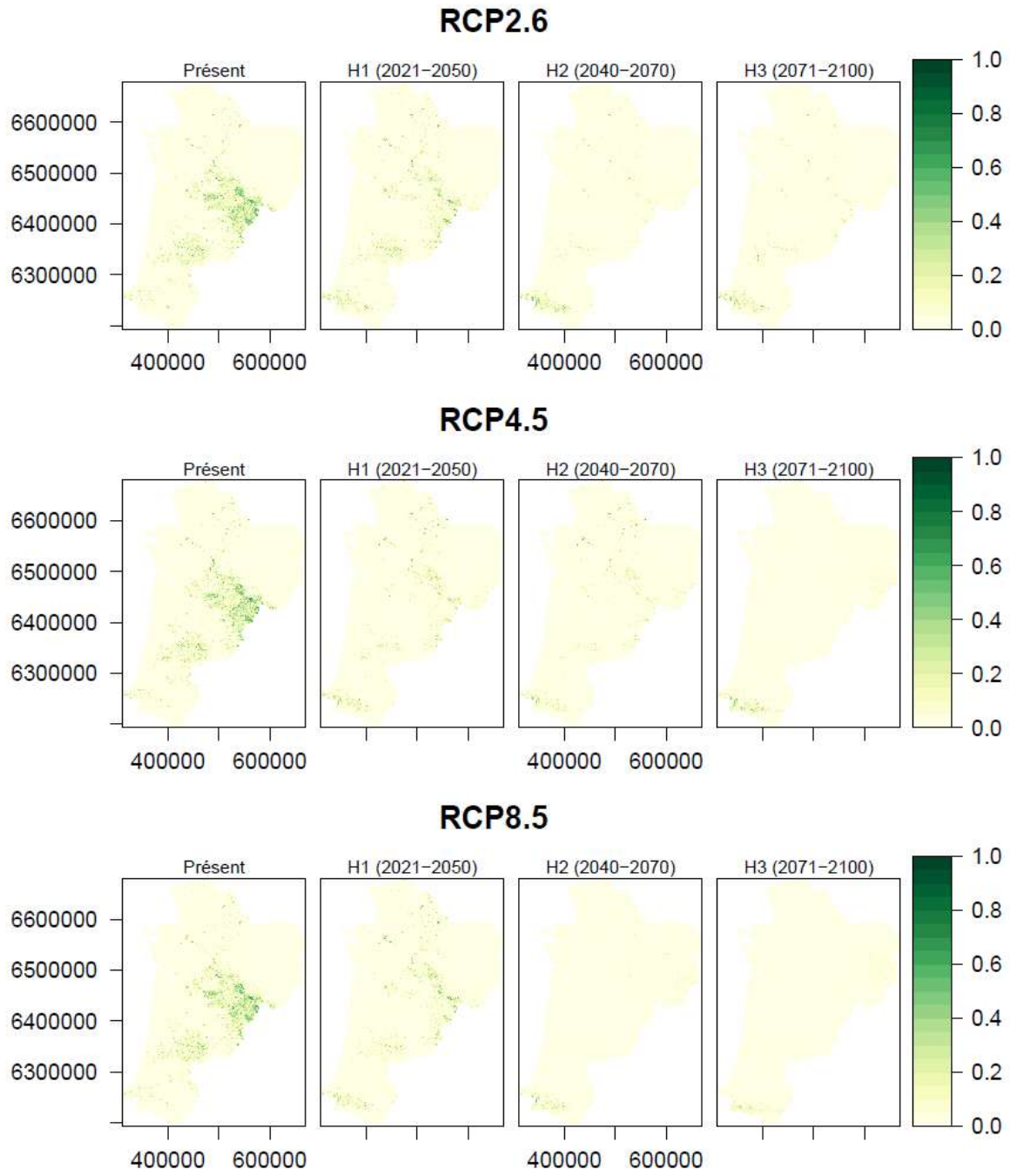


Fig. 64. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Brenthis Hecate en Nouvelle-Aquitaine.

Minois dryas (Scopoli, 1763) ou Le Grand Nègre des bois

Minois dryas ou le Grand Nègre des bois est une espèce qui fuit les zones agricoles intensives et fréquente essentiellement les milieux herbeux denses dans les ourlets forestiers, les clairières, les lisières, les landes humides ou même les pelouses sèches tant que la végétation est haute (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=1.00, TSS=0.90), la probabilité de présence potentielle actuelle est répartie sur 8% du territoire avec un maillage de 1km/1km. La probabilité de présence est positivement corrélée linéairement à la présence de forêt (Importance des variables=0.80) et des Dj 10–35°C au printemps entre 200–250 (=0.32). Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition de cette espèce a une tendance à la diminution de plus de 80% après 2021 sauf pour le scénario RCP 2.6 avec une diminution de 40% (Fig. 65, Annexe 7–Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 70–85% (SETTELE *et al.*, 2008).

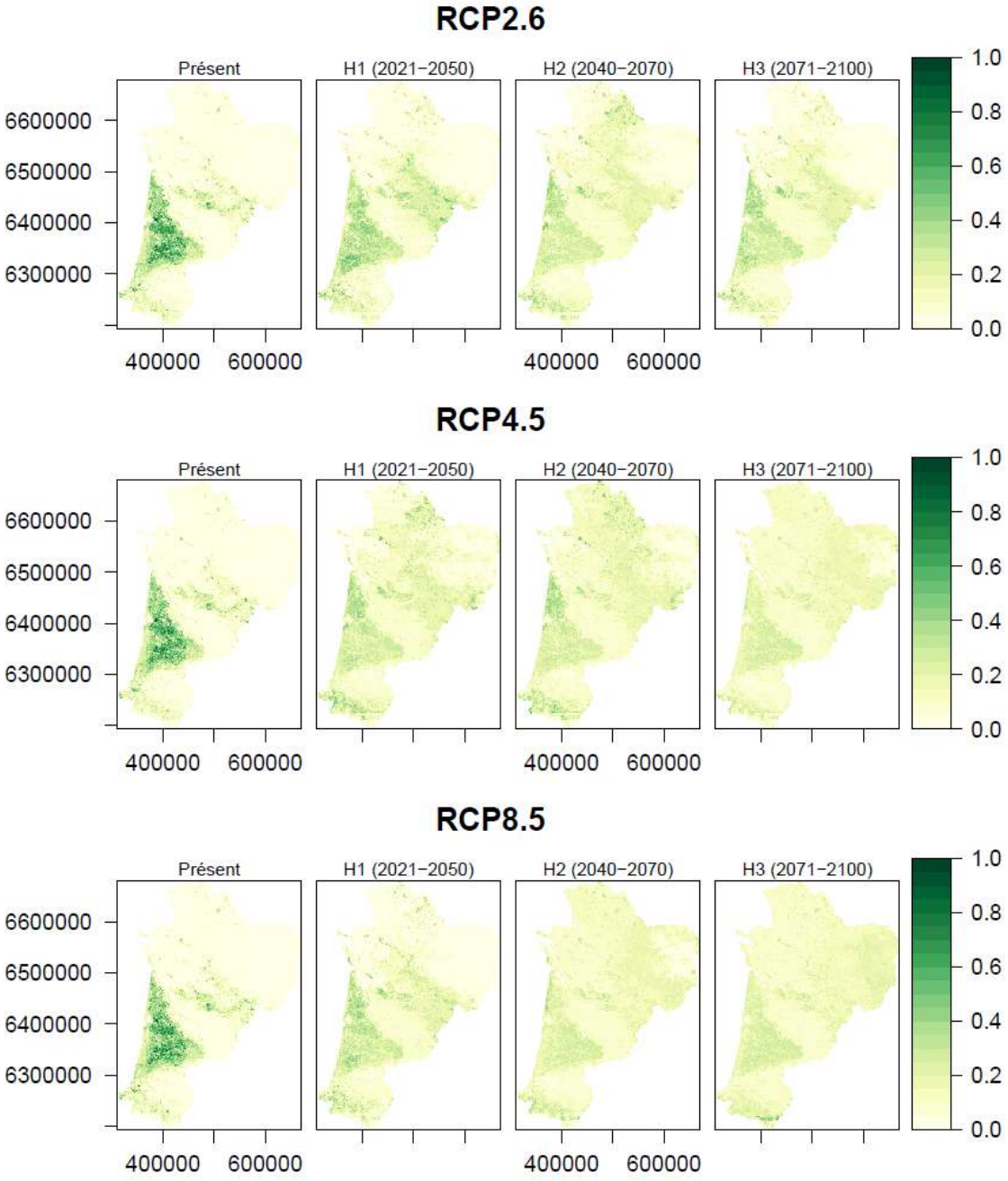


Fig. 65. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Minois dryas en Nouvelle-Aquitaine.

Cupido alcetas (Hoffmannsegg, 1804) ou l'Azuré de la Faucille

Cupido alcetas ou l'Azuré de la Faucille vit dans de nombreux habitats ouverts riches en herbacées: prairies de fauche, prairies humides, pelouses thermophiles bords de routes et berges herbeuses, boisements clairsemés et clairières jusqu'à 1 800 m d'altitude. L'Azuré de la Faucille pond sur plusieurs espèces de fabacées dont la plante-hôte principale la Luzerne lupuline (*Medicago lupulina*) (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=0.92, TSS=0.67), la probabilité de présence potentielle actuelle est répartie sur 25% du territoire avec un maillage de 1km/1km. La probabilité de présence de plus de 75% est positivement corrélée linéairement à la présence de forêt à plus de 50% d'occupation (importance variable = 0.46) et positivement corrélée au DJ supérieur à 30°C entre 5 et 10 DJ sur l'année (=0.46). Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition a une tendance à la diminution avec plus de 80% dès 2021 avec une disparition pour le scénario le plus pessimiste (Fig. 66, Annexe 7-Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 70-85% (SETTELE *et al.*, 2008). Il est possible que cette espèce ait une aire de répartition qui glisse vers le nord pour fuir les températures trop chaudes.

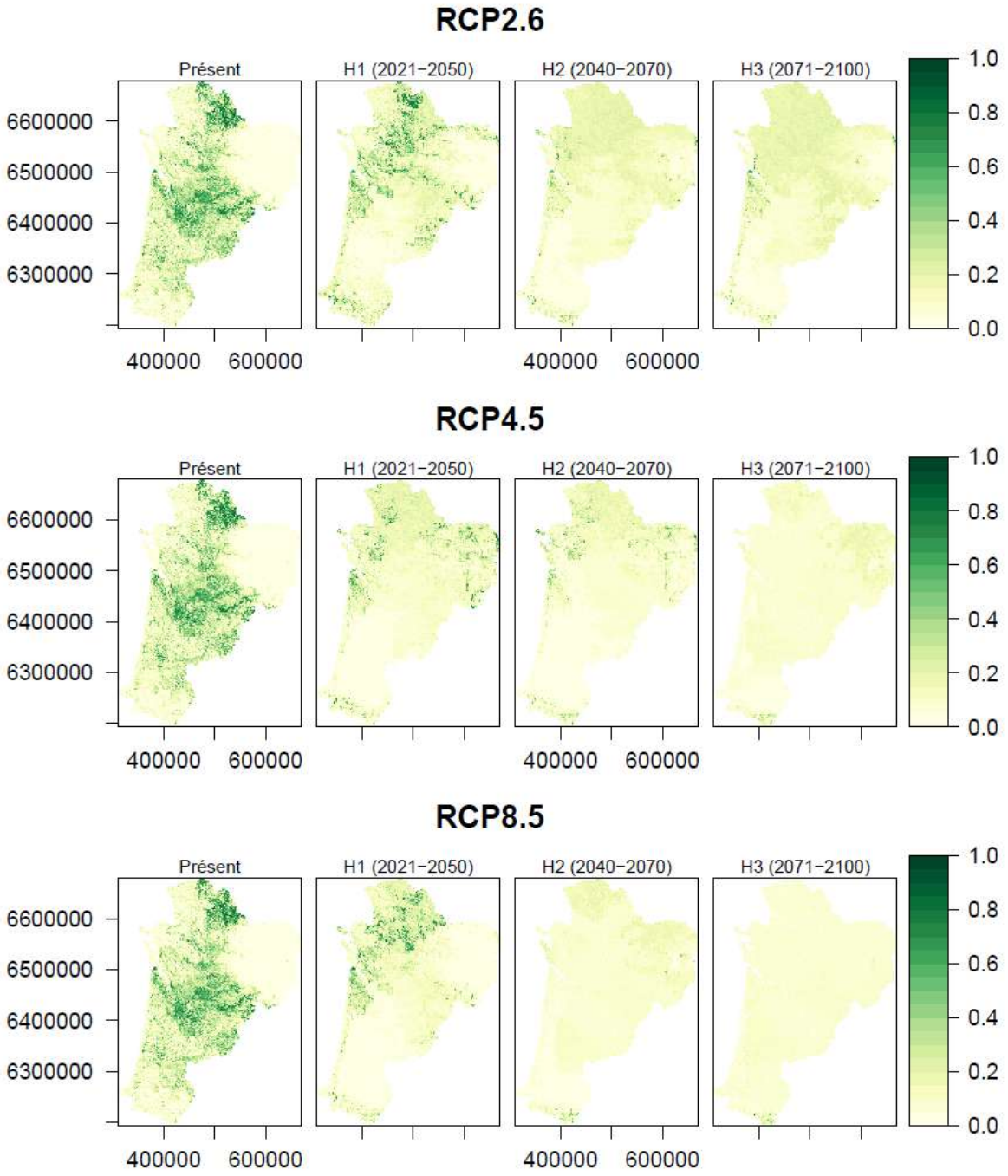


Fig. 66. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Cupido alcetas en Nouvelle-Aquitaine.

Lycaena dispar (Haworth, 1802) ou le Cuivré des marais

Lycaena dispar ou le Cuivré des marais est une espèce inféodée aux zones humides. Les populations se développent généralement en faibles effectifs sur les prairies et les friches méso-hygrophiles à hygrophiles, les marais, les mégaphorbiaies. La chenille se nourrit d'oseilles sauvages (*Rumex spp.*), plantes pionnières présentes sur l'ensemble du territoire (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=0.99, TSS=0.91), la probabilité de présence potentielle actuelle supérieure à 40% est expliquée par les degrés-jours cumulés entre 10-35°C supérieur à 300DJ (importance variable = 0.36) et la présence de prairie supérieure à 50% d'occupation (=0.29). La répartition potentielle est de 12% du territoire avec un maillage de 1km/1km. L'espèce a eu récemment une dynamique d'expansion liée à sa bonne capacité de dispersion. L'espèce étant inféodée aux milieux humides, l'hypothèse de diminution est possible mais pas de disparition a priori. Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition a une tendance à la diminution d'environ 50% (Fig. 67, Annexe 7-Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 50-70% (SETTELE *et al.*, 2008). À noter que le scénario RCP 8.5 en H3 ne semble pas être confiant sur la prédiction.

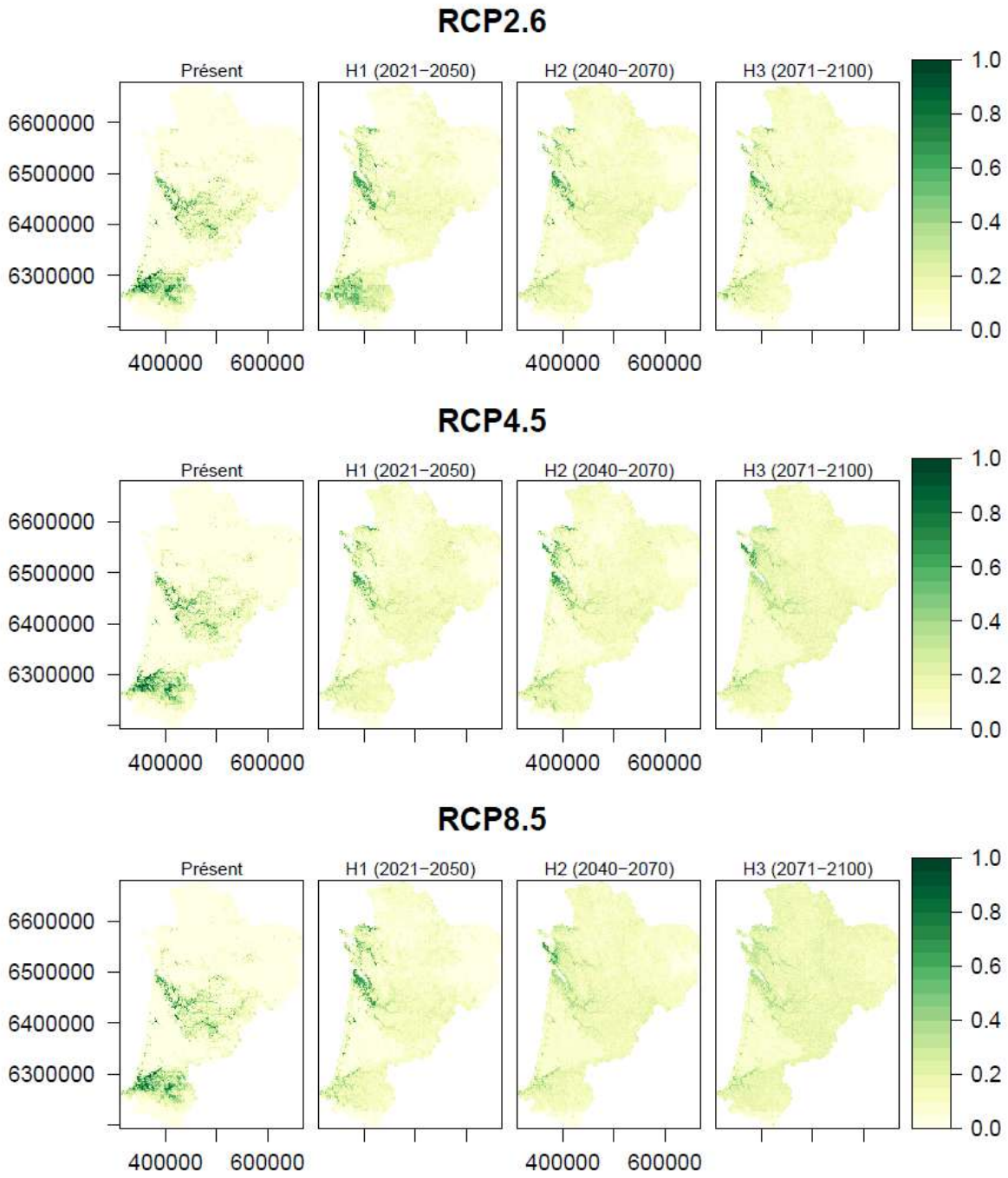


Fig. 67. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Lycaena dispar en Nouvelle-Aquitaine.

Aphantopus hyperantus (Linnaeus, 1758) ou le Tristan

Aphantopus hyperantus ou le Tristan est un papillon eurasiatique de couleur brun foncé typique des lisières de forêts, des landes arborées et des clairières dont la répartition s'étend du nord de la péninsule ibérique à la Corée. Le Tristan réalise une seule génération par an. Les chenilles se nourrissent des feuilles de différentes graminées (*Dactylus spp., Brachypodium spp., Festuca spp., Phleum spp.*) et des laiches (*Carex spp).* Cette espèce évite les milieux trop secs et trop exposés. Les adultes alternent entre zones d'ombre et zones ensoleillées en fonction de la température (SETTELE *et al.*, 2008 ; INPN, 2020).

D'après la modélisation (performance AUC=0.96, TSS=0.75), la probabilité de présence potentielle actuelle est expliquée linéairement avec l'augmentation du pourcentage de forêt dans la maille (importance variable = 0.67) et des températures supérieures à 30°C (=0.44). Avec 100% d'occupation de forêt dans la maille la probabilité de présence est de 70%. Il est à noter que la carte de répartition actuelle potentielle à 19% de présence sur la région est surestimée sur la partie du triangle landais. Pour l'ensemble des scénarios du plus optimiste au plus pessimiste, cette espèce serait d'abord favorisée par l'augmentation des températures dans les secteurs boisés avec une augmentation entre 105% – 183% sur 2021–2070 puis défavorisée par le changement climatique sur le long–terme en 2071–2100 avec une perte de 45% et jusqu'à 80% pour le RCP 8.5 (Fig. 68, Annexe 7–Annexe 8). Elle retrouverait refuge dans les derniers secteurs frais et boisés dans le Massif central et les Pyrénées. D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 70–85% (SETTELE *et al.*, 2008).

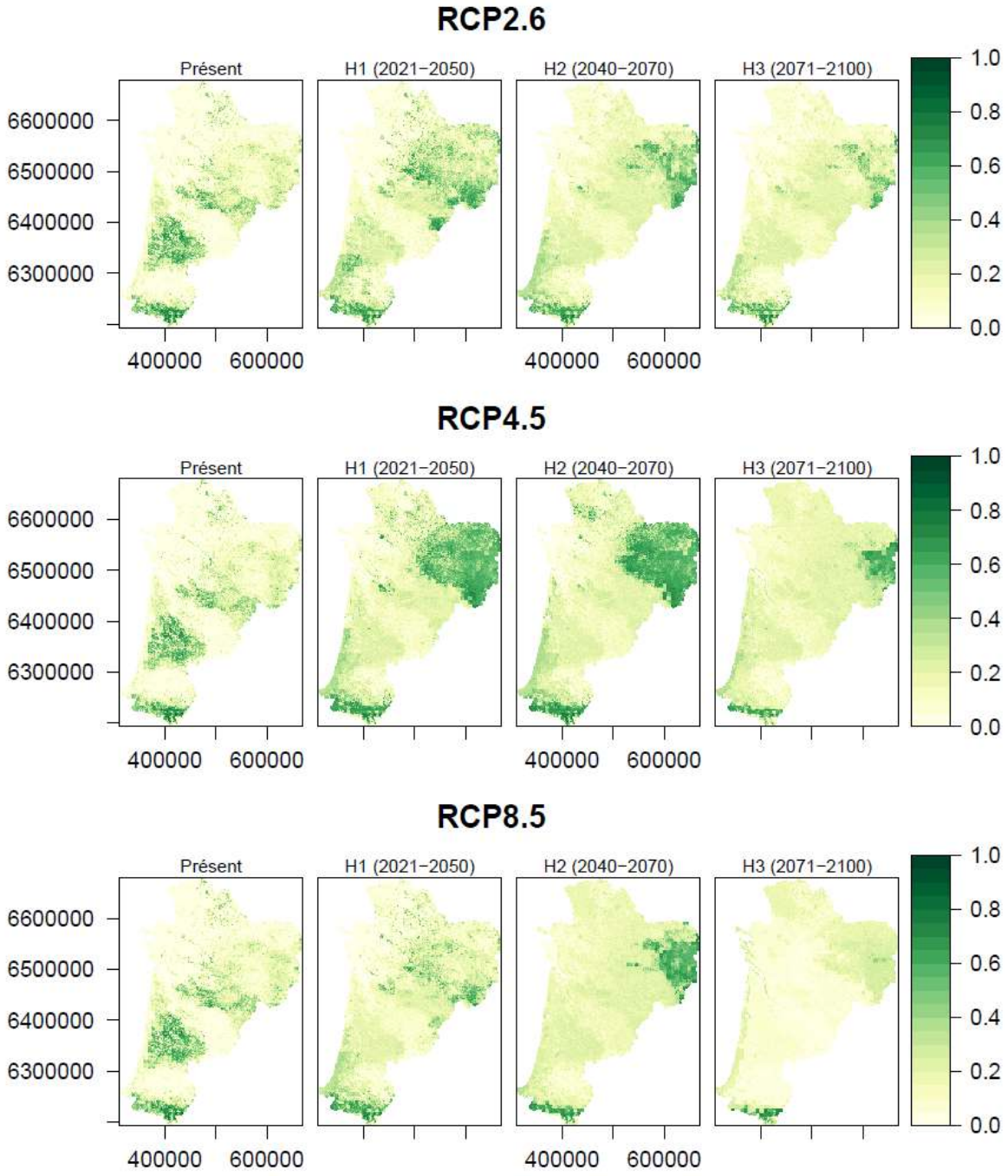


Fig. 68. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Aphantopus hyperantus en Nouvelle-Aquitaine.

Cupido minimus (Fuessly, 1775) ou l'Argus frêle

Cupido minimus ou l'Argus frêle fréquente les prairies et pelouses calcaires, en plaine et jusqu'à plus de 2 100 m d'altitude. Les habitats favorables sont variés : prairies de fauche, pâtures, pelouses montagnardes, coteaux secs embroussaillés ou carrières végétalisées (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=0.98, TSS=0.83), la probabilité de présence potentielle actuelle est répartie sur 11% du territoire avec un maillage de 1km/1km. La probabilité de présence de plus de 50% est positivement corrélée au DJ supérieurs entre 10–35°C avec des valeurs entre 200 et 350 DJ sur l'année (=0.48). Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition de cette espèce thermophile a une tendance à l'augmentation supérieure à 115% mais avec une diminution de plus de 80% en 2100 pour le scénario le plus pessimiste (Fig. 69, Annexe 7–Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 50–70% (SETTELE *et al.*, 2008). L'ajout dans les modèles de la capacité de dispersion induirait certainement une augmentation plus mitigée.

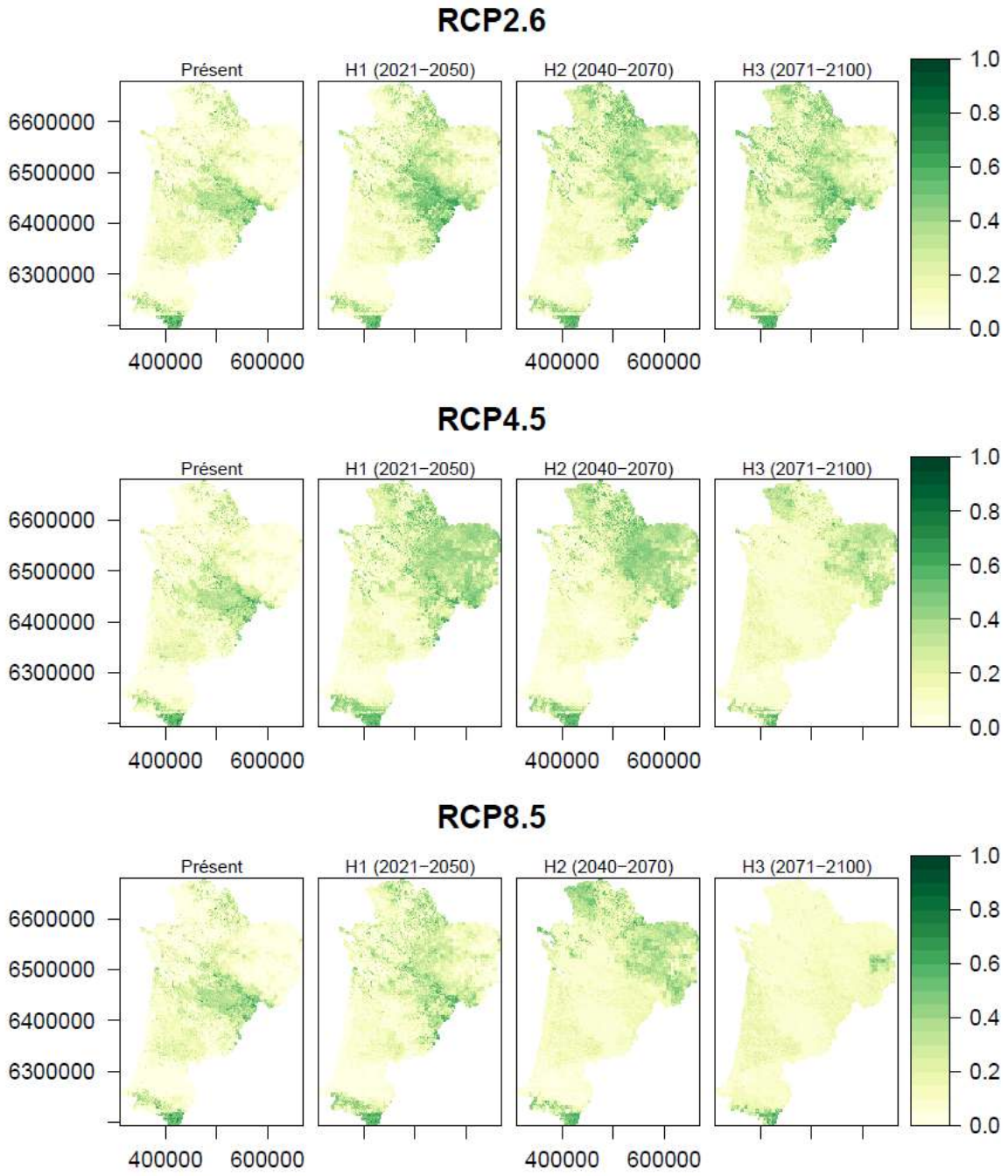


Fig. 69. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Cupido minimus en Nouvelle-Aquitaine.

- Espèces en diminution

Aglais io (Linnaeus, 1758) ou le Paon du jour

Aglais io ou le Paon du jour est une espèce commune fréquentant une large gamme d'habitats ouverts riches en fleurs pour s'alimenter ou abritant ses plantes-hôtes en abondance pour la ponte. La principale plante-hôte du Paon-du-jour en ex-Aquitaine est l'Ortie dioïque (*Urtica dioica*) (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=1.00, TSS=0.94), la probabilité de présence potentielle actuelle est répartie sur l'ensemble du territoire. D'après les connaissances, des données sont manquantes sur l'ensemble du territoire dans le jeu de données utilisé. La probabilité de présence est expliquée par plusieurs variables : elle est corrélée linéairement avec la présence de forêt (importance variable = 0.16) et une humidité moyenne de l'air en été à partir de 75% (=0.10). Cette probabilité diminue à partir de 10 DJ supérieur à 30°C (=0.13). Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition a une tendance à l'augmentation avec le scénario RCP 2.6 jusqu'à 2051 puis jusqu'à un certain seuil limité par la combinaison entre baisse d'humidité et augmentation des températures supérieures 30°C. Bien que l'espèce soit commune et ubiquiste, elle est sensible aux fortes chaleurs estivales (comm. pers. P.Y. Gourvil). La diminution est d'environ 20% à 60% à partir de 2071 en RCP 4.5 et RCP 8.5 et même jusqu'à 75% pour le scénario RCP 8.5 en 2100 (Fig. 70, Annexe 7-Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 50-70% (SETTELE *et al.*, 2008).

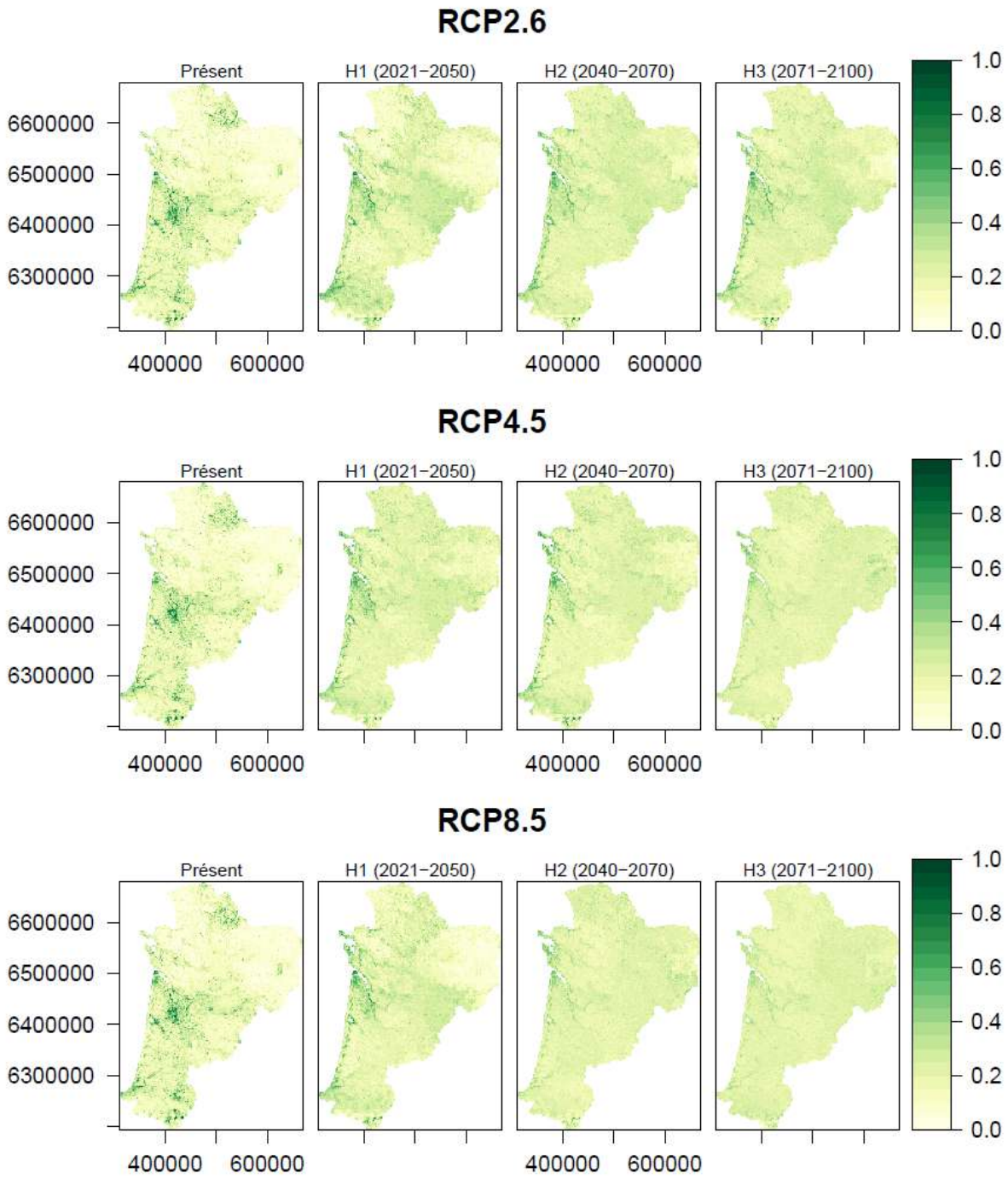


Fig. 70. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Aglais io en Nouvelle-Aquitaine.

Fabriciana adippe (Denis & Schiffermüller, 1775) ou Le Moyen Nacré

Fabriciana adippe ou le Moyen Nacré est dépendant de grands ensembles forestiers offrant le réseau de lisières nécessaire au développement de ses plantes-hôtes, la Violette de Rivinus (*Viola riviniana*) qui semble être la plante-hôte quasi-exclusive (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=0.96, TSS=0.78), la probabilité de présence actuelle potentielle est répartie sur 14% du territoire avec un maillage de 1km/1km. La probabilité de présence est positivement corrélée linéairement à la présence de forêts (Importance des variables=0.80) et des Dj 10-35°C au printemps entre 200-2050 (=0.32). Hormis le RCP 2.6 en H1, sur l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition de cette espèce a une tendance à la diminution de plus de 50% après 2021 sauf pour le scénario RCP 4.5 correspondant au DJ permettant le développement des individus (Fig. 71, Annexe 7-Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 70-85% (SETTELE *et al.*, 2008).

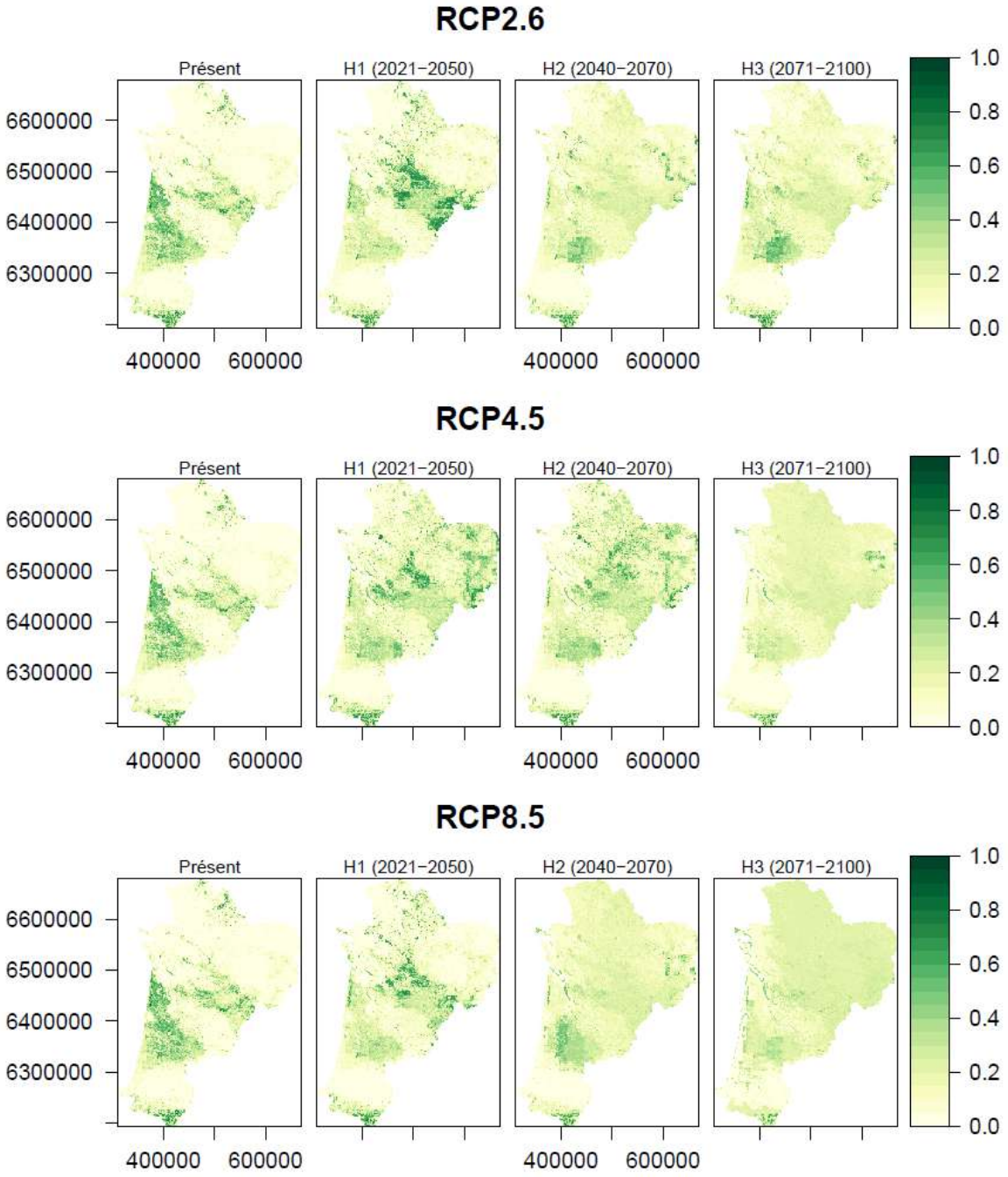


Fig. 71. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Fabriciana adippe en Nouvelle-Aquitaine.

- Espèce en augmentation puis diminution

Brenthis daphne (Denis & Schiffermüller, 1775) ou Le Nacré de la Ronce

Brenthis daphne ou le Nacré de la Ronce est une espèce qui fréquente les milieux forestiers ouverts: lisières de boisements, haies, ripisylves, chemins forestiers et clairières. Le Nacré de la Ronce utilise diverses espèces de ronces sauvages de la variété *Rubus fruticosus* comme plantes-hôtes, mais aussi potentiellement le framboisier (*Rubus idaeus*) ou des violettes (*Viola spp.*) (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=1.00, TSS=0.93), la probabilité de présence potentielle actuelle est répartie sur 6% du territoire avec un maillage de 1km/1km. La probabilité de présence est corrélée linéairement à la présence de forêts (Importance des variables=0.80) et aux DJ supérieurs à 30°C jusqu'à 10DJ. Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition de cette espèce a une tendance à l'augmentation de plus de 144% mais une possible diminution de plus de 50% en RCP 8.5 en 2100 (Fig. 72, Annexe 7–Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 50–70% (SETTELE *et al.*, 2008). L'espèce est actuellement en expansion en Europe et serait favorisée jusqu'à un certain seuil de cumul de températures maximales.

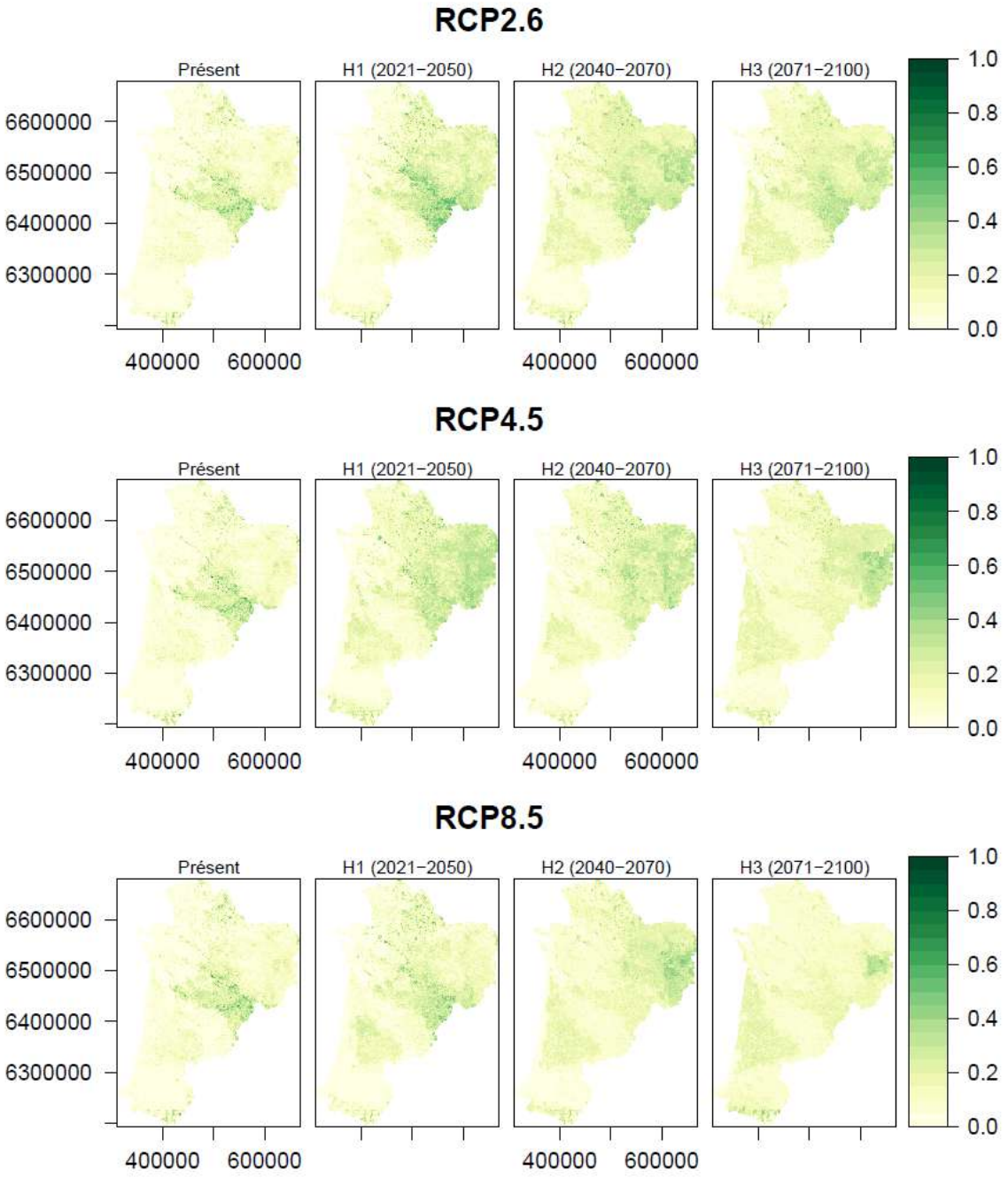


Fig. 72. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Brenthis daphne en Nouvelle-Aquitaine.

Apatura ilia (Denis & Schiffermüller, 1775) ou Le Petit Mars

Apatura ilia ou le Petit Mars changeant est une espèce de milieux boisés relativement ouverts, où les lisières et clairières sont naturellement pourvues de ses plantes-hôtes, le Tremble (Populus tremula), le Peuplier noir (Populus nigra) et divers saules (*Salix spp.*) (GOURVIL, en préparation).

D'après la modélisation (performance AUC=1.00, TSS=0.85), la probabilité de présence potentielle actuelle est répartie sur 10% du territoire avec un maillage de 1km/1km. La probabilité de présence est liée aux plus basses altitudes (Importance des variables=0.34) et des Dj supérieurs à 30°C au-delà de 5 DJ (=0.35). Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition de cette espèce a une tendance à l'augmentation de plus de 130% mais une possible diminution de plus de 50% en RCP 4.5 et 8.5 en 2100 (Fig. 73, Annexe 7-Annexe 8). D'après la modélisation sur la zone Europe, l'aire de répartition pourrait diminuer de 70-85% (SETTELE *et al.*, 2008). L'espèce est favorisée jusqu'à un certain seuil de température car elle aurait besoin d'humidité au niveau du sol pour persister (comm. pers. P.Y. Gourvil).

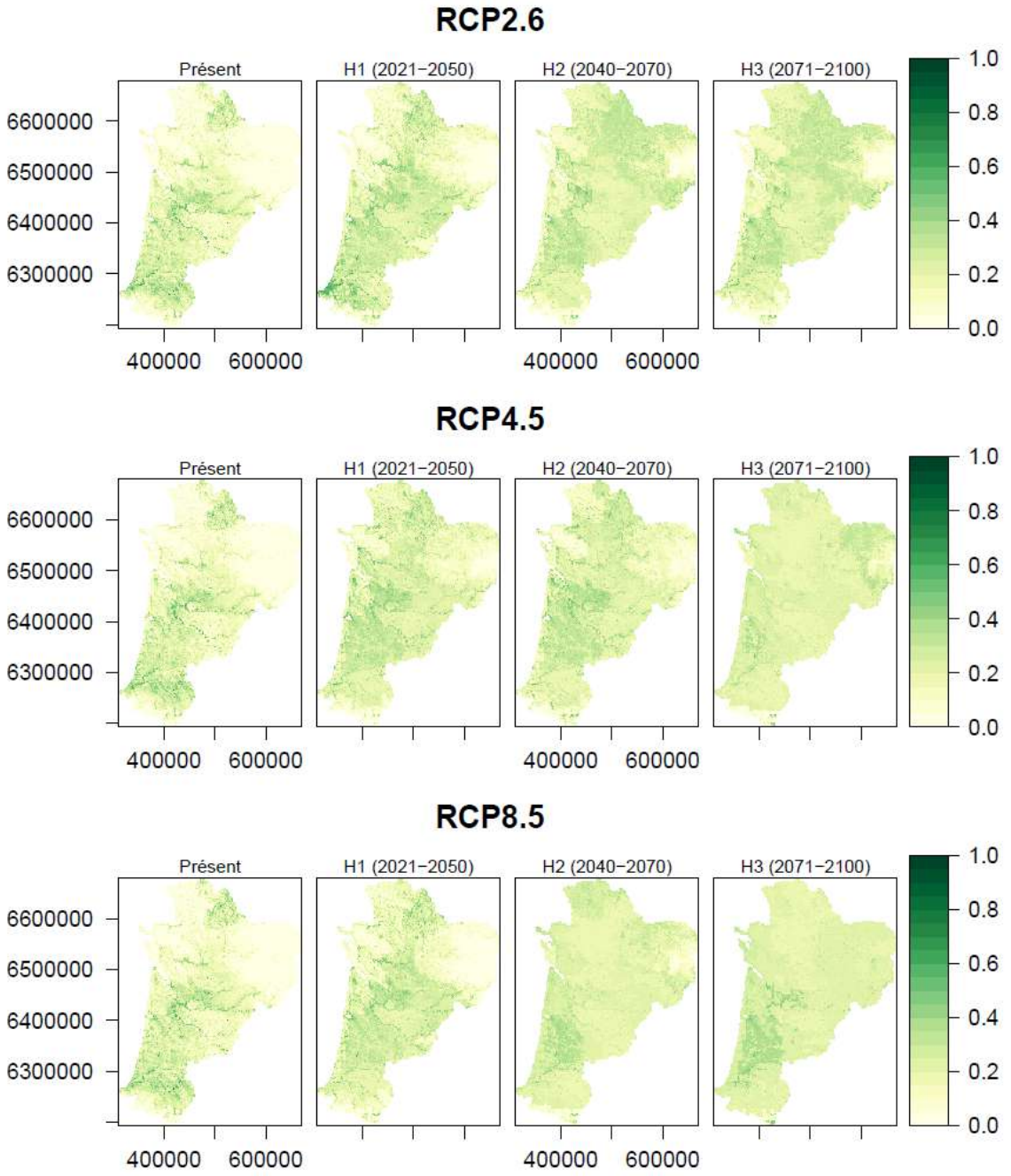


Fig. 73. Répartition actuelle et future selon les scénarios climatiques de Apatura ilia en Nouvelle-Aquitaine.

2.3.3 Signatures climatiques des milieux naturels

- **Paramètres caractérisant les milieux**

Le test de Kruskal–Wallis (p=0.05) avec comparaisons par paires de Steel–Dwass–Critchlow–Fligner (1984) montre des différences significatives entre le milieu montagnard et les milieux de plaine pour l'ensemble des indices climatiques (Wij de –14.03711625 à 14.03717481, p< 0.0001) (Fig. 74–Fig. 76).

Sur la période 2017–2019, les paramètres climatiques ayant l'influence la plus importante sur les milieux naturels sont analysés selon la fonction R GLMnet Lasso (Friedman J., Hastie T., Simon N., Tibshirani R.) avec α=1, nombre de λ=100, Optimal Lambda determined by Cross Validation = 0.002. Les graphiques des indices sont des visualisations de données de la méthode en violin plot de la fonction geom_violin du package ggplot2 dans R (Wickham H.) combinant les densités de probabilité de chaque variable avec son boxplot associé. Le test de Kruskal–Wallis (p=0.05) avec comparaisons par paires de Steel–Dwass–Critchlow–Fligner (1984) a été utilisé pour montrer des différences significatives entre le milieu montagnard et les milieux de plaine pour l'ensemble des indices climatiques (p=0.05). Les étoiles sur les graphiques violin correspondent à ces différences significatives.

Le milieu montagnard est associé à une température moyenne deux fois moins importante par rapport aux milieux de plaine (Tmoy_MM = 7.46 ± 1.55°C, MH = 12.84 ± 0.92°C, MS = 13.58 ± 1.3°C), des températures minimales d'environ 2°C en dessous des milieux de plaine (MM = –11.38 ± 1.95°C avec MH = –7.81 ± 1.81°C, MS = –7.01 ± 2.77°C) associées à un nombre de températures horaires inférieures à 5°C deux fois plus important en montagne (MM = 3789.51 ± 731.49) qu'en plaine (MH = 1421.06 ± 405.72, MS = 1152.3 ± 383.89) et un nombre de températures horaires supérieur à 5°C inférieur aux milieux de plaine ([5 ;10] °C : MM = 1769.99 ± 167.63, MH = 1836.5 ± 196.41, MS = 1911.91 ± 342.59) et environ deux fois moins de températures horaires entre 10 et 30°C ([10;15] °C et des températures entre [30–35[°C peu enregistrées en milieu montagnard (MM = 22.63 ± 29.62) comparées en plaine (MH = 107.03 ± 36.87, MS = 221.92 ± 75.36) (Fig. 74–Fig. 76).

Le milieu montagnard à une différence de température maximale inférieure de 4 à 8°C (MM = 32.14 ± 3.29°C). La différence significative entre les milieux de plaine est constatée sur les Tmax avec une température maximale plus élevée d'environ 4°C de plus en milieu sec par rapport au milieu humide (MS = 38.82 ± 2.09, MH = 36.67 ± 2.1) et un nombre de températures >25°C plus élevé (entre [25–30[°C : MH = 457.72 ± 82.55, MS = 541.07 ± 132.52 ; entre [30–35[°C : MH = 107.03 ± 36.87, MS = 221.92 ± 75.36 (Fig. 74–Fig. 76).

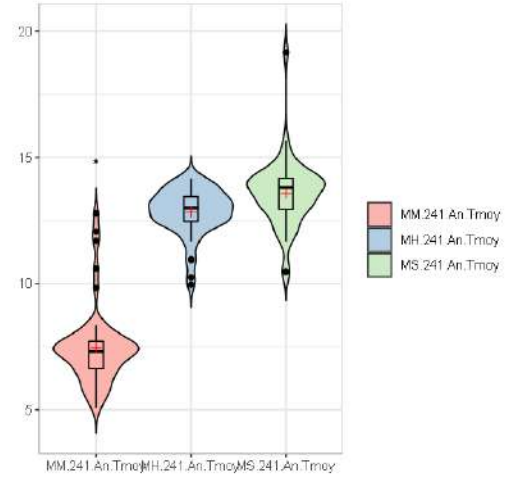


Fig. 74. Graphiques violin des températures moyennes des trois années de suivis en fonction des milieux naturels

légende : MM= milieu de montagne, MH= milieu humide, MS= milieu sec, * différence significative

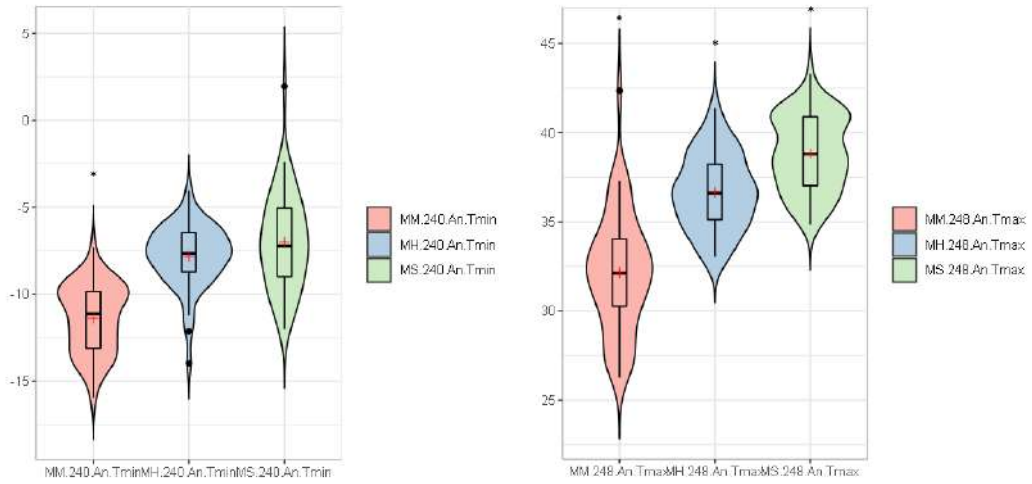


Fig. 75. Graphiques violin des températures moyennes minimales et maximales des trois années de suivis en fonction des milieux naturels.

légende : MM= milieu de montagne, MH= milieu humide, MS= milieu sec, * différence significative

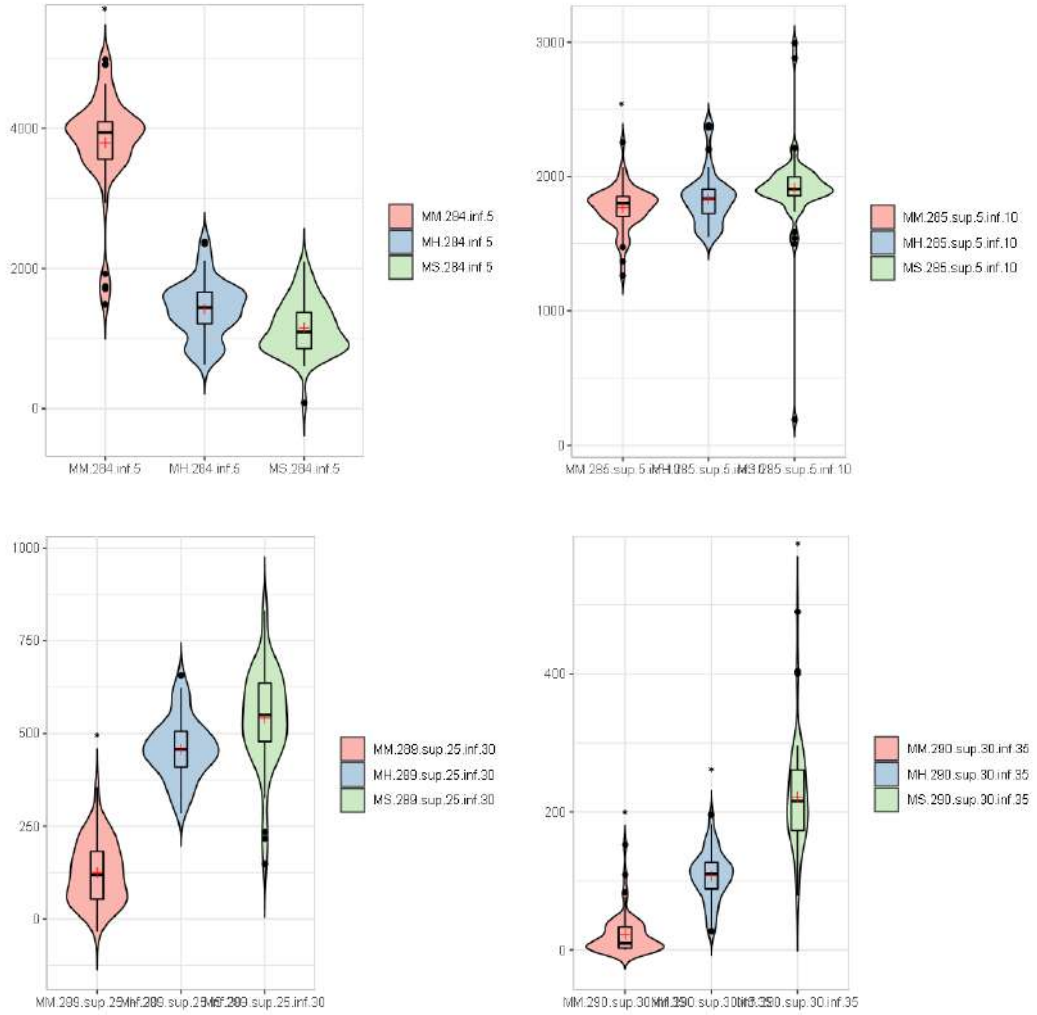


Fig. 76. Graphiques violin du nombre de températures en fonction des plages de températures des trois années de suivis en fonction des milieux naturels

légende : MM= milieu de montagne, MH= milieu humide, MS= milieu sec, * différence significative

Le taux d'humidité moyen n'est pas significativement différent entre le milieu de montagne et humide (MM = 80.63 ± 3.58%, MH = 85.19 ± 1.63%) mais significativement supérieur au milieu sec (MS = 79.83 ± 3.21). L'humidité relative minimale est cependant inférieure en montagne qu'en milieu humide et sec indiquant moins d'humidité dans le milieu (MM = 13.8 ± 3.87% et MH = 21.29 ± 5.88%, MS = 20.87 ± 3.82%). En conséquence, le point de rosée moyen est inférieur en montagne MM = 3.66 ± 1.86°C comparé en plaine MH = 9.51 ± 1.2°C, MS = 9.39 ± 1.15°C ainsi que le point de rosée minimal (MM = −20.75 ± 4.81°C, MH = −11.27 ± 5.14°C, MS = −10.12 ± 3.95°C) (Fig. 77–Fig. 78).

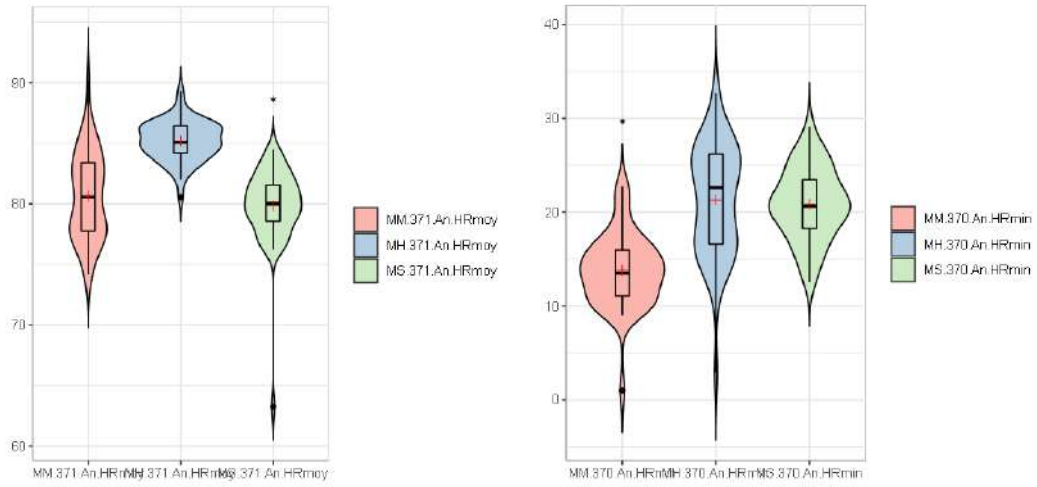


Fig. 77. Graphiques violin de l'humidité relative moyenne et minimale des trois années de suivis en fonction des milieux naturels.

légende : MM= milieu de montagne, MH= milieu humide, MS= milieu sec, * différence significative

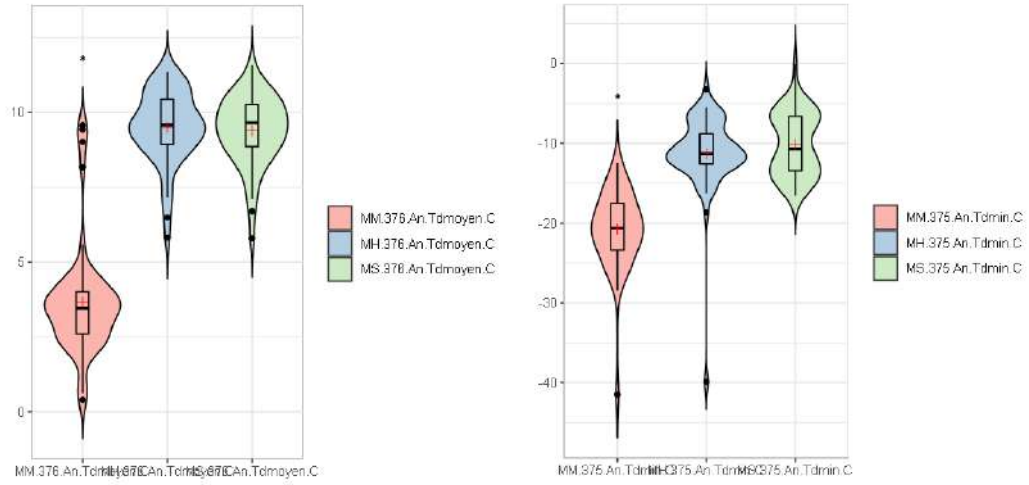


Fig. 78. Graphiques violin du point de rosée moyen et minimal des trois années de suivis en fonction des milieux naturels.

légende : MM= milieu de montagne, MH= milieu humide, MS= milieu sec, * différence significative

Les degrés-jours de croissance des insectes sont en moyenne plus élevés en plaine (MH = 790.29 ± 113.49, MS = 821.33 ± 139.1) qu'en montagne (MM = 350.34 ± 117.41) mais les degrés-jours correspondant au seuil de létalité sont trois fois plus importants en milieu sec (MS = 35.1 ± 22.29) qu'en milieu humide (MH = 10.7 ± 9.05) et quasi-inexistants en montagne (MM = 1.62 ± 3.19) (Fig. 79).

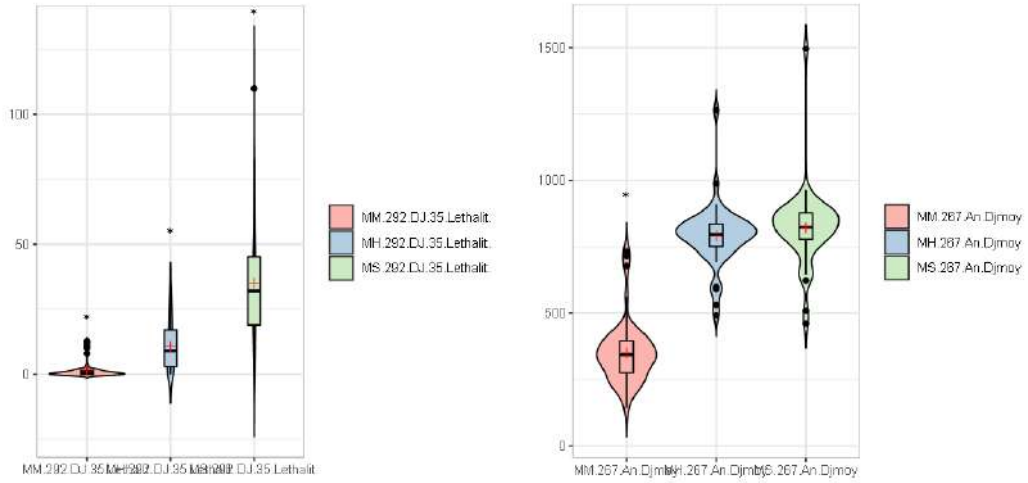


Fig. 79. Graphiques violin des degrés-jours (DJ) supérieur à 35°C et moyen de 10 à 30°C des trois années de suivis en fonction des milieux naturels.

légende : MM= milieu de montagne, MH= milieu humide, MS= milieu sec, * différence significative

La diapause est plus longue en montagne (MM = 231.2 ± 23.36) comparée à la plaine (MH = 135.2 ± 23.44, MS = 127.33 ± 26.19) (Fig. 80).

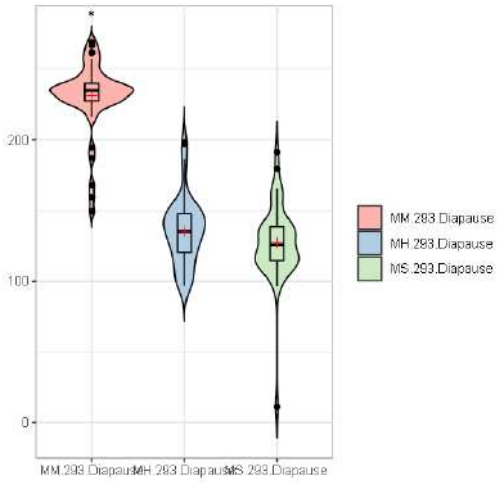


Fig. 80. Graphiques violin du nombre de jours de diapause moyen des trois années de suivis en fonction des milieux naturels.

légende : MM= milieu de montagne, MH= milieu humide, MS= milieu sec, * différence significative

Ces analyses montrent la nécessité de prendre en compte l'échelle climatique locale avec le type de milieu impliquant une signature climatique spécifique que ce soit en milieu de montagne ou en plaine en milieu sec et humide.

- Signature climatique des sites d'études

D'après le test de Spearman, plus la latitude est importante, plus les indices de températures et d'humidité sont importants (de rho= 2.00 à 0.517, p<0.05) et le temps de diapause diminue (rho= −0.306, p<0.001). Plus la longitude va de l'Est vers l'Ouest plus les températures maximales sont importantes (rho= 0.241, p=0.013), plus le nombre de températures supérieures à 25°C est important (rho=0.251, p<0.0001) et les températures >35°C létales sont importantes (rho= 0.446, p<0.0001), moins le taux d'humidité relative moyen est important (rho=−0.535, p<0.0001) ainsi que le point de rosée moyen (rho=−0.257, p=0.008). Plus l'altitude est importante, moins l'ensemble des paramètres est important (rho de −0.773 à −0.311, p<0.05).

Pour l'année 2019, en plaine, les températures moyennes des sites de milieux secs (gradient des températures moyennes de EBEYN 10.458 ± 7.470°C à PANOR 14.578 ± 7.268°C) (Fig. 81) et humides (gradient deTDAUG 9.964 ± 7.743°C à EBISC 14.020 ± 6.836°C) sont plus importantes en ex-région Aquitaine comparées à la limite nord-est de la région (Fig. 82). L'humidité relative est plus importante pour les sites de milieu sec en ex-Limousin et vers le Pays basque (gradient du taux d'humidité relative moyen de GROUS 76.700 ± 19.281 % à CCADI 84.017 ±17.064 %) (Fig. 83) et pour les milieux humides près du littoral aquitain (gradient de GLAND 80.539 ± 18.472 % à CLAMO 86.793 ± 16.474 %) (Fig. 84).

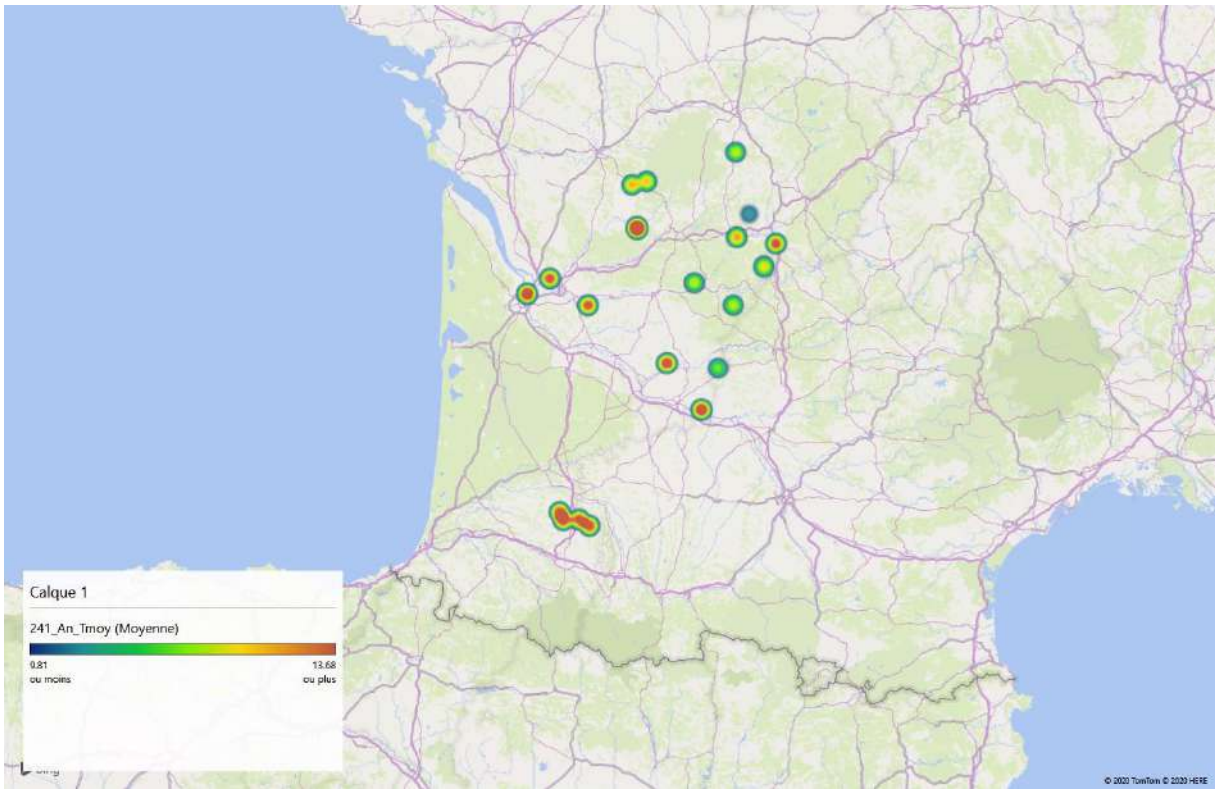


Fig. 81. Températures moyennes des sites de milieux secs pour l'année 2019.

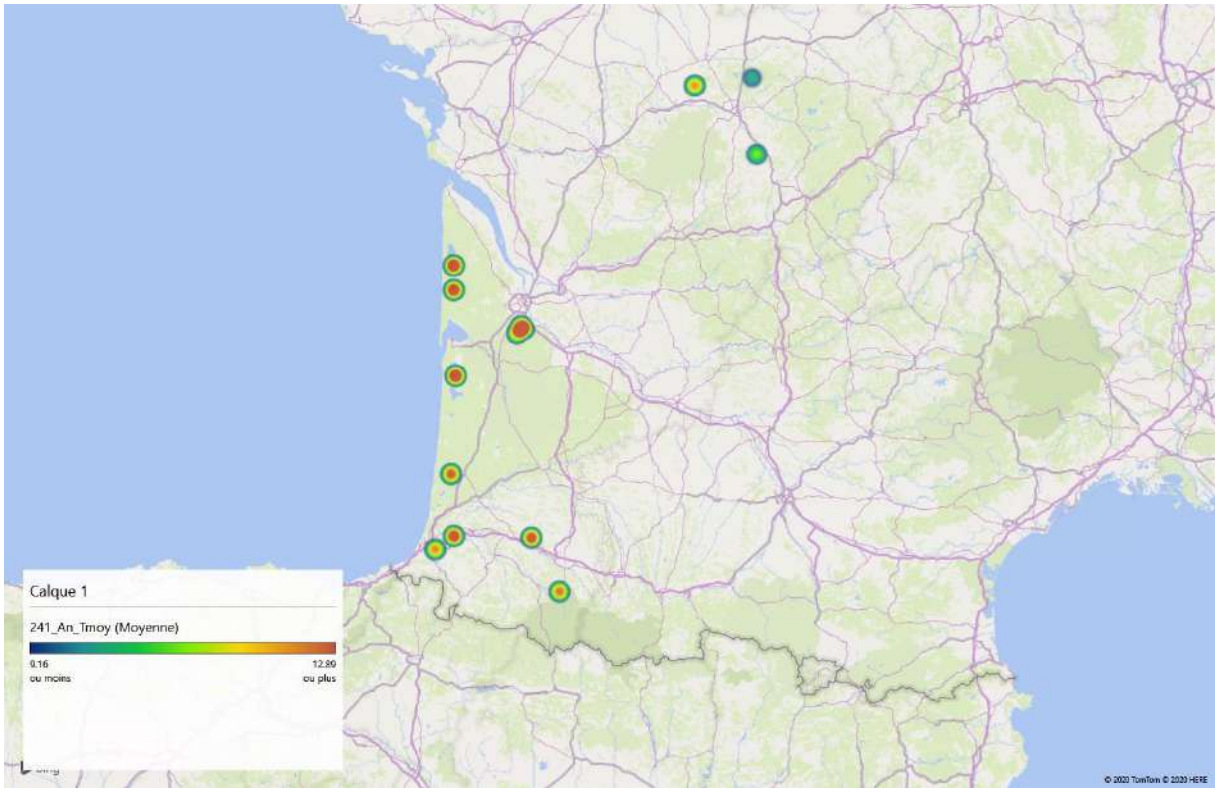


Fig. 82. Températures moyennes des sites de milieux humides pour l'année 2019.

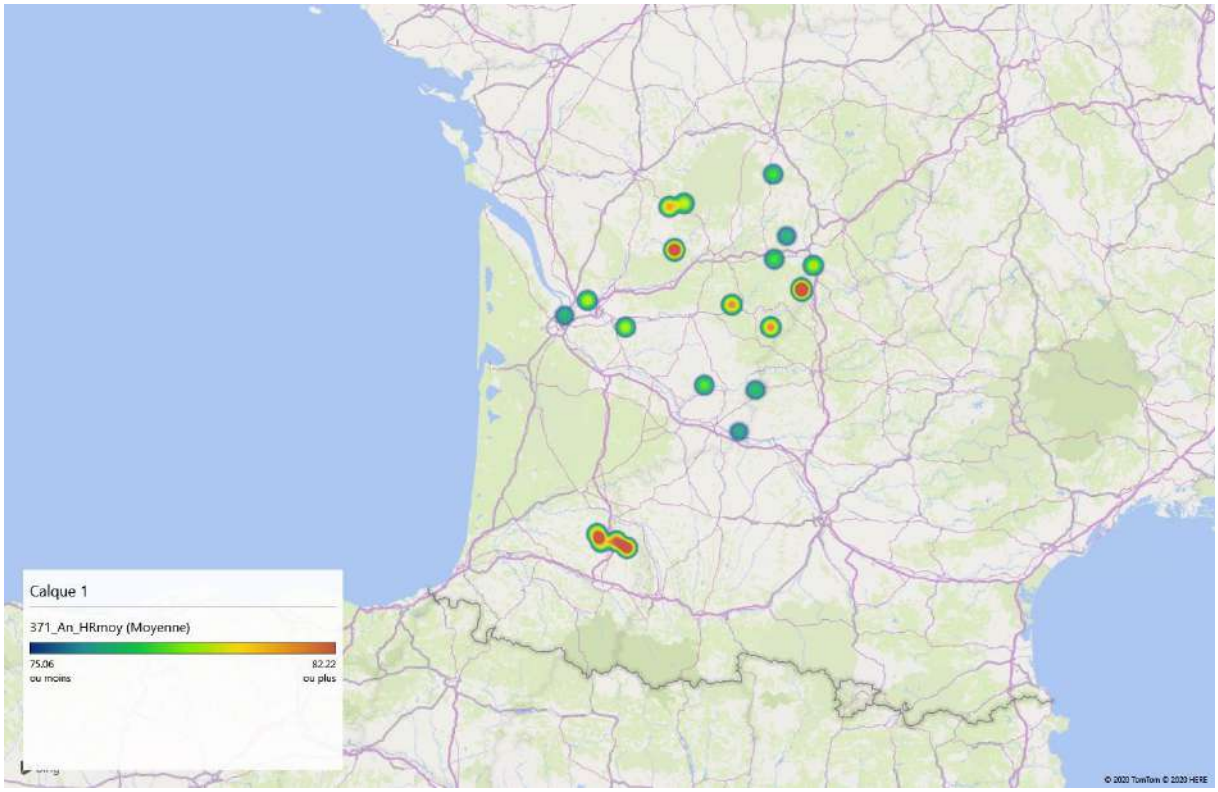


Fig. 83. Humidités moyennes des sites de milieux secs pour l'année 2019.

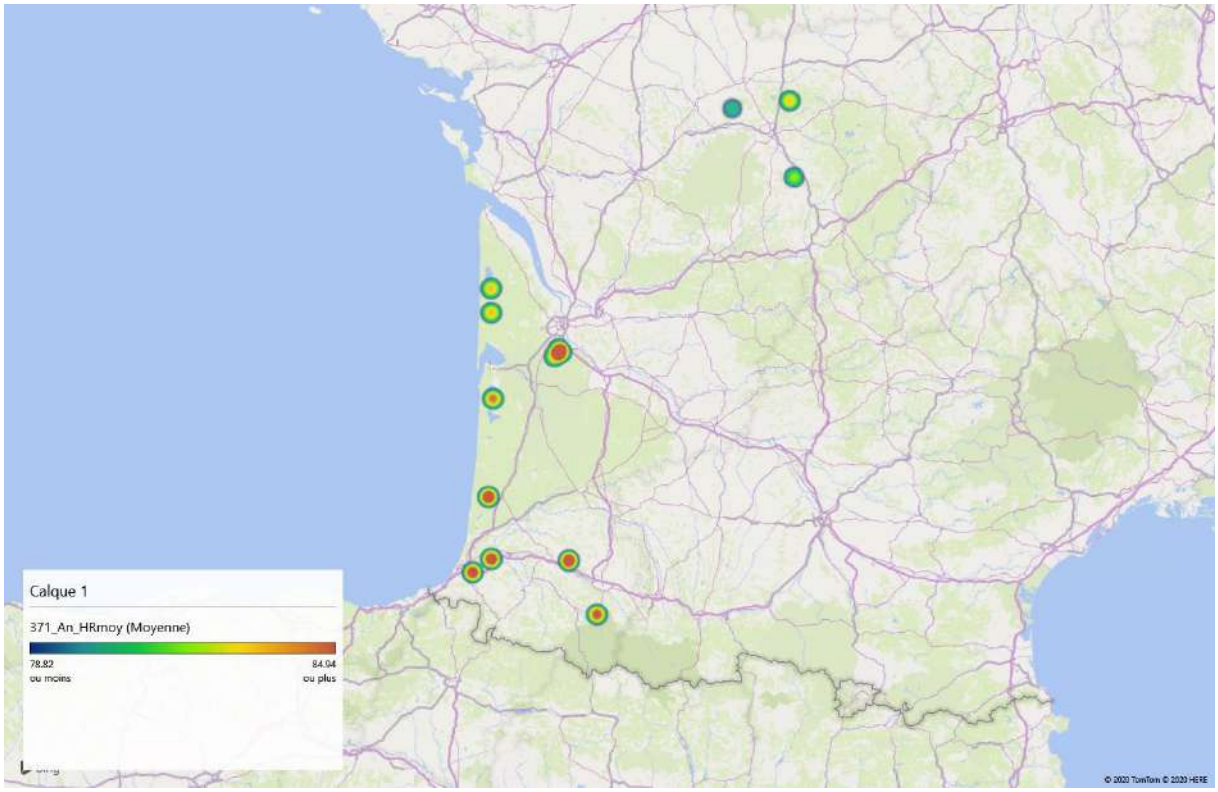


Fig. 84. Humidités moyennes des sites de milieux humides pour l'année 2019

Les températures moyennes des sites de milieux de montagne sont plus faibles pour les sites orientés nord et est (Gradient de températures moyennes de SOQUE 8.357 ± 7.788°C à POMBI 5.071 ± 7.516°C) (Fig. 85). Les sites de basse altitude ont un taux d'humidité relative plus important (Gradient de taux d'humidité moyen de PARRI 74.539 ± 19.526% à PEYRE 81.009 ± 21.121%) (Fig. 86).

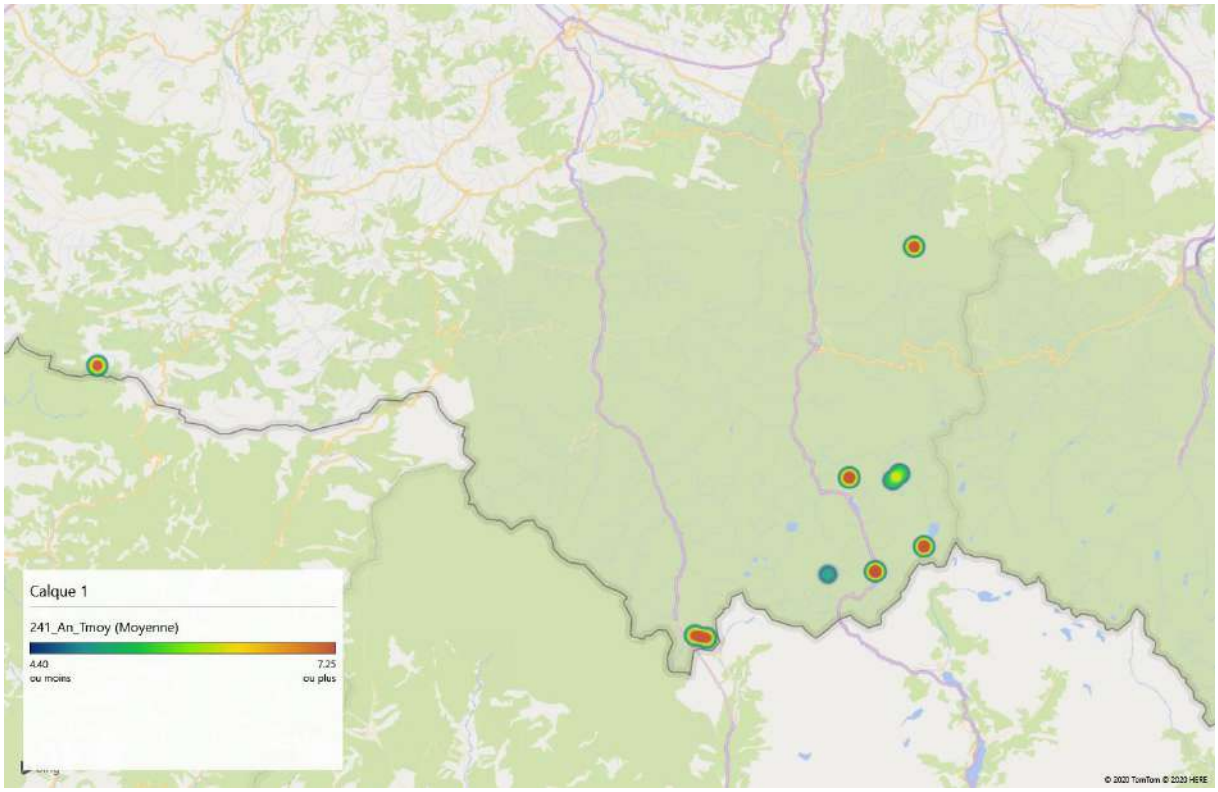


Fig. 85. Températures moyennes des sites de milieux de montagne pour l'année 2019

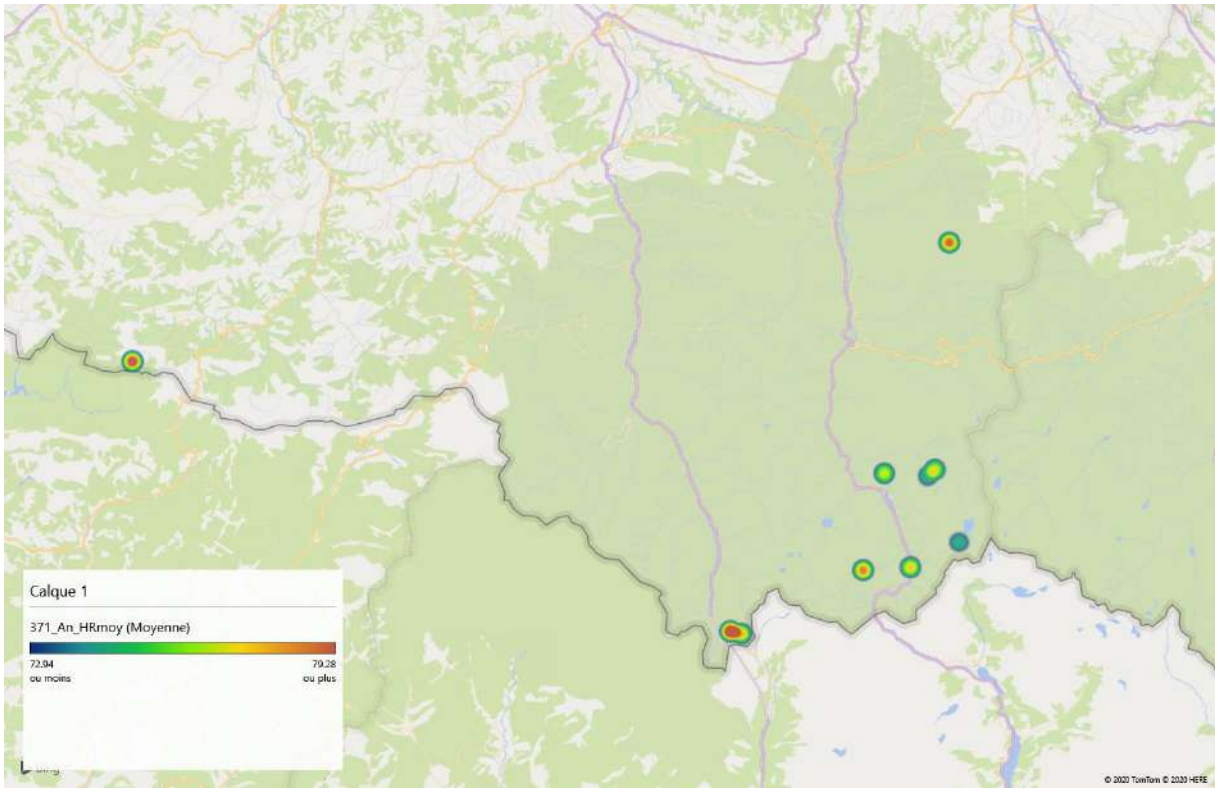


Fig. 86. Taux d'humidité moyens des sites de milieux de montagne pour l'année 2019

L'indice de Létalité >35°C est supérieur pour les sites de milieux secs situés au nord-est de la région Nouvelle-Aquitaine (Gradient du nombre de létalité MS de 0.000 BOUDO à CTREM, DAGLA 76.000) et pour les sites de milieux humides dans les terres comparé aux sites près du littoral aquitain (Gradient MH de GLAND 3.000 à BROUS 32.000) et aux sites en vallée d'Ossau (Gradient MM de 0.000 à PARRI, SOQUE, SAGET 2.000) (Fig. 87).

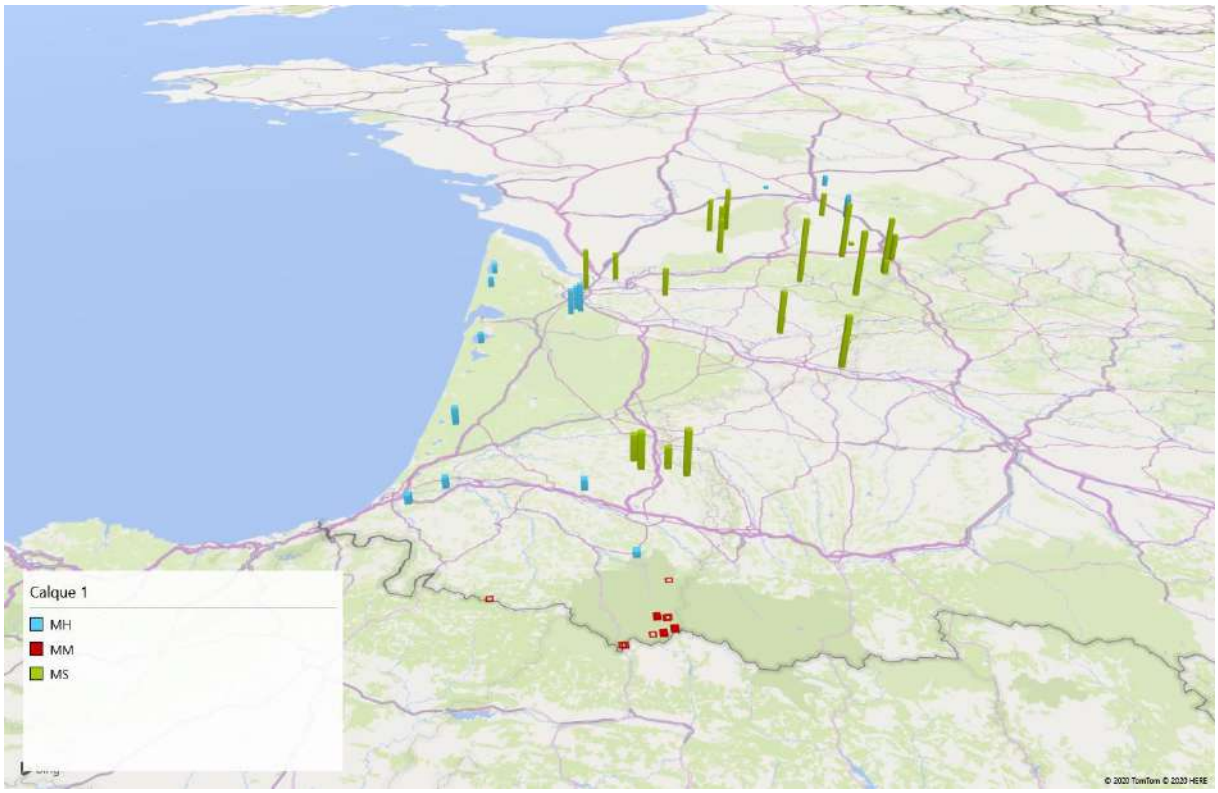


Fig. 87. Degrés-jours supérieurs à 35°C pour les sites de milieux secs, humides et de montagne en 2019.

Les degrés-jours moyens sont plus importants en plaine avec des degrés-jours plus importants pour les milieux secs du nord-est de la région (Gradient des degrés-jours moyens MH TDAUG 490.745 à GLAND 987.513 ; Gradient MS de EBEYN 460.184 à PANOR 899.782) comparés aux sites de montagne (Gradient MM de POMBI 226.309 à PARRI 428.645) (Fig. 88).

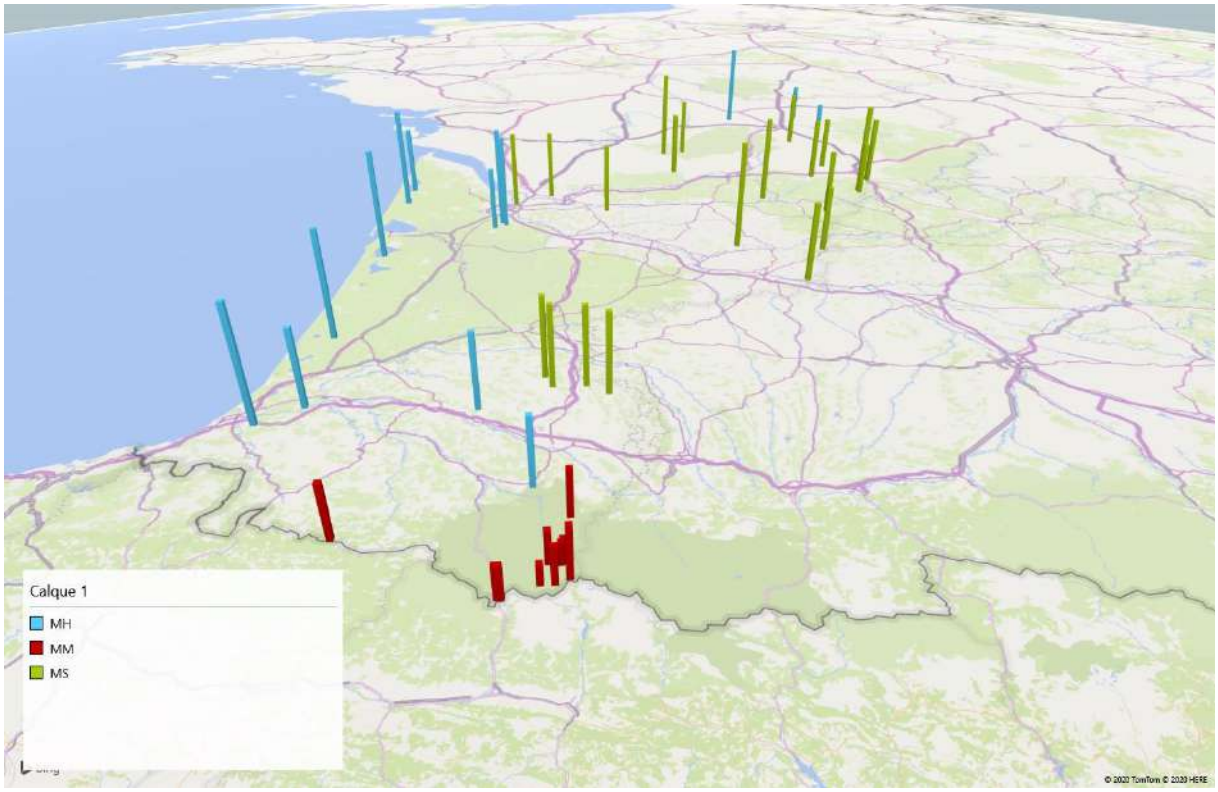


Fig. 88. Degrés-jours moyens pour les sites de milieux secs, humides et de montagne en 2019.

Le test de Classification ascendante hiérarchique (Similarité de Sperman, p=0.05) indique une similarité des indices climatiques en trois groupes par milieu naturel. La température moyenne est la variable qui a le plus contribué au regroupement.

Pour les milieux secs, les sites de la limite nord (G1 = 12.514°C), nord-est (G2 = 10.867°C) sont regroupés avec une moyenne de température plus faible comparée aux autres sites (G3 = 13.998°C) (Fig. 89).

Pour les milieux humides, les sites du littoral et Pays basque (G2 = 13.352°C) et les sites du nord-est (G1 = 11.698°C) et le site Grande Lande se distinguent des autres sites (G3 = 12.382°C) (Fig. 90).

Les sites de montagne orientés Nord et Est (G3 = 5.479°C) ont une météorologie similaire avec une température moyenne plus basse que les autres sites ainsi que les sites de 1408 à 1827 m d'altitude orientés sud et ouest (G2 = 8.076°C). Deux sites Somport et Bizkarzé ont une météorologie similaire (G1 = 7.670°C) (Fig. 91).

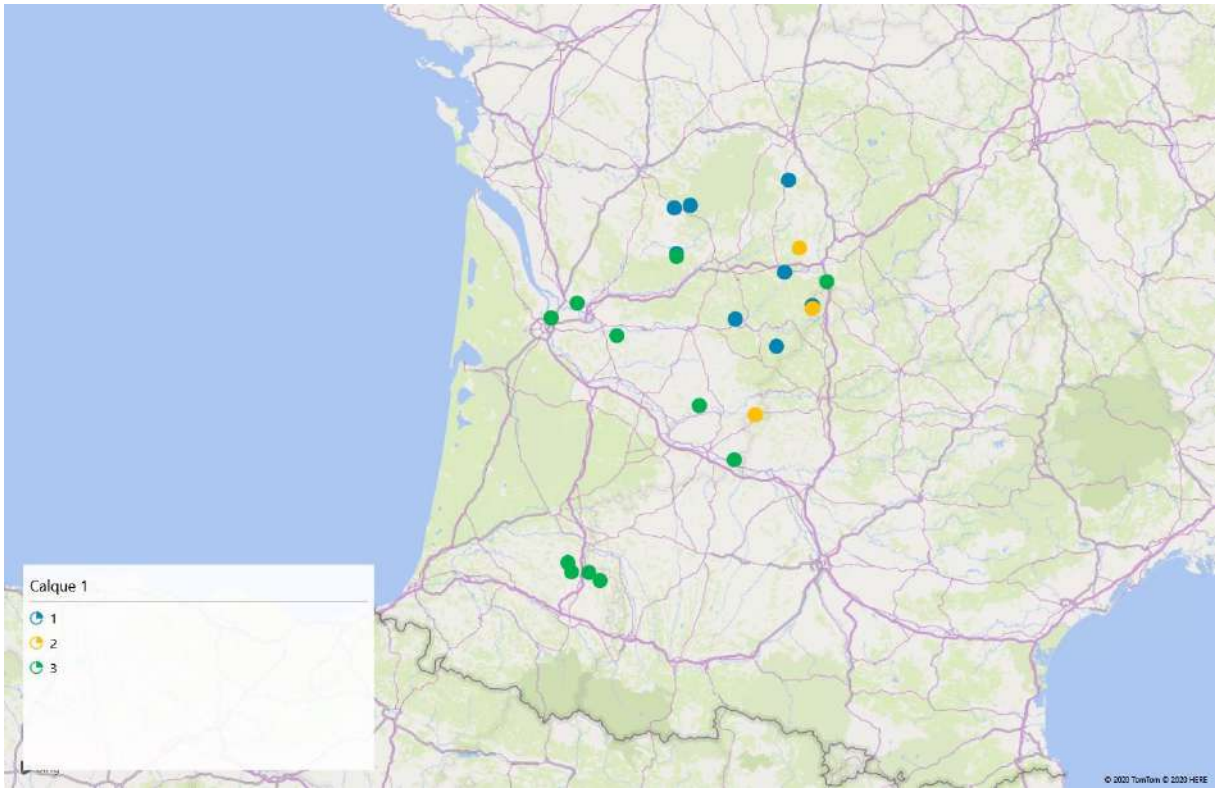


Fig. 89. Regroupement de similarité climatique des sites de milieu sec en 2019.

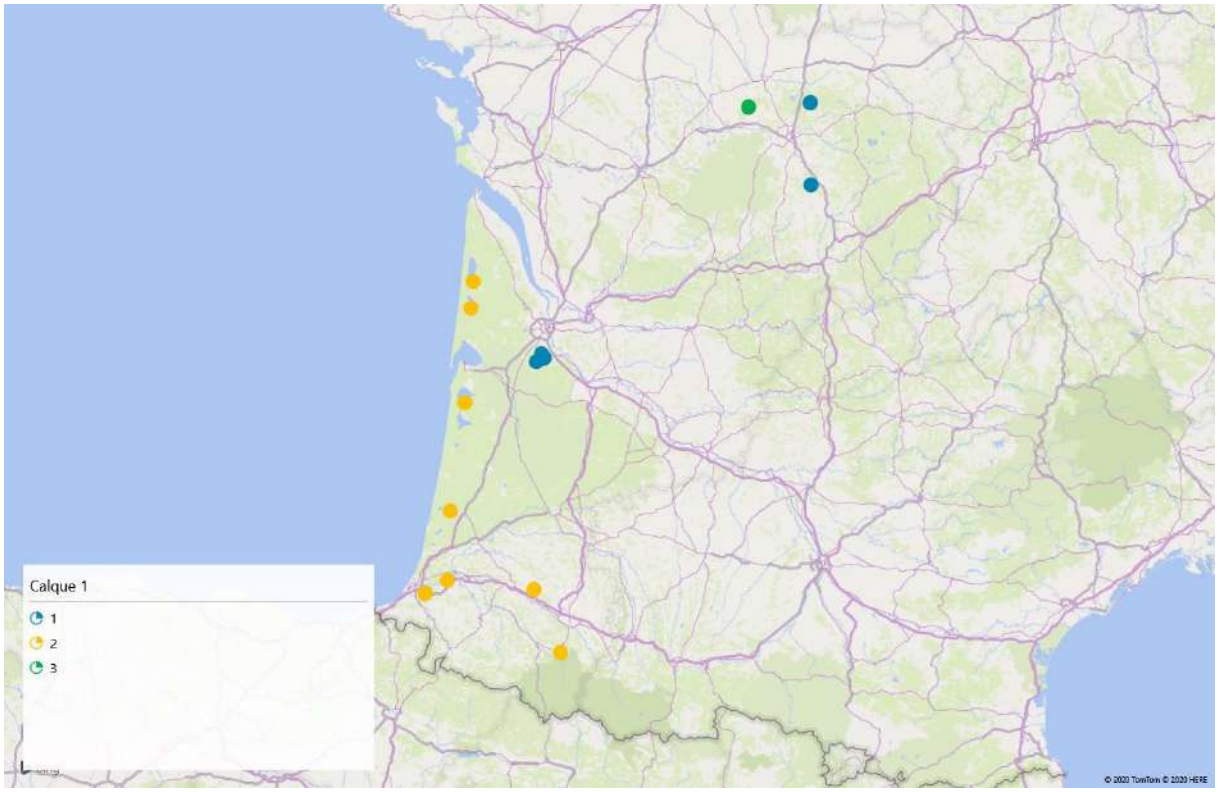


Fig. 90. Regroupement de similarité climatique des sites de milieu humide en 2019

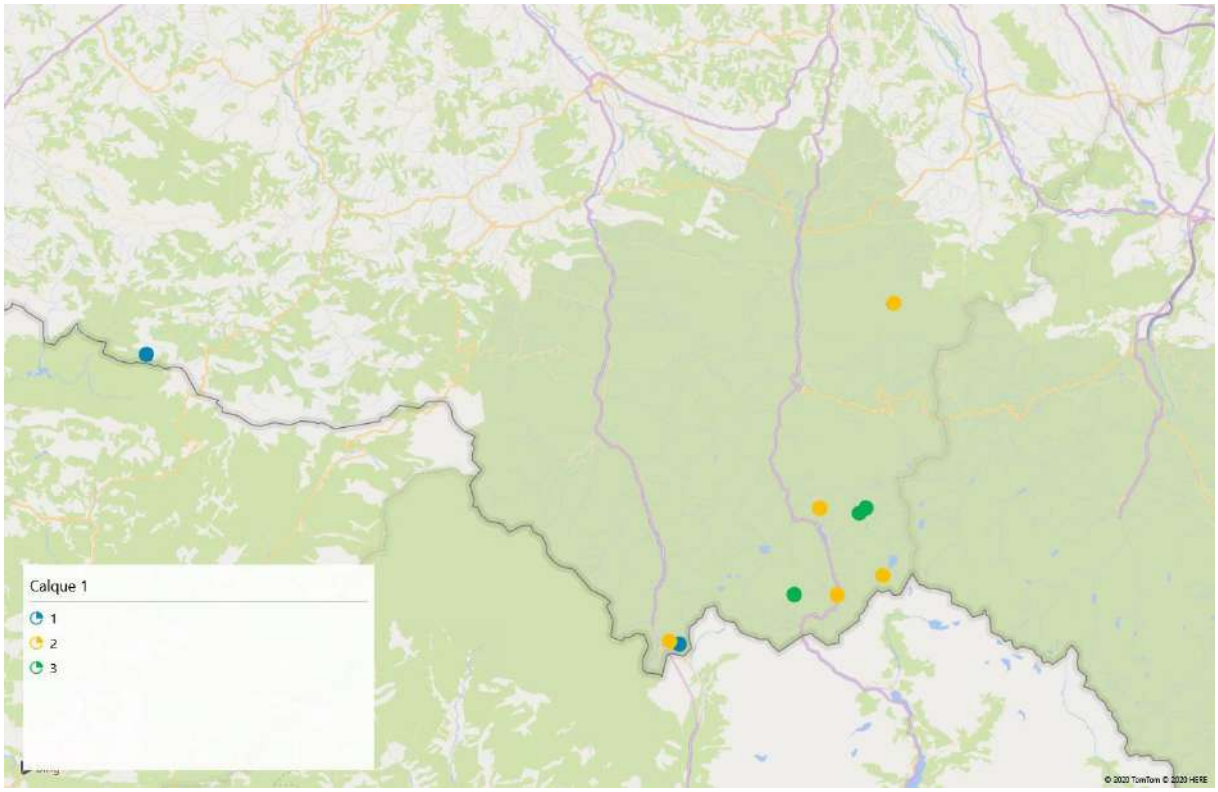


Fig. 91. Regroupement de similarité climatique des sites de milieu de montagne en 2019

- Comparaison du climat à 1m10-1m50 du sol et à 10-50cm du sol

Les températures moyennes ne sont significativement pas différentes entre les stations à 1m30 et 30cm du sol (Test de Mann et Whitney p=0.05) (ARGENSOL = 13.063 ± 8.593°C, ARGEN = 12.933 ± 7.791°C, CCADISOL = 13.976 ± 7.609°C, CCADI = 13.929 ± 7.737°C, VEZER = 13.030 ± 8.286°C, VEZERSOL = 13.069 ± 8.864°C) ainsi que pour les distributions des données (Kolmogorov–Smirnov p=0.05) (Fig. 92).

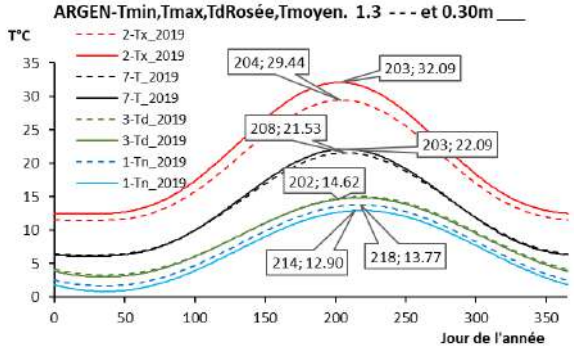


Fig. 92. Distribution des températures journalières maximales Tx, moyennes T, minimales Tn et points de rosée Td (°C) du site ARGEN en fonction du jour ordinal pour les stations à 1m30 du sol (traits pointillés---) et à 30 cm du sol (traits pleins ___).

Une différence significative est cependant constatée pour le taux d'humidité relative (ARGEN U=84362024, CCADI U=81004663, VEZER U=95732211.500, p< 0.0001). Le taux d'humidité relative est inférieur pour les données à 30cm du sol (ARGENSOL = 79.881 ± 21.587% ; ARGEN = 81.064 ± 20.300% ; CCADISOL = 83.110 ± 17.04% ; CCADI = 84.234 ± 17.304% ; VEZERSOL = 79.314 ± 22.454% ; VEZER = 78.327 ± 21.050%).

En milieu sec, les températures près du sol ne sont pas différentes, ainsi elles peuvent être utilisées pour d'éventuelles données manquantes à 1m30 du sol. La différence d'humidité pourrait être expliquée par la présence de roche asséchant le sol. Concernant l'intérêt des stations à cette hauteur, il parait nécessaire de poursuivre les analyses sur plus d'années et sur différents types de milieux naturels.

2.3.4 Modélisations mécanistiques du climat des milieux naturels

• Variations climatiques interannuelles et diversité spécifique des lépidoptères de 2017 à 2019

L'analyse « mécanistique » consiste à agréger les données météorologiques en suivant une démarche sous-jacente de compréhension des phénomènes. Il s'agit de se rapprocher de variables intensives en lien avec la croissance des individus, à leur abondance observée sur le terrain. Nous proposons ici le développement méthodologique de lissage des données amenant à cette analyse mécanistique.

La figure ci-dessous représente l'ensemble des 365*24 données horaires d'une année sur un site parmi les 47. Les variables caractérisant l'année sont les suivantes : des températures minimales quotidiennes notées « Tmin ou Tn » en bleu, des températures maximales quotidiennes notées « Tmax ou Tx » en rouge. Les températures moyennes du point de rosée Td et les températures moyennes quotidiennes notées « Tmoy ou Tm » intermédiaires entre ces bornes caractérisant l'année (Fig. 93).

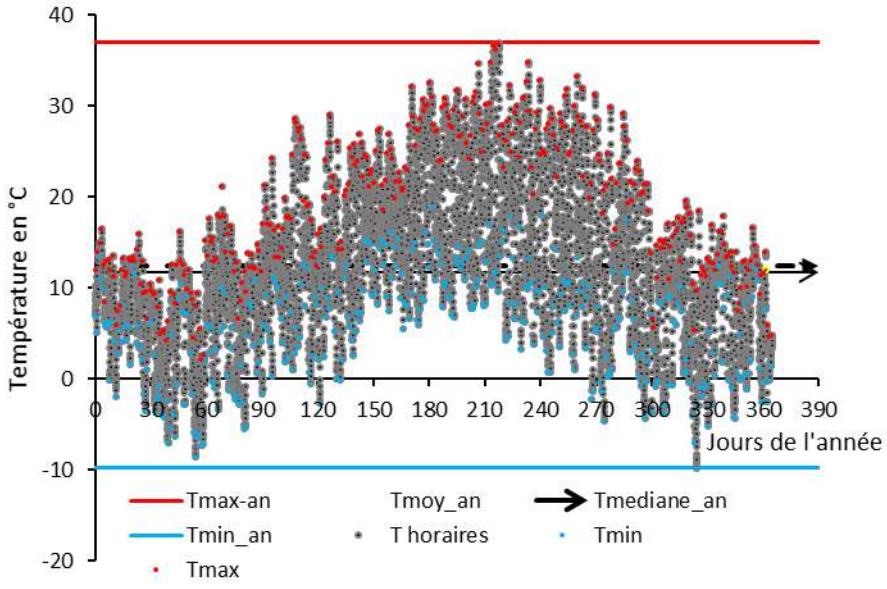


Fig. 93. Données brutes de températures de l'année 2018 du site Brousteyrot (BROUS).

Pour chaque ensemble annuel, des points de variables températures maximales Tmax (Tx) et minimales Tmin (Tn), températures du point de rosée (Td), température moyenne quotidienne Tmoy(Tm), la fonction suivante est appliquée pour agréger les données météorologiques (EWING *et al.*, 2016) :

$$T = (\mu - \lambda) + 2\lambda\left(\frac{1}{2} + \frac{1}{2}cos\left(2\pi\frac{(j-\emptyset)}{365}\right)\right)^{\gamma}$$

Cette fonction conserve une forme sinusoïdale. La fonction cosinus est ensuite modifiée en particulier avec l'exposant γ. C'est une caractéristique spécifique de l'été, une période où les espèces se trouvent en croissance maximale et sont mis aussi sous la pression d'une létalité induite par le niveau de température ou des contraintes environnementales autres comme la sécheresse. Les 4 paramètres $\mu, \lambda, \gamma, \phi$ sont disponibles pour chaque année, pour chacune des températures quotidiennes (Fig. 94) :

- μ : Température moyenne de l'année à identifier et associée à ce modèle sinusoïdal,
- λ: Amplitude de la fluctuation de la température dans l'année autour de cette moyenne,
- γ : Finesse, ou acuité du pic de température de l'année. Plus la valeur « gamma » est grande, plus la courbure est importante, autrement dit plus le pic annuel est étroit. Il caractérise la durée, la persistance de la période chaude,
- ϕ : Jour de la température maximale de l'année.

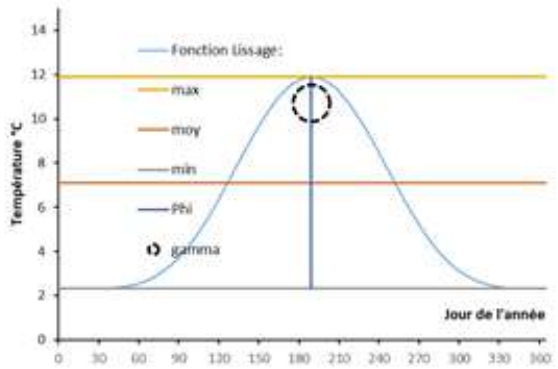


Fig. 94. Fonction de lissage mathématique des températures sur l'année.

Disposant du tableau des données journalières des températures maximales ou minimales, des températures de rosée, de la température moyenne, l'identification des 4 paramètres ci-dessus est réalisée année par année avec un solveur non linéaire (cf. exemple pour le site de Brousteyrot Fig. 95).

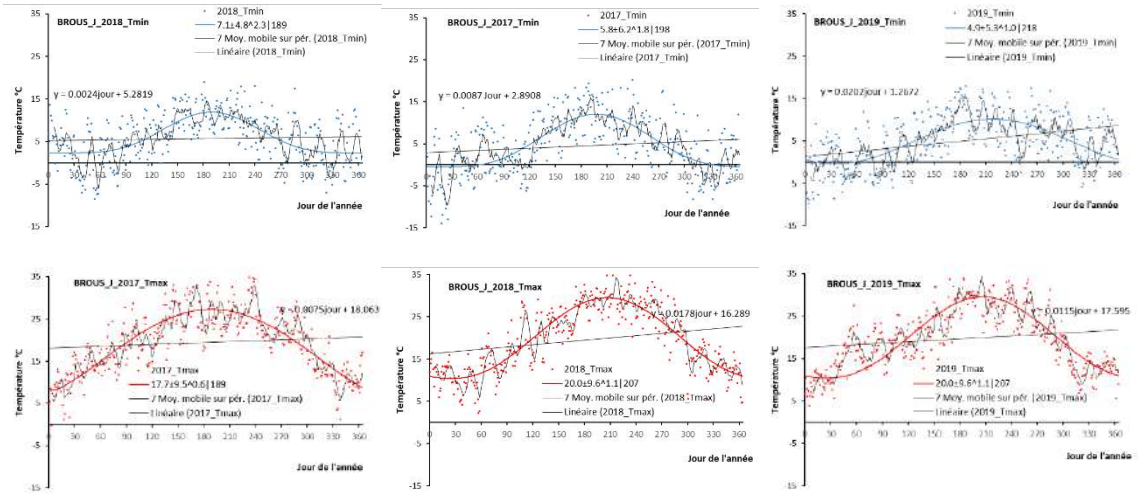


Fig. 95. Points de mesures des températures (°C) au cours des années et courbe de lissage des points.

Légende : points des mesures quotidiennes Tmin en bleu, Tmax en rouge, courbe de lissages des points, moyenne mobile sur 7 jours et tendance linéaire pour les 3 années 2017 à 2019.

Ces lissages avec 4 paramètres transforment les données météorologiques en données climatiques. L'année est rapportée à quelques composantes : évolutions en moyenne, amplitude, décalage dans le temps, forme, cela pour les 4 variables des températures quotidiennes max, min, de rosée, moyenne du profil annuel. La croissance des lépidoptères est liée aux degrés-jours de croissance entre 10-35°C et de létalité au-dessus de 30°C « DJ30 » et en dessous de 0° « DJ0 » (Fig. 96).

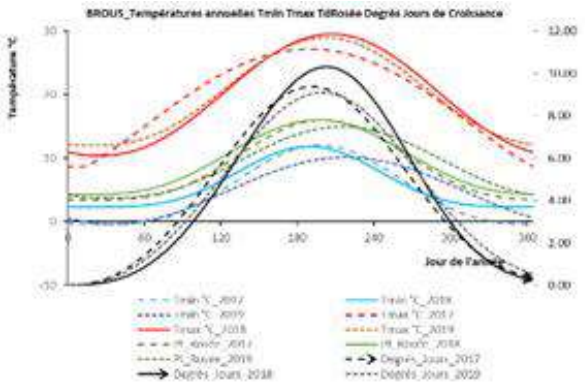


Fig. 96. Courbes de lissage des températures minimales et maximales, du point de rosée et des degrés-jours sur les trois années de suivis.

Légende : Tmax (rouge), Tmin (bleu), Td Rosée (vert), degrés-jours de croissance (noir)

Les paramètres des courbes de *lissage des températures maximales* montrent une année 2017 très contrastée par rapport aux autres années.

Pour le milieu montagnard, la température moyenne est supérieure d'environ 3°C en 2017 comparée aux années 2018-2019 (2017 = 10.546 ± 1.276°C; 2018 = 6.959 ± 0.928°C; 2019 = 7.184 ± 0.895°C). L'humidité relative moyenne est supérieure en 2018 comparée aux années 2017 et 2019 (2017 = 79.851 ±

2.086% ; 2018 = 83.712 ± 2.383%; 2019 = 77.775 ± 1.445%). Le point de rosée est deux fois supérieur en 2017 comparé aux autres années (2017 = 6.963 ± 1.920°C ; 2018 = 3.845 ± 0.761°C ; 2019 = 2.610 ± 0.933°C). L'écart entre la température minimale et le point de rosée est plus important en 2017 suggérant que l'eau s'évapore plus vite en 2017 et est moins disponible pour les espèces. L'année 2017 est caractérisée par des températures létales 7 fois supérieures comparées à 2018–2019 (2017 = 7.780 ± 3.395 ; 2018 = 1.121 ± 1.758 ; 2019 = 0.519 ± 0.687), et une durée de diapause inférieure (2017 = 183.564 ± 19.460 ; 2018 = 236.078 ± 15.423 ;2019 = 238.421 ± 11.307).

Pour le milieu sec, les indices de températures (2017 = 13.014 ± 0.314°C ; 2018 = 14.228 ± 1.284°C), d'humidité (2017 = 80.631 ± 0.754% ; 2018 = 79.747 ± 4.332%) et de point de rosée (2017 = 8.936 ± 0.313°C ; 2018 = 10.048 ± 0.765°C) sont différents globalement entre l'année 2017 et l'année 2018. L'humidité relative minimale est inférieure en 2017 comparée aux autres années (2017 = 14.677 ± 1.192% ; 2018 = 23.842 ± 2.424% ; 2019 = 19.494 ± 2.359%).

Pour le milieu humide, les températures (2017 = 12.889 ± 0.452°C ; 2018 = 12.948 ± 0.944°C ; 2019 = 12.720 ± 0.934°C) et humidités moyennes (2017 = 84.538 ± 0.843% ; 2018 = 86.244 ± 1.171%; 2019 = 84.326 ± 1.503%) ne sont pas significativement différentes. Le point de rosée est cependant supérieur en 2017 comparé aux autres années 2017 = 9.662 ± 0.594°C; 2018 = 9.612 ± 1.380°C ; 2019 = 9.350 ± 1.102°C).

En début d'année 2017, l'année se réchauffe plus vite que l'année 2018. En fin d'année, la tendance s'inverse avec une année plus chaude en 2018. La moyenne maximale est plus importante en 2018 qu'en 2017 (V=0 ; p=0.03). Plus la moyenne maximale est importante, plus la richesse en nombre d'espèces est importante (rho=0.615 ; p=0.03). Le jour du maximum de température arrive plus tard en 2018 (V=0 ; p=0.03). L'année 2018 a une courbe de température minimale plus pointue qu'en 2017 (V=21 ; p< 0.0001). Les températures minimales des milieux humides sont toujours inférieures aux températures minimales des milieux secs (Fig. 97–Fig. 98). L'eau contenue dans les milieux humides joue un rôle tampon.

La saison printemps/été de l'année 2017 est donc caractérisée par des températures maximales plus importantes que celles de l'année 2018 et l'inverse se produit en saison automne/hiver sur un temps plus long amenant ainsi l'année 2018 à des températures moyennes plus chaudes. Ce constat mésoclimatique rejoint l'analyse nationale de Météo France qui indique que l'année 2018 est l'année la plus chaude depuis le début du XXe siècle (MÉTÉO FRANCE, 2018). Les deux années se classent parmi les plus chaudes de la décennie.

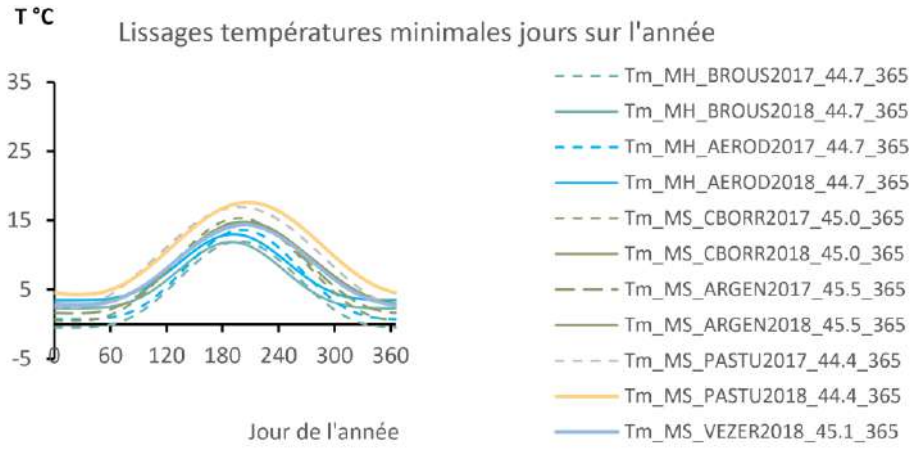


Fig. 97. Lissage des températures minimales des jours sur 2 années, 6 sites.

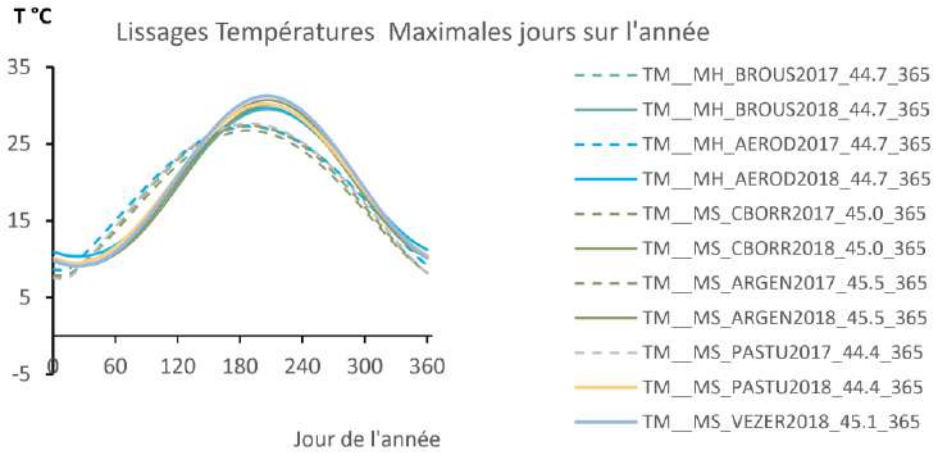


Fig. 98. Lissage des températures maximales des jours sur 2 années, 6 sites.

La température du point de rosée est une donnée qui peut être lissée comme les températures. Le point de rosée est la température à laquelle la vapeur d'eau contenue dans l'air se condense. Une différence de plus de 5°C entre la température de l'air et de rosée est un ordre de grandeur pour la mise en danger des espèces en particulier des ectothermes. Le déficit de pression de vapeur saturante est une composante de mesure de pression de sécheresse sur les ectothermes. Le lissage du point de rosée de l'année 2018 est toujours au-dessus du lissage de 2017. Le maximum du point de rosée est en retard de 17 jours en 2017 par rapport à 2018 ($V=21$; $p< 0.0001$). Autrement dit, la météorologie de 2017 a eu un impact plus grand sur l'humidité des milieux humides en comparaison aux milieux secs. L'année 2017 a été marquée par une grande douceur et très peu de précipitations (MÉTÉO FRANCE, 2018).

Les degrés-jours caractérisent l'énergie nécessaire pour l'évolution des espèces par exemple pour un papillon passant d'un stade à un autre (œuf, chenille, chrysalide, imago). La valeur moyenne du paramètre de lissage m obtenue est de l'ordre de 3.5 et indique que les degrés-jours suivent quasiment une forme de distribution de loi normale sur l'année à partir de t_0 avec peu d'asymétrie. L'année 2017 a un cumul de degrés-jours plus rapide que celle de l'année 2018 sur la période printemps/été et donc durant la période d'observation des lépidoptères de mai à août correspondant à la période de 150 à 240 sur l'axe des abscisses. Le cumul de la valeur moyenne des degrés-jours DJC de l'année 2018 est atteint environ une semaine après celui de l'année 2017. La différence est de 100 degrés-jours début juillet, cela correspond à l'ordre de grandeur de l'énergie nécessaire pour un insecte pour passer d'un stade à un autre. Le cumul des degrés-jours arrive 1 semaine de retard en 2018 et devient finalement plus important en fin d'année 2018 comparé à 2017. Vers le mois de septembre, cette tendance s'inverse avec un cumul des degrés-jours plus important en 2018 qu'en 2017 (Fig. 99). Le milieu humide cumule moins de degrés-jours que les milieux secs. L'hypothèse précédente sur le rôle tampon de l'eau peut expliquer cette différence entre les deux types de milieux. Le milieu sec passe par des niveaux de température plus élevés accélérant les vitesses des réactions enzymatiques, créant plus d'individus donc statistiquement plus d'espèces.

Des jalons sur l'année s'en déduisent. La date appelée biofix correspond aux degrés-jours nécessaires pour que les lépidoptères s'activent (valeur fixée à 190 degrés-jours). Un retard de quelques jours à une dizaine de jours est constaté pour l'année 2018. Le retard de l'année est constaté avec les dates d'apparition des générations nommées pour les espèces voltinistes.

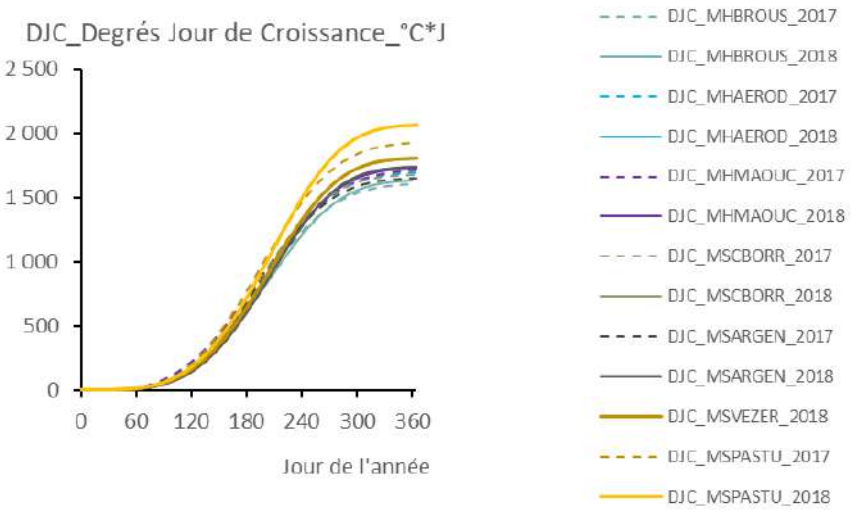


Fig. 99. Degrés jour de croissance du cumul sur l'année, 7 sites.

Ces *paramètres climatiques sur l'année* sont ensuite mis en corrélation (corrélation de Spearman p=0.05) avec les paramètres qui résument le profil de diversité sur l'année pour chaque site ou chaque milieu.

Les analyses précédentes ont montré que les populations de lépidoptères suivies caractérisent bien les types d'habitat permettant une analyse dissociée des landes humides, des pelouses sèches et des pelouses de montagne (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018a). L'ajout d'un lissage des profils par une fonction mathématique résume en 4 paramètres principaux les profils de diversité spécifique des milieux (Fig. 100).

Pour le milieu sec, sur environ 3000 individus, l'année 2018 profite aux individus créés en fin d'année 2017 et se trouve à un niveau plus haut début mai. Le niveau évolue ensuite moins rapidement qu'en 2017 en début d'année puis reprend une progression plus rapide pour terminer un peu plus haut qu'en 2017. Entre 2017 et 2018, le nombre d'espèces passe de 68 à 72, la part des espèces abondantes est stable et évolue de 6.7 à 7.5. La concavité du profil passe de 1.16 à 1.24 (Fig. 100).

Dans le milieu humide sur environ 900 individus, les dénombrements d'individus de lépidoptères dans la période de mai jusqu'à la fin août sont équivalents en 2017 et en 2018. Le nombre d'espèces passe de 35 à 47, la part des espèces abondantes est stable et passe de 4.4 à 5.1 avec une concavité du profil évoluant de 1 à 1.37 (Fig. 100). Comme pour les milieux secs la fragilité du milieu est une conséquence car les espèces ajoutées sont peu nombreuses.

Le milieu de montagne 2018 est au-dessus de 2017. Un biais de dénombrement partiel est en partie lié à ces résultats : 4.6 km parcouru en 2017 pour 188 individus, 30 espèces, contre 7.2 km en 2018 avec 474 individus, 44 espèces) (Fig. 100).

L'hypothèse posée avec le changement climatique est que les profils de diversité devraient changer en richesse et en fragilité. Les pelouses de montagne ont une diversité spécifique plus faible que les pelouses sèches, avec une fragilité dépendante de l'espèce la plus nombreuse. Les landes humides sont aussi riches que les pelouses de montagne et moins fragiles par leurs homogénéités de répartition des espèces. Les profils peuvent devenir plus concaves. Dans un tel milieu fragilisé, les espèces du cortège de lépidoptères sont susceptibles d'être alors sujettes à des extinctions locales par des évènements

extérieurs, par exemple pour le Fadet des laîches (*Coenonympha oedippus*) et l'Azuré des mouillères (*Phengaris alcon*) en landes humides (MALLARD, 2016a).

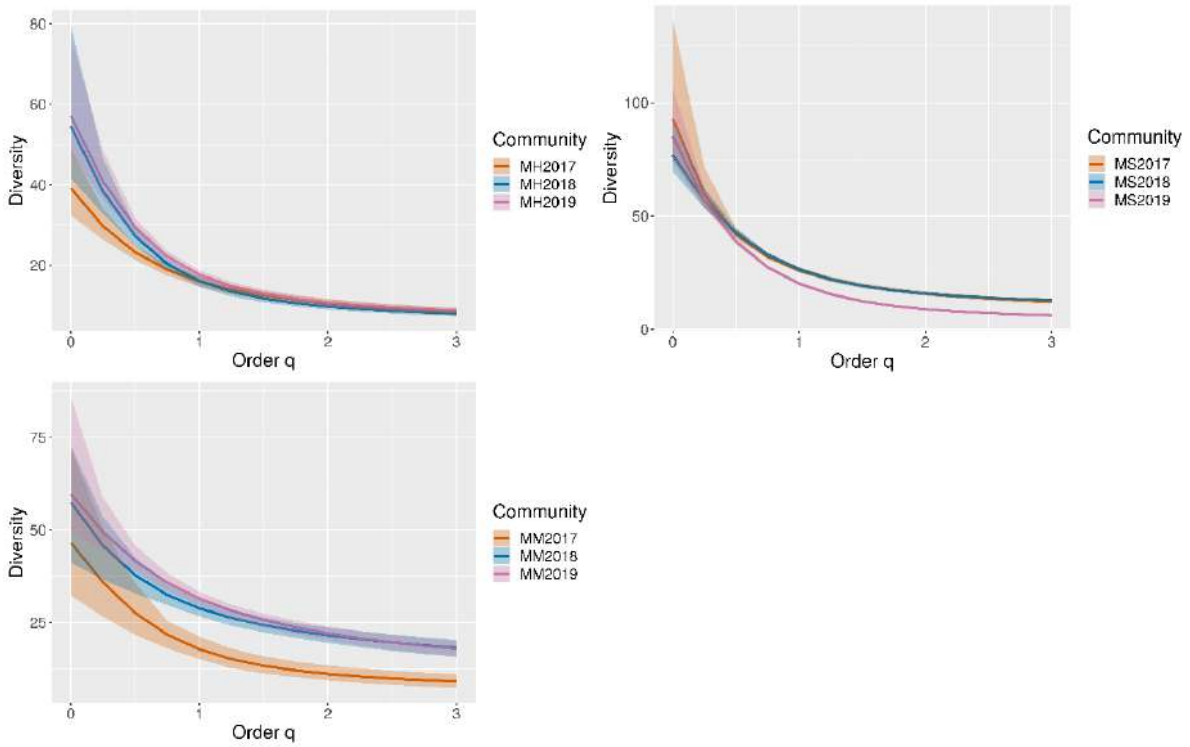


Fig. 100. Profils de diversité spécifique de l'ensemble des sites de landes humides (MH), de pelouses sèches (MS) et de montagne (MM) et incertitudes à 95% de confiance.

• Paramètres d'évolution climatique de 1950 à 2100

Températures moyennes, maximales, minimales et Point de rosée

Cette méthodologie mathématique de lissage a été réalisée sur les données des températures entre 1950 et 2100 des mailles où sont situés les sites. Les tracés suivants (Fig. 105–Fig. 108) sont des résultats des Tmoyen (température moyenne), Tmax (maximale), Tmin (minimale), Td (point de rosée) des sites de milieux humides, secs et de montagne :

$$Variable\ température\ (max, min\ \ldots)\ de\ l'année = (\mu - \lambda) + 2\lambda\left(\frac{1}{2} + \frac{1}{2}cos\left(2\pi\frac{(jour - \emptyset)}{365}\right)\right)^{\gamma}$$

L'analyse des paramètres de l'évolution climatique montre que le paramètre μ °C, température moyenne du lissage est évolutif selon les scénarios climatiques. La moyenne d'évolution du scénario RCP8.5 conduit à +5.8°C, celle du scénario RCP4.5 à +3.6°C, celle du scénario RCP2.6 à +2.1°C par rapport à 1950. Le paramètre λ °C, autour de μ est peu sensible en niveau selon les scénarios et du même ordre de grandeur 0.5°C pour Tmin, Tmax, Td, Tm. La valeur du paramètre γ est très dispersée selon les

années, et liée à μ. Ce paramètre reflète la période de fortes chaleurs d'été. Le décalage annuel du maximum de température ø est de l'ordre de 5.5 jours pour le scénario RCP85, 1.5 jours pour le RCP45 sur la période de 1950 à 2100

Les figures ci-dessous (Fig. 101-Fig. 108) sont donc relatives au paramètre de lissage $\boldsymbol{\mu}(°C)$ des variables journalières Tmax, Tmin, Td point de rosée, Tmoyen de chaque jour des années entre 1950 à 2100. Les données sont issues de Météo France dans une maille de 1x1 km². Les valeurs annuelles du paramètre μ(°C) de données entre 1950 et 2020 sont ensuite prolongées par celles issues des scénarios RCP26, 45, 85 entre 2021 et 2100 dans la même maille. Les triangles noirs sont relatifs au scénario RCP26, les cercles bleus au scénario RCP45 et les cercles rouges au scénario RCP85. Les croix vertes replacent les valeurs de la sonde météorologique du site dans la maille pour les années 2017-2018-2019. Les étiquettes sont le rappel des relevés numériques de quelques points. Les courbes en pointillés noirs (RCP26), bleus(RCP45), rouges (RCP85) sont les tracés du lissage de 1950 à 2100 des points $\boldsymbol{\mu}(°C)$ par un polynôme de degré 2 soit «μ(°C)=a x²+b x+c », avec x l'année (entre 1950 et 2100), l'équation de lissage est mentionnée sur le graphique.

Les paramètres μ des températures minimales de la station météorologique « sentinelles » sont dans le site inférieurs à ceux de la maille pour le milieu humide BROUS en 2017,2018,2019 (Fig. 101-Fig. 102). Les paramètres μ des températures maximales 2017 à 2019 des stations sentinelles sont supérieurs. Le RCP 2.6 a une tendance très faible d'augmentation du paramètre μ comparé aux deux autres scénarios 5.5 et 8.5, en moyenne de 2 à 4°C respectivement (Fig. 101-Fig. 104). Deux mailles proches BROUS et AEROD montrent des différences de l'ordre de 0.20-0.30°C. Il est observé que, chaque année, les données s'éloignent des tendances des mailles (Fig. 101-Fig. 102).

Les paramètres μ du point de rosée et de la moyenne des stations sentinelles sont situés dans le nuage de points de leurs mailles. Les paramètres μ du point de rosée ont une augmentation plus importante en 2100 au RCP 8.5 et moins de différence de tendance entre les RCP2.6 et 4.5. Les paramètres μ des températures moyennes en 2100 sont de 2 à 4°C de plus entre le RCP2.6 et le RCP 4.5 et 8.5. L'augmentation des paramètres μ des températures moyennes est légèrement moins forte en montagne comparée en plaine (Fig. 105-Fig. 108).

À l'échelle locale en fonction des types de milieux les réponses climatiques sont différentes. L'analyse du mésoclimat semble ainsi pertinent pour les relier aux observations des lépidoptères sur le terrain.

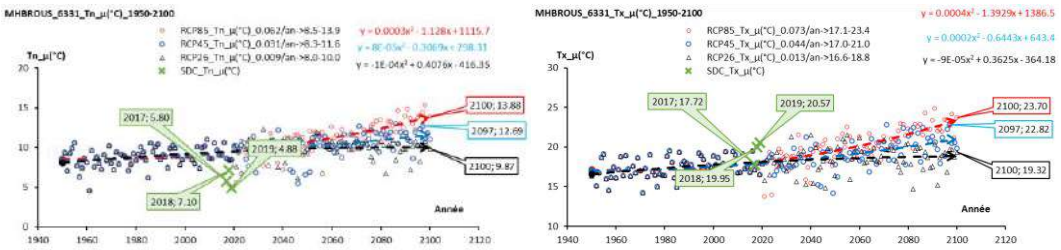


Fig. 101. Paramètres μ du milieu humide BROUS des températures minimales (Tn) et maximales (Tx).

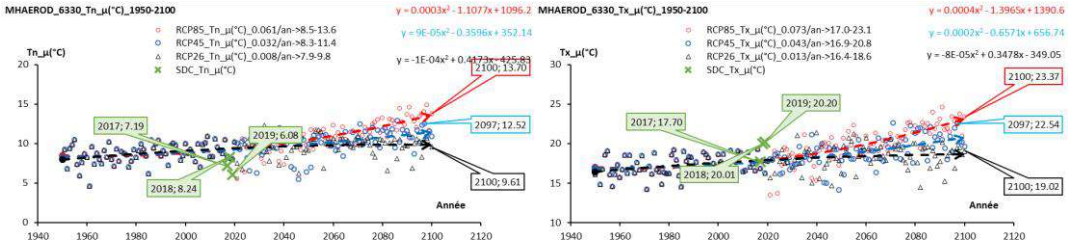


Fig. 102. Paramètres μ du milieu humide AEROD des températures minimales (Tn) et maximales (Tx).

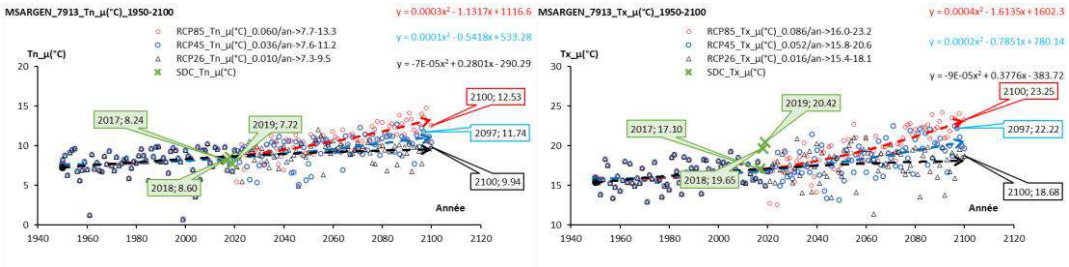


Fig. 103. Paramètres μ du milieu sec ARGEN des températures minimales (Tn) et maximales (Tx).

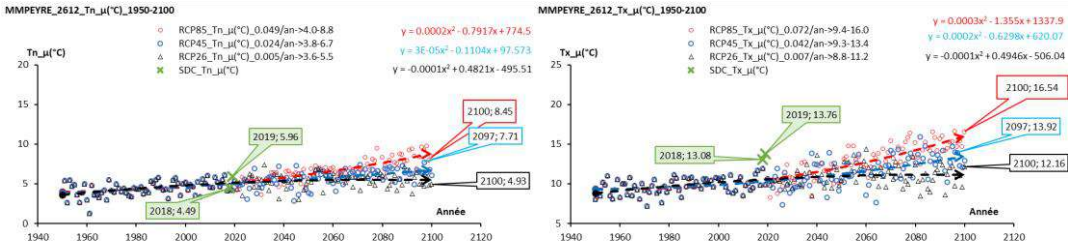


Fig. 104. Paramètres μ du milieu de montagne PEYRE des températures minimales (Tn) et maximales (Tx).

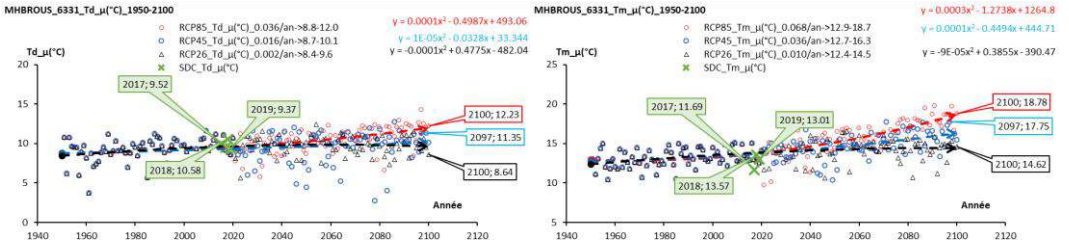


Fig. 105. Paramètres μ du milieu humide BROUS du point de rosée (Td) et des températures moyennes (Tm).

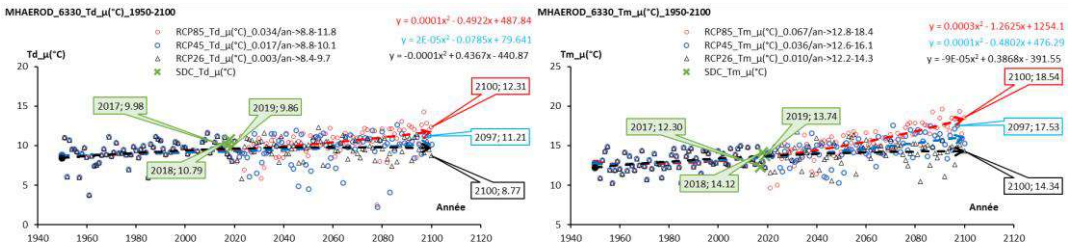


Fig. 106. Paramètres μ du milieu humide AEROD du point de rosée (Td) et des températures moyennes (Tm).

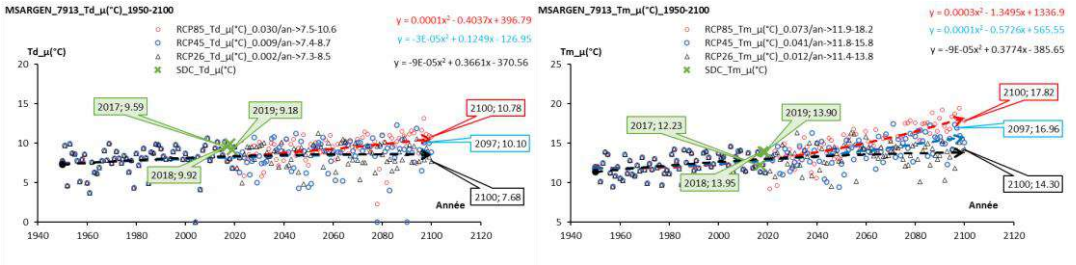


Fig. 107. Paramètres µ du milieu sec ARGEN du point de rosée (Td) et des températures moyennes (Tm).

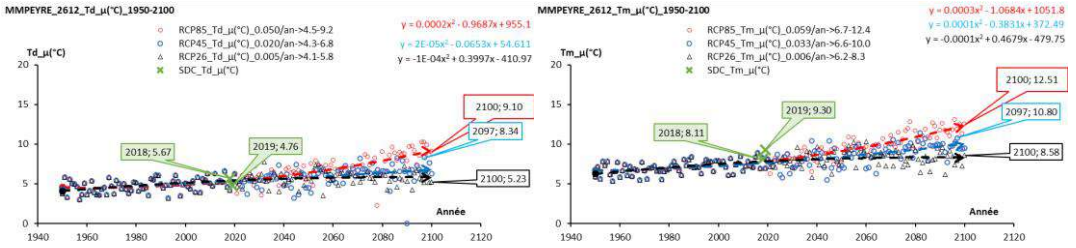


Fig. 108. Paramètres µ du milieu de montagne PEYRE du point de rosée (Td) et des températures moyennes (Tm).

Degrés-jours de croissance et létalité

Les degrés-jours potentiels de croissance mesurés par les stations météorologiques sentinelles se situent dans la tendance de ceux des mailles. Ils augmentent avec les scénarios climatiques les plus pessimistes indiquant un nombre d'individus créés plus important. Cependant, il faut les mettre en balance avec les degrés-jours potentiellement léthaux supérieurs à 30°C et inférieurs à 0°C. Ceux supérieurs à 30°C sont plus significatifs en milieu de montagne qu'en plaine soit 2 fois plus de degrés-jours pour le scénario le plus pessimise comparé aux autres scénarios. Une diminution plus importante est constatée pour les degrés-jours inférieurs à 0°C en milieu de montagne (Fig. 109-Fig. 114).

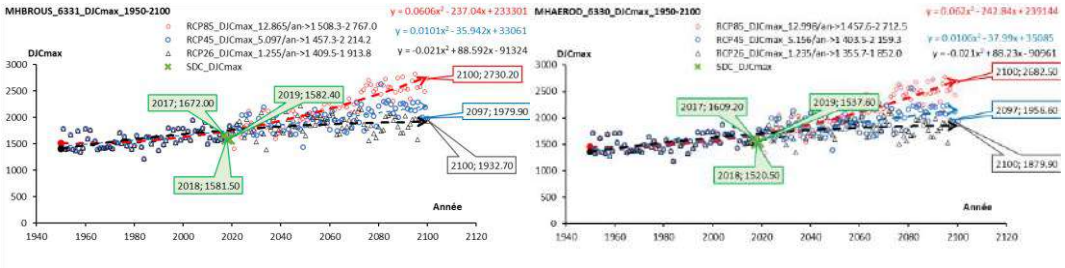


Fig. 109. Degrés-jours de croissance 10°C-35°C (DJC) entre 1950 à 2100 pour les milieux humides BROUS et AEROD.

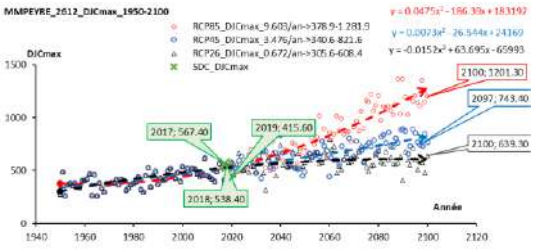


Fig. 110. Degrés-jours de croissance 10°C-35C°C (DJmax) entre 1950 à 2100 pour le milieu de montagne PEYRE.

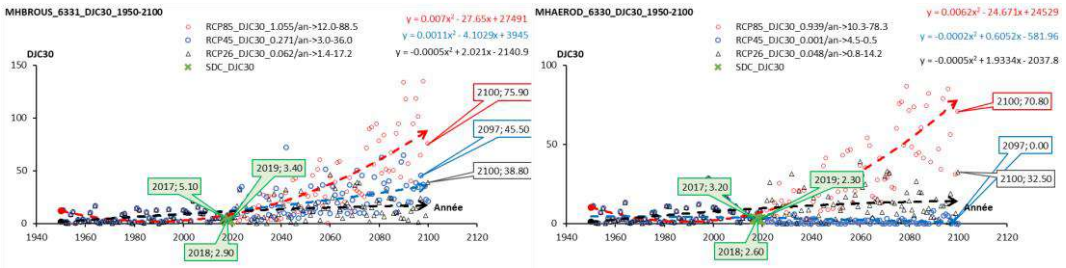


Fig. 111. Degrés-jours de létalité DJ30 (>30°C) entre 1950 à 2100 pour les milieux humides BROUS et AEROD.

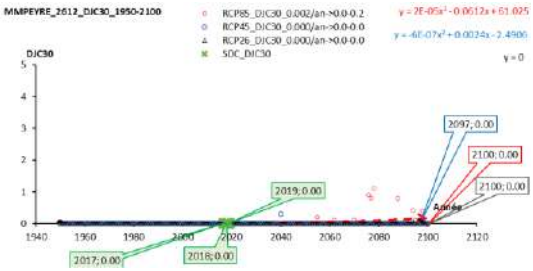


Fig. 112. Degrés-jours de létalité DJ30 (>30°C) entre 1950 à 2100 pour le milieu de montagne PEYRE.

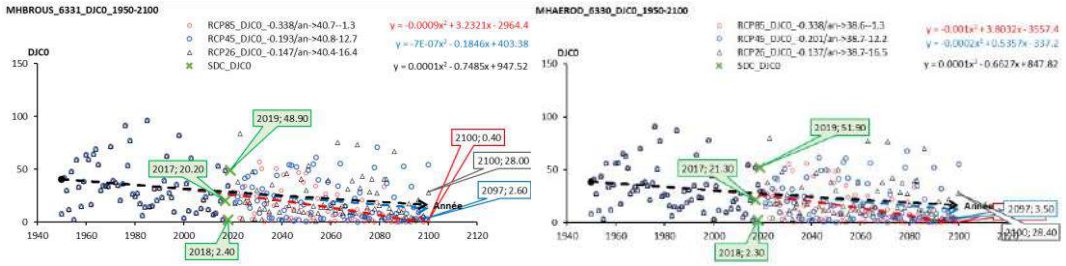


Fig. 113. Degrés-jours DL0 (<0°C) entre 1950 à 2100 pour les milieux humides BROUS et AEROD.

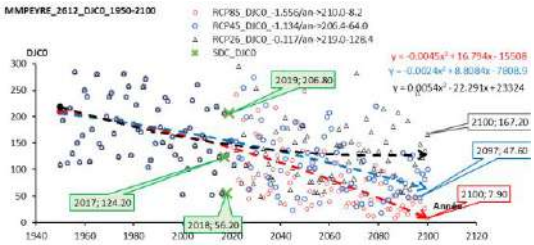


Fig. 114. Degrés-jours DL0 (<0°C) entre 1950 à 2100 pour le milieu de montagne PEYRE.

Profil thermique des journées

L'analyse des alternances jour nuit est plus complexe (Cox *et al.*, 2020). Pour lisser les journées et en déduire une journée type, la littérature utilise des fonctions par morceaux, des droites, des sinus, des exponentielles, fonctions logistiques, voire des combinaisons de ces fonctions pour représenter cette journée. Dans ce projet, le lissage des températures quotidiennes par une seule fonction de densité de Weibull prend en compte la dissymétrie et son aplatissement à la valeur maximale. Elle ne nécessite à la limite que 2 paramètres « m » et « t_m ». Le choix général de la forme de Weibull pour les températures journalières, pour les degrés-jours annuels, pour le comptage des espèces des observations annuelles cumulés permet d'envisager des analyses bivariées plus simples (ALMETWALLY *et al.*, 2020). Dans la dispersion des valeurs de « m » des jours de l'année, la valeur unique choisie pour le jour type est celle qui permet de retrouver la valeur des degrés-jours totaux de croissance de l'année déduit des températures minimales et maximales lissées.

Les paramètres m, tm, t_0 de la fonction de répartition ci-dessous sont en pratique identifiés par des régressions linéaires ou non linéaires :

$$F(t) = \left(1 - e^{-\left(\frac{t-t_0}{t_m}\right)^m}\right), FT = 0 \; pour \; t < t_0, t_0 = 0$$

La croissance du paramètre « m » du jour type des années 2000 à 2100 est de 1.9 en 1950 à 2.4 en 2100 pour le scénario RCP 8.5. Cela indique, toutes choses étant égales, un décalage du maximum de température sur la nuit d'environ 1h30 (Fig. 115).

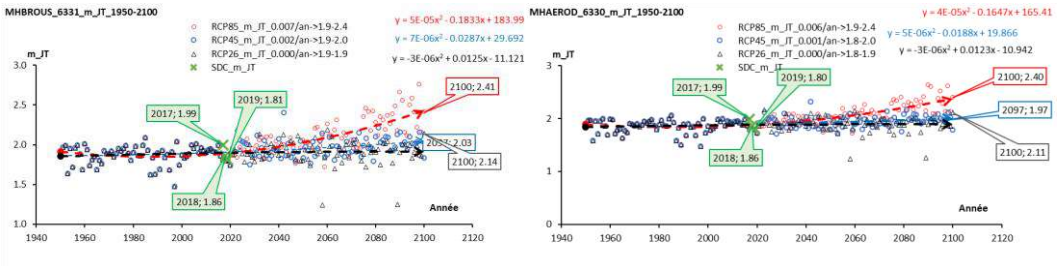


Fig. 115. Paramètre m de la journée thermique (JT) entre 1950 à 2100 pour les milieux humides BROUS et AEROD.

À partir des paramètres calculés pour les stations météorologiques du programme et des profils de diversité des lépidoptères observés sur le terrain 2017-2018-2019, l'objectif est de s'appuyer ensuite sur les données de la maille de 2021 à 2100 pour prédire les variables de réponses (Tab. VIII).

Tab. VIII. Pour le scénario RCP 8.5, exemples de paramètres calculés en température pour le milieu humide BROUS comme variables explicatives et ceux en en profil de biodiversité spécifiques comme variables de réponses.

	Variables explicatives, paramètres des données annuelles pour les températures quotidiennes												Variables de réponse					
	Point de rosée des jours				Températures min, max des jours								Courbes de profils de diversité					
Code paramètre :	μ	λ	γ	ϕ	μ_{min}	λ_{min}	γ_{min}	ϕ_{min}	μ_{max}	λ_{max}	γ_{max}	ϕ_{max}	D_0	D_{inf}	β	m_0	m_{inf}	b
MH BROUS 2017	10.87	5.75	2.04	202.37	7.19	6.47	1.91	200.96	17.68	9.68	0.62	188.87	13.00	2.04	1.37	1.05	0.50	0.65
MH BROUS 2018	9.83	6.10	1.12	201.49	8.25	4.74	2.18	191.71	20.01	9.69	1.09	205.65	16.00	2.77	1.30	1.03	0.48	0.66
MAILLE RCP85 2017	9.14	6.09	0.77	214.13	8.60	5.95	0.93	211.05	17.12	8.38	1.01	203.33						
MAILLE RCP85 2018	8.91	6.39	0.80	204.76	8.44	6.82	0.91	209.58	17.98	8.84	1.19	212.09						
MAILLE RCP85 2019	8.60	7.06	0.49	210.17	8.47	6.68	0.67	208.50	16.55	9.06	0.68	206.34						
MAILLE RCP85 2020	10.70	6.19	1.28	207.76	10.21	6.20	1.55	214.20	17.91	8.15	1.04	209.19						
MAILLE RCP85 2021	7.76	7.93	0.54	204.56	5.55	7.92	0.46	202.01	13.72	9.23	0.53	196.55						
MAILLE RCP85 2022	9.19	6.33	0.98	207.96	9.28	7.08	1.19	211.92	17.99	9.39	1.02	209.43						
MAILLE RCP85 2023	11.25	5.03	1.30	205.14	10.78	5.22	1.91	207.03	19.31	7.26	1.57	206.87						
MAILLE RCP85 2024	6.76	7.05	0.43	193.92	6.52	7.31	0.53	186.86	13.94	10.43	0.45	183.24						
MAILLE RCP85 2025	9.17	5.54	0.88	213.83	9.38	7.01	1.12	214.55	18.43	9.48	1.06	209.87						
MAILLE RCP85 2026	9.78	6.12	0.79	221.69	9.83	6.07	1.08	220.76	17.63	8.57	0.81	216.44						
MAILLE RCP85 2027	9.49	4.47	0.82	204.77	11.15	6.51	1.46	210.23	19.72	9.36	0.97	203.05						
MAILLE RCP85 2028	10.21	4.97	1.20	196.93	10.25	5.91	1.29	210.45	19.34	8.21	1.23	210.17						
MAILLE RCP85 2029	9.69	5.62	1.02	206.46	9.85	6.53	1.38	209.00	18.70	8.67	1.03	203.62						
MAILLE RCP85 2030	10.96	6.20	1.90	195.31	10.29	6.68	1.63	204.76	18.90	8.60	1.26	208.50						
MAILLE RCP85 2031	5.80	7.67	0.36	213.19	8.15	7.61	0.89	207.25	17.14	10.16	0.80	204.93						
MAILLE RCP85 2032	7.08	7.62	0.48	220.15	7.74	8.42	0.63	218.87	18.72	9.59	0.99	211.62						
MAILLE RCP85 2033	10.04	5.07	1.00	212.29	10.32	7.00	1.04	208.25	18.81	10.44	0.83	200.50						
MAILLE RCP85 2034	9.67	5.94	0.91	209.88	8.91	6.31	0.83	204.36	18.35	8.02	1.02	204.62						
MAILLE RCP85 2035	10.63	4.13	1.27	213.94	11.74	5.98	1.85	212.71	21.48	8.25	1.55	212.52						
MAILLE RCP85 2036	11.15	4.84	1.39	207.90	10.99	5.15	2.17	200.01	19.80	6.57	1.74	200.37						
MAILLE RCP85 2037	8.35	6.49	0.55	211.50	10.28	7.39	1.25	207.90	18.96	10.22	1.07	206.68						
MAILLE RCP85 2038	8.58	7.72	0.79	212.62	8.01	7.47	0.95	209.88	15.82	10.15	0.85	212.27						

	Variables explicatives, paramètres des données annuelles pour les températures quotidiennes												Variables de réponse					
	Point de rosée des jours				Températures min, max des jours								Courbes de profils de diversité					
Code paramètre :	μ	λ	γ	ϕ	μ_{min}	λ_{min}	γ_{min}	ϕ_{min}	μ_{max}	λ_{max}	γ_{max}	ϕ_{max}	D_0	D_{inf}	β	m_0	m_{inf}	b
MAILLE RCP85 2039	10.96	6.03	1.05	203.08	9.21	5.93	0.95	209.19	17.43	7.29	0.77	210.44						
MAILLE RCP85 2040	8.43	8.83	0.79	210.96	7.19	8.94	0.78	206.51	15.45	10.50	0.67	201.97						
MAILLE RCP85 2041	11.34	5.07	1.49	203.00	11.17	5.83	1.79	204.81	19.36	8.29	1.39	203.39						
MAILLE RCP85 2042	10.34	5.10	1.01	199.57	11.16	7.02	1.29	197.09	19.91	9.64	1.03	191.69						
MAILLE RCP85 2043	10.45	5.67	0.86	215.57	11.18	6.76	1.31	217.49	20.21	9.15	1.34	217.14						
MAILLE RCP85 2044	11.23	4.95	1.51	205.44	10.49	5.01	1.75	216.10	19.65	7.03	1.75	219.43						
MAILLE RCP85 2045	9.57	5.12	1.16	220.10	11.59	7.73	1.80	212.07	20.30	11.12	1.23	207.67						
MAILLE RCP85 2046	10.61	5.53	1.26	208.77	11.63	7.38	1.73	212.05	20.87	10.49	1.62	209.98						
MAILLE RCP85 2047	9.99	6.76	0.81	215.88	9.51	7.13	1.01	215.55	18.27	9.33	1.15	213.56						
MAILLE RCP85 2048	11.75	5.00	2.09	211.86	11.23	5.42	1.86	216.21	19.73	7.36	1.33	214.33						
MAILLE RCP85 2049	9.13	6.08	0.88	206.60	9.89	7.29	1.12	212.23	17.60	10.31	0.82	203.88						
MAILLE RCP85 2050	8.70	6.06	0.60	217.22	10.11	7.04	1.10	214.14	18.72	10.30	0.97	207.98						
MAILLE RCP85 2051	11.31	4.92	1.94	214.45	12.02	6.35	2.38	203.85	21.01	8.31	1.83	200.10						
MAILLE RCP85 2052	9.87	5.38	0.60	205.37	9.54	6.16	0.66	206.04	19.21	7.84	0.88	201.66						
MAILLE RCP85 2053	11.15	5.93	1.25	209.29	11.88	7.43	1.74	218.32	21.65	9.89	2.03	220.15						
MAILLE RCP85 2054	10.73	6.48	1.41	219.56	10.99	7.87	1.65	213.72	19.97	10.37	1.47	206.76						
MAILLE RCP85 2055	10.03	5.05	1.11	201.16	11.46	7.26	1.95	213.12	22.53	9.78	2.60	218.11						
MAILLE RCP85 2056	10.11	5.61	1.00	212.39	11.92	7.80	1.34	212.29	21.32	11.35	1.13	207.32						
MAILLE RCP85 2057	11.61	5.73	1.83	203.91	10.51	6.60	1.16	200.14	18.39	9.00	0.69	192.92						
MAILLE RCP85 2058	9.64	6.59	0.69	222.25	9.89	8.08	0.86	218.10	18.73	10.44	0.77	210.55						
MAILLE RCP85 2059	12.29	6.34	1.90	211.87	10.82	5.39	1.75	205.86	18.60	6.38	1.06	201.88						
MAILLE RCP85 2060	11.02	4.18	0.71	206.31	12.60	6.01	1.55	200.30	21.26	9.24	1.27	198.21						
MAILLE RCP85 2061	8.65	6.41	0.48	217.50	11.17	6.88	1.23	210.67	19.35	9.98	0.90	204.14						
MAILLE RCP85 2062	10.99	5.31	1.66	198.45	11.60	7.14	1.57	203.92	20.13	9.93	1.14	202.67						
MAILLE RCP85 2063	9.33	6.79	0.67	208.87	10.53	8.77	0.85	209.17	19.98	11.55	0.81	204.34						
MAILLE RCP85 2064	10.29	4.83	0.94	220.37	12.25	6.89	1.72	209.39	21.68	9.84	1.48	204.93						

	Variables explicatives, paramètres des données annuelles pour les températures quotidiennes												Variables de réponse					
	Point de rosée des jours				Températures min, max des jours								Courbes de profils de diversité					
Code paramètre :	μ	λ	γ	ϕ	μ_{min}	λ_{min}	γ_{min}	ϕ_{min}	μ_{max}	λ_{max}	γ_{max}	ϕ_{max}	D_0	D_{inf}	β	m_0	m_{inf}	b
MAILLE RCP85 2065	11.45	7.79	1.02	211.45	10.64	8.28	1.01	215.60	18.90	10.22	0.80	213.10						
MAILLE RCP85 2066	9.91	5.78	0.72	227.52	10.44	6.84	0.91	216.69	19.86	9.25	0.95	207.51						
MAILLE RCP85 2067	11.39	5.56	1.11	207.77	11.54	6.15	1.40	204.94	20.54	7.94	1.06	201.47						
MAILLE RCP85 2068	11.05	4.77	1.15	219.97	11.82	7.02	1.30	212.32	20.12	10.14	0.92	200.23						
MAILLE RCP85 2069	10.49	6.91	0.67	201.67	9.72	7.04	0.80	200.71	18.31	8.62	0.82	198.81						
MAILLE RCP85 2070	10.98	5.94	1.31	208.46	11.53	7.11	1.45	206.99	21.30	8.37	1.36	204.35						
MAILLE RCP85 2071	10.22	6.44	0.91	202.59	10.33	7.98	1.00	207.25	19.63	10.18	0.92	203.95						
MAILLE RCP85 2072	11.62	6.85	1.10	207.68	10.95	7.03	1.19	213.69	19.54	8.50	1.09	215.69						
MAILLE RCP85 2073	12.19	5.74	1.34	217.73	12.24	6.29	1.26	224.14	21.02	8.22	1.03	220.37						
MAILLE RCP85 2074	11.93	3.98	1.84	193.28	11.97	5.86	1.10	213.85	20.61	9.05	0.88	207.40						
MAILLE RCP85 2075	10.41	5.61	0.66	213.23	11.56	7.54	0.90	210.65	20.82	10.06	0.75	204.46						
MAILLE RCP85 2076	10.48	5.45	0.99	221.80	12.64	7.47	1.20	206.64	22.01	10.53	0.87	194.56						
MAILLE RCP85 2077	11.83	5.33	0.88	214.55	12.90	7.13	1.15	216.14	22.95	10.37	1.35	209.86						
MAILLE RCP85 2078	12.34	4.77	3.68	195.90	13.28	5.97	2.05	209.52	22.88	8.80	1.48	211.55						
MAILLE RCP85 2079	7.91	7.63	0.36	203.06	11.75	8.69	1.02	218.35	21.43	11.82	1.05	216.40						
MAILLE RCP85 2080	12.07	5.47	1.27	206.55	13.44	7.69	1.59	212.27	22.26	10.42	1.17	205.72						
MAILLE RCP85 2081	11.20	5.88	0.89	212.99	11.99	7.30	1.20	218.98	21.51	9.82	1.23	216.22						
MAILLE RCP85 2082	6.61	8.27	0.26	202.50	11.26	8.09	0.90	203.13	19.83	11.87	0.67	203.10						
MAILLE RCP85 2083	12.13	5.68	0.77	222.89	13.25	6.41	1.19	213.38	22.88	8.01	1.25	207.23						
MAILLE RCP85 2084	12.07	4.88	1.27	220.66	13.24	6.17	1.62	211.95	22.56	8.80	1.32	207.65						
MAILLE RCP85 2085	11.43	4.28	1.15	219.33	12.73	6.84	1.26	222.45	22.83	10.14	1.31	217.60						
MAILLE RCP85 2086	10.90	6.44	0.74	223.57	11.87	7.57	1.23	216.28	21.50	9.20	1.36	208.13						
MAILLE RCP85 2087	12.05	3.63	1.33	201.77	14.63	6.35	2.74	217.52	24.24	9.59	2.18	214.72						
MAILLE RCP85 2088	12.95	5.23	1.58	218.57	12.96	7.43	1.12	198.50	22.25	10.13	0.94	191.18						
MAILLE RCP85 2089	12.03	5.62	0.94	211.91	12.50	6.71	1.24	216.26	22.23	8.51	1.36	218.61						
MAILLE RCP85 2090	11.08	5.05	0.96	204.23	13.98	8.50	1.47	216.22	23.37	11.73	1.13	214.60						

	Variables explicatives, paramètres des données annuelles pour les températures quotidiennes												Variables de réponse					
	Point de rosée des jours				Températures min, max des jours								Courbes de profils de diversité					
Code paramètre :	μ	λ	γ	ϕ	μ_{min}	λ_{min}	γ_{min}	ϕ_{min}	μ_{max}	λ_{max}	γ_{max}	ϕ_{max}	D_0	D_{inf}	β	m_0	m_{inf}	b
MAILLE RCP85 2091	12.50	5.22	1.63	216.42	14.76	8.14	2.11	214.18	24.83	10.75	2.06	212.53						
MAILLE RCP85 2092	12.29	4.91	1.03	204.34	13.65	6.81	1.75	207.04	22.02	9.09	1.30	202.75						
MAILLE RCP85 2093	12.12	5.24	1.24	216.34	12.98	6.70	1.82	219.09	22.21	9.06	1.64	218.38						
MAILLE RCP85 2094	8.41	7.08	0.31	201.77	12.26	7.73	0.94	203.74	21.96	10.13	0.92	200.14						
MAILLE RCP85 2095	10.36	5.52	0.76	227.19	13.73	7.67	1.35	213.93	23.39	10.06	1.08	206.15						
MAILLE RCP85 2096	12.62	4.81	2.01	217.29	14.11	7.45	1.92	211.15	23.34	10.87	1.54	204.44						
MAILLE RCP85 2097	14.28	5.85	1.90	212.22	14.38	7.23	2.03	220.35	22.96	9.42	1.63	219.16						
MAILLE RCP85 2098	12.53	3.29	1.49	202.45	15.29	7.20	2.14	208.08	24.14	10.71	1.38	203.92						
MAILLE RCP85 2099	11.98	6.60	0.86	221.68	11.79	7.57	0.96	216.77	21.16	9.01	1.11	207.47						
MAILLE RCP85 2100	12.23	4.45	0.65	217.07	13.88	6.14	1.40	224.08	23.70	8.76	1.50	221.55						

2.4 Discussion

2.4.1 Réponses des lépidoptères à l'échelle macro-climatique

Ces premières modélisations de la répartition de 114 espèces de lépidoptères face au changement climatique sont exploratoires et doivent être interprétées prudemment en retenant les biais associés : les types de modèles, la qualité des données d'observation, la résolution des données environnementales, le changement des interactions biotiques et environnementales.

Le biais d'échantillonnage est l'une des limitations les plus courantes dans l'utilisation des modèles corrélatifs de répartition. Quand le biais d'échantillonnage est fort et qu'il n'est pas corrigé, les répartitions modélisées au présent ne représenteront pas la répartition de l'espèce mais plutôt la répartition de l'effort d'échantillonnage dans la zone d'étude. Dans le cas des données utilisées dans cette étude et d'après les connaissances actuelles (comm. pers. P.Y Gourvil), 35% des espèces ont un échantillonnage suffisant. Sur l'ensemble des observations réunies à l'échelle de la région, pour les espèces sous-prospectées, des études doivent donc être menées pour mieux en connaitre la répartition : *Carcharodus alceae, Hamearis Lucina, Pyrgus serratulae, Thecla betulae, Thymelicus action, Zygaena fausta, Zygaena filipendulae, Zygaena loti, Zygaena transalpine, Zygaena trifolii*. Les difficultés de détermination des espèces entrainent des biais dans la modélisation. La validation des données est donc essentielle notamment pour les espèces : *Arethusana arethusa, Pyrgus malvae, Pyrgus malvoides*.

Le manque de données concerne 19% des espèces sur l'ensemble de la zone Nouvelle-Aquitaine, 22% en Poitou-Charentes et Limousin, 15% en Limousin, et 4% en Poitou-Charentes en raison d'une difficulté d'accès aux données ou du manque de visibilité de certaines espèces. D'autres sources d'informations, non accessibles pour l'instant, permettraient d'améliorer le jeu de données comme celles de Faune-Aquitaine.org gérées par l'association LPO.

A contrario, l'effort d'échantillonnage peut être important dans certaines zones surestimant la présence des espèces dans ces secteurs, c'est le cas pour l'espèce *Anthocharis cardamines* sur-échantillonnée autour des grandes villes, pour les espèces *Aglais io, Aphantopus hyperantus, Melitaea cinxia, Melitaea phoebe, Nymphalis antiopa, Ochlodes sylvanus*, sur-échantillonnées dans le triangle landais et pour l'espèce *Cyaniris semiargus* sur-échantillonnée en montagne. Ainsi, même si les données d'observations ont été agrégées à la maille de 1km² dans les modèles du programme sentinelles afin de limiter l'effet de biais d'échantillonnage, cela pourrait être insuffisant pour une partie des espèces.

Les modèles de répartition des espèces corrèlent l'environnement actuel aux conditions de présences observées d'une seule espèce. Les modèles sont basés sur l'hypothèse qu'une espèce occupe toutes les zones avec un environnement approprié, c'est-à-dire toute sa niche fondamentale. En réalité, les espèces ne réalisent qu'une partie de leurs niches fondamentales et sont donc rarement en équilibre avec leur environnement. Cela peut être dû à plusieurs raisons, comme les interactions biotiques ou bien la capacité de dispersion. Elles peuvent restreindre le remplissage de la niche ou le ralentir dans un environnement changeant. Ainsi, les modèles corrélatifs produisent plutôt la répartition de l'espèce basée sur sa niche réalisée.

Cependant, les modèles corrélatifs de répartition estiment la niche réalisée de l'espèce à partir des observations de la zone d'étude avec le postulat que toute la zone avec des conditions

environnementales favorables est échantillonnée. Si cela est en général rarement le cas, le biais est particulièrement important dans le cas où la zone d'étude est en limite de l'aire de répartition de l'espèce étudiée, ne permettant pas au modèle d'évaluer correctement la réponse de l'espèce aux variables climatiques et environnementales. D'après l'analyse de ces résultats exploratoires, il est nécessaire pour certaines espèces d'en étendre la zone d'étude à la région Occitanie : *Coenonympha arcania, Glaucopsyche alexis, Gonepteryx cleopatra, Iphiclides podalirius, Lycaena tityrus, Lysandra coridon, Pyrgus serratulae, Satyrium spini, Zygaena fausta, Zygaena transalpine*. Cela permettra d'étudier l'évolution de *Gonepteryx cleopatra* qui est en limite d'aire de répartition en région Nouvelle-Aquitaine et l'expansion de *Lysandra hispana* qui se développe de plus en plus vers l'ouest.

Ce type de biais est également présent pour les espèces migratrices si la zone d'étude ne représente qu'une partie limitée de leurs habitats. Il s'agit également d'étendre la zone d'étude pour celles qui ont une capacité de déplacement importante et remontent vers le nord comme par exemple : *Issoria lathonia, Leptotes pirithous*.

Des études spécifiques sur certaines espèces seraient ainsi nécessaires pour mieux en comprendre la biologie et les observations actuelles. L'espèce *Araschnia levana* étend son aire de répartition à contre-courant des hypothèses générales d'une remontée du sud vers le nord des espèces. Dans les années 70, cette espèce continentale des pays froids scandinaves a colonisé le sud-ouest de la France. En montagne, le suivi sur le long-terme de *Erebia arvernensis* permettrait d'identifier des mouvements vers des plus hautes altitudes. La remontée de *Pyrgus malvoides* avec le changement climatique pourrait entrainer une compétition avec *Pyrgus malvae* entrainant une disparition de celle-ci non liée directement au changement climatique mais indirectement par compétition entre les espèces. Une autre espèce de milieu forestier *Melitaea athalia* pourra être impactée par la remontée de l'espèce méridionale *Melitaea celadussa*. La détermination entre ces deux espèces n'est possible qu'avec l'examen des valves des mâles. Une étude spécifique sur la limite entre les deux espèces dans les Pyrénées-Atlantiques permettrait de suivre l'évolution possible de cette compétition. Une meilleure compréhension de la biologie de *Hesperia comma* donnerait accès à une meilleure compréhension également des processus liés au changement climatique. Enfin, une étude spécifique sur *Vanessa atalanta* permettrait de suivre l'augmentation possible des hivernants. Cette étude s'appuierait sur les sciences participatives via l'observatoire régional des sentinelles du climat.

Les modèles de répartition corrélatifs ne prennent pas compte un autre paramètre important qui est la capacité de dispersion des espèces, ce qui peut générer des répartitions futures trop optimistes. Un habitat dont la prédiction est d'offrir des conditions favorables dans le futur alors qu'elles étaient défavorables dans le présent pourrait par exemple ne jamais être occupé par l'espèce si cette zone est au-delà de sa capacité de dispersion. En effet, les variables étudiées climatiques et environnementales ne sont pas suffisantes pour certaines espèces dont le modèle surestime la possibilité de dispersion. Cette capacité est un élément à prendre en compte pour les espèces déjà sensibles au changement climatique comme l'espèce continentale *Carterocephalus palaemon* affectionnant les milieux frais et humides et l'espèce des zones humides ouvertes *Phengaris teleius* qui fait partie des espèces les plus menacées de disparition dans l'ouest de la France. L'espèce *Cupido minimus,* plutôt rare en Aquitaine, a également une capacité de dispersion limitée. L'hypothèse serait de s'appuyer sur les capacités de dispersion connues pour des espèces de petites tailles et de mêmes écologies pour produire des estimations de répartition plus réalistes.

Les variables environnementales choisies pour les modèles pourraient pour certaines espèces ne pas suffire à décrire leur niche. De plus, les variables d'occupation du sol utilisées ne sont disponibles

qu'avec leurs répartitions actuelles sur le territoire, or la répartition future des espèces en diminution ou en augmentation seront dépendantes de l'évolution de la répartition de leurs habitats et de leurs plantes hôtes. L'espèce *Hipparchia fagi* pourrait remonter en altitude en montagne mais elle en sera limitée par la limite des arbres de résineux.

La résolution des données peut ne pas être appropriée pour comprendre les conditions environnementales vécues par les organismes. Les conditions climatiques moyennes prises sur une grande superficie peuvent ne pas refléter les conditions climatiques locales rencontrées dans le microhabitat d'une espèce. De même, la résolution des variables d'occupation du sol peut ne pas refléter l'habitat réel de l'espèce : par exemple *Lycaena alciphron, Melitaea cinxia, Brintesia circe* qui sont présentes dans le triangle landais, ne le sont pas pour les milieux humides de cette zone mais pour les trouées plus sèches de zones sableuses. Ainsi, des variables d'occupation du sol à une échelle plus précise par exemple pourraient être ajoutées. Une étude de modélisation de la répartition potentielle actuelle et future des espèces de plantes hôtes améliorera les prédictions pour les espèces suivantes associées à leurs plantes hôtes. Elle sera menée en collaboration avec le CBNSA en charge des études flore du programme.

Espèces en diminution :

- *Argynnis paphia* : diverses espèces de violettes, surtout la Violette odorante (*Viola odorata*) et la Violette des bois (*Viola Reichenbachiana*), la Violette de Rivinius (*Viola riviniana*) et la Violette blanche (*Viola alba*),
- *Lycaena hippothoe* : la Petite oseille (*Rumex acetosella*) et l'Oseille des prés (*Rumex acetosa*),
- *Parnassius apollo* : crassulacées comme les Orpins (*Sedum sp., Hylotelephium sp.*) et les joubarbes (*Sempervivum sp.*), l'Orpin blanc (*Sedum album*), les saxifrages (*Saxifraga sp.*),
- *Phengaris alcon* : La Gentiane pneumonanthe (*Gentiana pneumonanthe*),
- *Phengaris teleius* : La Grande Pimprenelle (*Sanguisorba officinalis*),
- Espèces en progression :
- *Colias alfacariensis* : l'Hippocrépis à toupet (*Hippocrepis comosa*), la Coronille changeante (*Coronilla varia*) ou du Lotier corniculé (*Lotus corniculatus*),
- *Euchloe crameri* : *Biscutella laevigata*
- *Lysandra bellargus, Polyommatus dorylas* : l'Hippocrépis à toupet (*Hippocrepis comosa*).
- *Zygaena rhadamanthus* : La Badasse (*Lotus dorycnium*)
- *Anthocharis euphenoides* : la Biscutelle commune (*Biscutella laevigata*)
- *Brenthis hecate* : Spirée filipendule (*Filipendula vulgaris*)
- *Melitaea deione* : *Antirrhinum sp. / A. majus* et *A. sempervirens* dans les Pyrénées.

Certaines espèces ont également la particularité d'avoir des écotypes liés à des habitats différents. Cela biaise les résultats des modèles car la distinction pour chaque observation de l'écotype associé n'a pas pu être réalisée. Pour supprimer ce biais, il faudrait développer des modèles de répartition pour chaque écotype connu. L'espèce *Euphydryas aurinia* possède trois écotypes liés aux milieux boisés, humides, secs. L'écotype de milieu humide sera certainement en forte régression face au changement climatique comparé aux autres. *Lasiommata maera* est une espèce thermophile mais reliée aux milieux frais. La présence des quelques points de présence en plaine induit un biais dans l'analyse de corrélation avec les variables climatiques. L'écotype en plaine est en forte régression depuis le 19ème siècle sur les coteaux. L'écotype de montagne devrait également régresser avec le changement climatique. *Melitaea diamina* a deux écotypes de milieux humides en plaine et de milieux secs en

montagne. En plaine, la répartition diminuera avec l'assèchement de ces milieux et une contraction de répartition en montagne. Il serait également intéressant de séparer dans l'analyse Nouvelle-Aquitaine-Occitanie les deux écotypes de *Zygaena transalpina* (à l'ouest *Zygaena transalpina hippocrepidis* et à l'est *Zygaena transalpina transalpina*), sous réserve de développer la connaissance en mettant en place des prospections sur le territoire.

Les modèles corrélatifs de répartition ne prennent pas en compte les interactions complexes entre les différentes espèces animales ou végétales telles que la compétition, la prédation ou la symbiose. Or, ces interactions peuvent jouer un rôle très important pour certaines espèces et évoluer dans le temps avec le déplacement ou la disparition de ces espèces liés au changement climatique. C'est par exemple un facteur à prendre en compte pour l'espèce *Aglais urticae* dont les chenilles et les chrysalides sont parasités par des Diptères Tachinidés. En fonction du changement climatique, cette évolution de relation inter-espèce peut affecter les populations de Petite Tortue. Certaines espèces sont dépendantes d'autres espèces pour réaliser leur cycle biologique comme c'est le cas pour les espèces *Phengaris arion* et *Phengaris alcon*. Ainsi, leur présence est liée à des espèces de fourmis et une analyse est nécessaire pour modéliser leur devenir.

Bien que l'approche des modèles de répartition des espèces soit purement corrélative et n'implique pas de causalité, la répartition des espèces peut généralement être suffisamment bien décrite pour tirer quelques conclusions utiles. Les modèles de répartition des espèces sont validés en comparant les indices AUC (Area Under the Curve) et TSS (True Skill Statistic). Une telle validation permet d'estimer la fiabilité du modèle. Après avoir évalué les biais provenant des techniques de modélisation, des données d'observation, des variables environnementales ainsi que de la zone d'étude, il est possible de faire une interprétation des résultats.

Une comparaison de résultats a été réalisée entre la modélisation du programme avec celle de l'atlas européen sur la zone européenne, sur la zone région (SETTELE *et al.*, 2008) et à dire d'expert du naturaliste P.Y. Gourvil Coordinateur du Plan Régional d'Actions en faveur des lépidoptères patrimoniaux en Nouvelle-Aquitaine. Le modèle à dire-expert est le plus optimiste des modèles avec une diminution de la moitié des espèces qui peut s'expliquer par la prise en compte d'un ensemble de facteurs à la fois des interactions entre les espèces et les habitats. Pour consolider cette évaluation, il serait nécessaire de réunir un panel d'experts lépidoptéristes afin de prendre en compte plusieurs points de vue. Le plus pessimiste est le modèle européen réinterprété sur la zone régionale avec une quasi-disparition de toutes les espèces étudiées (SETTELE *et al.*, 2008).

Si des différences sont observées entre les différents modèles européens, du programme sentinelles et expert, cela peut être en partie attribué aux caractéristiques de chaque modèle. Tout d'abord, ces modèles sont liés à différentes échelles et surfaces d'étude :

- Le modèle européen utilise des mailles de 50km² sur l'Europe entière (SETTELE *et al.*, 2008), il capte ainsi la répartition de l'espèce à large échelle rendant l'estimation de la niche écologique plus robuste notamment pour les espèces qui sont en limite d'aire de répartition en Nouvelle-Aquitaine. En revanche, la taille des mailles ne permet pas de prendre en compte des variations climatiques locales et les données d'occupation du sol sont absentes dans ces modèles.
- Les modèles du programme sentinelle utilisent des mailles de 1km² et sont centrés sur la zone d'étude. Les variations climatiques locales sont ainsi mieux prises en compte et l'ajout de variables d'occupation du sol peut permettre d'avoir des résultats plus réalistes car la répartition des espèces n'est pas uniquement due au climat.

- Les modèles d'experts prennent en compte les connaissances fines du territoire et des espèces au niveau local. Ils permettent de tenir compte de facteurs qui ne sont pas inclus dans les modèles, tels que les capacités de migration, les différents écotypes ou les interactions entre espèces. En revanche, il est plus difficile d'estimer l'impact des différents scénarios climatiques pour les différentes variables.

Malgré des différences, l'étude montre que le changement climatique est un risque supplémentaire pour les lépidoptères. Ce risque varie considérablement selon les espèces et les scénarios. Le scénario le plus pessimiste RCP 8.5 est le plus destructeur. Pour les deux modèles de l'atlas européen (SETTELE *et al.*, 2008) et du programme, plus de la moitié des espèces semble liée à un risque de diminution de leur répartition et 35% d'entre elles à une stabilisation ou augmentation. La moitié des espèces pourront voir leur répartition diminuer de plus de 50%. Concernant l'augmentation, cela concernerait des espèces adaptées à de plus fortes chaleurs qui profitent du changement climatique, des espèces euryèces, plurimensuelles, et qui se retrouvent dans différents habitats secs, humides et montagnards. Elles pourront augmenter leur répartition si elles s'adaptent rapidement mais, d'après les modèles, jusqu'à un certain seuil entrainant par la suite une diminution.

Pour l'ensemble des scénarios du plus optimiste au plus pessimiste, après 2040, la moitié des espèces pourrait avoir une diminution de leur répartition de plus de 50%. En 2100, que ce soit pour le RCP 4.5 ou 8.5, 61% et 78% des espèces auront une diminution de répartition de 70%.

La diversité des lépidoptères est en diminution pour tous les scénarios dès 2021, avec un déséquilibre de la biodiversité sur le territoire. Des espèces vont devenir très abondantes *Carcharodus alceae* et *Papilio machao.* D'autres espèces classées vulnérables sur la liste rouge régionale d'Aquitaine, seront en quasi-disparition voire en disparition *Phengaris alcon, Parnassius apollo, Coenonympha oedippus* et plus de la moitié de diminution de la répartition de *Carterocephalus palaemon*. Une diminution de la répartition des espèces régionales menacées est également notée pour *Argynnis paphia, Brintesia circe, Parnassius mnemosyne, Phengaris teleius, Carterocephalus palaemon, Hesperia comma, Limenitis reducta, Melitaea diamina, Plebejus argus*. D'autres espèces seront en disparition ou quasi-disparition : *Plebejus argyrognomon Brenthis hecate Minois dryas Cupido alcetas Lycaena dispar, Aphantopus hyperantus, Cupido minimus*.

Les analyses sont basées sur 114 espèces présentes dans les milieux cibles étudiés. La diversité étudiée ne prend pas en compte l'arrivée de nouvelles espèces du sud de l'Espagne et du continent africain. Cependant, d'après l'atlas européen 4 espèces pourraient coloniser la plaine et 15 espèces la montagne (SETTELE *et al.*, 2008). La diversité sera ainsi répartie de manière différente sur le territoire : plus faible en plaine avec l'arrivée de peu d'espèces comparée aux disparitions, et plus forte dans les massifs montagneux qui seront les derniers refuges face au changement climatique.

D'après l'atlas européen, l'Azuré de la Surelle *Zizeeria knysna* présent en Espagne étendrait son aire de répartition sur la région Nouvelle-Aquitaine. D'autres espèces venues de l'Espagne ou par le sud de la France arriveraient dans le territoire : la Mélitée andalouse *Melitaea aetherie*, la Diane Zerynthia polyxena, la Vanesse des Pariétaires *Polygonia egea* (SETTELE *et al.*, 2008).

9 espèces coloniseraient les Pyrénées venant de l'Est : la Piéride de la gesse *Leptidea morsei*, le Solitaire *Colias palaeno*, le Citrin *Colias erate*, le Safrané *Colias myrmidone*, la Vanesse du saule *Nymphalis xanthomelas*, la Vanesse du peuplier *Nymphalis vaualbum*, le Sylvain de la gesse *Neptis sappho*, le Sylvain des spirées *Neptis rivularis*, le Petit Mars oriental *Apatura metis*. 6 autres espèces coloniseraient les Pyrénées en venant du sud de l'Espagne et de l'est : le Cuivré du genêt *Lycaena thersamon*, l'Azuré de l'orobe *Polyommatus daphnis*, le Mélitée du bouillon-blanc *Melitaea trivia*, le

Mélitée des véroniques *Melitaea britomartis*, le Fadet des Balkans *Coenonympha rhodopensis*, le Lycaon *Hyponephele lycaon* (SETTELE *et al.*, 2008).

2.4.2 Réponses des lépidoptères à l'échelle méso et microclimatique

En plaine, les milieux secs se distinguent avec une température moyenne maximale plus élevée d'environ 4°C par rapport au milieu humide. Le milieu montagnard a une différence de température maximale inférieure de 4 °C à 8°C par rapport aux milieux de plaine. Le taux d'humidité moyen est le même entre le milieu de montagne et humide mais le point de rosée est inférieur. Le milieu de montagne étant plus froid, l'humidité est moins disponible pour la biodiversité, donc avec une température importante les milieux de plaine seront plus humides alors qu'en montagne l'air sera plus sec.

Les degrés-jours de croissance des insectes sont en moyenne plus élevés en plaine qu'en montagne mais les degrés-jours correspondants au seuil de létalité y sont trois fois plus importants en milieu sec qu'en milieu humide et quasi-inexistants en montagne. La diapause est plus longue en montagne. La durée de la période avec un taux de croissance favorable en montagne est réduite. Le milieu est ainsi plus sensible aux perturbations climatiques pour obtenir de bonnes conditions de développement des insectes.

Ces analyses montrent la nécessité de prendre en compte l'échelle climatique locale avec le type de milieu qui est associé à une signature climatique spécifique, que ce soit en milieu de montagne ou en plaine en milieu sec et humide. Ces analyses permettent d'identifier un état de référence qui sera amené à se modifier au cours du temps selon le changement climatique. Le questionnement associé étant : est-ce qu'une augmentation générale de température en région induira des conséquences plus ou moins ou égales en fonction des types de milieux ?

Pour l'année 2019, les cartes de signatures climatiques des pelouses sèches montrent clairement les axes de dispersion Est-Ouest qui sont déjà connus comme permettant l'entrée des espèces d'affinités continentales et méditerranéennes. Les axes de dispersion correspondent à ceux des coteaux de la vallée de l'Adour et de la vallée de la Garonne. Les similarités climatiques et le contexte paysager et géographique qui s'étendent en région Occitanie en font des axes de migration d'espèces qui ont déjà fonctionné par le passé et qui seront les voies d'introduction future des espèces (ex. *Lycaena dispar, Euchloe crameri, Glaucopsyche alexis, Zygaena rhadamanthus, Anthocharis euphenoides*, sans doute également *Brenthis daphne*, *Brenthis hecate, Melitaea deione*) (GOURVIL, en préparation). Des individus de l'Azuré du thym *Pseudophilotes baton* ont été observés en Lot-et-Garonne, un axe de migration pour les individus provenant d'Occitanie. Sur les sites du Plateau d'Argentine et de Grousset, des individus ont été observés sur la période de relevés du programme. Cette espèce se développerait donc de plus en plus en région Nouvelle-Aquitaine. Le Petit Bleu turquoise *Polyommatus dorylas,* la Zygène d'Occitanie *Zygena occitanica,* l'Hespérie du Carthame *Pyrgus carthami* doivent profiter de l'axe de la vallée de la Garonne. Elles sont respectivement observées sur les sites Plateau d'Argentine/Coteau deTrémolat, Coteau de Grousset, Plateau d'Argentine/ Coteau de Milauvieux.

Concernant les sites des milieux humides, les signatures climatiques correspondent à l'effet du climat océanique vs. celui du climat continental. Il serait intéressant de compléter l'analyse par des groupements de similarités des cortèges entre les sites de milieux humides pour les espèces : *Coenonympha oedippus, Heteropterus morpheus, Lycaena dispar, Phengaris alcon, Phengaris teleius.*

Concernant la montagne, les signatures climatiques correspondent au positionnement des sites dans les tranches altitudinales et à l'exposition du versant. Le suivi du méso-climat et des espèces sur des décennies dans le massif pyrénéen permettra d'étudier différentes hypothèses naturalistes (comm. pers. P.Y Gourvil). L'espèce *Parnassius apollo* est sensible à la diminution du manteau neigeux et aux températures élevées. Elle remonterait en altitude puis disparaitrait comme indiqué dans les prédictions précédentes. *Parnassius mnemosyne* est également une espèce sensible aux températures élevées et surtout à la qualité de ses habitats de lisières et clairières. Elle pourrait migrer en altitude mais avec un risque plus faible de disparition que *Parnassius apollo.* Trois espèces du genre *Erebia* (*Erebia epiphron, E. arvernensis, E. pronoe*) sont sensibles à la diminution du manteau neigeux et aux températures élevées. Leur répartition devrait se réduire avec une disparition possible des stations aux plus basses altitudes à moyen terme et une possibilité de disparition à long terme. D'après l'Atlas du Risque climatique (SETTELE *et al.*, 2008), *Lycaena virgaureae* serait une espèce potentiellement stable dans les Pyrénées. Il serait intéressant de vérifier cette hypothèse de modélisation par l'intermédiaire des suivis de terrain. Cette espèce étant plus sensible que d'autres à la qualité des habitats de prairies, cette particularité défavoriserait sa persistance dans un contexte de changement climatique. *Melitaea nevadensis* serait favorisée par le changement climatique comme cela a été observé en région Occitanie en colonisant les secteurs de plaines de la Nouvelle-Aquitaine actuellement occupés par *Melitaea athalia*. *Aricia agestis* est une espèce déjà présente en altitude souvent en petit nombre dans les Pyrénées. Elle sera potentiellement en expansion mais il est à noter que sa détermination est très difficile pour la différencier de l'espèce montagnarde présente en Béarn *A. montensis*. Enfin, pour compléter le protocole de terrain actuel, il s'agirait d'étudier la limite altitudinale entre *M. nevadensis* et *M. athalia*. Actuellement, entre les deux espèces, elle est estimée entre 1 800m et 1 900 m. *M. athalia* serait défavorisée par le changement climatique à l'inverse de *M. nevadensis.* Cette limite altitudinale diminuerait de plus en plus (comm. pers. P.Y Gourvil).

Une démarche mécanistique et statistique pour définir des paramètres climatologiques en lien avec la biodiversité a été initiée sur la relation mésoclimat (température / humidité) –lépidoptères. Les températures maximales ou minimales des journées sur l'année, la courbe du cumul des degrés-jours, l'analyse des profils des journées sur un plan thermique, les courbes de point de rosée sur l'année, le déficit de pression de vapeur, sont autant de paramètres à mettre en lien avec les abondances des individus, les taux d'évolution des espèces, etc.

L'année 2018 est en moyenne plus chaude que l'année 2017 d'après les analyses des stations météorologiques. Ce constat rejoint l'analyse de Météo France qui indique que l'année 2018 est l'année la plus chaude depuis le début du XXe siècle (MÉTÉO FRANCE, 2018). Les deux années se classent parmi les plus chaudes de la décennie.

L'année 2017 a été marquée par une grande douceur et très peu de précipitations (MÉTÉO FRANCE, 2018). D'après nos analyses, l'arrivée des températures chaudes a été plus précoce. Le bilan de Météo France indique que les mois de février, mars et juin ont été particulièrement chauds, bénéficiant de températures en moyenne de plus de 2 °C au-dessus des normales. Le printemps et l'été les 2èmes plus chauds jamais observés depuis 1900 (MÉTÉO FRANCE, 2017). Les mesures d'humidité sur les sites sentinelles montrent également que l'année 2017 était plus sèche que l'année 2018.

Les mesures de l'année 2018 montrent des températures plus élevées qu'en 2017 mais une humidité de l'air plus importante. En 2018, les températures en France sont restées en moyenne plus élevées que la normale depuis le mois d'avril. L'été 2018 s'est classé au 2ème rang des étés les plus chauds derrière 2003. Le premier semestre, de janvier à juin, a bénéficié d'une pluviométrie abondante, avec

un excédent supérieur à 60 % en janvier et mars. La France a ensuite connu, jusqu'à la fin novembre, un déficit pluviométrique persistant (MÉTÉO FRANCE, 2018).

Le début d'année 2017 est donc plus chaud plus rapidement en début d'année et plus sec, et le début d'année 2018 est plus humide et plus chaud en été. Ces résultats sont confirmés par les données des stations de Météo France et valident le protocole de mesure mis en place.

Le cumul des degrés-jours sur l'année montre une différence en fin d'année avec l'année 2018 au global plus chaude que 2017. L'année 2018 a débuté par un retard de degrés-jours par rapport à 2017, ce retard a été rattrapé puis dépassé après l'été. L'ordre de grandeur du retard est d'une 1 semaine pour atteindre le même niveau entre 2017 et 2018. La différence est de 100 degrés-jours début juillet, cela correspond à l'ordre de grandeur de l'énergie nécessaire pour passer pour un insecte d'un stade à un autre. Le milieu sec est plus chaud que le milieu humide et la différence entre les années est plus faible pour le milieu humide.

Pour le milieu sec, l'année 2018 profite des individus créés en fin d'année 2017 et se trouve à un niveau plus haut début mai. Il évolue moins rapidement qu'en 2017 en début d'année puis reprend une progression plus rapide pour terminer un peu plus haut qu'en 2017.

Dans le milieu humide, les dénombrements d'individus de lépidoptères dans la période de mai jusqu'à la fin août sont équivalents en 2017 et en 2018. L'effet tampon des milieux humides pourrait expliquer que l'effet d'un temps sec s'y fait moins ressentir. Cependant, la diversité spécifique y est un peu inférieure et en retard.

Le milieu de montagne 2018 est au-dessus de 2017. Un biais de dénombrement est en partie lié à ces résultats (4.6 km parcouru en 2017 pour 188 individus contre 7.2 km en 2018 avec 474 individus, rapport de 1.56 en nombre de km et nombre d'espèces augmenté de 1.25).

Le lissage des profils climatiques des données des stations météorologiques du programme a été mis en relation avec des données de l'évolution climatique de 1950 à 2100. L'analyse de paramètres a montré que le paramètre de température moyenne μ °C est le plus sensible. La moyenne d'évolution du scénario RCP8.5 conduit à +5.8°C, celle du scénario RCP4.5 à +3.6°C, celle du scénario RCP2.6 à +2.1°C par rapport à 1950. Il a été également démontré l'intérêt de mesurer les températures sur le terrain en fonction des types de milieux qui ont des réponses différentes.

À l'échelle locale, en fonction des types de milieux, les réponses climatiques sont différentes. L'analyse du mésoclimat semble ainsi pertinente pour les relier aux observations des lépidoptères sur le terrain. Les températures minimales et maximales sont plus extrêmes dans les milieux que dans la maille. Les mesures également indiquent que les changements locaux chaque année pourraient être peut-être ainsi plus rapides que les modélisations liées à la maille. Les scénarios les plus pessimistes deviennent les plus probables et montrent une augmentation en 2100 en moyenne de 2 à 4°C respectivement pour ces extrêmes de températures ainsi que pour les températures moyennes et une augmentation très forte à l'asséchement pour le scénario RCP 8.5. Les montagnes seront les derniers refuges climatiques de nombreuses espèces rejoignant les conclusions de la modélisation corrélative. L'analyse des degrés-jours indiquent une augmentation de croissance des individus mais qui sera contre balancé par la létalité forte liée aux températures extrêmes de plus en plus importantes pour les scénarios les plus pessimistes. Le milieu de montagne aura une diminution très forte des températures en dessous de 0°C indiquant que les espèces montagnardes seront certainement en extinction. Le suivi sur le long terme sur le terrain permettra d'identifier la diminution des populations

en fonction des espèces. Elles devront également faire face à des températures beaucoup plus chaudes la nuit.

À partir de ces paramètres calculés, l'enjeu est de prédire la réponse des papillons. Les données sur trois années n'étant pas suffisantes, les résultats de prédiction pourront intervenir au moins avec une décennie de mesures.

Les premières analyses en pelouses sèches montrent peu de différences entre les stations à 1m30 et à 30 cm du sol. Les analyses devront être poursuivies dans les autres milieux afin d'étudier la pertinence de l'étude microclimatique.

2.5 Conclusion

Les lépidoptères sont reconnus comme indicateurs pertinents des effets du changement climatique. Trois réponses sont étudiées sur 114 espèces de lépidoptères retrouvées dans les habitats de pelouses sèches, landes humides et de pelouses de montagne : des modifications de répartition, de phénologie et d'écophysiologie. Ces réponses sont étudiées selon 3 échelles d'étude : macro, méso, micro-écologique.

Des modélisations corrélatives exploratoires ont été réalisées sur la répartition potentielle actuelle et future dans un maillage régional de 1km². Plusieurs limites ont été relevées : manque de données, effort d'échantillonnage hétérogène, limites administratives de la zone d'étude, capacité de dispersion des espèces, données d'occupation du sol disponibles que pour le présent, résolution des données, écotypes liés à des habitats différents, pas de prise en compte des relations complexes entre les espèces et leurs habitats. Des études spécifiques sont proposées pour mieux comprendre la biologie des espèces notamment *Araschnia levana*, *Erebia arvernensis*, *Pyrgus malvoides / Pyrgus malvae*, *Melitaea athalia / Melitaea celadussa*, *Hesperia comma, Vanessa atalanta* mais également des études sur les fourmis indispensables aux cycles biologiques de *Phengaris arion* et *Phengaris alcon*.

Malgré ces limites, cette modélisation montre des résultats cohérents avec une modélisation à l'échelle européenne et à dire d'expert naturaliste. Une diminution de la répartition de plus de 40% de chaque espèce pour le scénario climatique le plus pessimiste est avancée. La diversité spécifique de la région diminue quels que soient les scénarios avec une répartition plus importante pour certaines espèces qui se stabilisent ou augmentent. Des espèces vont devenir très abondantes *Carcharodus alceae* et *Papilio machao.* Des espèces classées vulnérables seront en quasi-disparition voire disparition *Phengaris alcon, Parnassius apollo, Coenonympha oedippus, Carterocephalus palaemon ;* ainsi que d'autres espèces *Plebejus argyrognomon, Brenthis hecate, Minois dryas, Cupido alcetas, Lycaena dispar Aphantopus hyperantus, Cupido minimus.* La diversité sera répartie de manière différente sur le territoire : plus faible en plaine avec l'arrivée de peu d'espèces et plus forte dans les massifs montagneux qui seront les derniers refuges des espèces face au changement climatique. D'après l'atlas européen, l'Azuré de la Surelle *Zizeeria knysna* présent en Espagne pourrait étendre son aire de répartition sur la région Nouvelle-Aquitaine.

La mise en place de protocoles de suivis biologiques standardisés à long terme est nécessaire pour valider ces hypothèses, assurer le suivi et modéliser, anticiper les impacts locaux du changement climatique. Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, une année de mise en place en 2016 et trois années de suivis de 2017-2019 ont permis d'obtenir une méthode de suivis des lépidoptères évaluée, ajustée, et traitée avec des analyses sur un plan mécanistique de compréhension des phénomènes et sur un plan statistique d'extraction de paramètres des données.

Le comptage des lépidoptères est standardisé et basé sur le protocole STERF reconnu au niveau national. 47 sites de pelouses sèches, de landes humides et de pelouses de montagne ont été sélectionnés selon des critères spécifiques à la question du changement climatique. À partir des données d'observation d'individus répartis en espèces ou groupes d'espèces, un fichier de données au niveau des espèces est généré.

L'analyse choisie par la méthode des « nombres de Hill » permet de généraliser les indices de diversité classiques utilisés en écologie et de les inclure dans un profil de diversité. Ces profils au niveau des sites, des milieux, de la Région sont résumés par 6 paramètres. À partir des données d'abondance sur l'année en lien avec les profils, la qualité de l'effort d'échantillonnage est estimée en particulier à

partir des singletons de l'échantillon et des doubletons. À l'échelle régionale de la Nouvelle-Aquitaine, l'effort d'échantillonnage défini dans le programme est suffisant dans les latitudes 43 à 45. Les données climatiques des stations météorologiques et des scénarios sont aussi résumées sur la journée et sur l'année par des paramètres et analysables en lien avec les profils de diversité pour agréger la quantité de données. L'année thermique des données horaires des températures est résumée avec des paramètres correspondant aux profils types des alternances jour-nuit, aux indices de croissance en degrés-jours et aux points de rosée, introduisant l'humidité en lien avec la température.

L'analyse de ces paramètres a permis de montrer l'importance de la prise en compte des signatures climatiques spécifiques des milieux avec des différences de 4 °C à 8°C entre les milieux de montagne, milieux humides et secs. Les similarités climatiques entre les sites montrent les axes de dispersion qui correspondent à ceux des coteaux de la vallée de l'Adour et de la vallée de la Garonne.

L'année 2017 est caractérisée par un printemps-été plus chaud et sec, et 2018 un printemps-été moins chaud et plus humide que l'année 2017. Le cumul des degrés sur l'année montre une différence de l'ordre de 1 semaine pour atteindre le même niveau entre 2017 et 2018 et la différence est de 100 degrés-jours début juillet, cela correspond à l'ordre de grandeur de l'énergie nécessaire pour l'évolution d'un insecte d'un stade à un autre. La diversité spécifique n'est pas modifiée pour le milieu sec. Au contraire, les espèces de lépidoptères de landes humides et de montagne sont impactées par un réchauffement du mésoclimat. Globalement, la comparaison entre les résultats des milieux montre une fragilité des espèces de lépidoptères de landes humides et de montagne lors d'un printemps-été chaud et sec suggérant une sensibilité dans le futur plus importante au changement climatique que pour les milieux secs. Ces premiers résultats exploratoires sur ces quelques sites sont des hypothèses à confirmer sur l'ensemble des sites de suivis et sur plusieurs années. Les résultats des paramètres des profils biologiques et climatiques seront la base de la modélisation et de projection dans des scénarios futurs du GIEC.

Les évolutions du projet concernent l'intégration des traits des espèces avec les profils de diversité. En effet, les espèces ne sont différenciées par défaut que par leurs dénombrements, il sera également possible d'ajouter une pondération, une distance entre les espèces issues de différents traits biologiques (par exemple la taille, couleur, etc.). L'analyse des profils de diversité pourra ainsi être complétée au cours du programme en fonction des ressources disponibles. Pour l'aspect climatique, l'analyse est abordée avec le paramètre principal, la température, conduisant aux degrés-jours, l'évolution consisterait à y ajouter de façon couplée l'humidité avec une relation entre les degrés-jours, le déficit de pression de vapeur, la photopériode annuelle.

En parallèle des données de terrain, un travail d'écologie exploratoire en laboratoire pourrait être associé pour étudier en milieu contrôlé la relation taille, température, humidité pour certaines espèces.

Chapitre 3. Phengaris alcon écotype « alcon » (Denis &Schiffermüller, 1775) - Azuré des mouillères des landes et prairies humides tourbeuses à paratourbeuses

Auteurs : *Sandy Bulté, Pierre-Yves Gourvil, Christal Robert*
Contributeurs : *Bertrand Couillens, Nicolas Dejean, Anïs Dufau, Vincent Duprat, Christophe Fréchaut, Dominique Galand, Akaren Goudiaby, Gilles Granereau, Paul Haettel, Joan Hochet, Xenia Jost, Eric Lesparpe, Fanny Mallard, Séverine Marichal, Ennaloël Mateo-Espada, Justine Poujol, Mathilde Poussin, Yann Sellier, David Soulet, Paul Tourneur*

Résumé : *Phengaris alcon* écotype « *alcon* », papillon rare et menacé inféodé aux landes et prairies humides, tourbeuses à paratourbeuses, voire mésophiles dans certains secteurs du Pays Basque et des Pyrénées, possède un cycle de vie qui dépend de deux hôtes : une fourmi du genre *Myrmica* et une plante, *Gentiana pneumonanthe*. La phénologie de la plante est un paramètre important pour les chenilles de *P. alcon*, la présence de bourgeons et de fleurs sur les pieds de *G. pneumonanthe* étant primordiale pour leurs premiers stades larvaires. La survie de ce papillon dépend alors d'un fragile équilibre entre l'évolution de la végétation, influant sur la présence des hôtes, et l'évolution phénologique de *P. alcon* et G*. pneumonanthe*. Face au changement climatique, ce fragile équilibre pourrait être impacté du fait de la raréfaction de son habitat et d'un changement de phénologie de sa plante hôte. Pour étudier les effets du changement climatique sur les populations de *P. alcon*, des suivis de la phénologie de *G. pneumonanthe* et des pontes du papillon ont été initiés en 2017 sur 4 sites répartis en Nouvelle-Aquitaine. La méthode utilisée est celle des quadrats permanents. L'analyse des données sur 2 années de suivis d'un même quadrat a permis de mettre en évidence des réponses différentes des populations selon la zone géographique dans laquelle elles se situent : en 2020, sur les 2 sites des Pyrénées-Atlantiques, les émergences du papillon étaient plus précoces par rapport à 2018 alors que la date de début de bourgeonnement tend à être plus tardive sur ces sites ce qui ne semble pas être le cas sur les sites de Gironde. Les résultats montrent encore cependant une bonne synchronisation des phénologies des deux espèces sur tous les sites puisque le pic d'œufs est toujours postérieur au début du stade bourgeons ce qui se traduit par des œufs principalement pondus au niveau des bourgeons et fleurs. En 2020, afin de prendre en compte les fourmis-hôtes dans le protocole, un inventaire des fourmis biaisé en faveur des Myrmica a été réalisé sur les 4 sites d'études. Au total, trois espèces de Myrmica ont été recensées. *Myrmica scabrinodis* est l'espèce la plus fréquemment recontrée sur ELLOR, POUCH et PLANZ. Seule *Myrmica sabuleti* est présente sur AEROD. En parallèle, la recherche de présence de nids de *Myrmica* au sein des quadrats de suivis de *G. pneumonanthe*, qui s'est avérée positive sur le quadrat de suivis 2020 de PLANZ et d'ELLOR et ceux de POUCH, a permis de valider ces quadrats. En revanche, aucune *Myrmica* n'a été détectée dans les quadrats de suivis du site AEROD. Ce protocole sera reconduit tous les ans lors du premier suivi hedomadaire afin de suivre la présence de *Myrmica* au sein des quadrats et de vérifier la viabilité des pontes.

Mots-clés : changement climatique, floraison, *Gentiana pneumonanthe*, quadrat, landes humides, *Phengaris alcon*, phénologie, positionnement œufs.

3.1 Introduction

De répartition eurasiatique, l'Azuré des mouillères (*Phengaris alcon écotype « alcon »*, Denis & Schiffermüller, 1775) est une espèce de papillon inféodée aux landes et prairies humides, tourbeuses ou paratourbeuses, voire mésophiles dans certains secteurs du Pays-Basque et des Pyrénées. Considéré comme vulnérable en Aquitaine (OAFS, 2019) et en danger critique d'extinction en Poitou-Charentes (POITOU-CHARENTES NATURE, 2019), son statut en Limousin est également précaire avec des populations en déclin et très localisées, les populations de *P. alcon* en Nouvelle-Aquitaine apparaissent donc très fragmentées et semblent déconnectées les unes des autres du fait principalement de la dégradation, de la disparition et du morcellement de son habitat. Sa période de vol s'étale de la mi-juillet à fin août et occasionnellement jusqu'à mi-septembre et varie selon la latitude et l'altitude. C'est une espèce de papillon spécialiste du fait de son cycle de vie complexe qui dépend à la fois de la présence de fourmis-hôtes (principalement *Myrmica scabrinodis, M. ruginodis* ou *M. rubra*) et d'une plante-hôte en Nouvelle-Aquitaine, la Gentiane des marais (*Gentiana pneumonanthe* Linné, 1753), qui sont nécessaires au développement de la chenille.

Espèce assez rare en Nouvelle-Aquitaine (LEBLOND *et al.*, 2019), *Gentiana pneumonanthe* est une plante hémicryptophyte, vivace, que l'on retrouve de façon localisée, dans des landes mésophiles à hygrophiles ou zones tourbeuses à paratourbeuses. Sa floraison est tardive : elle s'étale de juillet à octobre et dépend de sa répartition. Elle constitue l'unique plante hôte de *P. alcon* écotype « *alcon* » en Nouvelle-Aquitaine. Dès leur émergence, les femelles vont pondre des œufs préférentiellement au niveau des bourgeons et des fleurs et parfois sur la tige et les feuilles, et de préférence sur les hampes de *G. pneumomanthe* les plus grandes et les plus visibles parmi la végétation (BONELLI *et al.*, 2005 ; NOWICKI *et al.*, 2005). Ce comportement de pontes est ainsi supposé optimiser les chances de survie des larves puisque les trois premiers stades larvaires s'effectuent dans les fleurs de *G. pneumonanthe* (DUPONT, 2010a).

De nombreuses études existent sur *P. alcon* et sa plante hôte mais très peu sont disponibles sur ses fourmis hôtes du genre *Myrmica* et quand elles existent, elles concernent surtout leur organisation et évolution sociale et quelque fois seulement leur écologie (KAUFMANN, 2010). Or, d'après SIELEZNIEW et *al* (2005), la population d'un *Phengaris* restera faible si l'abondance de sa fourmis hôte l'est également et ce, même si sa plante hôte est abondante. Plusieurs auteurs (GRIEBELER & SEITZ, 2002 ; SOISSONS *et al.*, 2011) ont d'ailleurs montré qu'une densité en plante hôte bien inférieure à celle de la fourmi est à priori moins préjudiciable pour le papillon que l'inverse. THOMAS (1980) (in ROZIER & GUÉRIN (2014)) semble également étayer cette théorie en montrant que de nombreuses populations de *Phengaris* ont disparu malgré la présence de leur plante hôte en densité favorable. La densité en nids des fourmis hôtes est donc un facteur essentiel à la pérennité des populations du papillon. En Nouvelle-Aquitaine, quatre espèces communes de *Myrmica* sont actuellement connues : *M. scabrinodis, M. rubra, M. ruginodis* (BERTOLINI *et al.*, in prep. ; SELLIER & PRÉAU, 2016) et *M. sabuleti* (GOURVIL *et al.*, in prep.) qui, contrairement aux trois autres, se retrouve plutôt en milieux ouverts chauds et secs (BLATRIX *et al.*, 2013 ; ANTAREA, 2020). D'après ROZIER & GUERIN (2014), il existe une adaptation locale du papillon à l'espèce de fourmis hôte la plus abondante dans le milieu. En Nouvelle-Aquitaine, Il semblerait que *Myrmica scabrinodis* soit l'espèce connue comme étant l'hôte principal de *Phengaris alcon* écotype « *alcon* » (GOURVIL *et al.*, in prep.). Ainsi, sa survie dépend d'un fragile équilibre entre l'évolution de la végétation et la présence de ses deux hôtes. Face au changement climatique, ce fragile équilibre pourrait être impacté et ce pour plusieurs raisons.

D'une part, les landes humides à tourbeuses pourraient se raréfier au profit d'autres végétations plus sèches (MALLARD, 2017b), impactant ainsi la flore inféodée à ce type de végétation telle que *G. pneumonanthe*, dont les populations pourraient régresser, voire disparaitre (cf. Chapitre 1) en Nouvelle-Aquitaine, ce qui pourrai nuire aux populations de *Phengaris alcon*. C'est ce qu'ont notamment montré CORMONT *et al.* (2013) en étudiant, à travers la modélisation de différents scénarios, les effets du changement climatique sur les populations de *G. pneumonanthe* aux Pays-Bas et leurs répercussions sur les populations de *P. alcon*. Les auteurs ont montré que des températures plus élevées, entrainant des modifications de la répartition des populations de *G. pneumonanthe*, affectaient négativement les populations de *P. alcon*. En plus d'une modification d'aire de répartition, il est possible que le changement climatique impacte aussi la date de floraison de *G. pneumonanthe* par des modifications de températures et d'humidités qui influencent la phénologie de cette plante (CERRATO *et al.*, 2016). Cela pourait également impacter indirectement les populations de *P. alcon* si une désynchronisation entre la période de vol des imagos et la période de floraison de sa plante hôte venait à se produire. Ainsi, se pose la question de l'adaptation des populations de *P. alcon* en Nouvelle-Aquitaine si un décalage de la floraison survenait avec le changement climatique. L'hypothèse émise est qu'avec des températures plus élevées au printemps et des sécheresses plus précoces, la floraison de *G. pneumonanthe* pourrait être plus tardive avec un décalage variable selon la zone géographique et le contexte (montagne/plaine). Plusieurs hypothèses peuvent être émises quant à la réponse de *P. alcon* face au décalage de phénologie de sa plante hôte. Une première hypothèse se base sur un possible décalage de la période de vol de *P. alcon* dû à l'influence des températures et de l'humidité au sol sur l'émergence des imagos et qui pourrait correspondre à la nouvelle période de floraison de *G. pneumonanthe*. Une seconde hypothèse serait que le vol du papillon ne soit plus adapté à la phénologie de sa plante hôte, entrainant des impacts qualitatifs (davantage d'œufs sur les tiges et feuilles), et quantitatifs (diminution globale du nombre d'oeufs, nombre moyen d'œufs par bourgeons/fleurs plus élevé car moins de pieds fleuris) sur les populations de *Phengaris alcon*.

D'autre part, le changement climatique pourrait également impacter les communautés de fourmis. A travers l'étude de l'effet de 12 variables environnementales, SEIFERT (2017) a notamment montré que la température maximale au sol au même rang que l'humidité du sol, suivis de de la température moyenne au sol, étaient les variables les plus impactantes sur la ségrégation de 59 espèces de fourmis. ELMES & WARDLAW (1982) évoquent également l'importance de la température au niveau du nid sur le succès des fourmis du genre *Myrmica*. Ainsi, les conditions micro-climatiques, dépendant fortement de la végétation (PETAL, (1976) in DAHMS et *al.* (2005)), semblent être un facteur déterminant dans la répartion des différentes espèces de fourmis, notamment des *Myrmica* qui ont tendance à fuir le soleil dans les régions où l'insolation est importante (Kaufmann com. Pers.). Dans l'hypothèse où *M. scabrinodis* est la fourmi hôte principale de *P. alcon* sur les sites d'études (GOURVIL *et al.*, in prep.), celle-ci pourrait être remplacée par *M. sabuleti,* hôte potentiel du papillon et qui affectionne plutôt les milieux ouverts chauds et secs. Enfin, des modifications de la végétation induites par le changement climatique pourrait également favoriser des espèces plus compétitrices que les *Myrmica*, et par conséquent nuire à leur population et indirectement à celles de *P. alcon* si la densité de nids de *Myrmica* venait à diminuer, voire si les populations venaient à disparaitre des sites.

Trois objectifs ont donc été définis pour cette étude :

1. déterminer les impacts du changement climatique sur la dynamique des populations de *Gentiana pneumonanthe* et sa phénologie sur quatre sites d'étude ;
2. intégrer l'étude des *Myrmica* aux suivis de *G. pneumonanthe* et des pontes de *P. alcon* déjà mis en place sur les quatre sites d'études ;

3. évaluer les conséquences sur les populations de *Phengaris alcon*, notamment sur le comportement de pontes.

3.2 Matériel et Méthodes

3.2.1 Sites d'étude

Les sites d'étude ont été sélectionnés en fonction de la répartition de *Phengaris alcon* en Nouvelle-Aquitaine, de la présence de populations importantes de *G. pneumonanthe* et d'une répartition spatialement équilibrée en Nouvelle-Aquitaine. La maitrise foncière est également un élément fondamental à prendre en compte afin d'assurer la pérennité des suivis dans le temps (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018a).

En 2019, cinq sites étaient validés pour les suivis. Suite au conseil scientifique de 2019, il a été décidé d'abandonner le site de Captieux car la présence d'un camp militaire sur ce dernier impliquait de trop fortes contraintes concernant l'accès qui ne permettaient pas de respecter scrupuleusement le protocole et également des difficultés dans la bonne relocalisation du quadrat au fil des ans, toutes ces contraintes limitant l'intégration pérenne de ce site au programme.

Ainsi, en 2020, ce sont au total quatre sites qui sont validés pour les suivis *P. alcon* et *G. pneumonanthe* (2 en Gironde et 2 dans les Pyrénées-Atlantiques) (Fig. 116). Cette année, l'ajout d'un nouveau site situé au sein de la réserve naturelle du Pinail a été intégré au programme. Ce nouveau site situé sur un espace protégé présente une gestion constante et permet d'étendre la distribution des sites étudiés à la zone Poitou-Charentes où *P. alcon* est en danger critique d'extinction (POITOU-CHARENTES NATURE, 2019).



Sites validés pour les suivis de Phengaris alcon alcon et Gentiana pneumonanthe.

Fig. 116. Situation géographique des sites d'études validés pour les suivis de P. alcon et G. pneumonanthe. AEROD : aérodrome de Bordeaux-Saucats, POUCH : lande de Pouchau, ELLOR : Ellorimendi, PLANZ : plateau d'Anzé, PINAIL : réserve naturelle du PInail.

3.2.2 Méthode d'échantillonnage des individus et identification des espèces

• Recensement de G. pneumonanthe sur l'ensemble de la surface des sites

Afin de sélectionner les unités d'échantillonnage, un recensement de l'ensemble des pieds de *G. pneumonanthe* a été réalisé au début de l'étude en 2016/2017. La méthode de dénombrement consiste à parcourir l'ensemble de la zone favorable à *G. pneumonanthe,* par bande d'environ deux mètres, à faible allure et de pointer au GPS (précision maximale de 3m) tous les pieds détectables (à l'état végétatif, en bourgeons, en fleurs, etc.).

Ce dénombrement est reconduit tous les deux ans sur chaque site afin d'évaluer l'évolution de la répartition spatiale des populations de *Gentiana pneumonanthe*, sachant qu'une répartition régulière des pieds de *G. pneumonanthe* favorisera une meilleure répartition des chenilles et limitera donc la compétition intra-spécifique dans les nids de fourmis hôtes (HABEL *et al.*, 2007).

En 2020, ce protocole a été reconduit sur les sites AEROD et PLANZ. Il n'a pas pu être réalisé sur le site ELLOR car l'ensemble du site a été fauché par erreur début août et sera donc effectué en 2021 comme pour le site POUCH.

• Suivis de Gentiana pneumonanthe et des pontes de Phengaris alcon

La méthode des quadrats pour l'étude des populations de *G. pneumonanthe* semble se dégager dans la littérature (KESEL & URBAN, 1999 ; VAN DYCK & REGNIERS, 2010). Cette méthode consiste à déterminer une surface dans laquelle les individus sont comptés et différents paramètres relevés. En ce qui concerne l'étude des populations de *P. alcon*, il existe depuis 2017 un protocole standardisé permettant d'évaluer l'état de conservation des populations de ce papillon (BELENGUIER *et al.*, 2017). Ce protocole consiste, entre autres, à compter de manière exhaustive les pieds de *G. pneumonanthe* et les œufs de *P. alcon* sur un site donné. Cette méthode présentant une méthodologie assez lourde en termes d'investigation sur le terrain, un échantillonnage sous forme de quadrats a donc été privilégié.

Afin de définir l'effort d'échantillonnage minimal requis, un test entre deux méthodes d'échantillonnage par quadrats (transects vs quadrats permanents 10x10m) a été réalisé en 2017 (MALLARD, 2017b). A l'issu de ce test, c'est la méthode des quadrats permanents qui a été sélectionnée. Ainsi, pour chaque site, deux quadrats permanents, d'une surface de 100m² (10x10m), ont été sélectionnés parmi les zones à plus forte densité en *G. pneumonanthe* sur SIG (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018b) puis repérés sur le terrain à l'aide de coordonnées GPS. Quand cela a été possible, ils ont été matérialisés par des tiges métalliques enfoncées dans le sol (excepté sur ELLOR) et lors des suivis, les quadrats peuvent être repérés à l'aide de piquets et de cordes.

La méthodologie de suivis consiste à recouper chaque quadrat de 100m² en 25 quadrats de 4m² afin de faciliter le comptage des pieds de *G. pneumonanthe* et éviter les doubles comptages (Fig. 117). Pour chaque quadrat de 4m², une recherche minutieuse des pieds de *G. pneumonanthe* est effectuée au sein de la végétation. Chaque pied et chaque hampe associée sont numérotés. Pour chaque hampe, les éléments suivants sont notés sur une fiche de relevés :

- le nombre de bourgeons ;
- le nombre de fleurs épanouies ;
- le nombre de fruits ;

- le nombre d'œufs pondus sur les fleurs et/ou bourgeons ;
- le nombre d'œufs pondus sur les tiges ;
- le nombre d'œufs pondus sur les feuilles.

L'observateur peut annoter toute remarque jugée pertinente sur la phénologie de *G. pneumonanthe* ou tout autre élément (observation de hampes sèches par exemple).



Fig. 117. Illustration de la méthode de relevé pour les suivis de P. alcon et de G. pneumonanthe. © Justine Poujol.

Chaque quadrat de 100m² est suivi une année sur deux (Fig. 118) afin d'éviter les impacts du sur-piétinement sur le milieu et les espèces. La fréquence des suivis est d'un passage par semaine, en privilégiant les mêmes dates d'une année sur l'autre (1 à 3 jours de décalages maximum). Les suivis débutent une semaine avant la date de première floraison de *G. pneumonanthe* connue sur le site ou avant la date de première émergence de *P. alcon* si celle-ci est antérieure à la date de première floraison. Les suivis se terminent à la fin du vol de *P. alcon*. Les suivis peuvent ainsi s'arrêter dès lors que plus aucun individu n'est observé (dans des conditions météorologiques favorables d'observations).

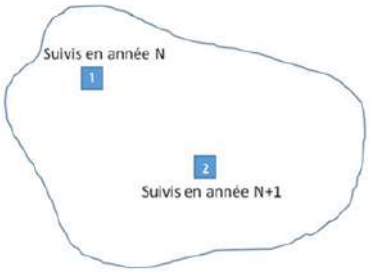


Fig. 118. Illustration du système rotatoire pour les suivis de P. alcon et de G. pneumonanthe.

- Inventaire des fourmis hôtes et suivis de leurs nids

Inventaire des fourmis hôtes

Afin de connaitre les fourmis hôtes potentielles de *Phengaris alcon* présentes sur chaque site, le protocole issu du Plan National d'Actions en faveur des Maculinea « Protocole d'echantillonnage simple permettant d'evaluer la presence et l'importance des Myrmica au sein des communautes de fourmis » (KAUFMANN *et al.*, 2014), a été mis en place sur les 4 sites d'etude. Ce protocole, biaisé en faveur des *Myrmica*, consiste à déposer des appâts répartis sur le site étudié le long de transects puis à récolter en 2 passages quelques individus des différentes espèces présentes dans un rayon de 10 cm autour de l'appât.

Un nombre optimal de 100 appâts est recommandé afin d'avoir une vision réaliste de la communauté de fourmis présente sur un site (KAUFMANN *et al.*, 2014). Une centaine d'appâts ont donc été disposés tous les 4m le long de transects sur chaque site d'étude. Les transects ont été positionnés de façon à échantillonner un maximum de micro-habitats sur l'ensemble de la surface d'habitat où *Gentiana pneumonanthe* est présente.

Les appâts sont constitués d'un carré de feuille bristol (4x4cm) déposés à même le sol ou sur la végétation préalablement aplatie sur lesquels une portion de rillettes de saumon et une goutte de miel sont déposées côte-à-côte (KAUFMANN *et al.*, 2014). Un pilulier contenant de l'alcool à 70° et portant le même numéro que l'appât est également déposé à quelques centimètres de ce dernier afin de stocker les fourmis recoltées lors des deux relevés (Fig. 119).



Fig. 119. Myrmica sabuleti sur un des appâts utilisés lors de l'inventaire des espèces de fourmis. © Christal Robert.

Afin de maximiser les chances d'échantillonner des *Myrmica* tout en ayant une vision réaliste de la communauté de fourmis, les relevés doivent être effectués entre le 15 avril et le 15 juillet, correspondant à la période d'activité annuelle maximale des fourmis et entre 17 et 22°C qui semble

être la gamme de températures idéale pour l'ensemble des espèces de fourmis du territoire français (KAUFMANN *et al.*, 2014). Une mesure de la température au sol et à l'ombre est donc réalisée avant la pose du premier appât afin de s'assurer des bonnes conditions d'application du protocole.

Le prélèvement des espèces s'effectue en deux passages à l'aide d'aspirateur à insectes. Le 1er relevé a lieu 30min après la pose du premier appât et le 2nd relevé s'effectue 1h après le 1er relevé du premier appât. Les relevés des différents appâts se réalisent dans l'ordre de pose des appâts. Environ 5 individus de chaque espèces (forme, couleurs, aspects differents) sont prélevés à chaque passage.

Les fourmis prélevées sur le terrain sont placées ultérieurement dans des tubes eppendorf contenant de l'alcool à 95° (meilleure conservation) et etiquetés de la date, du site et du numéro d'appât/nid. Celles-ci sont ensuite identifiées sous une loupe binoculaire à l'aide de la clé issue du guide « Fourmis de France, de Belgique et du Luxembourg » (BLATRIX *et al.*, 2013) et la clé des *Myrmica* élaborée par l'association ANTAREA. Un oculaire de grossissement x60 est necessaire pour l'identification des *Myrmica* qui est plus delicate. Afin de s'assurer de la fiabilité des identifications, les échantillons sont envoyés à un expert (C. GALKOWKI de l'association ANTAREA, http://antarea.fr/) pour validation.

Inventaire des nids de *Myrmica*

Les fourmis hôtes du genre *Myrmica* sont un élément essentiel du cycle biologique de *Phengaris alcon*. Afin de s'assurer de la viabilité des pontes étudiées dans les quadrats de suivis, une recherche des nids de *Myrmica* a été réalisée en 2020 dans ces derniers, l'objectif étant d'ajouter un indicateur fourmi au protocole de suivi de *G. pneumonanthe* et des pontes de *P. alcon* déjà mis en place qui soit facilement reproductible dans le temps.

Ainsi, sur les 4 sites d'étude, une recherche des nids de *Myrmica* (Fig. 120) a été réalisée à vue au sein des quadrats de 100m² utilisés pour le suivi de *G. pneumonanthe*. Les quadrats ont été séparés en 25 sous-quadrats de 4m² au centre desquels un appât a été deposé. Cela permet de focaliser la recherche des nids sur les sous-quadrats dont l'appât est positif aux *Myrmica* et donc d'éviter de fouiller l'entièreté du quadrat de 100m², la recherche des nids étant trés chronophage.



Fig. 120. Nid de Myrmica scabrinodis présentant un dôme de terre (solarium) bien visible à travers la végétation

3.2.3 Analyses statistiques

Avec les données 2020, nous disposons actuellement de deux années de suivis (2018 et 2020) pour un même quadrat pour quatre sites (ELLOR, PLANZ, AERO et POUCH). Les analyses porteront ainsi principalement sur ces données. L'ensemble des analyses statistiques et graphiques ont été réalisées avec le logiciel R. 4.0.3. En ce qui concerne le site de la réserve du Pinail, 2020 étant l'année de mise en place du protocole, les premiers résultats sont décrits dans un paragraphe spécifique.

• Dynamique des populations de G. pneumonanthe et P. alcon

Afin d'étudier l'évolution de la dynamique des populations *de G. pneumonanthe* au sein des quadrats de suivis, des tests de comparaison de moyenne de Wilcoxon sur données appariées (p=0.05) ont été réalisés sur les densités de pieds relevées au cours des suivis entre les années 2018 et 2020. De la même façon, des tests de Wilcoxon–Mann–Whitney (p=0.05) ont été réalisés sur le nombre d'œufs observés à chaque passage afin d'étudier les tendances d'évolution des populations de *P. alcon*.

De plus, afin d'étudier l'évolution de la dynamique de floraison de *G. pneumonanthe*, le nombre moyen de bourgeons et/ou fleurs par hampe non végétative (pour AEROD et POUCH) ou par pied non végétatif (pour ELLOR et PLANZ) (hampes ou pieds au stade bourgeons et stades fleuris) a été comparé entre 2018 et 2020 à l'aide de test de Wilcoxon–Mann–Whitney.

• Phénologie des espèces

A partir des données phénologiques récoltées sur le terrain avec un pas de temps minimal de 7 jours et maximal de 10 jours, chaque pied de *G. pneumonanthe* s'est vu attribué un « stade phénologique » (CBNSA, 2017). Cinq stades ont été définis :

- le stade végétatif : aucun bourgeon ni fleur ;
- le stade bourgeons : au moins un bourgeon et aucune fleur épanouie ;
- le stade début de floraison : une minorité de fleurs épanouies par rapport aux bourgeons ;
- le stade pleine floraison : plus de 50% de fleurs épanouies ;
- le stade fructification : présence d'au moins un fruit développé sur une tige.

A chaque passage, la proportion de pieds de *G. pneumonanthe* pour chaque « stade phénologique » a été calculée par rapport au nombre maximal de pieds sur l'ensemble des suivis.

La date de début de bourgeonnement de la population est considérée atteint lorsque 10% des pieds sont au stade bourgeons. Cette date a été estimée par un modèle selfstart non-linéaire à l'aide de la fonction nls et invest des packages 'nlstools' et 'investr', respectivement. L'évolution de la phénologie de *G. pneumonanthe* a ensuite été décrite en comparant les dates estimées de début de bourgeonnement entre années et entre les sites.

En ce qui concerne la phénologie de *P. alcon*, elle a été décrite en comparant entre les différentes années, les périodes d'émergences qui se basent sur les premières observations de pontes dans les quadrats de suivis et les longueurs des périodes de vol qui sont calculées en considérant que les suivis s'arrêtent lorsque plus aucun imago n'est observé sur le site et que les femelles sont capables de pondre seulement 2h après leur émergence (VAN DYCK & REGNIERS, 2010). La date de pic de pontes,

correspondant à la date où le nombre d'œufs observés est le plus élevé, a également été comparée entre années et entre les sites.

• Intéractions entre Phengaris alcon et sa plante hôte, Gentiana pneumonanthe

Afin d'étudier l'évolution de la synchronisation de la phénologie des deux espèces, les écarts, en nombre de jours, entre le jour de début de bourgeonnement (10% de pieds de *G. pneumonanthe* sont au stade bourgeons) et le jour de pic d'œufs (nombre maximal d'œufs relevés) et le jour des premières observations de pontes durant la période de suivis ont été calculés et comparés.

Afin d'étudier le comportement de pontes des femelles de *P. alcon* sur les hampes de *G. pneumonanthe*, plusieurs paramètres ont été calculés et comparés entre 2018 et 2020 à l'aide de tests de comaparaison de moyennes (p=0.05) :

- le nombre moyen d'œufs par bourgeon/fleur : test de Wilcoxon–Mann–Whitney sur échantillons indépendants ;
- le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou par pied avec ponte : test de Wilcoxon–Mann–Whitney sur échantillons indépendants ;
- le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou par pied sans ponte : test de Wilcoxon–Mann–Whitney sur échantillons indépendants
- entre le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou par pied avec pontes et le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou pied sans ponte : test de Wilcoxon sur échantillons appariés ;
- les proportions moyennes d'œufs sur les bourgeons/fleur, sur les tiges et sur les feuilles : test de Wilcoxon–Mann–Whitney sur échantillons indépendants.

Les proportions moyennes de hampes non végétatives avec pontes ainsi que les proportions d'œufs sur les hampes végétatives ont également été décrites et comparées entre années et sites.

• Inventaire des fourmis hôtes et suivis de leurs nids

Les pourcentages d'appâts positifs aux différentes espèces de fourmis récoltées lors de l'inventaire ont été calculés pour chacun des sites et les cortèges de fourmis qui en résultent ont ensuite été analysés et comparés entre site.

Aussi, afin d'étudier la répartition des fourmis hôtes de *P. alcon* sur les sites d'études, les appâts positifs aux *Myrmica* ont été cartographiées à l'aide du logiciel QGIS 2.18.18. En ce qui concerne les nids de *Myrmica* au sein des quadrats de suivis, une densité a été calculée pour les sites pour lesquels les nids étaient visibles (PLANZ et POUCH). Pour les deux autres sites (ELLOR et AEROD), c'est le nombre d'appâts positifs aux *Myrmica* qui est pris en compte.

Enfin, afin de voir quelles espèces intéragissent avec les *Myrmica* présentes sur chacun des sites, le nombre d'appâts positifs a été relevé pour chaque espèce de fourmis.

3.3 Résultats

3.3.1 Suivis de Gentiana pneumonanthe et des pontes de Phengaris alcon

Pour chacun des sites, les périodes de suivis ont été résumées dans le Tab. IX, ainsi que le nombre de passages qui diffère selon les sites et les années (Tab. IX) du aux différences phénologiques d'émergence de *P. alcon* et de floraison de *G. pneumonanthe*.

Tab. IX. Périodes de suivis et nombres de passages par site.

Années de suivis	ELLOR	PLANZ	AEROD	POUCH
2017	23/06 au 23/08 (Q1)	-/- (quadrat différent)	11/08 au 08/09 (Q1 & Q2)	-/-
NB de passages	10	-/-	4	-/-
2018	19/06 au 06/09 (Q2)	18/07 au 30/08 (Q1)	30/07 au 10/09 (Q1)	30/07 au 10/09 (Q1)
NB de passages	11	6	7	7
2019	26/06 au 02/09 (Q1)	18/07 au 14/08 (Q2)	30/07 au 18/09 (Q2)	30/07 au 18/09 (Q2)
NB de passages	10	4	8	8
2020	16/06 au 21/08 (Q2)	11/07 au 17/08 (Q1)	17/07 au 11/09 (Q1)	17/07 au 11/09 (Q1)
NB de passages	10	7	9	9

3.3.1.1 Dynamique des populations

- Gentiana pneumonanthe

ELLORIMENDI : En comparant la répartition des pieds entre 2016/2017 et 2018, une augmentation du nombre de pieds a été observée au cours du temps avec une répartition plus homogène sur l'ensemble du site en 2018 (Fig. 121). En 2016/2017, 1950 pieds ont été comptés contre 2600 en 2018. Il est cependant à noter que les données 2016/2017 proviennent d'un comptage effectué en deux fois sur deux années différentes. A noter qu'en 2020, l'ensemble du site a été fauché (sauf zone du quadrat) ce qui n'a pas permis de réaliser l'inventaire des pieds cette année et qui est donc reporté en 2021.



Fig. 121. Evolution de la répartition des pieds de Gentiana pneumonanthe sur le site Ellorimendi entre 2016 et 2018.

PLATEAU D'ANZÉ : une augmentation du nombre de pieds a été observée entre les différentes années. En 2016, 1195 ont été pointés au GPS, contre 1590 en 2018 et 3417 en 2020 soit une augmentation de plus de 186% entre 2016 et 2018. La répartition des pieds reste assez homogène sur l'ensemble du site au cours du temps (Fig. 122).

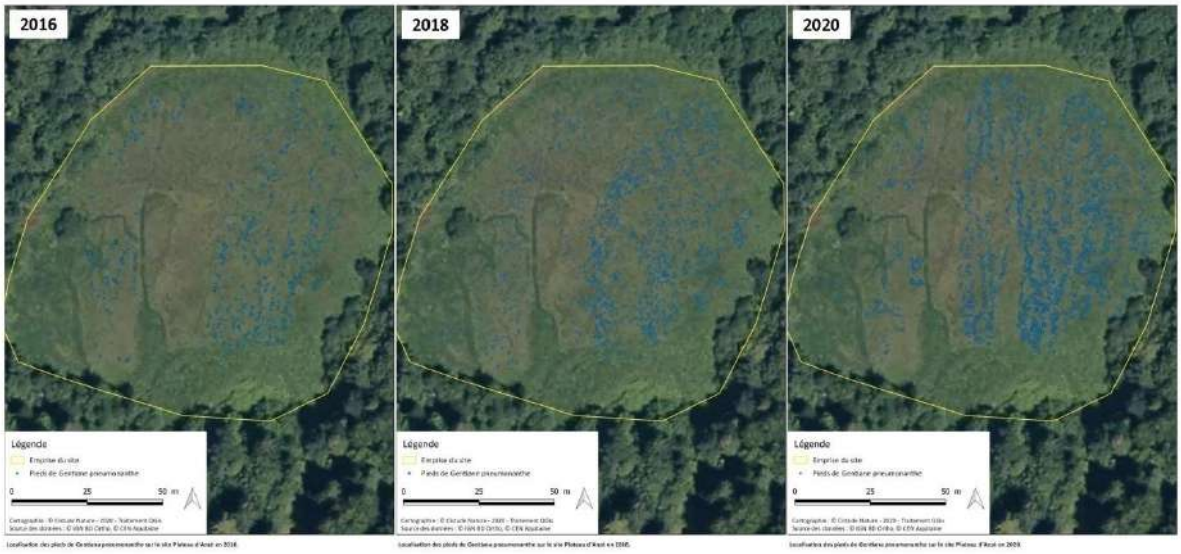


Fig. 122. Evolution de la répartition des pieds de Gentiana pneumonanthe sur le site plateau d'Anzé entre 2016 et 2018.

AÉRODROME DE BORDEAUX–SAUCATS : une augmentation du nombre de pieds de *G. pneumonanthe* a été observée entre 2016 et 2018 (799 pieds et 1823, respectivement) sur l'ensemble du site puis une légère diminution (–8,6%) entre 2018 et 2020 (1667 pieds). En revanche, la répartition des pieds reste identique au cours du temps (Fig. 123).

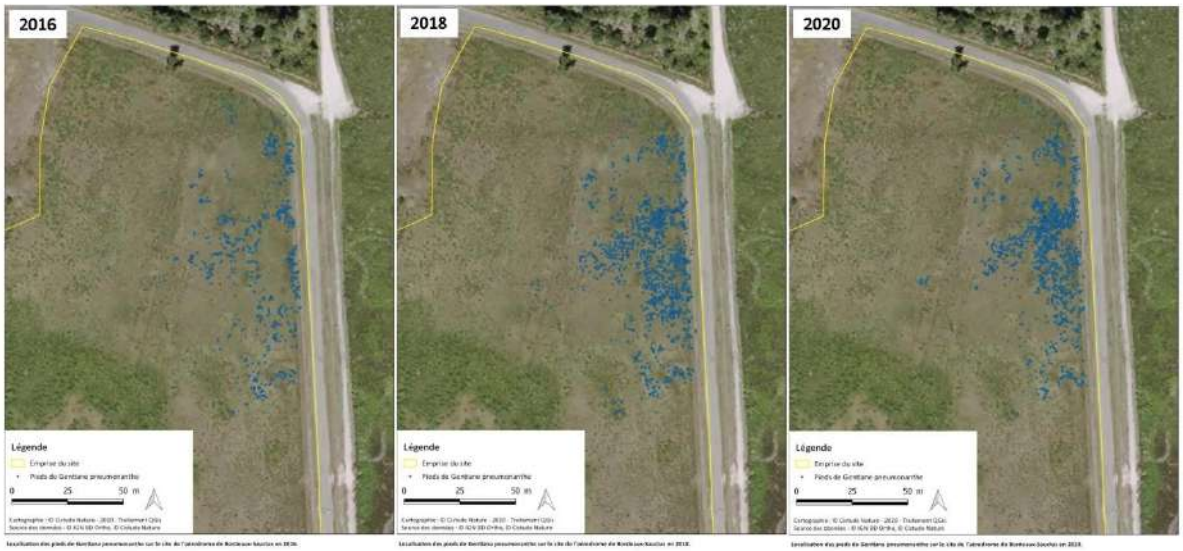


Fig. 123. Evolution de la répartition des pieds de Gentiana pneumonanthe sur le site de l'aérodrome de Bordeaux-Saucats entre 2016 et 2020.

POUCHAU : une augmentation du nombre de pieds de *G. pneumonanthe* a été observée entre 2017 et 2019 (193 pieds vs 270 respectivement) avec une répartition identique au cours du temps (Fig. 124).



Fig. 124. Evolution de la répartition des pieds de Gentiana pneumonanthe sur le site de Pouchau entre 2017 et 2019.

Ainsi de manière générale, une augmentation du nombre de pieds de *G. pneumonanthe* a été observée entre 2016 et 2020 sur l'ensemble des sites avec des répartitions restant inchangées. Seul AEROD présente une légère diminution de pieds entre 2018 et 2020. Cependant, cette observation est à relativiser puisque l'inventaire n'est pas exhausitf et dépends de la détectabilité des pieds de *G. pneumonanthe*.

En comparant ces résultats obtenus à l'échelle du site avec l'évolution de la densité des pieds de *G. pneumonanthe* à l'échelle des quadrats de suivis, les mêmes tendances ont été observées. En effet,

pour l'ensemble des sites, une augmentation signaficative de la densité de pieds a été observée entre 2018 et 2020, avec une densité plus élevée en 2020 (ELLOR : Wilcoxon, V=0, p = 0.007813 ; PLANZ : Wilcoxon, V=0, p= 0.03125 ; AEROD : Wilcoxon, V=0, p= 0.01563 ; POUCH : Wilcoxon, V=0, p= 0.01563) (Fig. 125).

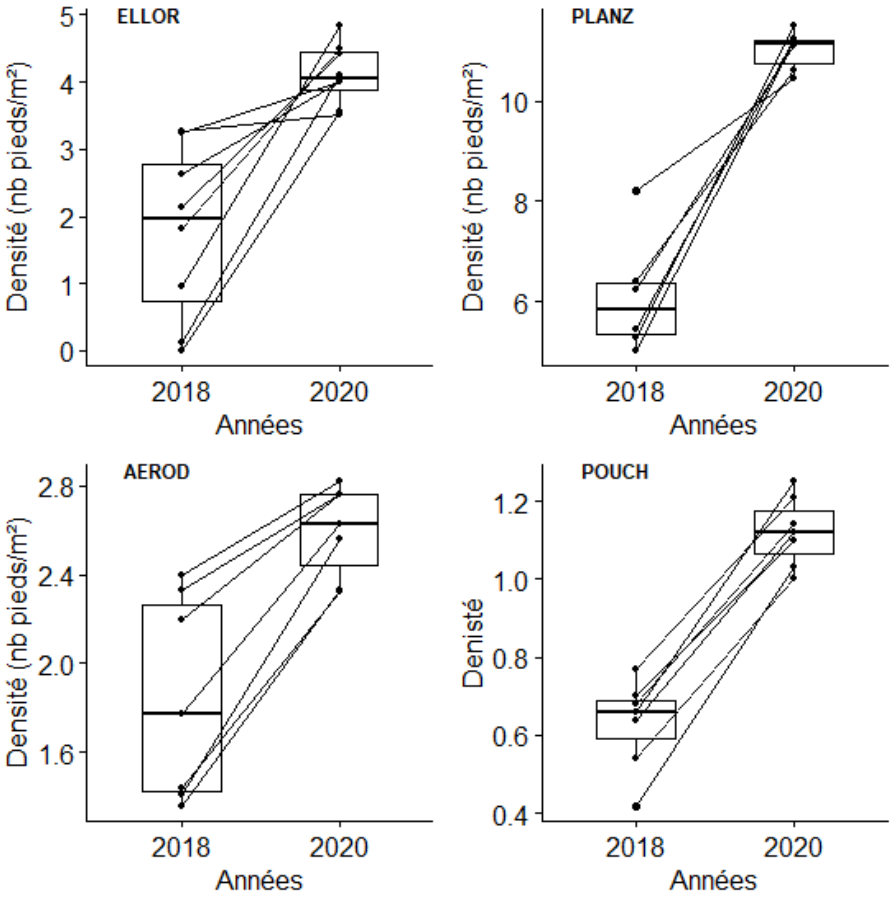


Fig. 125. Box plot des densités de piedspour comparer les différences entre années pour les quatre sites.

En ce qui concerne la dynamique de floraison, le nombre de bourgeons et/ou fleurs par hampe ou pied non végétatif a été comparé entre 2018 et 2020. Excepté pour le site PLANZ, une différence significative est observée entre les deux années pour tous les autres sites (ELLOR, AEROD et POUCH) (Tab. X), avec un nombre moyen de bourgeons et/ou fleurs plus faible en 2020 par rapport à 2018.

Tab. X. Résultats des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney sur le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou pied non végétatif.

Sites	Statistique W	p-value	Type test
ELLOR	92.5	0.0172*	Unilatéral droit
PLANZ	29	0.2949	Bilatéral
AEROD	50	0.02828*	Unilatéral droit
POUCH	56	0.005506*	Unilatéral droit

- Phengaris alcon

Pour ELLOR, AEROD et POUCH, il n'y a pas de différence signifcative du nombre d'œufs entre 2018 et 2020 (ELLOR : Wilcoxon–Mann–Whitney, W= 14, p–value = 0.366 ; AEROD : Wilcoxon–Mann–Whitney, W = 25, p–value = 0.6282 ; POUCH : Wilcoxon–Mann–Whitney, W = 28, p–value = 1). En revanche pour PLANZ, une différence significative du nombre d'œufs a été observée entre 2018 et 2020 (Wilcoxon–Mann–Whitney, W=36, p=0.03497) avec un nombre d'œufs comptabilisés plus faible en 2020 pouvant signifier soit une diminution du nombre d'imagos soit des pontes mieux réparties sur les hampes de *G. pneumonanthe* qui étaient plus nombreuses en 2020.

3.3.1.2 Phénologie des espèces

- Gentiana pneumonanthe

A partir des données de terrain et d'une modélisation par « nls », les jours de début de bourgeonnement des populations de *G. pneumonanthe* ont pu être estimés pour chaque site et chaque année (Tab. XI).

En comparant les données 2018 et 2020, correspondant aux données de suivis du même quadrat pour chacun des sites, un retard du stade début de bourgeonnement est observé pour les deux sites situés dans les Pyrénées–Atlantiques (ELLOR : 8 jours de retard et PLANZ : 3 jours de retard entre les deux années). Au contraire, pour les deux sites de Gironde, le stade début de bourgeonnement apparait avec 2 à 3 jours d'avance en 2020.

Tab. XI. Jour et date de début de bourgeonnement estimés pour les quatre sites d'étude en fonction des années.

	2018 (Q1)	**2019 (Q2)**	**2020 (Q1)**
ELLOR	201 (20 juillet)	210 (29 juillet)	210 (28 juillet)
PLANZ	203 (22 juillet)	208 (27 juillet)	207 (25 juillet)
AEROD	212 (31 juillet)	217 (5 août)	211 (29 juillet)
POUCH	213 (1er août)	214 (2 août)	211 (29 juillet)

En comparant également les périodes d'apparition des premiers pieds fleuris, la même tendance est constatée (Fig. 126). En effet, le stade début de floraison est observé la semaine 31 en 2020 pour PLANZ et la semaine 30 pour ELLOR, soit respectivement une semaine et deux semaines plus tard par rapport à 2018 (PLANZ : semaine 30 en 2018 ; ELLOR : semaine 28 en 2018). Concernant les deux sites de Gironde, le stade début de floraison apparait aux mêmes périodes pour les deux années (AEROD : semaine 34 en 2018 et 2020 ; POUCH : semaine 35 en 2018 et 2020).

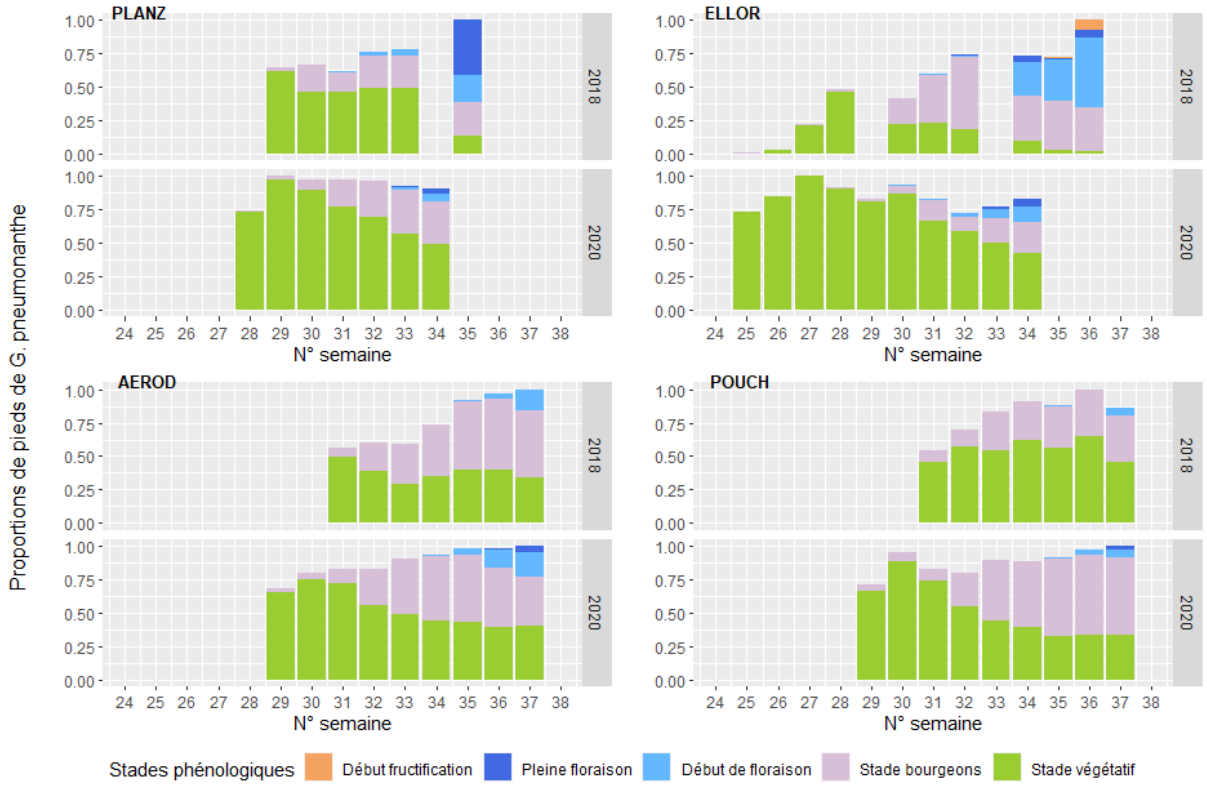


Fig. 126. Evolution au cours du temps et comparaison entre 2018 et 2020 des propotions de pieds de G. pneumonanthe aux différents stades phénologiques pour les quatre sites d'étude.

En comparant les jours de début de bourgeonnement estimés entre site, en 2018, les sites situés dans les Pyrénées-Atlantiques (ELLOR et PLANZ) étaient ceux pour lesquels la phénologie de *G. pneumonanthe* était la plus avancée, avec un écart de 9 à 12 jours avec les sites de Gironde (AEROD et POUCH). En 2020, cet écart s'est réduit à 1 à 2 jours puisqu'un retard de la phénologie a été observé sur ELLOR et PLANZ.

- Phengaris alcon

Le Tab. XII présente les semaines (et dates) des premières observations de pontes de *P. alcon* dans les quadrats de suivis. Pour le site ELLOR, les premières pontes ont été observées avec une semaine d'avance en 2019 et 2020 par rapport à 2018, l'émergence semble donc avoir été plus précoce ces deux années. À noter que les données 2019 proviennent d'une étude CMR de *P. alcon* réalisée sur le site car les pontes en trop faible nombre sur le quadrat cette année-là ne permettent pas une observation réelle de l'émergence du papillon. Pour le site PLANZ, en 2020 les premières pontes ont été observées avec une d'avance par rapport aux deux autres années témoignant d'une émergence plus précoce cette année. Pour le site AEROD, l'émergence semble plus tardive en 2020 par rapport à 2018 puisque les premières pontes ont été observées avec une semaine de retard. Par contre elles ont été observées à la même période par rapport à 2019. Enfin, concernant le site POUCH, l'émergence semble plus variable au fil des ans. L'année 2019 est celle où le papillon a émergé semble-t-il le plus tardivement puisque les premières pontes n'ont été observées qu'à partir de la troisième quinzaine d'août. En

revanche l'année 2020 est celle où il a été le plus précoce avec les premières pontes observées la semaine 30 et un premier individu observé la semaine 29.

Tab. XII. N° de semaine (date) de premières observations de pontes de P. alcon pour les quatre sites d'étude en fonction des années.

Sites	2018 (Q1)	2019 (Q2)	2020 (Q1)
ELLOR	Semaine 30 (3 août)	Semaine 29 (18 juillet) (POUSSIN & GOURVIL, 2019)	Semaine 29 (16 juillet)
PLANZ	Semaine 29 (<18 juillet)	Semaine 29 (18 juillet)	Semaine 28 (11 juillet)
AEROD	Semaine 31 (<30 juillet)	Semaine 32 (6 août)	Semaine 32 (6 août)
POUCH	Semaine 31 (<30 juillet)	Semaine 35 (23 août)	Semaine 30 (23 juillet)

En ce qui concerne la période d'observations du pic d'œufs, des variations existent entre les sites (Tab. XIII). Sur le site ELLOR, le nombre maximal d'œufs est observé à la même période pour les trois années. En comparant les données de l'année 2019 avec les résultats d'une CMR réalisée en 2019 sur ce même site (POUSSIN & GOURVIL, 2019), le pic d'œufs relevé dans le quadrat de suivis cette année-là ne correspond pas au pic d'émergence qui a eu lieu le 31 juillet, soit 3 semaines de décalage entre les deux observations. Pour le site PLANZ, le pic d'œufs est observé avec 5 à 10 jours d'avance en 2019 et 2020, respectivement, par rapport à 2018. Pour le site AEROD, l'année 2018 est celle où le pic d'œufs a été observé le plus précocément avec 7 jours d'avance par rapport à 2019 et 2020. Enfin, pour le site POUCH, la période d'observation du pic d'oeufs reste plus variable entre les années puisqu'en 2019 il est observé avec 22 jours de retard par rapport à 2018 et 15 jours par rapport à 2020.

Tab. XIII. Jour d'observation du pic d'oeufs de P. alcon pour les quatre sites d'étude en fonction des années.

Sites	2018 (Q1)	2019 (Q2)	2020 (Q1)
ELLOR	235 (23 août)	234 (22 août)	234 (21 août)
PLANZ	226 (14 août)	221 (9 août)	217 (4 août)
AEROD	239 (27 août)	246 (3 septembre)	247 (3 septembre)
POUCH	239 (27 août)	261 (18 septembre)	247 (3 septembre)

Comparaison des sites : la comparaison, en 2020, des dates d'observations des premières pontes des différents sites (Tab. XIII) montrent que *P. alcon* est plus précoce sur le site en montagne (PLANZ) où il y a une semaine de décalage avec le site situé au Pays Basque (ELLOR) comme cela avait déjà été observé en 2018 et 2019 et 2 à 6 semaines de décalage avec les sites de Gironde (AEROD et POUCH) en fonction des années. Une différence phénologique est également notable entre les deux sites de Gironde pourtant soumis aux mêmes conditions météorologiques (cf. Chapitre 2) : l'émergence semble avoir été plus tardive en 2019 sur le site POUCH avec 3 semaines de décalage avec le site AEROD et à

l'inverse, en 2020, elle semble y avoir été plus précoce avec 2 semaines d'avance par rapport au site AEROD. Par contre, le pic d'œufs arrive à la même période pour ces deux sites, exceptés en 2019 où il y a 15 jours d'écarts. Le même schéma est observable quant à la fin de vol des imagos. En effet, PLANZ est le site où la fin de vol est la plus précoce, puis ELLOR puis les deux sites en Gironde (AEROD et POUCH) et ce pour les trois années.

Les périodes d'émergence et de fin de vol permettent d'estimer la longueur des périodes de vol de *P. alcon* sur chaque site (Tab. XIV). Pour l'ensemble des sites, la période de vol est estimée à 6 semaines en 2018. Pour le site ELLOR, elle reste relativement la même pour 2019 et 2020. En revanche pour les autres sites, la période de vol est plus courte en 2019. Le site POUCH est celui où la période est la plus diminuée avec seulement 3 semaines de vol puis le site PLANZ avec 4 semaines et enfin AEROD avec 5 semaines. A l'inverse, en 2020, POUCH est le site où *P. alcon* a eu une durée de vol la plus longue avec 7 semaines contre 5 semaines pour PLANZ et AEROD.

Tab. XIV. Longueur estimée en semaines de la période de vol de P. alcon pour les quatre sites d'études en fonction des années.

	2018	2019	2020
ELLOR	6 semaines	6.5 semaines *	6 semaines
PLANZ	6 semaines	4 semaines	5 semaines
AEROD	6 semaines	5 semaines	5 semaines
POUCH	6 semaines	3 semaines	7 semaines

3.3.2 Interactions entre Phengaris alcon et sa plante hôte, Gentiana pneumonanthe

- **Synchronisation de la phénologie des deux espèces**

D'après la Fig. 127, pour les sites PLANZ, AEROD et POUCH et, ce pour les deux années, le pic d'œufs se produit avant le pic de bourgeons et fleurs dont leur nombre continue à augmenter à la fin de la période de vol des papillons. Le site ELLOR semble se démarquer avec un pic d'œufs atteint au pic de bourgeons et fleurs en 2020.

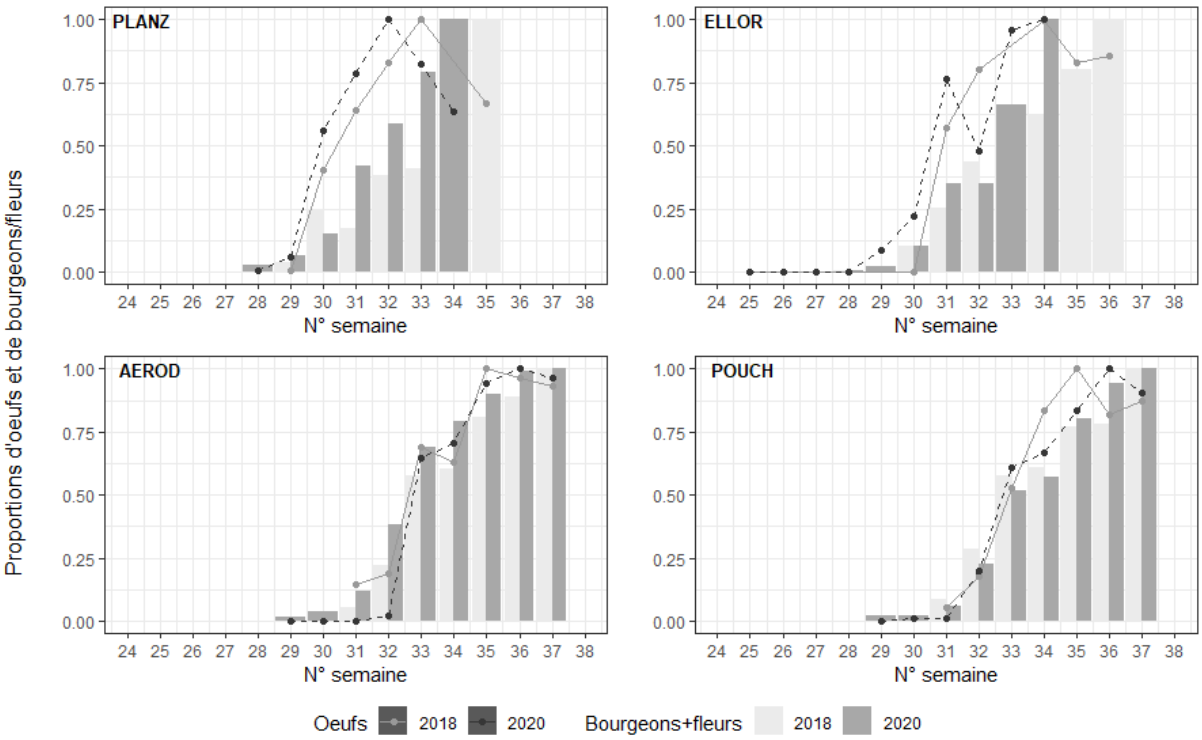


Fig. 127. Évolution des proportions d'œufs et de bourgeons+fleurs au cours des suivis sur les quatre sites d'étude.

Les écarts, en nombre de jours, entre le jour de début de bourgeonnement (10% de pieds de *G. pneumonanthe* sont au stade début de bourgeons) et, d'une part, le jour de pic d'œufs (nombre maximal d'œufs relevés) et, d'autre part, le jour des premières observations de pontes durant la période de suivis ont été calculés. Les résultats sont présentés dans le Tab. XV. Une valeur positive signifie que le jour où le pic d'œufs ou le jour des premières observations de pontes est atteint est postérieur au jour de début de bourgeonnement. Une valeur négative signifie qu'ils sont antérieurs.

Tab. XV. Nombre de jours d'écart entre a) le jour de début de bourgeonnement de G. pneumonanthe et le jour de premières observations de pontes durant la période de suivis ; b) le jour de début de bourgeonnement de G. pneumonanthe et le jour du pic d'œufs de P. alcon

Sites	2018		2019		2020	
	a	b	a	b	a	b
ELLOR	14	34	11	24	-12	24
PLANZ	-4	23	-9	13	-14	10
AEROD	-1	27	1	29	8	36
POUCH	-2	26	21	47	-6	36

Pour l'ensemble des sites, le jour du pic d'œufs est postérieur au jour de début de bourgeonnement mais varie en fonction des années. Pour les sites ELLOR et PLANZ, l'écart entre ces deux jours est plus important en 2018 par rapport à 2019 et 2020 (10 à 13 jours de différence entre 2018 et 2019/2020 pour les deux sites). Pour les sites AEROD et POUCH, cet écart est plus variable au cours du temps mais 2019 est l'année où il est le plus important notamment pour POUCH avec 10 à 11 jours de différence par rapport à 2018 et 2020.

En ce qui concerne l'écart entre le jour de début de bourgeonnement et le jour des premières observations de pontes, il est très variable selon les sites et les années. Pour le site ELLOR, cet écart est positif pour 2018 et 2019 ce qui signifie que lorsque les premières pontes sont observées, il y a déjà 10% des pieds de *G. pneumonanthe* qui sont au stade bourgeons. A l'inverse, en 2020 cet écart est négatif de 12 jours ce qui signifie que le début de bourgeonnement de la plante hôte du papillon arrive 12 jours après les premières observations de pontes. De la même façon, pour le site PLANZ cet écart est toujours négatif et s'intensifie au cours des années : en 2020 le début de bourgeonnement est atteint 14 jours après les premières pontes contre 4 jours en 2018, soit 10 jours de différence. Pour le site AEROD, l'écart n'est seulement que d'un jour ce qui signifie que les premières pontes sont observées quasiment au même moment que le stade de début de bourgeonnement atteint par la population de *G. pneumonanthe*. Il en est de même pour le site POUCH (2 jours d'écart). En 2020, cet écart est légèrement supérieur : le début de bourgeonnement est atteint 8 jours avant les premières pontes. Au contraire pour le site POUCH, le début de bourgeonnement est atteint 6 jours après les premières pontes en 2020 alors qu'en 2019 il est atteint 21 jours avant les premières pontes.

NB : pour les sites AEROD en 2018, PLANZ en 2018 à 2020 ces observations sont toutefois à relativisées car les jours des premières observations de pontes sont probablement antérieurs aux jours pris en compte dans les calculs d'écart du fait de la présence déjà attestée de pontes lors des premiers suivis (cas des sites AEROD en 2018 et PLANZ en 2018, 2019 et 2020) ou bien d'absence de pontes alors que les premiers imagos ont été aperçus (cas du site POUCH en 2020). Par conséquent, les écarts sont probablement sous-estimés.

- Comportement de pontes de Phengaris alcon sur Gentiana pneumonanthe

Afin de voir si le comportement de pontes des femelles de *P. alcon* évolue au cours du temps, plusieurs paramètres ont été comparés entre 2018 et 2020 à l'aide de test de comparaison de moyennes. Les résultats des différents tests sont présentés dans les tableaux ci-dessous. A noter que pour ELLOR et PLANZ, certains tests ont été réalisés sur les données relatives aux pieds de *G. pneumonanthe* et non aux hampes car ces dernières ne sont pas disponibles pour l'année 2018.

Le nombre moyen d'œufs par bourgeon/fleur : une différence significative a été révélée entre les deux années seulement pour les sites ELLOR et POUCH (Tab. XVI) pour lesquels le nombre moyen d'œufs par bourgeon/fleur est plus élevé en 2020 par rapport à 2018.

Tab. XVI. Résultats des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney sur le nombre moyen d'oeufs par bourgeon/fleur.

Sites	Statistique W	p-value	Type test
ELLOR	0	0.002461*	Unilatéral gauche
PLANZ	29.5	0.2524	Bilatéral
AEROD	32	0.1375	Bilatéral
POUCH	0	0.02778*	Unilatéral gauche

Le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou par pied avec pontes : une différence significative a été révélée entre les deux années pour les sites AEROD et POUCH (Tab. XVII). Les résultats montrent que le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe avec pontes était significativement plus élevé en 2018 par rapport à 2020 pour ces deux sites.

Tab. XVII. Résultats des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney sur le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou pied avec ponte.

Sites	Statistique W	p-value	Type test
ELLOR	76	0.2895	Bilatéral
PLANZ	17	0.6282	Bilatéral
AEROD	52	0.01687*	Unilatéral droit
POUCH	58	0.002924*	Unilatéral droit

Le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou par pied sans ponte : aucune différence significative n'a été relevée entre les deux années exceptées pour le site ELLOR (Tab. XVIII) pour lequel les résultats montrent qu'en 2020, le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe sans ponte était significativement plus élevé en 2018 par rapport à 2020.

Tab. XVIII. Résultats des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney sur le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou pied sans ponte.

Sites	Statistique W	p-value	Type test
ELLOR	94	0.01342*	Unilatéral droit
PLANZ	20	0.9452	Bilatéral
AEROD	22	0.3386	Bilatéral
POUCH	46	0.1366	Bilatéral

Comparaison entre le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou pied avec pontes et le nombre moyen de bourgeons/fleurs par hampe ou pied sans ponte : une différence significative est observée pour tous les sites et les deux années, excépté pour PLANZ en 2020 (Tab. XIX). Ainsi, le nombre moyen de bourgeons/fleurs est significatievement plus élevé sur les hampes ou pieds qui portent des pontes de *P. alcon*.

Tab. XIX. Résultats des tests de Wilcoxon entre les nombres moyens de bourgeons/fleurs par hampe ou pied avec et sans ponte.

Sites	Statistique V	p-value	Type test
ELLOR 2018	27	0.01563*	Unilatéral droit
ELLOR 2020	21	0.01776*	Unilatéral droit
PLANZ 2018	20	0.03125*	Unilatéral droit
PLANZ 2020	22	0.1094	Unilatéral droit
AEROD 2018	28	0.007813*	Unilatéral droit
AEROD 2020	21	0.01563*	Unilatéral droit
POUCH 2018	28	0.007813*	Unilatéral droit
POUCH 2020	28	0.01563*	Unilatéral droit

En calculant le pourcentage moyen de hampes avec pontes par rapport au nombre de hampes non végétatives (au moins un bourgeon ou une fleur), il est montré que les femelles utilisent entre 15 et 50% des hampes portant au moins un bourgeon ou une fleur selon les sites et les années (Tab. XX). POUCH est le site avec la proportion la plus élevée avec jusqu'à 68% de hampes non végétatives portant des pontes en 2018 au moment du pic d'œufs et 50% en 2019. Les valeurs pour les autres sites et années au moment du pic d'œufs restent proches de la valeur moyenne du Tab. XX.

Tab. XX. Proportions moyennes de hampes avec pontes et écart type pour les quatre sites d'étude selon les années.

Sites	2018	2019	2020
ELLOR	NA	1.6% ± 0.3%*	30.5% ± 4.6%
PLANZ	NA	14.7% ± 4.5%	20.7% ± 7.8%
AEROD	33.9% ± 12.2%	25.6% ± 8.0%	21.2% ± 9.0%
POUCH	52.3% ± 16.4%	35.7% ± 15.9%	44.4% ± 14.2%

*valeur non représentative car très peu de pontes comptabilisées cette année-là.

La majorité des hampes avec pontes portent des bourgeons/fleurs au moment de la ponte pour tous les sites et pour les deux années (Fig. 128). Toutefois quelques œufs sont pondus sur des hampes végétatives malgré la présence de bourgeons ou de fleurs sur des hampes voisines. Cependant, cette proportion reste relativement faible (Tab. XXI).

Tab. XXI. Proportions d'œufs pondus sur des hampes végétatives au cours des suivis.

Sites	2018	2019	2020
ELLOR	2%	0%	1%
PLANZ	11%	14%	2%
AEROD	0%	15%	0%
POUCH	0%	1%	4%

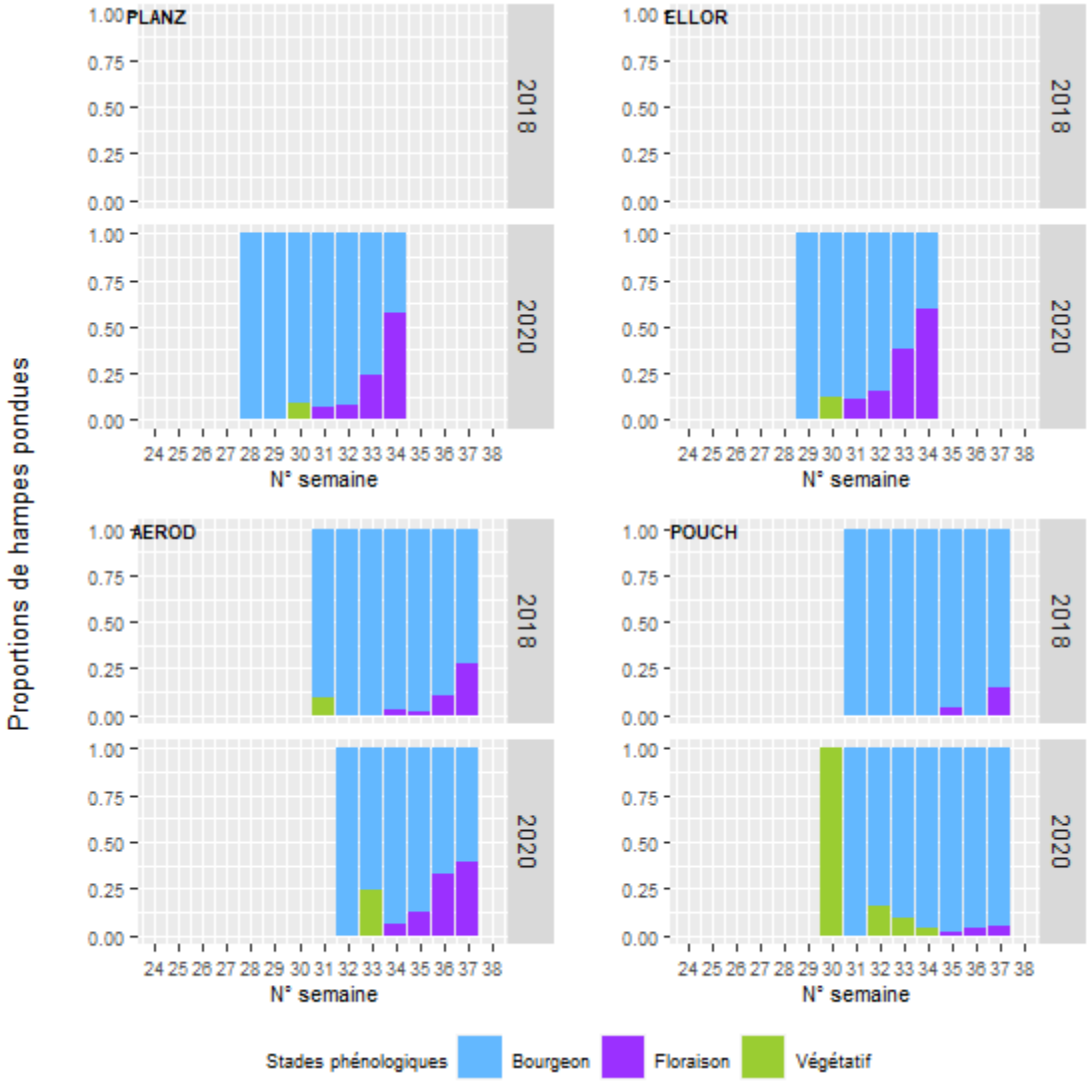


Fig. 128. Évolution au cours du temps et comparaison, entre 2018 et 2020, des proportions de hampes avec pontes selon leur stade phénologique pour les quatre sites d'étude.

En ce qui concerne le positionnement des œufs, la majorité sont pondus au niveau des bourgeons et des fleurs de *G. pneumonanthe* pour tous les sites et les deux années (Fig. 129). Le site POUCH présente toutefois des proportions d'œufs sur les tiges et feuilles plus élevées que sur les autres sites. Des tests de Wilcoxon–Mann–Whitney ont été réalisés afin de voir s'il existe des différences significatives entre les proportions moyennes d'œufs sur les bourgeons/fleurs, sur les tiges et sur les feuilles entre 2018 et 2020 pour chaque site. Les résultats n'ont pas révélé de différence significative, excepté pour le site AEROD concernant la proportion d'œufs sur les feuilles, avec une proportion moyenne plus élevée en 2018 (Wilcoxon–Mann–Whitney, W = 41.5, p–value = 0.003814).

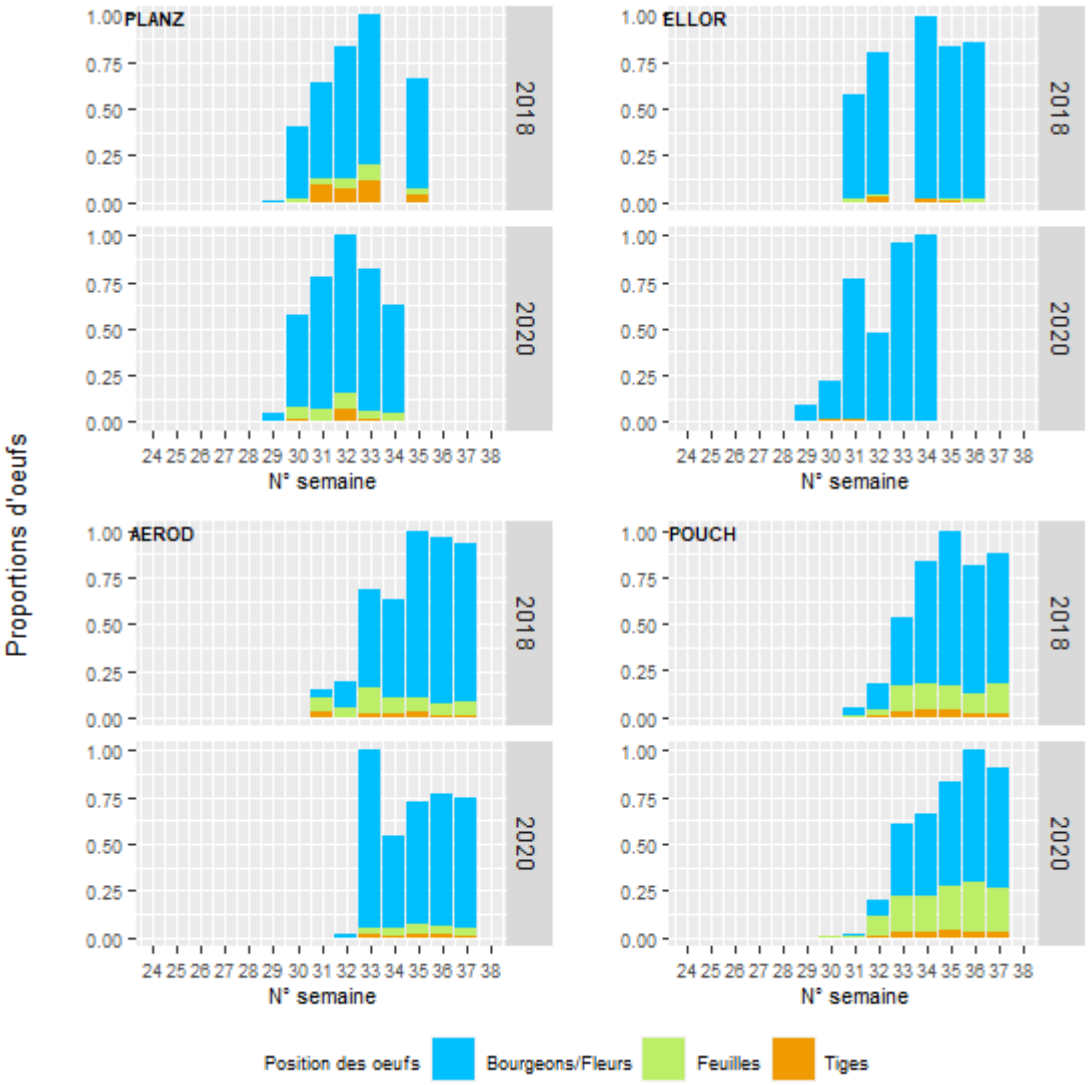


Fig. 129. Évolution au cours du temps et comparaison, entre 2018 et 2020, des proportions d'œufs pondus selon leur positionnement sur les hampes de G. pneumonanthe pour les quatre sites d'étude.

3.3.3 Inventaire des fourmis hôtes et suivis de leurs nids

- Inventaire des fourmis hôtes

Pour chacun des sites, la date d'inventaire et les conditions d'application du protocole ont été résumées dans le tableau Tab. XXII.

Tab. XXII. Dates des inventaires fourmis et conditions d'applications du protocole.

Site (Dpt)	Jour	Nombre d'observateurs	Heure pose appâts	Heure 1er relevé	T°C 1er relevé	Heure 2ème relevé	T°C 2ème relevé
ELLOR (64)	20/05/20	9	8h53	9h23	18°C	10h23	18°C
POUCH (33)	28/05/20	4	8h30	9h00	14°C	10h00	17,5°C
AEROD (33)	02/06/20	3	8h27	8h58	17°C	9h58	19°C
PANZ (64)	30/06/20	4	13h00	13h29	17°C	14h29	19°C

Au total, 15 espèces de fourmis ont été inventoriées sur l'ensemble des 4 sites d'étude. Les sites présentant la plus grande diversité sont POUCH et ELLOR avec 9 espèces inventoriées, puis PLANZ avec 8 espèces et enfin AEROD avec seulement 3 espèces (Tab. XXIII).

Concernant les *Myrmica*, 3 espèces ont été recensées : *Myrmica scabrinodis, Myrmica ruginodis et Myrmica sabuleti*. Les 3 espèces sont retrouvées presque systématiquement sur les sites avec une dominance de *Myrmica scabrinodis*, à l'exception du site AEROD où seule *Myrmica sabuleti* a été recensée. C'est sur le site POUCH que *Myrmica scabrinodis* était la plus abondante, avec 52% des appâts positifs contre 31% pour le site ELLOR et seulement 23% pour le site PLANZ (Fig. 130).

Tab. XXIII. Espèces de fourmis recensées et pourcentages associés d'appâts positifs sur les 4 sites d'études.

	AEROD	POUCH	ELLOR	PLANZ
Myrmica scabrinodis	0	52	31	23
Myrmica sabuleti	17	2	11	0
Myrmica ruginodis	0	3	0	8
Tapinoma erraticum	48	35	69	70
Tetramorium gr. caespitum-impurum	23	1	5	1
Lasius platythorax	0	10	22	9
Lasius paralienus	0	0	12	0
Formica cunicularia	0	29	27	8
Formica fusca	0	0	0	29
Formica rufibarbis	0	0	5	0
Formica rufa	0	0	0	5
Formica exaecta	0	0	0	5
Camponotus vagus	0	7	0	0
Aphaenogaster subterranea	0	2	0	0
Plagiolespsis pygmaea	0	0	11	0

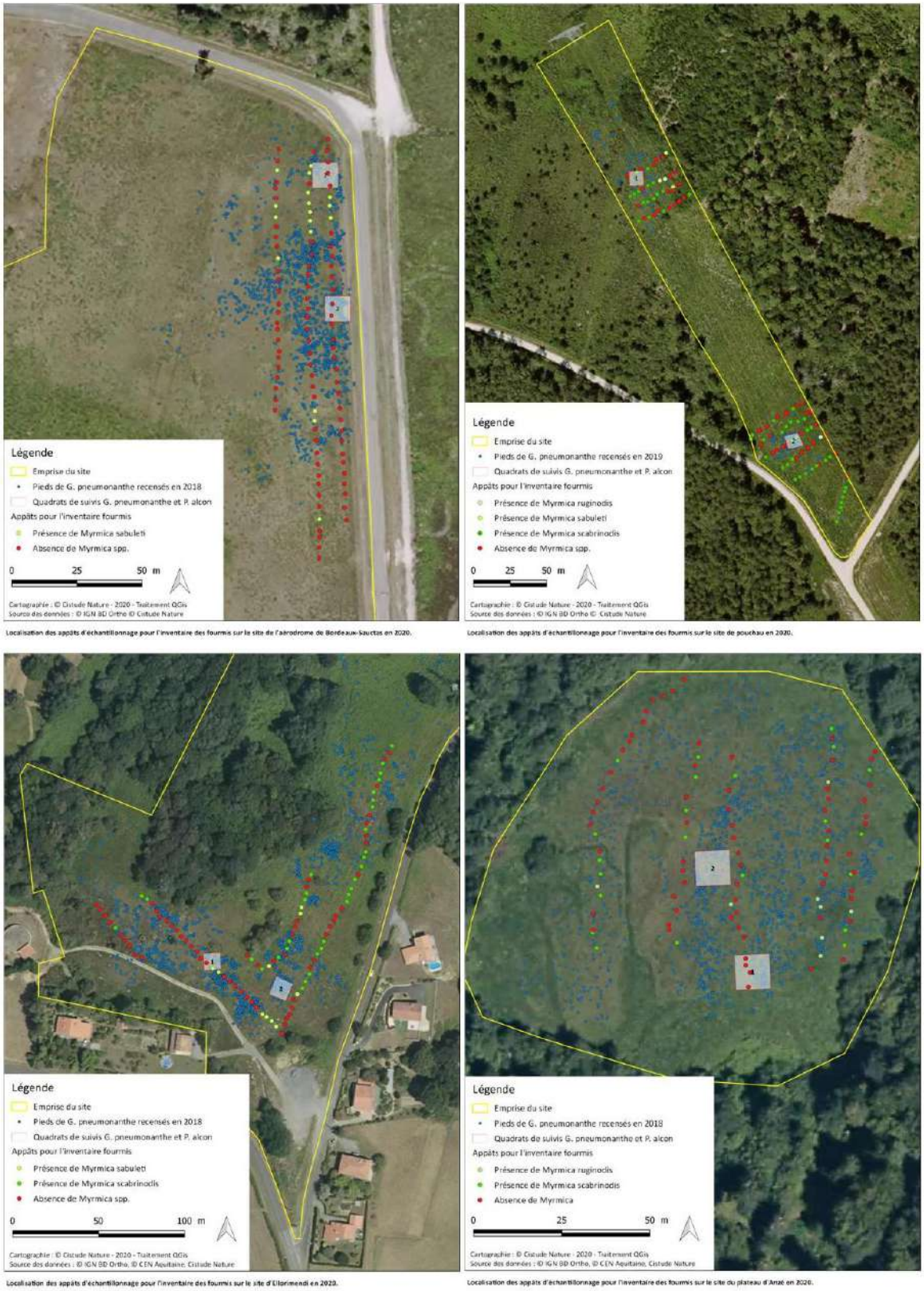


Fig. 130. Localisation des appâts positifs et négatifs aux Myrmica sur les 4 sites d'études : en haut à gauche : AEROD, en haut à droite : POUCH, en bas à gauche : ELLOR, en bas à droite : PANZ.

• Inventaire des nids de Myrmica

Afin d'ajouter l'indicateur « fourmis » dans le suivi des pieds de *Gentiana pneumonanthe* et des pontes de *Phengaris alcon*, une recherche des nids a été réalisée dans les 2 quadrats de suivis pour AEROD et POUCH et dans un seul quadrat pour les sites PLANZ et ELLOR. Les résultats des quadrats suivis en 2020 sont présentés sur la Fig. 131.

Pour les sites ELLOR et AEROD, les nids n'étant pas visibles, seule la pose d'appât a permis d'indiquer ou non la présence de nids de *Myrmica* dans les quadrats. Pour ELLOR, 12 appâts se sont révélés positifs alors que pour AEROD, tous les appâts se sont révélés négatifs pour les deux quadrats, indiquant l'absence de nid de *Myrmica*. En ce qui concerne les sites PLANZ et POUCH, les nids ont pu être localisés et une densité a pu être calculée : 0,05 nid/m² pour le quadrat n°1 et 0,01 nid/m² pour le quadra n°2 pour POUCH et 0.12nid/m² pour PLANZ.

a)

	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	Q8	Q9	Q10	Q11	Q12	Q13	Q14	Q15	Q16	Q17	Q18	Q19	Q20	Q21	Q22	Q23	Q24	Q25
POUCH	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
PLANZ	1	1	0	0	2	0	1	0	2	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0
AEROD	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ELLOR	✓	✓	✓	x	✓	x	x	✓	x	x	✓	x	x	x	x	x	✓	x	✓	x	✓	x	✓	✓	✓

b)

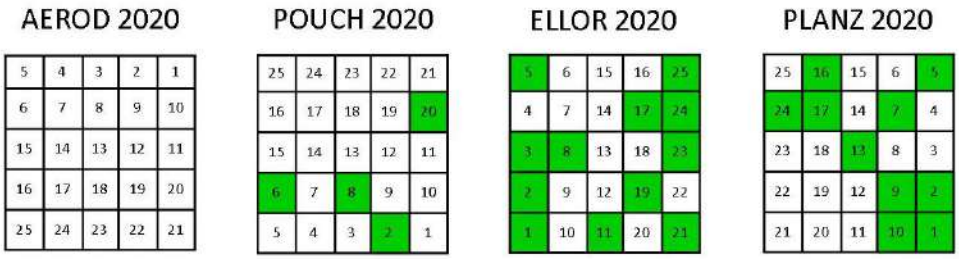


Fig. 131. a) Nombre de nids de Myrmica par sous-quadrat pour les sites POUCH et PLANZ et présence d'appâts positifs par sous-quadrat pour les sites AEROD et ELLOR. b) dispositions des sous-quadrats et présence de Myrmica dans les quadrats de suivis de G. pneumonanthe et P. alcon pour les sites.

• Analyses des relations biotiques entre les Myrmica et les autres espèces de fourmis

Les appâts positifs correspondent aux appâts où des ouvrières de *Myrmica* ont été observées. Afin de voir quelles espèces peuvent interagir avec celles-ci sur chacun des sites, le nombre d'appâts positifs pour chaque espèce de fourmis a été relevé (Tab. XXIV).

Sur le site AEROD, *Myrmica sabuleti* est retrouvée seule sur 35% des appâts positifs. Sur le reste des appâts positifs, elle se retrouve en présence de *Tapinoma erraticum* (65% des appâts positifs), espèce ubiquiste qui affectionne particulièrement les milieux ouverts, mais jamais en présence de *Tetramorium* gr. *caespitum-impurum*. En ce qui concerne les autres sites (POUCH, PLANZ et ELLOR) l'espèce de *Myrmica* dominante est *Myrmica scabrinodis*. Sur ELLOR et PLANZ, elle est principalement

inventoriée en présence de *Tapinoma erraticum* (56% et 48% des appâts positifs, respectivement). D'autres espèces sont également rencontrées sur les appâts positifs sur ces deux sites mais cela concerne à chaque fois qu'un faible nombre d'appâts. Parmis elles, des espèces du genre *Formica* (*Formica cunicularia*, *Formica fusca*, *Formica rufibarbis*) ou bien du genre *Laisus* (*Lasius platythorax, Lasius, paralienus*) peuvent être notamment citées. Sur le site POUCH, *Myrmica scabrinodis* se rencontre aussi bien seule (37% des appâts positifs) qu'en présence de *Tapinoma erraticum* (23%) et/ou de *Formica cunicularia* (29%). *Camponotus vagus*, espèce de milieux boisés, et *Lasius plathythorax* sont également observées en présence de *M. scabrinodis* mais cela concerne que quelques appâts. Enfin, pour les quatre sites, aucune espèce de *Myrmica* n'est retrouvée en présence d'une autre espèce de *Myrmica* sur les appâts.

Tab. XXIV. Nombres d'appâts où l'espèce Myrmica dominante (Myrmica sabuleti pour AEROD et Myrmica scabrinodis pour POUCH, ELLOR et PANZ) a été retrouvée seule et en présence des autres espèces recensées sur chacun des sites. La présence d'un « x » signifie l'absence de l'espèce sur les appâts positifs aux Myrmica.

	AEROD	POUCH	ELLOR	PLANZ
***Myrmica* seule**	6	19	3	3
Tapinoma erraticum	11	12	22	14
Tetramorium gr. caespitum-impurum	0	0	0	1
Lasius platythorax	X	4	1	1
Lasius paralienus	X	X	1	X
Formica cunicularia	X	15	8	4
Formica fusca	X	X	X	6
Formica rufibarbis	X	X	1	0
Formica rufa	X	X	X	0
Formica exaecta	X	X	X	X
Camponotus vagus	X	2	X	X
Aphaenogaster subterranea	X	0	X	X
Plagiolespsis pygmaea	X	X	3	X

3.3.4 Réserve naturelle du Pinail

En 2020, une démarche de mise en place de suivis de *G. pneumonanthe* et des pontes de *P. alcon* a été entreprise sur le site de la réserve naturelle du Pinail. Pour cela, 3 quadrats ont été positionnés et dans lesquels le nombre de hampe de *G. pneumonanthe* et le nombre d'œufs de *P. alcon* ont été comptés lors du 25 et 26 août (Tab. XXV). Cette opération a également été réalisée sur le secteur E de la réserve.

Tab. XXV. Dates de passage et nombre de hampes, de bourgeons et fleurs en fonction des quadrats.

Quadrats	Coordonnées (WGS84)	Type gestion	Date passage 2020	NB de hampes	NB de bourgeons et fleurs	NB total d'œufs
Secteur E	-/-	-/-	25/06	630	1110	1694
Quadrat E	46°41'58.2"N 0°31'15.3"E	Brulis puis fauche	25/08	257	374	351
Quadrat T	46°42'17.4"N 0°30'54.6"E	Fauche	26/08	9	28	7
Quadrat Q	46°42'32.7"N 0°31'14.5"E	Pâturage	26/08	15	18	0

Comme pour les quatre autres sites, les œufs sont majoritairement pondus au niveau des bourgeons et des fleurs (Fig. 132). À noter que sur le quadrat Q aucun n'œuf n'a été observé lors du passage le 26 août et seulement 7 œufs ont été comptés dans le quadrat T.

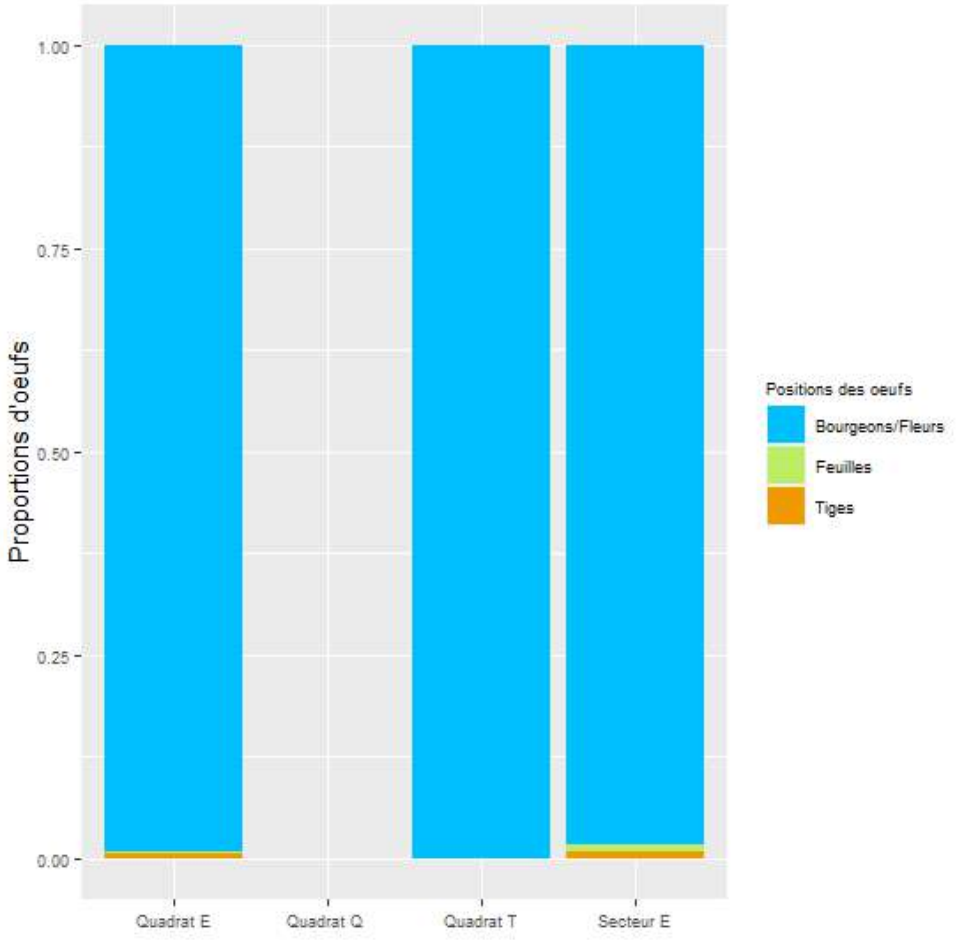


Fig. 132. Proportions d'œufs pondus sur les différentes parties de G. pneumonanthe sur 4 secteurs de la réserve du Pinail.

3.4 Discussion

• Dynamique et phénologie des populations de Gentiana pneumonanthe

Le changement climatique peut avoir des conséquences sur les processus démographiques des populations des espèces. Avec l'augmentation des températures moyennes, des changements dans les régimes de précipitations et l'augmentation des évènements climatiques extrêmes, les populations ont 3 alternatives : migrer vers un habitat plus favorable, persister dans l'habitat modifié par adaptation ou s'éteindre localement (DAVIS & SHAW, 2001). À travers leur étude réalisée sur des populations de *G. pneumonanthe* situées en Angleterre, ROSE *et al.* (1998) ont montré que les conditions climatiques influaient sur la densité et la vitalité des populations de cette plante. Selon ces auteurs, la mortalité des jeunes pieds et des pieds matures est favorisée par des précipitations abondantes durant la période de dormance, cela étant probablement dû à des inondations prolongées durant les mois d'hiver. La mortalité des jeunes pieds est également favorisée par des sècheresses durant le printemps et l'été, périodes de croissance et de floraison de *G. pneumonanthe* (ROSE *et al.*, 1998). De nombreuses hampes sèches avaient été observées sur le site AEROD en 2019 suite aux deux canicules du mois de juin (MÉTÉO FRANCE, 2019) qui ont occasionné des sècheresses répétées, laissant supposer une diminution du nombre de pieds en 2021. Cependant, les conditions particulièrement humides du printemps 2020 et plus globalement les conditions météorologiques de ces quatre dernières années semblent avoir été favorables aux populations, malgrès quelques périodes défavorables, puisque les résultats montrent une augmentation de la densité de pieds entre 2018 et 2020 pour tous les sites. L'analyse du lien entre les données de densité et les données météorologiques prévues en 2021 permettra de confirmer ou d'infirmer cette hypothèse.

Le changement climatique peut également avoir des conséquences sur les traits des espèces comme la phénologie. Schwartz (2003), in Vitasse (2009) défini la phénologie comme étant « l'étude de la répartition dans le temps des évènements biologiques cycliques de la flore ou de la faune qui sont influencés par l'environnement, en particulier par les variations de températures conditionnées par le type de climat ». En étudiant deux populations de G. pneumonanthe aux conditions stationnelles différentes en Italie (basse altitude vs haute altitude), CERRATO *et al.* (2016) ont observé une floraison plus précoce sur le site aux conditions plus humides et plus fraiches témoignant le rôle des températures dans la floraison de *G. pneumonanthe* mais aussi de l'humidité atmosphérique et les précipitations. En Nouvelle-Aquitaine, quatre populations de *G. pneumonanthe* sont actuellement étudiées à travers le programme les sentinelles du climat notamment pour l'étude de sa phénologie. Le stade début de bourgeonnement des populations est le paramètre étudié puisque celui-ci est essentiel à *Phengaris alcon*, papillon au cycle de développement qui dépend de la présence de bourgeons ou de fleurs pour le nourrissage de ses chenilles. Des suivis sont effectués depuis maintenant 3 ans sur ces quatre populations. Des différences de floraison avaient déjà été soulignées dès le début des suivis entre les sites avec une floraison plus précoce sur les sites qui présentent un degré d'hygrométrie plus élevé et des précipitations plus abondantes. C'est le cas pour les sites ELLOR situé au Pays Basque (début de floraison fin juin-début août) et PLANZ (début de floraison fin juillet-début août) situé à 800m d'altitude en Béarn. Au contraire, les sites situés en Gironde ont une floraison plus tardive (mi-août-fin août) et un degré d'hygrométrie plus faible. Le calcul, sur trois ans, du jour estimé du début du stade bourgeonnement a permis d'appuyer cette observation. En effet, les deux populations de *G. pneumonanthe* situées dans les Pyrénées-Atlantiques (PLANZ et ELLOR) atteignent le début du stade de bourgeonnement avec 7 jours d'avance (en moyenne sur les 3 ans) par rapport

aux populations situées en Gironde (AEROD et POUCH). En comparant les données de températures et de précipitations moyennes annuelles entre les sites (CLIMATE-DATA.ORG, 2020), PLANZ est le site qui présente une température moyenne la plus faible (10.8°C) avec des précipitations significatives (883mm). ELLOR est, quant à lui, le site avec les précipitations annuelles moyennes les plus abondantes (1315mm) et également la température moyenne la plus élevée (13.5°C). Ainsi, les températures et les précipitations semblent jouer un rôle dans la phénologie de *G. pneumonanthe* sur ces quatre sites et pourrait expliquer les différences qu'il existe entre eux mais aussi les différences qui peuvent parfois être observées entre années. L'analyse, en 2021, du lien avec les données météorologiques relevées à l'aide des stations météo de chaque site permettra d'explorer ces hypothèses. De plus, l'ajout de la réserve du Pinail comme nouveau site d'étude permettra d'augmenter le jeu de données sur la phénologie de *G. pneumonanthe*.

- **Interactions entre Phengaris alcon et ses deux hôtes, Gentiana pneumonanthe & Myrmica spp.**

La particularité de *Phengaris alcon* est le besoin de deux hôtes pour accomplir son cycle biologique, soit une plante hôte, *Gentiana pneumonanthe,* et une fourmi-hôte du genre *Myrmica*.

L'interaction entre *Phengaris alcon* et *Gentiana pneumonanthe* intervient lors de la ponte : dès leur émergence, les femelles vont pondre des œufs préférentiellement sur les bourgeons et les fleurs afin d'optimiser les chances de survie des larves puisque les trois premiers stades larvaires s'effectuent dans les fleurs de la plante (DUPONT, 2010a). La bonne coordination des évènements phénologiques entre les deux espèces est donc primordiale et détermine ainsi la capacité des populations du papillon à se maintenir. Face aux changements climatiques, cette coordination est susceptible d'évoluer et la capacité des populations de ces deux espèces à modifier leur phénologie définira en partie leur capacité à se maintenir ou bien à s'éteindre dans le futur.

De manière générale la phénologie du vol de *Phengaris alcon* est synchronisée avec celle de sa plante hôte, puisque pour tous les sites et à chaque année, le début du stade bourgeons des populations de *G. pneumonanthe* est atteint bien avant le jour où le nombre d'œufs est maximal. De plus, la forte proportion d'œufs pondus sur les bourgeons et les fleurs chaque année attestent de cette bonne synchronisation des phénologies des deux espèces sur tous les sites. Cependant, il arrive parfois que les populations de *G. pneumonanthe* n'aient pas encore atteint le début du stade bourgeons lorsque les premières femelles de *Phengaris alcon* commencent à pondre. C'est notamment le cas pour le site PLANZ chaque année et en 2020 pour ELLOR et POUCH. Cela peut amener les femelles du papillon à pondre sur des hampes végétatives mais le nombre d'œufs concernés reste relativement faible par rapport au nombre total d'œufs pondus. Par ailleurs, les suivis ont permis de constater que émergences de *P. alcon* semblaient démarrer chaque année de plus en plus tôt, notamment sur les sites PLANZ et ELLOR, alors que la date de début de bourgeonnement sur ces deux sites semble quant à elle être plus tardive au cours du temps. Ces observations tendent à justifier l'hypothèse d'un décalage de phénologie entre les deux espèces. Ces observations n'étant pas encore réalisées en Gironde sur les sites POUCH et AEROD, les suivis répétés dans le temps permettront par la suite de confirmer ou non cette tendance et de mettre en exergue des différences d'évolution entre les sites des de Gironde et ceux des Pyrénées-Atlantiques où les effets du changement climatiques risque d'être plus rapide et plus impactant pour les espèces.

Une critique est toutefois réalisable sur l'analyse de la synchronisation des phénologies puisque les calculs d'écart se basent sur des jours estimés pour le début du stade bourgeonnement des

populations de *G. pneumonanthe* alors que les jours de pic d'œufs et de premières observations de pontes se basent sur la date d'observation à laquelle ces deux paramètres sont observés à l'intérieur des quadrats de suivis. Cela peut constituer un biais puisque ces jours ne correspondent probablement pas aux jours réels d'observation de ces deux paramètres. Afin de corriger ce biais, il serait opportun d'estimer le jour de pic d'œufs à l'aide d'un modèle et pour les premières observations de pontes il pourrait être défini par la date de première émergence. Cependant cela imposerait aux chargés de suivis de se rendre sur le terrain tous les jours à partir de la période de début de vol estimé afin de définir ce jour. Or, cela n'est pas envisageable en termes de temps d'investigation de terrain qui serait beaucoup trop important.

Outre la bonne coordination des évènements phénologiques avec sa plante hôte, les populations de *P. alcon* peuvent également dépendre de la dynamique de floraison de *G. pneumonanthe*. Une des hypothèses émises est que plus le nombre de bourgeons et de fleurs est important, plus les femelles auront de possibilités pour pondre et moins la concurrence intraspécifique entre les chenilles sera élevée. Le nombre moyen d'œufs par bourgeon et fleur a donc été analysé afin de voir si des variations étaient observées entre années. En 2018, pour tous les sites, les bourgeons et fleurs portaient en moyenne moins d'œufs qu'en 2020, à l'exception du site PLANZ pour lequel aucune variation significative n'a été détectée. En parallèle, les analyses ont révélé que, pour tous les sauf PLANZ, les hampes ou pieds fleuris portant des pontes avaient en moyenne plus de bourgeons et de fleurs, ce qui pourrait donc éventuellement expliquer un nombre moyen d'œufs par bourgeon/fleur plus faible cette année–là. De plus, selon ROSE *et al.* (1998), le nombre de pieds fleuris et le nombre de fleurs par pied sont influencés par les précipitations et les températures : un hiver très pluvieux est défavorable à la floraison alors qu'une année chaude et sèche favorise la floraison pour les deux années suivantes. L'analyse, en 2021, des données météorologiques disponibles pour chaque site permettra de répondre à cette hypothèse.

L'interaction de *Phengaris alcon* avec son deuxième hôte correspond à l'étape d'adoption des chenilles par des fourmis du genre *Myrmica* qui dépend de la répartition de leurs fourmilières et de leur densité. En effet, d'une part, l'adoption est possible si la distance entre le nid et les hampes avec pontes n'excède pas la distance d'affouragement des ouvrières (de 2 à 8 m selon l'espèce, ELMES (1974); MCGLYNN (1994) in ELMES & *al*., (1998)). Les chenilles qui proviennent de hampes de *G. pneumonanthe* poussant dans un secteur où la densité de fourmilières hôtes est faible, auront peu de chance d'être adoptées. D'autre part, en cas de faible densité des fourmilières hôtes, la capacité d'accueil de celles–ci risquerait d'être dépassée (en moyenne 6 chenilles par nid, en fonction de la taille de la colonie ; THOMAS & ELMES (1998) in FORGEOT (2007)), ce qui provoquerait la mort des chenilles en surnombre.

En 2020, un inventaire des fourmis biaisé en faveur des *Myrmica* a donc été réalisé sur chacun des sites afin, dans un premier temps de déterminer l'espèce de fourmi–hôte principale sur chaque site et, dans un second, de vérifier la bonne présence de *Myrmica* au sein des quadrats de suivis de G. pneumonanthe et des pontes de *P. alcon* par la recherche de nids dans l'objectif de vérifier la viabilité des pontes situées dans les quadrats de suivis.

• Inventaire des espèces de fourmis sur les sites d'étude

Les inventaires fourmis ont permis de recenser au total 3 espèces de *Myrmica* tous sites confondus. D'après ROZIER & GUERIN (2014), il existe une adaptation locale du papillon à l'espèce de fourmis hôte la plus abondante dans le milieu. *Myrmica scabrinodis* est l'espèce la plus fréquemment rencontrée

sur les sites POUCH, ELLOR et PLANZ, laissant ainsi supposer qu'il s'agit de la fourmi hôte principale des populations de *Phengaris alcon* sur ces trois sites. En Nouvelle-Aquitaine, d'autres études (BERTOLINI *et al.*, in prep. ; SELLIER & BEAUNE, 2016) ont également permis d'identifier les espèces de fourmis présentes sur quelques sites abritant des populations de *Phengaris alcon* et seule *Myrmica scabrinodis* a été récoltée à proximité des zones de ponte du papillon. *Myrmica scabrinodis* pourrait donc être la fourmi hôte principale en Nouvelle-Aquitaine comme cela l'a été déterminé pour trois populations en France (LHONNORÉ, 1998 ; ROZIER, 1999 ; STOECKEL & MERCIER, 2001 ; LOUVEAUX *et al.*, 2004 ; BRIÈRE et *al.*, 2008 in DUPONT, (2010a))

Myrmica sabuleti a également été contactée sur trois sites : POUCH, ELLOR et AEROD. Sur ce dernier, elle est d'ailleurs la seule espèce de *Myrmica* qui a été récensée au niveau de la zone de suivis de *G. pneumonanthe* et *P. alcon*. Si *M. sabuleti* n'a été constatée comme fourmi hôte que dans les Pyrénées-Ariégeoises (Stevens com. pers., 2018 in GOURVIL et *al,* in prep), il s'agit d'une fourmi hôte pour l'écotype « rebeli » de *Phengaris alcon* (STEINER *et al.*, 2003) ce qui laisse supposer que les chenilles de l'écotype « alcon » peuvent également être adoptée par cette fourmi. *Myrmica sabuleti* viendrait donc remplacer *Myrmica scabrinodis* lorsque l'habitat est plus sec ce qui est notamment le cas sur AEROD où la végétation de lande humide présente une strate herbacée relativement basse et ouverte avec de forts pourcentages de lichens et de sol nu (ROBERT, 2020). En période estivale, les conditions environnementales sont alors plutôt chaudes et sèches ce qui correspond à l'écologie de *Myrmica sabuleti*. Toutefois, d'autres inventaires seraient nécessaires pour vérifier l'absence de *M. scabrinodis* dans les secteurs de pontes, d'autant que l'espèce a également été observée sur une lande mésohygrophile de structure plus haute et se trouvant de l'autre côté de la route jouxtant la zone de suivis (Robert com. pers., 2020). Des imagos de *P. alcon* y sont d'ailleurs fréquemment aperçus lors des suivis rhopalocères de landes humides réalisés au mois d'août et des pieds de *G. pneumonanthe* y sont également présents mais la zone reste beaucoup moins favorable à son développement.

- **Densité de nids de Myrmica au sein des quadrats**

Les nids de *Myrmica* étant visibles uniquement sur les sites POUCH et PLANZ, leur recherche au sein des quadrats de suivis n'a pu être réalisée que sur ces deux sites. Le site POUCH, qui semblait être le site le plus favorable aux *Myrmica,* avec 52% des appâts positifs, est celui qui présente la densité de nids au m² la plus faible (0,05 nid/m² pour le quadrat n°1 et 0,01 nid/m² pour le quadrat n°2), celle relevée sur le quadrat suivi en 2020 sur le site PLANZ étant deux fois plus élevée (0.12 nid/m²). Ces densités peuvent apparaitre relativement faible comparées aux données issues de la bibliographie (0.25, 0.39, 0.34 et 0.37 nid/m², ROZIER (1999); 0.48-0.65 nid/m², THOMAS (1984)). Cependant, les populations de *P. alcon* sur ces sites sont stables depuis de nombreuses années (critère de sélection des sites). Par conséquent, ces densités semblent suffisantes au maintien des populations du papillon sur ces deux sites d'autant que la densité en nids de *Myrmica* au sein des quadrats n'est pas forcément représentative de celle du site. En effet, d'après ELMES (1974) in FORGEOT (2007), les fourmis montrent une tendance agrégative aux endroits propices et selon l'étude de LOUVEAUX et *al.* (2004), le nombre de nids à un endroit donné peut fortement varier d'une année à l'autre, ce qui est probablement lié en partie à l'extrême mobilité des nids de *M. scabrinodis*. Ainsi, malgré les densités relativement faibles de nids de *Myrmica* observées au sein des quadrats des sites PLANZ et POUCH, ces quadrats apparaissent comme valides pour l'étude des populations de *P. alcon* au regard du changement climatique.

En ce qui concerne les sites AEROD et ELLOR, aucun nid n'a pu être localisé du fait de la difficulté à les détecter (pas de solarium formé par les *Myrmica*, entrées des nids probablement à même le sol). Cependant, la pose d'appâts a permis de mettre en évidence la présence de *Myrmica* dans le quadrat de suivis de 2020 sur le site ELLOR avec 12 appâts positifs aux *Myrmica* ce qui permet de valider également ce quadrat. En revanche dans les deux quadrats de suivis du site AEROD, aucun appât positis aux *Myrmica* n'a été relevé. Il semblerait donc qu'aucun nid de *Myrmica* ne soit présent dans les deux quadrats de suivis sur ce dernier site. Cependant, ces résultats peuvent être dus à un problème de détection lors de l'application du protocole puisque seul du miel a été utilisé comme appât et qu'il a été réalisé début août, période qui n'est pas la plus optimale puisque l'activité annuelle des fourmis est en général maximale entre le 15 avril et le 15 juillet (KAUFMANN *et al.*, 2014). Par conséquent, en 2021, il sera nécessaire de refaire le protocole de pose d'appâts dans les deux quadrats de suivis du site AEROD afin de confirmer ou non l'absence de *Myrmica*. Si tel est bien le cas, le déplacement des quadrats de suivis sera à envisager afin de palier à l'absence de fourmis-hôtes qui pourrait constituée un biais quant à l'évaluation du rôle du changement climatique dans une éventuelle observation d'une diminution des pontes de *P. alcon*.

Ainsi, afin de vérifier la bonne présence continuelle de *Myrmica* au sein des quadrats de suivis au cours des ans, un protocole simplifié sera mis en place dès 2021 sur tous les sites. Ce protocole consistera à rechercher les nids de *Myrmica* dans les quadrats pour les sites où ils sont visibles, c'est-à-dire pour POUCH et PLANZ, pour lesquels une densité de nids au m^2 sera calculée. Pour les deux autres sites, ELLOR et AEROD, pour lesquels les nids ne sont pas visibles, la méthode de la pose d'appâts (miel et rilletes de saumon) dans les 25 sous-quadrats composant les quadrats de suivis sera employée et permettra de renseigner la présence ou l'absence de *Myrmica* dans ceux-ci. Ces protocoles seront effectués chaque année lors du premier suivi des pieds de *G. pneumonanthe* sur tous les sites. Un seul quadrat sera donc échantillonné chaque année au même titre que les suivis de *G. pneumonanthe* et *P. alcon*.

• Relations biotiques entre les Myrmica et les autres espèces de fourmis

Les résultats ont monté que *M. scabrinodis* ou *M. sabuleti* se rencontraient très fréquemment avec *Tapinoma erraticum* au niveau des appâts. Cette dernière est une espèce compétitrice qui peut être agressive envers *M. scabirnodis* (LOUVEAUX *et al.*, 2004) et pourrait par conséquent venir perturber la phase d'adoption des chenilles de *P. alcon* par les *Myrmica*, soit en écartant les ouvrières, soit en prédatant les chenilles. En étudiant les interactions de *P. alcon* avec ses deux hôtes sur le marais de l'Ozance en Brenne, LOUVEAUX et *al.* (2004) ont toutefois observé un comportement agressif de *M. scabrinodis* envers *T. erraticum* dans certaine zone. En testant le comportement de ces deux espèces en situation contrôlée de compétition pour une source alimentaire en laboratoire, ils ont également observé un comportement très agressif de *M. scabrinodis* envers les ouvrières de *T. erraticum* qui passaient leur temps à fuir et à se défendre. Ils ont ainsi mis en évidence qu'en situation forcée *M. scabrinodis* est capable de se défendre face à des espèces compétitrices comme *T. erraticum*. C'est donc davantage le nombre d'espèces compétitrices et leur abondance qui seront susceptibles d'interférer avec la récupération des chenilles de *P. alcon* par les *Myrmica* : plus il y aura d'espèces compétitrices, moins les chenilles auront de chances d'être récupérées par une ouvrière de *Myrmica*. D'autres espèces compétitrices ont également été inventoriées sur des appâts où étaient présentes des ouvrières de *Myrmica* : *Tetramorium gr caespitum-impurum, Lasius platythorax, Camponotus*

vagus et Aphaenogaster subterranea, Formica spp. (KAUFMANN & MERCIER, 2013) mais la proportion d'appâts concernés est beaucoup plus faible pour ces espèces.

Les comportements de compétition entre espèces de fourmis peuvent également intervenir durant la (re)colonisation d'un milieu à la suite d'une perturbation telles qu'une modification du micro-climat (température, humidité) ou de la structure de végétation auxquelles les *Myrmica* sont directement sensibles (ELMES *et al.*, 1998). A plus ou moins long terme, le changement climatique est susceptible d'entrainer de telles perturbations (vagues de chaleur et épisodes pluvieux intenses, etc.) pouvant engendrer des phénomènes de compétition entre espèces pour l'accès aux sites de nidification et aux ressources alimentaires lors de la recolonisation du milieu. Les *Myrmica* étant généralement des espèces peu compétitrices, elles pourraient alors s'en trouver défavoriser, impactant les populations de *P. alcon* si les nids de *Myrmica* venaient à se situer en dehors des zones de pontes du papillon. Le procotole de suivis de la présence de *Myrmica* au sein des quadrats de suivis permettra en outre d'écarter ce paramètre si le nombre d'œufs venait à diminuer.

3.5 Conclusion

Les suivis sur plusieurs années ans ont permis de mettre en évidence des décalages des événements phénologiques relatifs aux deux espèces, *P. alcon* et *G. pneumonanthe* dont les évolutions au cours du temps dépendent du contexte géographique. Sur les sites des Pyrénées-Atlantiques, un décalage entre l'émergence du papillon et le début du stade bourgeons a d'ailleurs été mis en évidence sans pour autant affecter la qualité des pontes puisque le pic d'œufs est toujours postérieur au début du stade bourgeonnement des populations de *G. pneumonanthe*. Ce sont les suivis répétés dans le temps qui permettront de confirmer cette tendance et de mettre exergues des différences d'évolution entre les sites des Pyrénées-Atlantiques et ceux de Gironde en lien avec le changement climatique. L'analyse, en 2021, de ces différentes observations en lien avec les données météorologiques récoltées sur chaque site, permettra en outre de comprendre ces différences entre sites.

Les inventaires fourmis de cette année ont permis déterminer les espèces de *Myrmica* les plus abondantes et d'identifier la potentielle espèce hôte principale sur chacun des sites. La recherche de présence de *Myrmica* au sein des quadrats de suivis a permis de valider les quadrats pour les sites ELLOR, PLANZ et POUCH. Pour les quadrats du site AEROD, le protocole devra être reconduit en 2021 afin de s'assurer que l'absence de *Myrmica* au sein des quadrats n'était pas due à un biais du protocole. Si tel est bien le cas, le déplacement des quadrats de suivis sera à envisager afin de palier à l'absence de fourmis-hôtes qui pourrait constituée un biais quant à l'évaluation du rôle du changement climatique dans une éventuelle observation d'une diminution des pontes de *P. alcon*.

Chapitre 4. Parnassius apollo (Linnaeus, 1758) – Apollon et cortège lépidoptérique associé aux pelouses thermophiles montagnardes

Auteur : *Mathieu Molières,* ***Contributeur :*** *Fanny Mallard*

Résumé : Dans le cadre du programme régional Les sentinelles du climat, dont l'objectif principal est d'étudier l'effet du changement climatique sur la biodiversité de Nouvelle-Aquitaine, une étude spécifique est menée sur les lépidoptères rhopalocères de montagne dans les Pyrénées-Occidentales. À la fois ciblée sur le cortège lépidoptérique et une espèce protégée emblématique des milieux montagnards, l'Apollon (*Parnassius apollo*), cette étude se base sur des suivis de terrain réguliers. Deux protocoles sont appliqués et devraient à terme permettre de suivre l'évolution du cortège lépidoptérique (abondance et richesse spécifique, rapport espèces strictement montagnardes/espèces ubiquistes) et celle des populations de *P. apollo.* Les tendances observées dans le cadre d'études similaires menées dans d'autres chaînes montagneuses ont en effet montré une évolution du cortège lépidoptérique montagnard : diminution des populations d'espèces strictement montagnardes, décalage phénologique, changement de plantes hôtes, etc. Sur chacun des dix sites faisant l'objet de ce suivi une station de relevés météorologiques a été positionnée ce qui permet de comparer les évolutions de cortège ou de population en fonction des conditions météorologiques locales. Les résultats pourront permettre de mieux anticiper l'impact du changement climatique sur ce groupe et de proposer d'éventuelles mesures de conservation.

Mots-clés : changement climatique, cortège, données météorologiques, habitats naturels, Lépidoptères rhopalocères de montagne, *Parnassius apollo*, points d'observation, protocoles, Pyrénées-Atlantiques, sites, suivis, transects.

4.1 Introduction

La littérature scientifique indique que, parmi les espèces, les papillons sont celles qui ont répondu le plus aux changements climatiques, notamment en modifiant leurs aires de répartition vers le nord ou vers de plus hautes altitudes (WILSON & MACLEAN, 2011).

Les lépidoptères des montagnes basques et béarnaises ne devraient pas échapper à cette tendance et il probable que nous observions à plus ou moins long terme une modification des cortèges avec notamment une raréfaction des espèces montagnardes, une augmentation des espèces « planitiaires », un changement de phénologie chez certaines espèces ou un changement de plante hôte. Wilson *et al*. (2007) ont étudié le changement de cortège d'espèces dans la Sierra du Guadarrama (centre Espagne) entre 1967 et 2005. Leurs résultats suggèrent par exemple que le changement climatique, combiné avec la perte d'habitat et d'autres facteurs de changements biologiques, entrainent des pertes significatives dans la richesse spécifique en milieu de montagne et dans certaines régions où se rencontrent des espèces à leurs marges latitudinales les plus basses. 90% du territoire étudié par ces auteurs a été sujet à un déclin de la richesse spécifique, avec une domination d'espèces à large aire de répartition, la colonisation des espèces de plaine plus en altitude ne compensant pas la diminution de la richesse spécifique des espèces de montagne (WILSON *et al.*, 2007).

Parmi les espèces montagnardes emblématiques figure l'Apollon (*Parnassius apollo,* Lepidoptera – Papilionidae*).* Cette espèce protégée remarquable par sa taille a fait l'objet de nombreuses études en France et en Europe. C'est sur cette espèce, et le cortège lépidopétrique qui l'accompagne, que le suivi s'est focalisé. En effet, la diminution de ses effectifs voire la disparition des populations isolées de basses altitudes, en partie due au changement climatique, est visible depuis les années 70 dans différents massifs européens (DESCIMON, 1994 ; LAFRANCHIS *et al.*, 2015). Ashton *et al.* (2009) ont également montré une évolution de sa phénologie (sortie plus précoce) et de son écologie (changement de plante–hôte) sur certaines populations de la Sierra de Guadarrama. Pour étudier *P. apollo* face au changement climatique, plusieurs facteurs sont donc à prendre en compte. La dynamique de population dépend notamment de la topographie au niveau local, qui aura des effets sur la disponibilité des ressources et la présence de microclimats potentiellement plus favorables aux conditions ambiantes (WILSON *et al.*, 2015).

Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, 10 sites localisés dans les montagnes basques et béarnaises des Pyrénées–Atlantiques font l'objet d'un suivi. Ces sites ont avant tout été sélectionnés car ils accueillent une population de *P. apollo.* Afin d'évaluer les évolutions des populations en fonction de l'altitude les sites présentent des altitudes variables comprises entre 1400 et 2000 m ainsi que des expositions différentes (Sud, SO, Est et NE). Une double méthodologie est appliquée afin de tenter d'apporter des éléments de réponse sur la réponse du cortège lépidoptérique montagnard et de *P. apollo* face au changement climatique. Quatrième année du programme et troisième année de suivi après une première année de tests protocolaires, l'année 2020 a permis de mettre en œuvre pour la deuxième fois l'intégralité du protocole, validé définitivement en 2018. Même si les données ne semblent toujours pas suffisantes pour faire ressortir des tendances statistiques, l'accumulation des relevés permet d'affiner l'état des lieux de la richesse spécifique sur chaque site et d'apporter des éléments supplémentaires sur la phénologie de *P. apollo* en Pyrénées occidentales.

Les paragraphes suivants présentent les principaux éléments méthodologiques du suivi, les résultats exploratoires naturalistes obtenus en 2020 ainsi que des éléments de comparaison par rapport aux résultats obtenus les années précédentes.

4.2 Matériel et Méthodes

4.2.1 Matériel biologique – Identification des espèces « montagnardes »

Sur l'ensemble des espèces contactées en 2020, 10 espèces sont définies comme des espèces inféodées au milieu montagnard (LAFRANCHIS, 2000 ; GOURVIL *et al.*, 2016) (Tab. XXVI). Les autres espèces recensées sont donc définies comme ubiquistes au regard de cette étude.

Tab. XXVI. Espèces « montagnardes » du cortège lépidoptérique étudié.

Nom latin	**Nom vernaculaire**	**Habitat**
Erebia cassioides	Moiré lustré	Pelouses rases, à partir de 1400m
Erebia epiphron	Moiré de la Canche	Pelouses mésophiles ou humides, de 550 à 2000m
Erebia meolans	Moiré des Fétuques	Pentes rocheuses, landes et pelouses écorchées, clairières. De 400 à 2600m
Erebia euryale	Moiré frange-pie	Lisières et clairières des bois (notamment de conifères), landes subalpines et prairies herbeuses. Au-dessus de 1000 m
Erebia pronoe	Moiré fontinal	Prairies et landes rocheuses, clairières, de 800 à 2100 m
Lasiommata petropolitana	Gorgone	Lisières et clairières des bois, souvent sur des endroits rocheux en altitude. De 1100 à 2000m
Lycaena hippothoe	Cuivré écarlate	Prairies, clairières humides et tourbières, de 1100 à 2200m
Lycaena virgaureae	Cuivré de la verge-d'Or	Prairies, pelouses, lisières et clairières des bois, à partir de 1000m
Parnassius apollo	Apollon	Pelouses et clairières sèches et rocheuses, éboulis, talus rocheux, de 1300 à 2000m
Parnassius mnemosyne	Semi-Apollon	Clairières, lisières des bois ensoleillés, prairies herbeuses plutôt humides, en général de 900 à 2400 m

4.2.2 Sélection des sites

Un total de 10 sites a été sélectionné selon les caractéristiques suivantes (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018a) :

- présence d'une population de *Parnassius apollo* (observations directes ou données bibliographiques issues de la plate-forme associative faune-aquitaine.org et de données ponctuelles de naturalistes) ;

- site présentant une superficie minimale d'habitats favorables (pelouses caillouteuses thermophiles avec présence de plantes hôtes (*Sedum spp., Sempervirum spp.*) et plantes nectarifères (*Cirsium spp., Scabiosa columbaria, Carduus spp.,* etc.), l'objectif étant de placer un ou deux transects ;

- accessibilité de la zone (moins d'une heure de marche pour accéder au site) ;

- obtenir un échantillonnage de sites variés en altitude, exposition et en contexte géographique (piémont, cœur de chaîne, fond de vallée, etc.) ;

- dans la mesure du possible les sites faisant déjà l'objet d'un suivi dans le cadre du programme (Marmotte des Alpes, Lézard de Bonnal) ont été privilégiés.

4.2.3 Description des sites choisis

Les dix sites sont ainsi répartis géographiquement :

- sept sites en vallée d'Ossau (Lagouare, Sagette, Séous, Soussouéou, Sagette, Soques, Pombie)
- deux en vallée d'Aspe (Peyrenère, Somport)
- un dans la province Basque de la Soule (Bizkarzé) (Fig. 133).

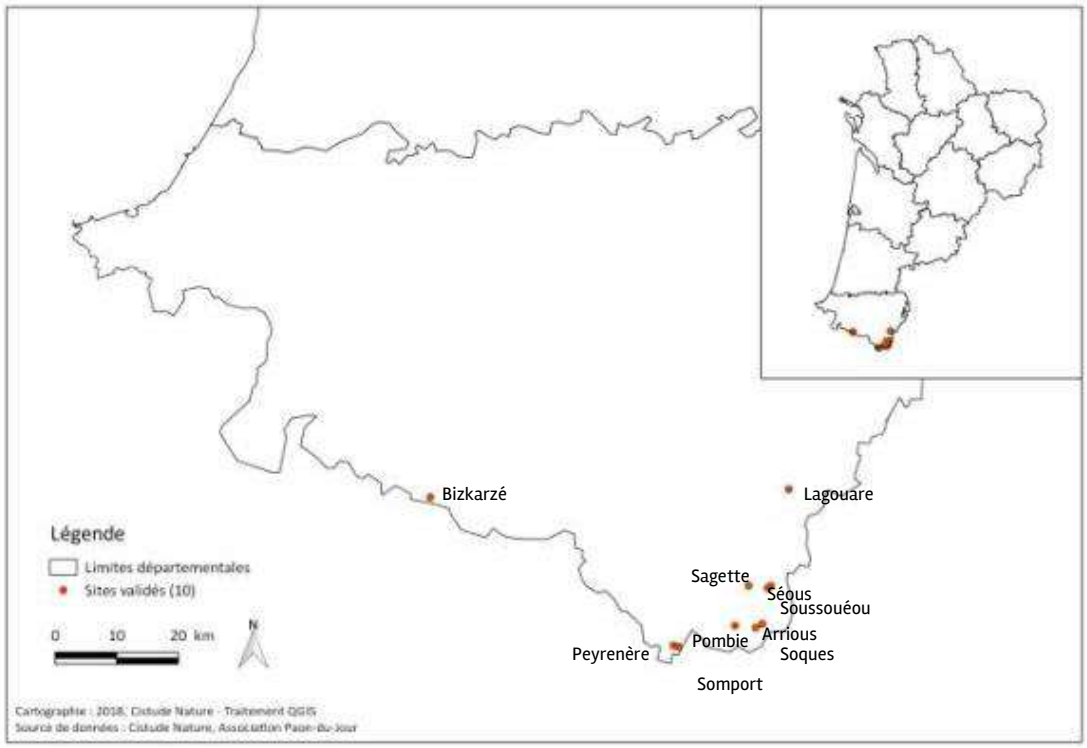


Fig. 133. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi P. apollo et cortège lépidoptérique associé.

Leurs caractéristiques sont indiquées dans le tableau qui suit (Tab. XXVII).

Tab. XXVII. Caractéristiques des sites et transects de suivis P. apollo et cortège lépidoptérique associé.

Vallée	Commune	Nom du site	Numéro transect	Départ (wgs84)		Arrivée (wgs84)		Longueur (m)	Altitude (m)		Exposition dominante
				N	W	N	W		Départ	Arrivée	
Ossau	Louvie-Juzon	Lagouare	1	43,03818	0,33053	43,038911	0,3292	150	1433	1428	Sud
			2	43,03779	0,33029	43,03833	0,32875	150	1420	1414	Sud
	Laruns	Séous	1	42,89231	0,36246	42,89266	0,36417	150	1783	1778	Nord-est
		Soussouéou	1	42,89598	0,3581	42,89585	0,35645	150	1445	1444	Nord-est
		Pombie	1	42,8349	0,42576	42,83612	0,42518	150	1979	1991	Est
		Arrious	1	42,84016	0,37134	42,8403	0,36973	150	1686	1691	Sud
			2	42,83975	0,37072	42,83946	0,37183	150	1649	1640	Sud
		Soques	1	42,83299	0,38434	42,83425	0,38393	150	1408	1405	Ouest
		Sagette	1	42,89466	0,40232	42,89526	0,40079	150	1827	1816	Sud-ouest
Aspe	Urdos	Peyrenère	1	42,80288	0,54595	42,8021	0,54462	150	1444	1451	Sud-ouest
		Somport	1	42,8007	0,53537	42,80122	0,53694	150	1567	1562	Sud-ouest
Soule	Larrau	Bizkarzé	1	43,00222	1,04459	43,00199	1,0428	150	1549	1542	Sud

4.2.4 Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Deux techniques de suivis sont utilisées (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018a). Le cortège lépidoptérique de chaque site est étudié par le biais de transects, tandis que l'abondance de *P. apollo* est estimée par point fixe d'observation. Les méthodes d'échantillonnage sont détaillées ci-dessous.

Étude du cortège lépidoptérique

Pour l'étude du cortège lépidoptérique, l'échantillonnage par transect a été privilégié. La méthode s'inspire du protocole STERF (Suivi temporel des rhopalocères de France) (POLLARD & YATES, 1993). Elle a été adaptée au contexte montagnard (terrain escarpé et densité importante de lépidoptères) en réduisant la longueur du transect à 150 m (MALLARD, 2017b).

Un transect a été positionné sur chaque site en fonction de la présence d'habitats favorables à *P. apollo*(MALLARD, 2018b). Lorsque la superficie d'habitats jugés favorables le permettait, un deuxième transect a été positionné comme à Lagouare et Arrious (Tab. XXVIII). Les transects ont été positionnés en suivant au mieux les courbes de niveau (MALLARD, 2017b).

Estimation de l'abondance de *P. apollo*

Pour estimer l'abondance de *P. apollo*, des points fixes d'observation ont été positionnés aléatoirement sur chaque site. Cette méthode a été privilégiée car elle s'adapte particulièrement à l'espèce (facilement détectable, population à faible effectif) et à son habitat (terrain escarpé, pelouse rase).

Deux points d'observation sont présents sur chaque site. Leur positionnement a été défini lors d'une l'étude spécifique (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018b).

Les caractéristiques de ces 20 points sont présentées dans le tableau suivant (Tab. XXVIII).

Tab. XXVIII. Caractéristiques des points d'échantillonnage pour le suivi P. apollo.

Vallée	Commune	Nom du site	Nom définitif du point	Nom initial du point (suivi 2017)	Coordonnées GPS (WGS84)		Axe d'orientation	Altitude (m)
					N	W		
Ossau	Louvie-Juzon	Lagouare	**LAG1**	LAG4	43.0381	0.33006	N-O	1429
			LAG2	LAG5	43.03819	0.32898	N	1409
	Laruns	Séous	**SEO1**	/	42.893	0.36483	S-O	1795
			SEO2	SEO3	42.89214	0.36358	O	1786
		Soussouéou	**SOU1**	/	42.89602	0.35735	S	1434
			SOU2	SOU3	42.89553	0.35529	S-O	1438
		Pombie	**POM1**	POM3	42.83505	0.42581	O	1996
			POM2	POM5	42.83604	0.42488	N-O	1995
		Arrious	**ARR1**	/	42.83927	0.37329	E	1610
			ARR2	/	42.83932	0.37145	N	1626
		Soques	**SOQ1**	/	42.8344	0.38483	N-E	1383
			SOQ2	SOQ5	42.83353	0.38418	E	1397
		Sagette	**SAG1**	SAG4	42.8956	0.40008	N	1825
			SAG2	SAG5	42.89469	0.40141	N	1820
Aspe	Urdos	Peyrenère	**PEY1**	/	42.80279	0.54609	E	1436
			PEY2	/	42.80216	0.54512	N-E	1441
		Somport	**SOM1**	/	42.80106	0.53721	N-E	1534
			SOM2	/	42.80051	0.53554	N-E	1542
Soule	Larrau	Bizkarzé	**BIZ1**	/	43.00194	1.04307	N-E	1517
			BIZ2	/	43.00225	1.04504	E	1553

4.2.5 Méthode de relevés et détermination des espèces

Pour le point fixe, l'ensemble des imagos observés dans un demi-cercle de 50 m de rayon est comptabilisé pendant 5 minutes (MALLARD, 2017b) (Fig. 134).

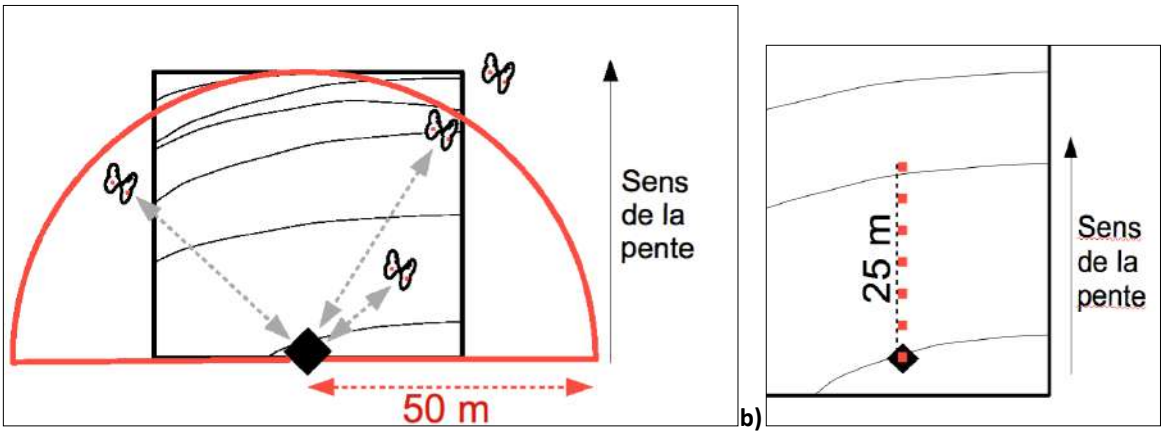


Fig. 134. Méthode de comptage par point fixe (a) et méthode d'échantillonnage par quadrat (b).

Le transect est quant à lui parcouru en 10 min (± 1 min) en identifiant et comptabilisant l'ensemble des imagos présents au sein d'une boite imaginaire de $5m^3$ (MALLARD, 2017b) (Fig. 135).

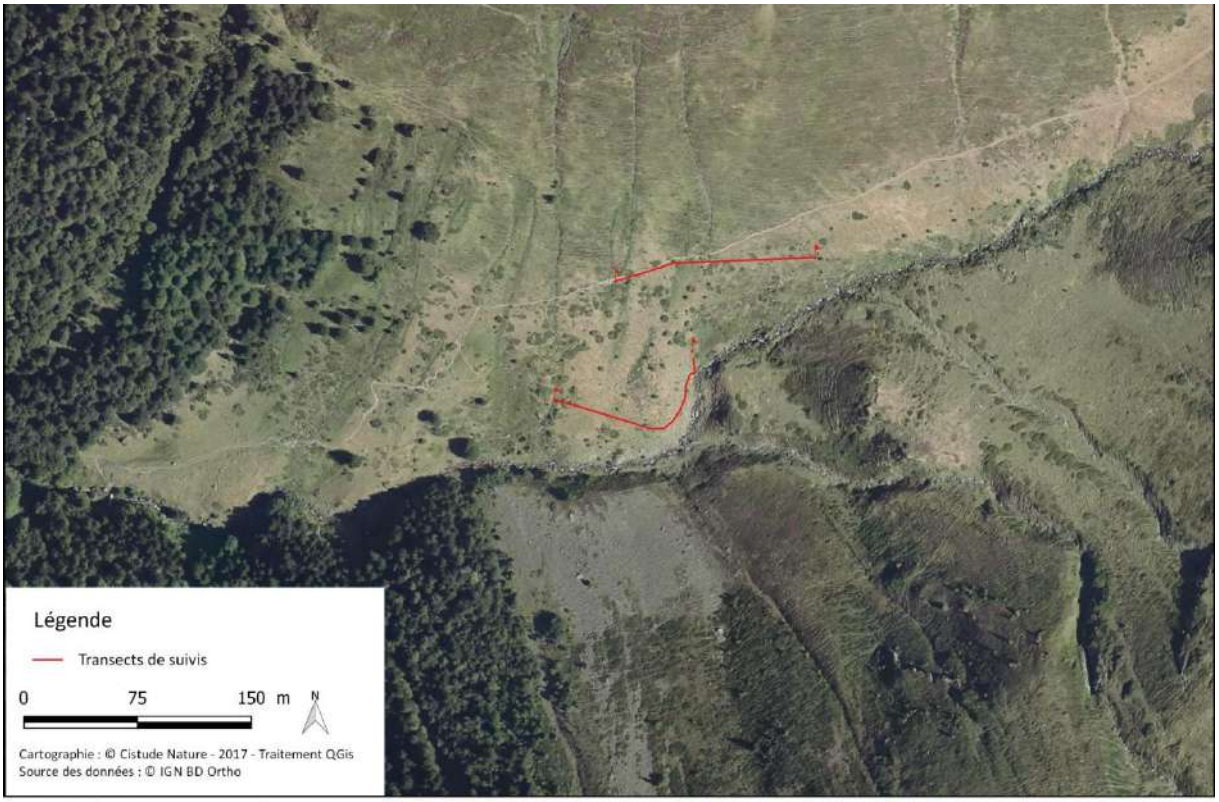


Fig. 135. Localisation des transects d'Arrious.

Lorsqu'il n'est pas possible de déterminer un individu à l'espèce (non identifiable en vol et non capturé), celui-ci est noté avec le taxon le plus précis possible (genre < morphotype < famille).

4.2.6 Conditions météorologiques requises

Les conditions météorologiques requises pour réaliser le suivi sont celles définies dans le protocole STERF (MALLARD, 2017b ; POLLARD & YATES, 1993).

4.2.7 Nombre de campagne de relevés

Le protocole initial prévoyait quatre relevés annuels (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018a). Deux principales raisons ont justifié une augmentation du nombre de relevés qui est passé de 4 à 5 en 2019 :

1- augmenter le nombre de données, insuffisantes pour certains sites, pour un traitement statistique optimal,

2- couvrir au mieux la période de vol de *P. apollo* (en 2018, la sortie tardive de l'espèce avait entraîné, pour certains sites, l'observation du pic de vol lors du dernier relevé, fin août).

Idéalement les relevés doivent débuter à partir de la mi-juin, sous réserve d'absence de neige, pour se terminer mi-septembre avec un intervalle idéal de 2 semaines entre chaque relevé (Tab. XXIX).

Tab. XXIX. Phasage des différentes sessions (en vert périodes idéales, en jaune période possible, en fonction de la hauteur de neige).

Juin				Juillet				Août				Septembre			
Sem. 1	Sem.2	Sem.3	Sem.4	Sem. 1	Sem.2	Sem.3	Sem.4	Sem. 1	Sem.2	Sem.3	Sem.4	Sem. 1	Sem.2	Sem.3	Sem.4

4.2.8 Fiche de relevés

Des fiches de relevé spécifiques ont été créées pour les deux protocoles (transect et point d'observation). Elles comportent l'ensemble des éléments nécessaires au relevé : nom du site, météo, observateur, date, heure du relevé, etc. (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018a).

4.2.9 Suivi habitats

Un inventaire des habitats a été réalisé sur deux années par le Conservatoire Botanique National Pyrénées et Midi-Pyrénées. L'objectif est d'obtenir un état des lieux de la composition des habitats sur chaque site selon une approche phytosociologique. Ces données, qui seront mises à jour tous les 6 ans, devraient permettre d'étudier les dynamiques végétales et d'évaluer les modifications de milieu, qui pourraient entraîner des changements au sein des cortèges de Lépidoptères (MALLARD, 2017b).

4.2.10 Analyses descriptives

L'indice d'abondance (IA) de *P. apollo* correspond à la moyenne des comptages sur les points d'observation lors des trois relevés effectués durant la période de vol de l'espèce (soit une moyenne de six relevés/an/site).

4.3 Résultats

4.3.1 Relevés des espèces de lépidoptères

Le premier relevé s'est déroulé du 22 au 26 juin, le second du 14 au 21 juillet, le troisième du 4 au 15 août, le quatrième du 20 au 26 août et le dernier passage a été effectué entre le 10 et le 14 septembre 2020.

Le tableau suivant présente les dates de relevés pour chaque site ainsi que les observations de *P. apollo* (Tab. XXX).

Tab. XXX. Date des relevés 2020 par passage et observations de P. apollo (dates en gras).

Nom du site	1er passage	2ème passage	3ème passage	4ème passage	5ème passage
Lagouare	**25/06/2020**	19/07/2020	08/08/2020	24/08/2020	10/09/2020
Arrious	**23/06/2020**	18/07/2020	05/08/2020	20/08/2020	14/09/2020
Séous	24/06/2020	17/07/2020	**07/08/2020**	25/08/2020	11/09/2020
Soussouéou	24/06/2020	**17/07/2020**	07/08/2020	25/08/2020	11/09/2020
Pombie	23/06/2020	**18/07/2020**	06/08/2020	21/08/2020	14/09/2020
Soques	23/06/2020	**18/07/2020**	05/08/2020	20/08/2020	14/09/2020
Sagette	24/06/2020	**21/07/2020**	10/08/2020	25/08/2020	11/09/2020
Peyrenère	22/06/2020	16/07/2020	04/08/2020	23/08/2020	10/09/2020
Somport	**22/06/2020**	16/07/2020	04/08/2020	23/08/2020	10/09/2020
Bizkarzé	26/06/2020	**20/07/2020**	15/08/2020	26/08/2020	13/09/2020

En gras : dates de relevé faisant l'objet de la première observation de P. apollo

4.3.2 Méthode de suivi de P. apollo

La méthode par transect a permis de détecter *P. apollo* sur 8 sites en 2020, avec un maximum cumulé de 7 observations sur les sites d'Arrious et de Sagette. La méthode par point fixe a permis d'observer *P. apollo* sur 9 sites, avec un maximum de 13 individus observés sur le site de Sagette (Fig. 136).

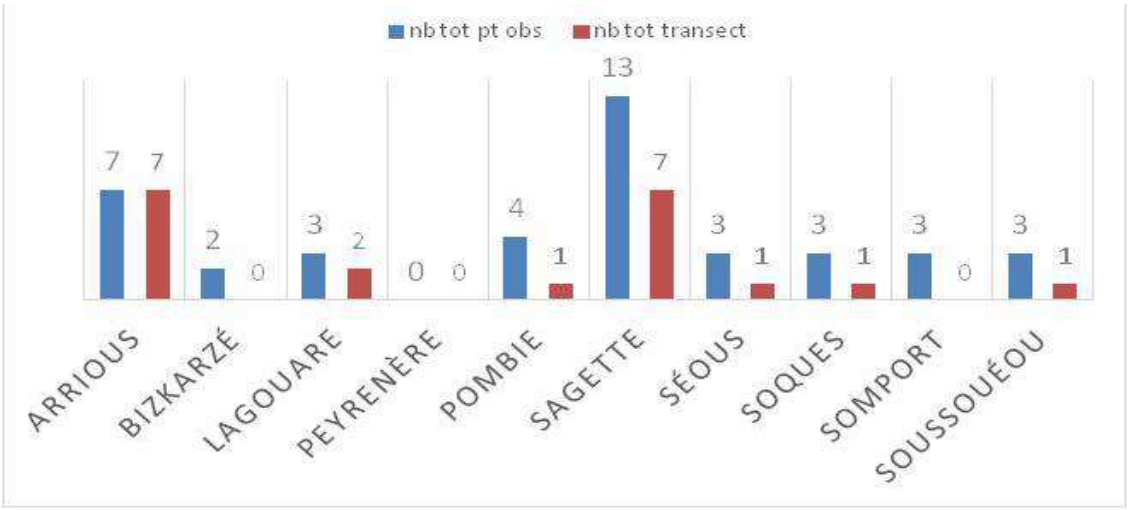


Fig. 136. Nombre d'observations de P. Apollo (cumul des relevés) par site, en fonction de la méthode (barre bleue : point d'observation, barre orange : transect).

À l'issu des cinq passages, et toutes méthodes confondues, *P. apollo* n'a toujours pas été contacté depuis 2016 sur le site de Peyrenère ce qui vient renforcer l'hypothèse d'une absence de population sur ce site.

Suivis du cortège des lépidoptères de montagne

4.3.3 Indice de richesse spécifique

Pour la première fois depuis la mise en place du suivi 2017, une baisse du nombre total d'espèces est observée sur l'ensemble des transects avec 47 espèces en 2020 soit 7 de moins qu'en 2019 (54) (Tab. XXXI). Le nombre de nouvelles espèces contactées est très faible (2) et pourrait signifier l'atteinte d'un niveau de connaissance du cortège lépidoptérique montagnard proche de l'exhaustivité pour les altitudes concernées.

Tab. XXXI. Évolution du nombre total d'espèces et nouvelles espèces contactées depuis 2017

	2017	2018	2019	2020
Nombre total d'espèces	29	45	54	47
Nombre de nouvelles espèces	0	16	12	2

Le site d'Arrious reste le site sur lequel la plus grande richesse spécifique est observée sur les transects avec 31 espèces contactées en 2020. Pour la deuxième année consécutive, le site de Pombie présente la plus faible richesse spécifique avec seulement 5 espèces observées.

L'année 2020 est marquée par une baisse globale de la richesse spécifique (Tab. XXXII). Seul le site de Soussouéou et dans une moindre mesure celui de Séous ont des richesses spécifiques qui augmentent (de 9 espèces en 2017 à 15 espèces en 2020, de 7 espèces en 2017 à 26 espèces en 2020 respectivement).

Tab. XXXII. Bilan de la richesse spécifique (RS) et pourcentage d'espèces strictement montagnardes observés par site.

Site	Richesse spécifique				Taux d'espèces montagnardes				Evolution 2017-2018		Evolution 2018-2019		Evolution 2019-2020	
	2017	2018	2019	2020	2017	2018	2019	2020	Espèces	Taux d'espèces montagnardes	Espèces	Taux d'espèces montagnardes	Espèces	Taux d'espèces montagnardes
Arrious	22	28	33	31	14%	21%	27%	23%	+6	+7%	+5	+6%	-2	-5%
Bizkarzé	8	15	13	9	25%	20%	38%	11%	+9	-5%	-2	+18%	-4	-27%
Lagouare	13	20	21	14	15%	25%	24%	14%	+7	+10%	+1	-1%	-7	-10%
Peyrenère	2	7	14	13	0%	29%	7%	15%	+5	+29%	+7	-22%	-1	+8%
Pombie	9	10	5	5	56%	40%	40%	40%	+1	-16%	-5	0%	0	0%
Sagette	9	16	16	17	22%	38%	19%	24%	+8	+16%	0	-19%	+1	+5%
Séous	9	12	11	15	56%	42%	36%	33%	+3	-14%	-1	-6%	+4	-3%
Somport	3	7	16	9	0%	14%	13%	22%	+4	+14%	+9	-2%	-7	+10%
Soques	5	6	17	10	20%	17%	18%	30%	+1	-3%	+11	+1%	-7	+12%
Soussouéou	7	19	17	26	29%	26%	29%	23%	+12	-3%	-2	+3%	+9	-6%

Tout comme en 2019, environ un quart du cortège lépidoptérique (24%) est composé d'espèces strictement inféodées au milieu montagnard en moyenne sur l'ensemble des sites. Le site de Pombie reste celui qui présente le taux le plus élevé avec 40% d'espèces montagnardes.

L'évolution du cortège montagnard entre 2019 et 2020 est peu marquée en dehors du site de Bizkarzé qui présente une baisse de 27%. Cette baisse importante peut s'expliquer par le nombre réduit d'espèces observées en 2020 sur ce site (Tab. XXXII). Enfin, le nombre d'espèces montagnardes observées sur transects varie de 1 espèce sur Bizkarzé à 7 espèces sur Arrious (Fig. 137).

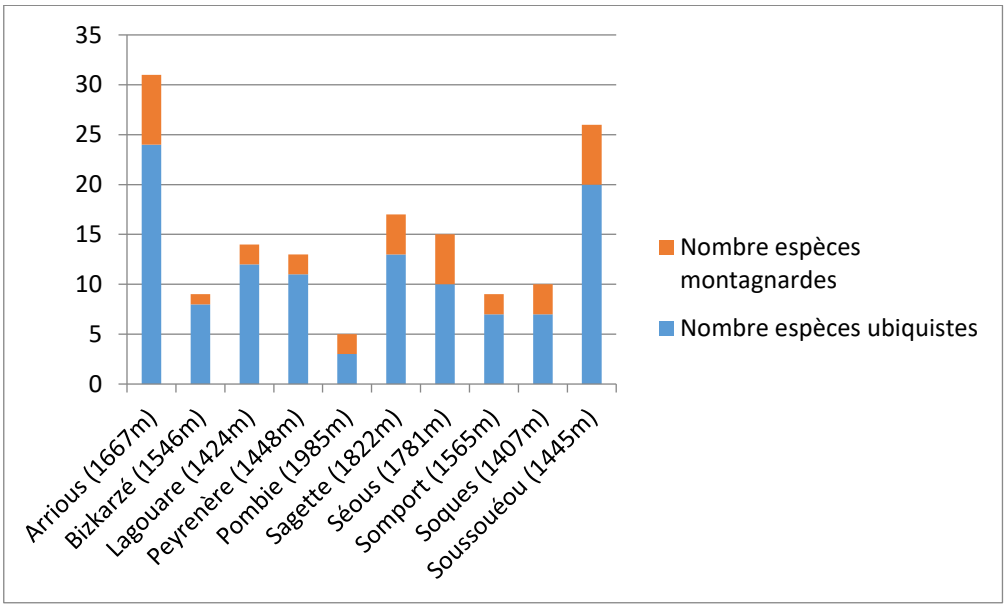


Fig. 137. Cortège lépidoptérique observé par site en 2020.

4.3.4 Indice d'abondance de P. apollo

Cet indice est calculé en réalisant la moyenne des 3 relevés réalisés durant la période de vol de *P. Apollo*. L'indice d'abondance a été calculé à partir des trois premiers relevés (du 22/06 au 15/08/2020) pour 9 des 10 sites et du deuxième au quatrième pour le site de Sagette afin de respecter le décalage de phénologie de l'espèce en 2020 sur ce site (Tab. XXXIII). Rappelons que ces résultats proviennent exclusivement de l'échantillonnage par point fixe.

Tab. XXXIII. Bilan des observations 2020 de P. apollo (en orange, date des relevés pris en compte pour le calcul de l'IA).

Site	Nom	1èr relevé	2ème relevé	3ème relevé	4ème relevé	5ème relevé
Arrious	ARR1	1	0	1	0	0
	ARR2	0	4	1	0	0
Bizkarzé	BIZ1	0	1	0	0	0
	BIZ2	0	1	0	0	0
Lagouare	LAG4	1	1	1	0	0
	LAG5	0	0	0	0	0
Peyrenère	PEY1		0	0	0	0
	PEY2		0	0	0	0
Pombie	POM3	0	0	0	0	0
	POM5	0	2	2	0	0
Sagette	SAG4	0	1	2	1	0
	SAG5	0	5	3	1	0
Séous	SEO1	0	0	3	0	0
	SEO3	0	0	0	0	0
Soques	SOQ1	0	0	0	0	0
	SOQ5	0	1	2	0	0
Somport	SOM1	1	0	0	0	0
	SOM2	2	0	0	0	0
Soussouéou	SOU1	0	0	2	0	0
	SOU3	0	1	0	0	0

L'indice d'abondance varie de 0 à 4,3 individus par site (1,4 individus en moyenne contre 1,8 en 2019). Les populations les plus abondantes se situent sur les sites de Sagette et d'Arrious. Les sites de Lagouare et Pombie sur lesquels les effectifs observés étaient très faibles en 2018 et 2019 ont vu leur IA augmenté significativement en 2020. A contrario le site de Soussouéou voit son IA chuter de façon spectaculaire. Aucune modification majeure de l'habitat n'a été notée mais les conditions météorologiques du second relevé n'étaient pas optimales (21°C, vent faible et couverture nuageuse de 60 %) et pourraient expliquer en partie cette baisse. Enfin, et comme dit précédemment, l'espèce reste absente du site de Peyrenère (Tab. XXXIV).

Tab. XXXIV. Indice d'abondance de P. apollo par site et évolution entre 2017 et 2020.

Site	Indice d'abondance (IA)				Evolution IA	Evolution IA	Evolution IA
	2017	2018	2019	2020	2017-2018	2018-2019	2019-2020
Arrious	1,80	3,70	3,70	**2,33**	+1,90	0,00	**-1,37**
Bizkarzé	/	0,30	0,00	**0,67**	/	-0,30	**+0,67**
Lagouare	0,20	0,00	0,30	**1,00**	-0,20	+0,30	**+0,70**
Peyrenère	/	0,00	0,00	**0,00**	/	0,00	**0,00**
Pombie	2,50	0,70	0,00	**1,33**	-1,80	-0,70	**+1,33**
Sagette	3,70	3,00	3,00	**4,3**	-0,70	0,00	**+1,30**
Séous	4,30	3,00	3,00	**1,00**	-1,30	0,00	**-2,00**
Soques	0,50	0,30	1,70	**1,00**	-0,20	+1,40	**-0,70**
Somport	/	0,70	0,30	**1,00**	/	-0,40	**+0,70**
Soussouéou	3,50	2,70	5,70	**1,00**	-0,80	+3,00	**-4,70**

Pour la deuxième année consécutive, *P. apollo* est sortie plus précocement que l'année précédente. Le printemps doux et ensoleillé peut expliquer cette précocité. Les pics de vol avaient été observés mi-juillet et début août en 2019. En 2020, ces pics de vol ont été observés fin juin et mi-juillet sur la majorité des sites (Tab. XXXV).

Tab. XXXV. Cumul du nombre d'individus de P. apollo observé par session en 2020 (transects+points d'observation)

Site	Session 1	Session 2	Session 3	Session 4	Session 5
Arrious	1	**8** *(18/07/20)*	4	1	0
Bizkarzé	0	**2** *(20/07/20)*	0	0	0
Lagouare	1	**3** *(19/07/20)*	1	0	0
Peyrenère	0	0	0	0	0
Pombie	0	**3** *(18/07/20)*	2	0	0
Sagette	0	**10** *(21/07/20)*	8	2	0
Séous	0	0	**4** *(07/08/20)*	0	0
Soques	0	**2** *(18/07/20)*	**2**	0	0
Somport	**3** *(22/06/20)*	0	0	0	0
Soussouéou	0	1	**3** *(07/08/20)*	0	0

En orange : pic de vol observé
En jaune : période de vol observée

Les premières observations de *P. apollo* ont eu lieu le 22 juin sur le site du Somport et les dernières le 25 août sur le site de Sagette, soit environ 9 semaines de vol.

4.4 Discussion

4.4.1 Évaluation du protocole de suivi des lépidoptères

• Points d'échantillonnage

Validé définitivement en 2018, ce protocole ciblé sur *P. apollo* a été réalisé dans son intégralité pour la seconde fois cette année. Il apporte des résultats satisfaisants pour la détection de l'espèce et nettement supérieurs à ceux des transects ciblés pour le cortège des lépidoptères.

• Validation et état de référence des sites de suivis

En dehors de Peyrenère, sur lequel *P. apollo* semble absent malgré l'observation d'un individu en 2016 (D. Genoud com pers), les sites sélectionnés présentent les caractéristiques favorables recherchées en début de programme : présence d'une population de *P. apollo*, exposition et altitude variées, habitat relativement homogène…

• Validation de la méthode d'échantillonnage

Bien que cette année ait été contacté principalement grâce aux points d'observation, la complémentarité des deux méthodes de relevé (transects et points d'observation) pour le suivi de *P. apollo* est réelle au vu des résultats obtenus les années précédentes.

Pour le suivi du cortège lépidoptérique par transect la difficulté de détermination de certains individus, déjà signalée en 2019 demeure avec une moyenne de 16% d'individus indéterminés pour l'ensemble des sites et des relevés en 2019 et de 15% en 2020. Ce taux atteint même les 28%, 27% et 26% sur les sites d'Arrious (T2), Bizkarzé et Soques (Tab. XXXVI). La cause principale de ces indéterminations reste la topographie qui rend la capture systématique des individus impossible. Le vent, omniprésent en montagne, et l'abondance des individus sur certains sites font également partie des causes d'échecs de capture. Pour minimiser la perte de donnée des groupes d'espèces avaient été créées en 2018 afin d'affiner au mieux la détermination. Après 2 années d'utilisation, il apparaît possible d'améliorer cette liste en proposant des groupes d'espèces plus restreints et adaptés au contexte montagnard. Une proposition sera faite au conseil scientifique du programme en ce sens fin 2020.

Tab. XXXVI. **Taux d'identification par transects.**

	Arrious		Bizkarzé	Lagouare		Peyrenère	Pombie	Sagette	Séous	Somport	Soques	Soussouéou	Moy,
	T1	T2	T1	T1	T2	T1	T1	T1	T1	T1	T1	T1	
Taux d'individus indéterminés 2019	17%	19%	13%	17%	3%	17%	29%	15%	26%	8%	12%	18%	*16%*
Taux d'individus indéterminés 2020	17%	28%	27%	18%	4%	0%	17%	11%	12%	15%	26%	8%	*15%*

4.4.2 Complément et ajustement de la méthode de suivi

• Fiche de relevé

La proposition faite en 2019 d'adapter les fiches de relevés en fonction des dates de prospections n'a finalement pas été retenue en 2020. Pour rappel il avait été proposé d'établir des fiches « saisonnières ». Or, en dehors de quelques espèces très précoces ou très tardives, peu d'espèces sont soumises à une saisonnalité marquée. De plus les décalages de phénologie observés depuis le début de l'étude ne rendent pas cette adaptation pertinente. Pour ces raisons ce projet de fiches saisonnières a été abandonné.

• Fréquence des relevés

Passée à 5 relevés par an depuis 2019, la fréquence des relevés s'avère satisfaisante puisqu'une fois encore elle a permis de couvrir intégralement la période de vol de *P. apollo.*

Les conditions météorologiques très instables du début d'été (peu de jours de beau temps consécutifs) n'ont pas permis de réaliser certains relevés à la période idéalement souhaitée (Tab. XXIX). Ainsi le premier relevé a été réalisé la quatrième semaine de juin au lieu de la troisième et *P. apollo* volait déjà sur 3 sites.

4.4.3 Résultats exploratoires des suivis

• Évolution du cortège lépidoptérique

A l'instar des années précédentes, de fortes fluctuations ont été notées sur la majeure partie des sites tant d'un point de vue de la richesse spécifique que du taux d'espèces montagnardes avec une tendance globale à la baisse par rapport à l'année précédente.

En dehors des sites de Soussouéou, et dans une moindre mesure du site de Séous, ou une augmentation significative du nombre d'espèces observées a été enregistrée, cette baisse quasi-générale de la diversité spécifique pourrait être liée aux conditions météorologiques particulières de l'été 2020 avec une succession d'épisodes caniculaires et d'épisodes frais et pluvieux en juin/juillet et une sécheresse remarquable à partir du mois d'août. L'augmentation importante (+9) de la richesse spécifique sur le site de Soussouéou apparaît donc comme une « anomalie » difficilement explicable.

Après une chute en 2019 la richesse spécifique, bien que toujours faible avec seulement 5 espèces, s'est stabilisée sur le site de Pombie. Ce site possède toujours le taux d'espèces montagnardes le plus élevé. La baisse la plus importante (-27%) est constatée sur le site de Bizkarzé mais elle fait suite à une hausse importante (+ 18%) entre 2018 et 2019. Le taux très faible d'espèces montagnardes observées en 2020 sur ce site (11%) le place au dernier rang alors qu'il figurait à la deuxième place en 2019. Le nombre très faible d'*Erebia* contactés en 2020 sur ce site sont à l'origine de cette baisse.

• État et évolution des populations de P. apollo

À l'image de 2019, le suivi de *P. apollo* a donné des résultats très variables en fonction des sites. Si les effectifs sont en forte baisse sur les sites de Séous et du Soussouéou, alors que ce dernier avait connu un pic d'effectif en 2019, ils sont en hausse sur les sites de Pombie et Lagouare, deux sites ou la situation de *P. apollo* était signalée comme préoccupante en 2019.

Sur ces deux sites des prospections complémentaires ont été réalisées en 2020 afin de rechercher d'autres populations de *P. apollo* potentiellement connectées à celles étudiées et d'évaluer le fonctionnement en métapopulation de l'espèce qui pourraient expliquer les fluctuations d'effectifs observées.

Pour le site de Lagouare, une donnée de P. apollo fournie par le PNP (C. Plisson com pers) signalée l'espèce au col d'Ariste en 2015. Une prospection a donc été menée le 19 juillet 2020, correspondant au pic de vol de *P. apollo*. Deux imagos ont été observés simultanément durant l'heure de prospection confirmant ainsi la présence de l'espèce et probablement d'une population, le site présentant des caractéristiques favorables avec la présence de pelouses thermophiles et dalles rocheuses à S*edum*.

Le site du col d'Ariste semble toutefois déconnecté du site de lagouare puisqu'il se situe à 3 kilomètres de ce dernier à vol d'oiseau et qu'il en est séparé par une hêtraie sapinière conséquente (Fig. 138–Fig. 139). Lors de cette prospection d'autres sites plus proches et potentiellement favorables ont été identifiés et feront l'objet de prospections ciblées en 2021.



Fig. 138. Aperçu du site du col d'Ariste

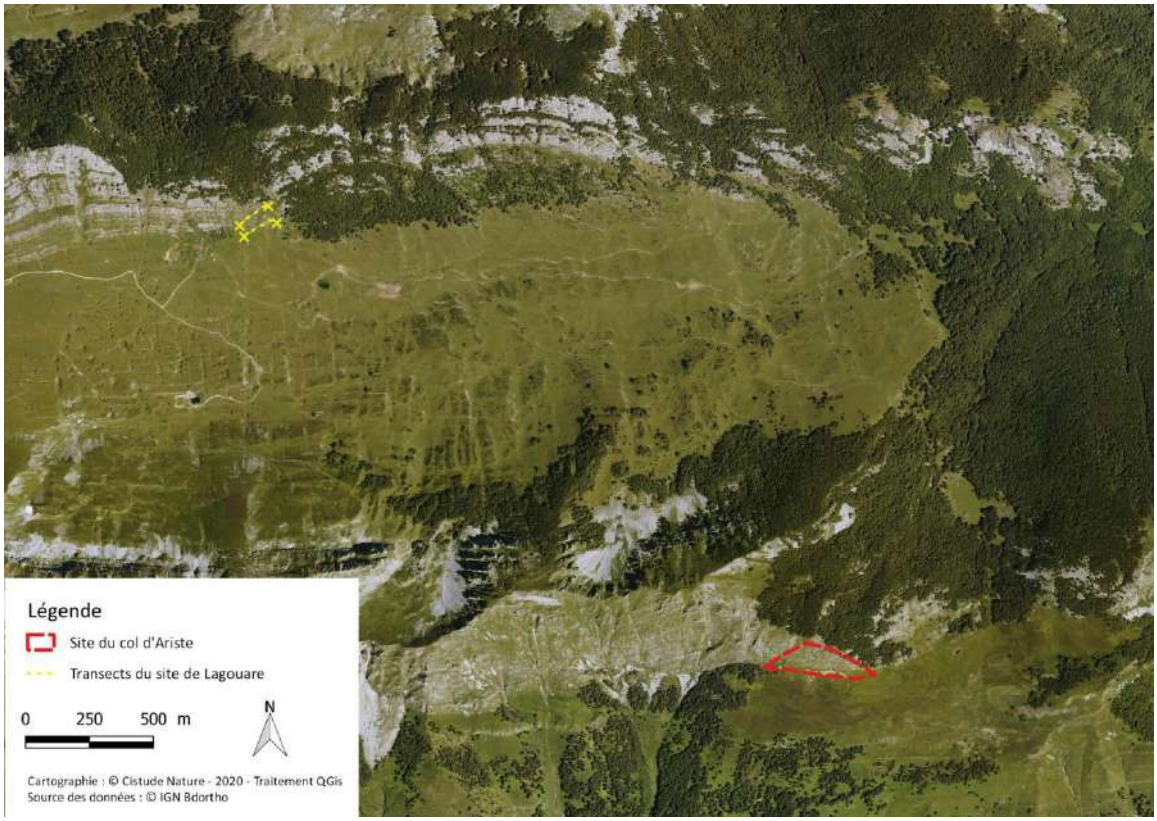


Fig. 139. Localisation des sites de Lagouare et du col d'Ariste

Les prospections effectuées à proximité immédiate du transect sur le site de Pombie le 6 août 2020 ont permis d'identifier un secteur très favorable à *P. apollo* constitué d'une dalle rocheuse ou *Sedum et Sempervirum* abondent (Fig. 140). Deux imagos ont été observés simultanément sur ce secteur qui héberge probablement la majeure partie de la population. Le site de Pombie serait donc situé en marge du site « principal » (Fig. 141) et l'espèce ne serait observable que lors des années où les effectifs de la population sont importants.

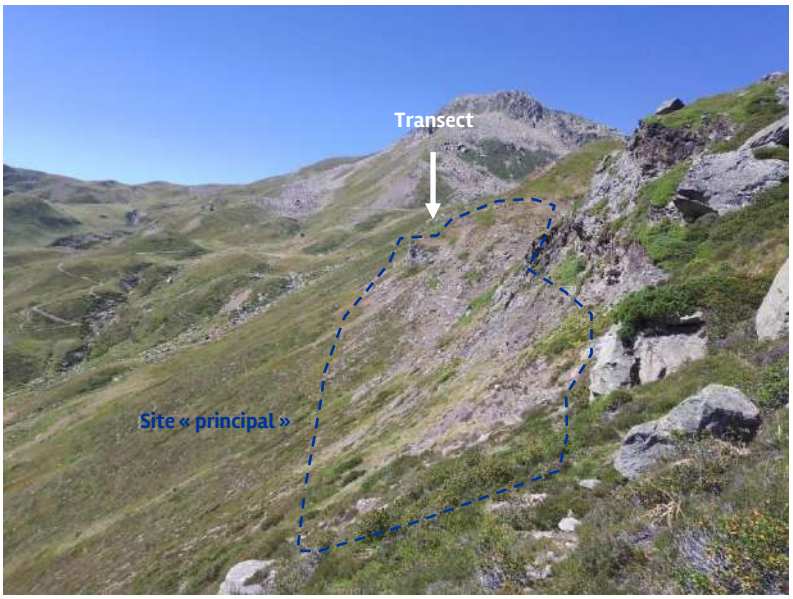


Fig. 140. Aperçu du site de Pombie

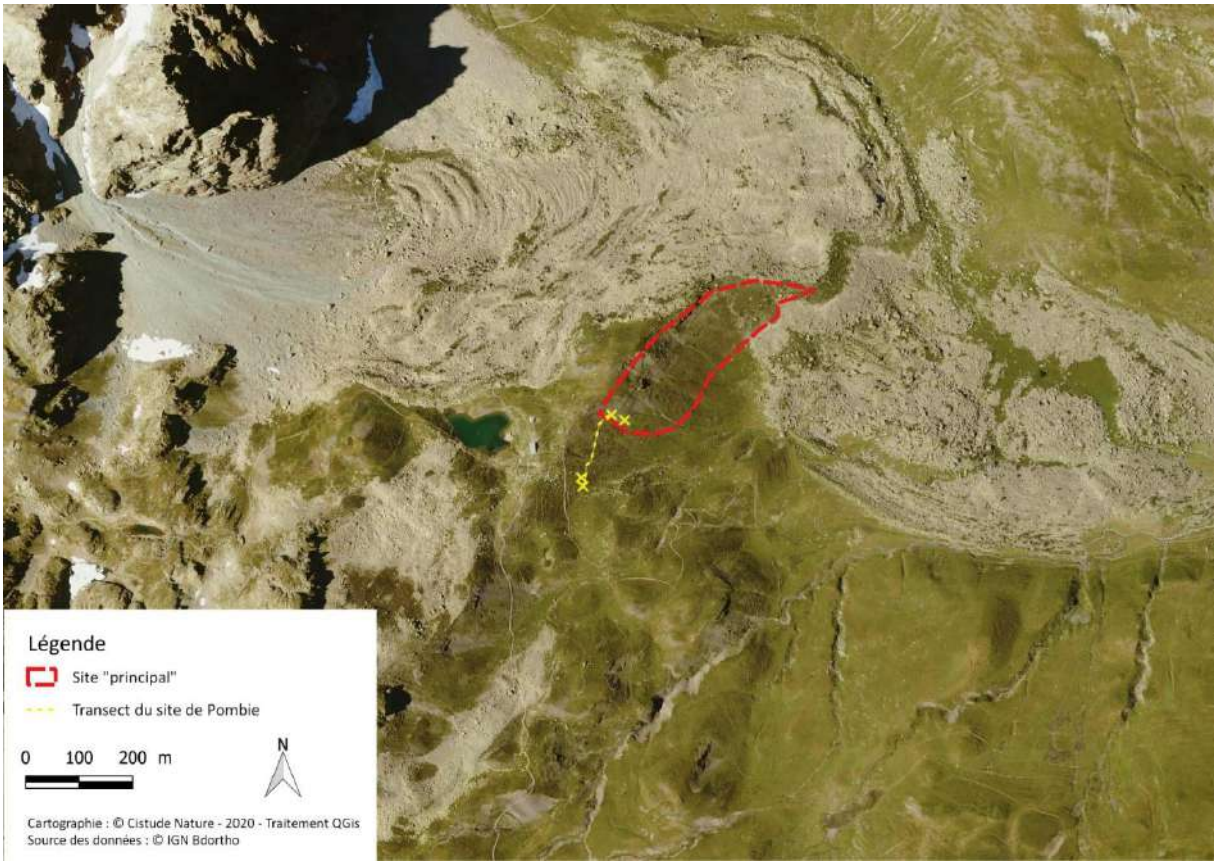


Fig. 141. Localisation du secteur prospecté favorable à P. apollo (site « principal »)

Enfin, 2020 aura été marquée par l'observation de P.apollo à des altitudes relativement basses pour l'espèce avec notamment l'observation d'un imago au niveau du lac de Fabrège à environ 1250 m d'altitude.

- **Habitats naturels des sites d'étude**

Sur l'ensemble des sites, aucun changement majeur n'a été observé en 2020. Cependant l'année aura été marquée par des conditions météorologiques particulières. Outre les épisodes caniculaires, devenus classiques depuis quelques années maintenant, c'est une sécheresse inhabituelle qui a sévi très tôt en haute altitude. Début août, on observait déjà une végétation jaunie et sèche sur les sites au-dessus de 1500 mètres. Sur les hautes estives, les bergers sont redescendus une semaine à quinze jours plus tôt que d'ordinaire faute d'eau et de nourriture suffisante. Sur la commune de Louvie-Soubiron, un berger croisé sur la route fin août expliquait qu'une partie de son troupeau assoiffé avait quitté seul l'estive située à 1800m pour rejoindre la vallée. Le gardien du refuge de Pombie a quant à lui constaté un niveau anormalement bas du lac de Pombie fin août.

4.4.4 Perspectives de suivis

Aucun changement majeur du protocole n'est envisagé pour 2021.

Des prospections complémentaires devront être menées sur le site de Lagouare afin de vérifier la présence d'une population de *P. apollo* à proximité de celle suivie, à l'instar de ce qui a été réalisé en 2020.

4.5 Conclusion

L'été 2020 aura été marqué par une sécheresse prononcée en haute altitude dans les vallées béarnaises qui a probablement influencé les résultats des suivis à partir de début août.

Peu de nouvelles espèces ont été notées sur l'ensemble des sites ce qui tend à démontrer l'atteinte d'un niveau d'inventaire proche de l'exhaustivité.

P. apollo est sorti très tôt en 2020 avec une grande majorité de pics de vols observés mi-juillet. Les tendances sur l'état des populations signalées en 2019 restent valables en dehors des chutes d'effectifs pour les sites de Lagouare et Pombie à savoir :

- la présence de populations importantes et stables sur 4 sites : Arrious, Sagette, Séous et Soussouéou même si pour ces deux derniers l'année 2020 n'a pas été très favorable,
- la présence de petites populations fluctuantes sur 3 sites : Bizkarzé, Soques et Somport auxquels nous pouvons ajoutés Lagouare et Pombie au vu des résultats obtenus en 2020
- et l'absence de l'espèce sur le site de Peyrenère.

Dernière année de suivi de ce programme, 2021 sera l'occasion de dresser un bilan complet du suivi et d'apporter des éléments de réponses quant aux impacts du changement climatiques sur les populations de *P. apollo* et sur le cortège lépidoptèrique qui lui est associé.

Chapitre 5. Leucorrhines et cortège d'odonates associé des lagunes des Landes de Gascogne

Auteurs : *Pierre-Yves Gourvil, Akaren Goudiaby, Gilles Bailleux, Anouk Glad*
Contributeurs : *Laura Cazade, Bertrand Couillens, Stéphanie Darblade, Ludivine De Castro, Béatrice Ducout, Elisabeth Mercader*

Résumé : Afin d'aider à mesurer l'impact des évolutions climatiques en cours sur la biodiversité, les odonates ont été sélectionnés pour servir de bio-indicateurs. Les leucorrhines sont particulièrement visées par cette étude puisque celles-ci, d'affinités boréo-montagnardes, sont pressenties comme sensibles aux variations climatiques. Au vu de ces éléments, les odonatologues s'accordent à dire que les populations de leucorrhines dans les Landes de Gascogne risquent de se raréfier, voire de disparaître, si les températures moyennes augmentent et que l'humidité diminue. Cette hypothèse est confirmée par des modèles corrélatifs de répartition pour deux espèces (*L. albifrons* -65% et *L. pectoralis* -81% d'habitats). Des suivis du type transects STELI ont été mis en place pour les imagos (9 passages par site) comme pour les exuvies (trois passages par site). Ainsi, 16 sites sont suivis depuis 2018 dans les Landes et en Gironde. L'été 2018, 2019 et 2020 se sont avérés très chauds, voire caniculaires par période, mais l'année 2020 est caractérisée par une forte pluviométrie au printemps et donc des niveaux d'eau importants dans les lagunes durant les premiers passages. Le nombre d'espèces total est similaire à 2018 et 2019, mais le nombre d'espèces moyen par transect est supérieur (+ 3 espèces). Il y a également 3 nouvelles espèces en 2020 (*Orthetrum brunneum, Platyncemis latipes* et *P. pennipes*) et 3 qui n'ont pas été revues (*Calopteryx xanthostoma, Erythromma najas* et *Libellulafulva*). *Leucorrhinia albifrons* a été observé sur 8 lagunes et les effectifs observés ont fortement augmenté en 2020 pour les imagos, mais ont été réduits pour les exuvies. *Leucorrhinia pectoralis* n'a pas été observée en 2020. Les résultats permettent aussi de dresser les listes d'espèces qui appartiennent aux cortèges des leucorrhines et des lagunes. Une vigilance particulière sera portée en 2021 sur les lagunes où aucune leucorrhine n'a été vue en 2019. Les modèles corrélatifs de répartition créés pour 68 espèces d'odonates présentes dans la région Nouvelle-Aquitaine montrent des réponses variées au changement climatique. Si certaines espèces perdent une large partie d'habitat favorables, d'autres au contraire voient leur répartition potentielle être étendue à une large partie de la région. Les variables climatiques les plus importantes pour les espèces sont les degrés-jours au-dessus de 30°C et la pluie, montrant que l'accumulation de fortes chaleurs et de sécheresse peut avoir un fort impact sur ces espèces. L'utilisation prochaine de données météorologiques à fine échelle pourra permettre de mieux comprendre la réponse des espèces aux variables climatiques.

Mots-clés : abondance, cortège odonatologique, exuvie, imago, lagunes, Landes de Gascogne, *Leucorrhinia albifrons*, *Leucorrhinia pectoralis*, répartition, richesse, STELI, modèle corrélatif de répartition, climat.

5.1 Introduction

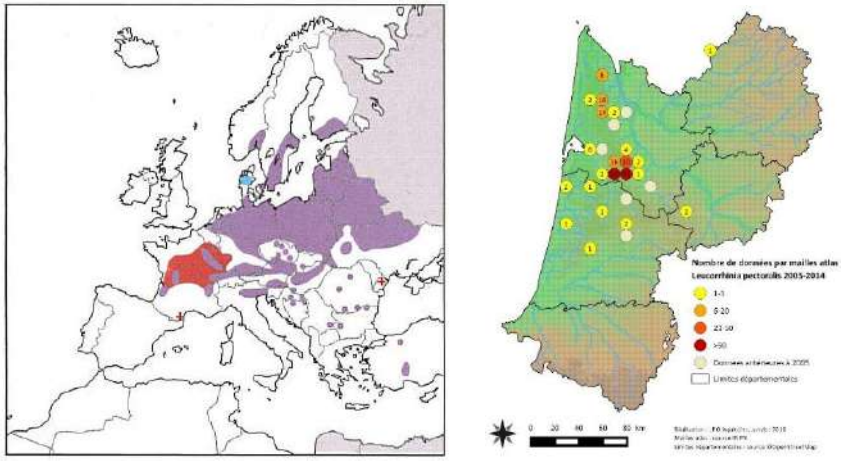
Les lagunes des Landes de Gascogne ont une répartition très limitée avec des cortèges d'espèces animales et végétales patrimoniales associés. Ce sont des habitats remarquables des points de vue écologiques, géologiques et paysagers/culturels, bien que leur origine fasse encore débat. Deux hypothèses principales sont émises : (1) effondrement de buttes cryogènes de l'ère glaciaire suite à la fonte de lentilles de glace souterraines ; (2) origine karstique avec dissolution des calcaires superficiels, provoquant un affaissement circulaire du sol (TEXIER, 2011), à l'instar des dolines. Cette seconde hypothèse se base sur l'étude d'une lagune dont la datation ; 2230 ±30 ans avant notre ère, ne peut s'expliquer par la première supposition car beaucoup trop récente. Cette typicité a engendré des conditions stationnelles (oligotrophie, herbiers aquatiques, pentes douces, etc.) favorables à des cortèges odonatologiques incluant des espèces rares et patrimoniales comme (BARNEIX *et al.*, 2016) :

- *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840) : en danger critique d'extinction en ex-Aquitaine ;
- *Leucorrhinia pectoralis* (CHARPENTIER, 1825) : vulnérable en ex-Aquitaine *;*
- *Leucorrhinia albifrons* (BURMEISTER, 1839) : quasi-menacée d'extinction en ex-Aquitaine.

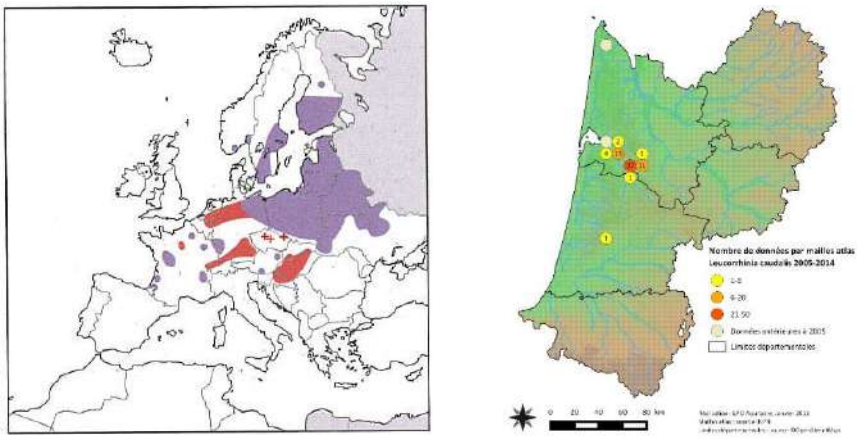
Ce sont des espèces d'affinités boréo-montagnardes en limite sud-ouest de leurs aires de répartition européenne (Fig. 142). Elles ont des exigences écologiques assez précises, parfois en lien avec le climat auquel elles sont considérées sensibles (JAESCHKE *et al.*, 2013), telles que la température de l'eau, la teneur en oxygène, la disponibilité en eau douce, etc. (JAESCHKE *et al.*, 2013). La stratégie de reproduction des odonates de type r, c'est-à-dire à croissance rapide avec des pontes importantes, en fait de bons bio-indicateurs (HICKLING *et al.*, 2005 ; HASSALL *et al.*, 2007 ; FLENNER & SAHLÉN, 2008 ; HASSALL & THOMPSON, 2008 ; HILL *et al.*, 2011). Le changement climatique peut impacter les odonates de deux façons : (1) régression d'espèces comme cela risque de se produire pour les Leucorrhines ou au contraire (2) progression d'espèces plus thermophiles comme le Trithémis annelé (*Trithemis annulata*), originaire d'Afrique du Nord (GRAND & BOUDOT, 2006), désormais bien implanté en France et notamment en Aquitaine (BAILLEUX *et al.*, 2017).

L'étape préalable à l'étude des variations des cortèges d'odonates des Landes de Gascogne est de définir lesdits cortèges. Les résultats de cette étude permettent d'en définir au moins deux : celui des lagunes, et celui de *L. albifrons*. Des analyses comparatives dans le temps sur les cortèges permettront de mieux comprendre et mesurer l'impact du changement climatique sur les leucorrhines et de confirmer les tendances d'évolution modélisées. Étudier uniquement les leucorrhines ne permettrait pas d'avoir autant d'informations que la prise en compte de l'ensemble des espèces du site. Ainsi, durant trois années consécutives, des suivis protocolés de type STELI ont été mis en place sur des lagunes à travers les Landes de Gascogne. Les résultats de ces trois années sont présentés dans ce rapport, puis un début d'analyse est réalisé afin de faire ressortir les cortèges caractéristiques et les premières tendances d'évolutions constatées. Ces résultats permettent également d'avoir une vision des possibilités d'analyses à l'échelle d'un site ou à l'échelle de la région une fois que les données seront suffisantes. En attendant d'avoir suffisamment de données pour confirmer un impact du changement climatique sur les odonates des lagunes, une modélisation de la répartition des espèces est réalisée. Les modèles corrélatifs de répartition d'espèce, aussi appelés modèles de niche, sont aujourd'hui communément utilisés en écologie et biologie de la conservation (FRANKLIN, 2009). Ces modèles permettent de relier les présences d'individus aux caractéristiques du milieu où ils ont été observés. Ainsi, ces modèles permettent de connaître la réponse de l'espèce pour chaque variable environnementale sélectionnée permettant de connaître la niche réalisée. Les modèles peuvent ensuite projeter des prédictions de répartition pour des zones où les données sur l'espèce sont manquantes ou pour différents scénarios de climats futurs (ELITH *et al.*, 2010). On obtient alors une

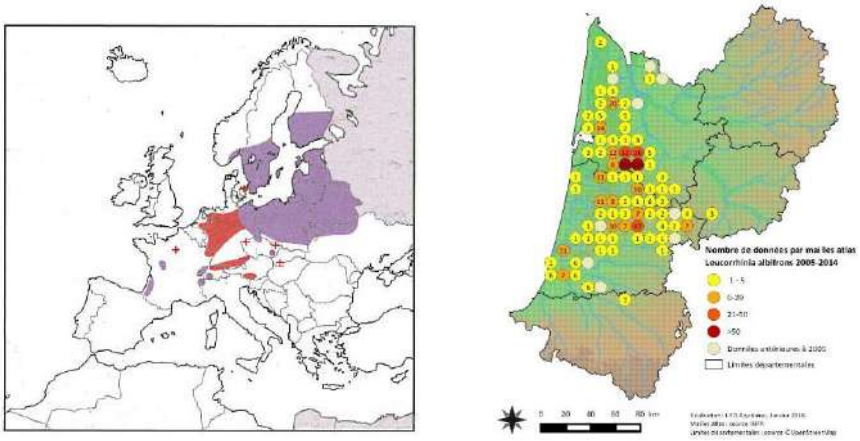
carte de prédiction qui montre les zones où la qualité de l'habitat est favorable ou non à la persistance de l'espèce (ELITH *et al.*, 2011). La construction de modèles cohérents à la fois dans le présent et le futur peut être difficile. En effet, si l'on peut évaluer la performance des modèles sur des données du présent, on ne pourra pas l'évaluer sur des données qui n'existent pas encore. Il est donc nécessaire d'obtenir un consensus entre plusieurs modèles afin de pouvoir évaluer les zones d'incertitudes des prédictions. De nombreux algorithmes sont utilisés pour construire des modèles corrélatifs : GLM, GAM, RF, MaxEnt. MaxEnt est utilisé en particulier pour les jeux de données de présence uniquement tandis que les autres sont plutôt utilisés pour les données de présence–absence. Ils peuvent cependant être utilisés pour des données de présence uniquement en générant un grand nombre de points de fond. Les prédictions résultantes devront alors être considérées comme des valeurs relatives (GUISAN *et al.*, 2017). Si le choix de l'algorithme influence les prédictions, le choix des variables est aussi un aspect clef de la création des modèles corrélatifs de répartition (ELITH & LEATHWICK, 2009). Elles doivent être pertinentes aux regards de l'objectif de l'étude et de ou des espèces étudiées (JOHNSON & GILLINGHAM, 2005). Dans notre cas, l'inclusion de variables climatiques pour lesquels des prédictions futures sont disponibles est nécessaire. Dans le cas des odonates, il est aussi important d'inclure des variables décrivant l'environnement local tel que le type de milieu humide, la végétation ou la topographie (AUSTIN & VAN NIEL, 2011). Pour les espèces d'odonates présentes en Nouvelle–Aquitaine, où les enjeux sont multiples, ces modèles peuvent permettre d'évaluer les effets à long terme du changement climatique. Pour cela, trois scénarios de changement climatiques seront évalués pour 68 espèces présentent en Nouvelle–Aquitaine pour la période allant de 2021 à 2100. Les résultats ont pour but de souligner les espèces les plus impactées par les changements et quelles seront les zones de la région les plus impactées par ces changements.



Leucorrhiniapectoralis



Leucorrhiniacaudalis



Leucorrhiniaalbifrons

Sources : DIJKSTRA, 2007 ; BAILLEUX et al., 2017

Fig. 142. Répartition de Leucorrhinia pectoralis, Leucorrhinia caudalis et Leucorrhinia albifrons en Europe et en Aquitaine (DIJKSTRA, 2007 ; BAILLEUX et al., 2017).

5.2 Matériel et Méthodes

5.2.1 Méthode de modélisation corrélative de la répartition des odonates face au changement climatique

- Données de présence

Les données de présence des odonates dans la région Nouvelle-Aquitaine utilisées pour cette étude proviennent de l'Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage (OAFS, https://observatoire-fauna.fr/). Les données de l'observatoire réunissent toutes les données de présence récoltées par des partenaires et centralisées dans la base de données de l'OAFS. Les données récoltées dans le cadre du programme sentinelles du climat sont incluses dans cette base de données.

Toutes les données de présence de d'odonates ont été extraites puis triées. Seules les données récoltées entre 1991 et 2020 localisées au minium à la maille de 1 km de la grille INPN (utilisée comme base pour toutes les variables des modèles corrélatifs de répartition) sont conservées. Les observations considérées comme des doublons probables ont été retirées de la base de données. Les observations dont la description s'arrêtait à la famille de l'espèce ont été retirées avant les analyses sauf pour les cas où une seule espèce de cette famille est considérée comme présente dans la zone d'étude. Dans ce cas, soit la famille a été gardée et considérée comme une espèce, ou bien les observations ont été fusionnées avec les autres observations de l'espèce (les observations *Oxygastra* Dale, 1834 ont été fusionnées avec les observations *Oxygastra curtisii* (Dale, 1834)). De plus, certaines observations de sous-espèces ont été fusionnées avec l'espèce dans les cas où peu de données existaient pour l'une des deux sous espèces ou les cas où les traits de vie des sous-espèces étaient proches : par exemple les observations *d'Onychogomphus forcipatus forcipatus* (Linnaeus, 1758) ont été fusionnées avec les observations d'*Onychogomphus forcipatus* (Linnaeus, 1758). Seules trois sous-espèces n'ont pas été fusionnées dans le jeu de données (*Calopteryx splendens, Calopteryx splendens splendens, Orthetrum coerulescens, Orthetrum coerulescens coerulescens et Lestes virens, Lestes virens virens*). Enfin, toutes les espèces dont le nombre de mailles avec une observation était inférieur à 20 ont été laissées de côté, le nombre d'observations étant trop faible pour produire un modèle fiable.

Au total, 71 espèces ont été conservées pour la modélisation corrélative de répartition dans la région Nouvelle-Aquitaine, 68 pour des modèles généraux et 3 pour des modèles spécifiques (Tab. XXXVII).

Tab. XXXVII. Listes des espèces utilisées pour les modèles corrélatifs de répartition

Liste des espèces	
Aeshna affinis	*Ischnura pumilio*
Aeshna cyanea	*Lestes barbarus*
Aeshna grandis	*Lestes dryas*
Aeshna juncea	*Lestes sponsa*
Aeshna mixta	*Lestes virens*
Anax imperator	*Lestes virens virens*
Anax parthenope	*Leucorrhinia albifrons*
Boyeria irene	*Leucorrhinia caudalis*
Brachytron pratense	*Leucorrhinia pectoralis*
Calopterygidae	*Libellula depressa*
Calopteryx haemorrhoidalis	*Libellula fulva*
Calopteryx splendens	*Libellula quadrimaculata*
Calopteryx splendens splendens	*Onychogomphus*
Calopteryx virgo	*Onychogomphus forcipatus*
Calopteryx virgo meridionalis	*Onychogomphus uncatus*
Calopteryx xanthostoma	*Orthetrum albistylum*
Ceriagrion tenellum	*Orthetrum brunneum*
Chalcolestes viridis	*Orthetrum cancellatum*
Coenagrion mercuriale	*Orthetrum coerulescens*
Coenagrion puella	*Orthetrum coerulescens coerulescens*
Coenagrion pulchellum	*Oxygastra curtisii*
Coenagrion scitulum	*Platycnemis acutipennis*
Cordulegaster bidentata	*Platycnemis latipes*
Cordulegaster boltonii	*Platycnemis pennipes*
Cordulia aenea	*Pyrrhosoma nymphula*
Crocothemis erythraea	*Somatochlora flavomaculata*
Enallagma cyathigerum	*Somatochlora metallica*
Erythromma lindenii	*Stylurus flavipes*
Erythromma najas	*Sympecma fusca*
Erythromma viridulum	*Sympetrum danae*
Gomphus graslinii	*Sympetrum fonscolombii*
Gomphus pulchellus	*Sympetrum meridionale*
Gomphus simillimus	*Sympetrum sanguineum*
Gomphus vulgatissimus	*Sympetrum striolatum*
Hemianax ephippiger	*Trithemis annulata*
Ischnura elegans	

- Variables environnementales

Les variables environnementales sélectionnées pour les modèles se divisent en deux catégories : les variables climatiques et les variables d'occupation du sol ou de topographie.

Les variables climatiques utilisées proviennent des simulations ALADIN52 (CNRM 2014) obtenues sur le site de Météo France DRIAS (http://www.drias-climat.fr/). Les données sont à la résolution de 8 Km et les différents indices sont des moyennes mensuelles. La période du présent est définie par les

années de 1991 à 2020 et les horizons futurs sont définis comme suit : Horizon 1 (H1) = 2021–2050, Horizon 2 (H2) : 2041–2070 et Horizon 3 (H3) : 2071–2100. Ces horizons ont été définis d'après les recommandations de Météo–France, qui préconisent pour ce type de données une durée de 30 ans afin de lisser les « bruits » dus aux simulations climatiques (OUZEAU *et al.*, 2014). Les simulations contiennent pour les années 2006–2020 des données prédites du scénario RCP 8.5 (hypothèse que la période présente se dirige vers ce scénario) et les données de 1991 à 2006 sont des simulations avec des données historiques. Pour chaque horizon, un scénario climatique RCP (Profils représentatifs d'évolution de concentration) est associé. Pour nos modèles, ils sont au nombre de trois et représentent chacun une trajectoire différente d'émissions et de concentrations de gaz à effet de serre, d'ozone et d'aérosols. Ces trajectoires sont modélisées à partir de différents scénarios d'évolutions socio–économiques (adaptation, réduction, stabilisation ou dépassement).

Dans une première étape, une série d'indices a été sélectionnée, parmi les plus susceptibles d'être importants pour les différentes espèces d'odonates. Ces indices mensuels ont ensuite été moyennés suivant sur l'année entière ou sur deux périodes de l'année :

- la phase où les individus sont principalement présents sous leur forme larvaire notée par convention « hiver » dans le nom des variables et qui comprend la période automnale et hivernale.
- la phase où les individus peuvent être présents sous leur frome d'imago notée par convention « été » dans le nom des variables qui comprend les saisons printemps et été.

Les variables d'occupation du sol ont été calculées à partir du CES Occupation des sols » (OSO) produit à partir d'images satellites (2019) d'une résolution de 25 m. Les 23 catégories ont été fusionnées en 11 catégories. Les variables sélectionnées pour les modèles sont les surfaces urbaines, les forêts (résineux et feuillus), les surfaces des cultures et les surfaces de prairies exprimées en pourcentage de couverture sur un pixel de 1 Km².

Les variables d'occupation du sol des milieux humides proviennent pour les plans d'eau de la BD TOPO ® Version 2.0. Ont été calculés par maille de 1km² le nombre de plan d'eau ainsi que la surface totale des plans d'eau. Les linéaires d'eau ont été déclinés en trois catégories petit, moyen et grand suivant l'importance du débit et exprimé en longueur total de linéaire d'eau par maille de 1 km².

La variable topographique sélectionnée est l'altitude (données IGN) (calculée à partir du modèle numérique de terrain, BD ALTI® Version 2.0).

Afin de limiter les corrélations entre les variables sélectionnées qui peuvent influencer les résultats des modèles, un test de corrélation de Spearman (p=0.05) a été réalisé entre chacun de ces indices (Fig. 143). Des variables corrélées entre elles ont cependant été conservées comme recommandé par (BRAUNISCH *et al.*, 2013) car les évolutions futures de chacune de ces variables peuvent être importantes pour les répartitions prédites. Toutes les variables ont été utilisées pour les modèles généraux des 68 espèces étudiées. En plus de ces modèles, des modèles spécifiques pour les trois espèces rares et patrimoniales des leucorrhines ont été créés. Pour cela seulement certaines variables ont été sélectionnées parmi celles présentes dans les modèles généraux : les variables de linéaires d'eau ainsi que des degrés–jours supérieurs à 30°C ont été enlevés pour ces modèles. Les Leucorrhines étudiées sont en effet connues pour être présentes dans des milieux lagunaires et la variable des degrés–jours supérieurs à 30°C montrait peu de variations pour la période présente dans la zone d'étude restreinte pour ces modèles.

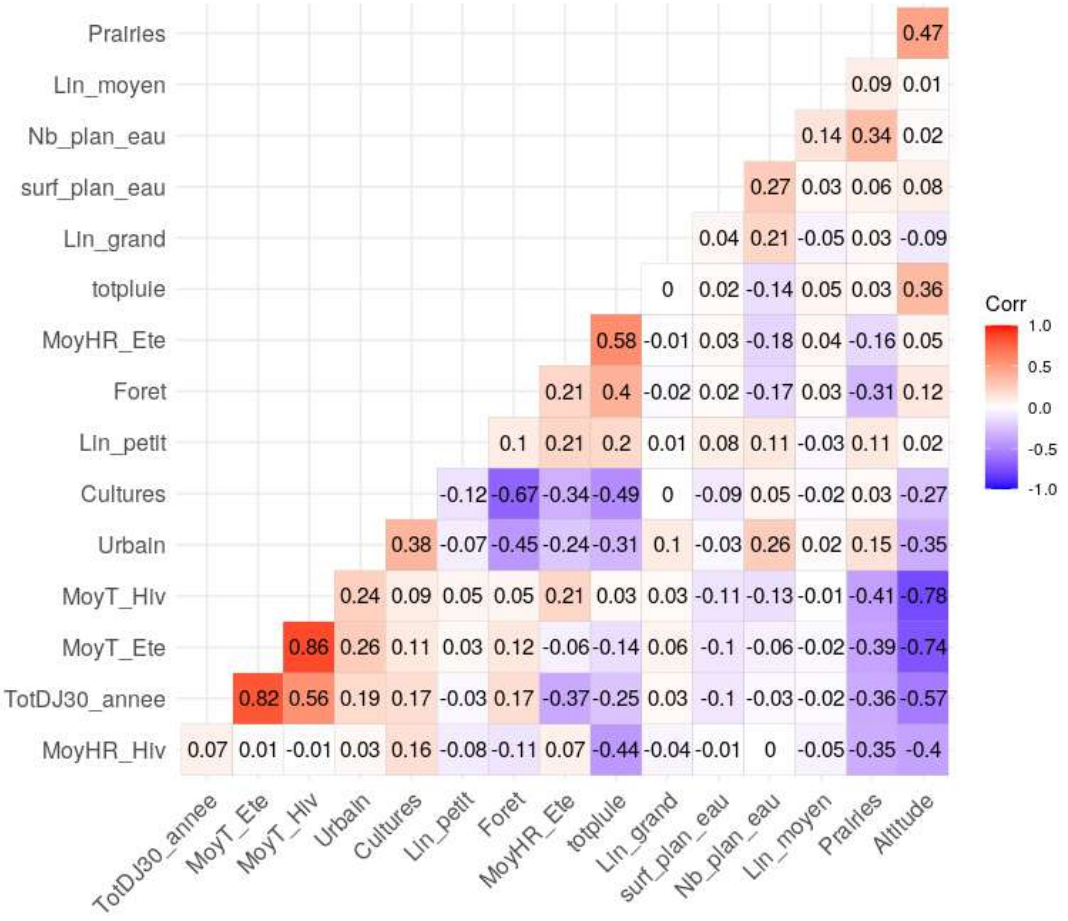


Fig. 143. Table des corrélations de Spearman sur les variables utilisées pour les modèles

Les variables climatiques sélectionnées évoluent suivant les différents scénarios et horizons utilisés pour l'étude du changement climatique. L'humidité relative (HR) en été pour le présent montre que les zones côtières, le massif central, ainsi que le département des Pyrénées-Atlantiques ont une humidité relative plus élevée que le reste de la zone d'étude (Fig. 144). Ce schéma spatial se retrouve dans les scénarios et horizons futurs. En revanche, les valeurs d'humidité relative observées évoluent fortement suivant les cas. Pour tous les scénarios à l'horizon H1 les différences avec le présent sont minimes. Pour les autres horizons, une baisse globale de l'humidité relative est observée principalement en plaine. Le scénario RCP 8.5 montre le plus fort contraste avec le présent aux horizons H2 et H3 : dans le massif central l'humidité relative au présent est d'environ 80-85% tandis qu'il est de 65-70% pour l'horizon H3.

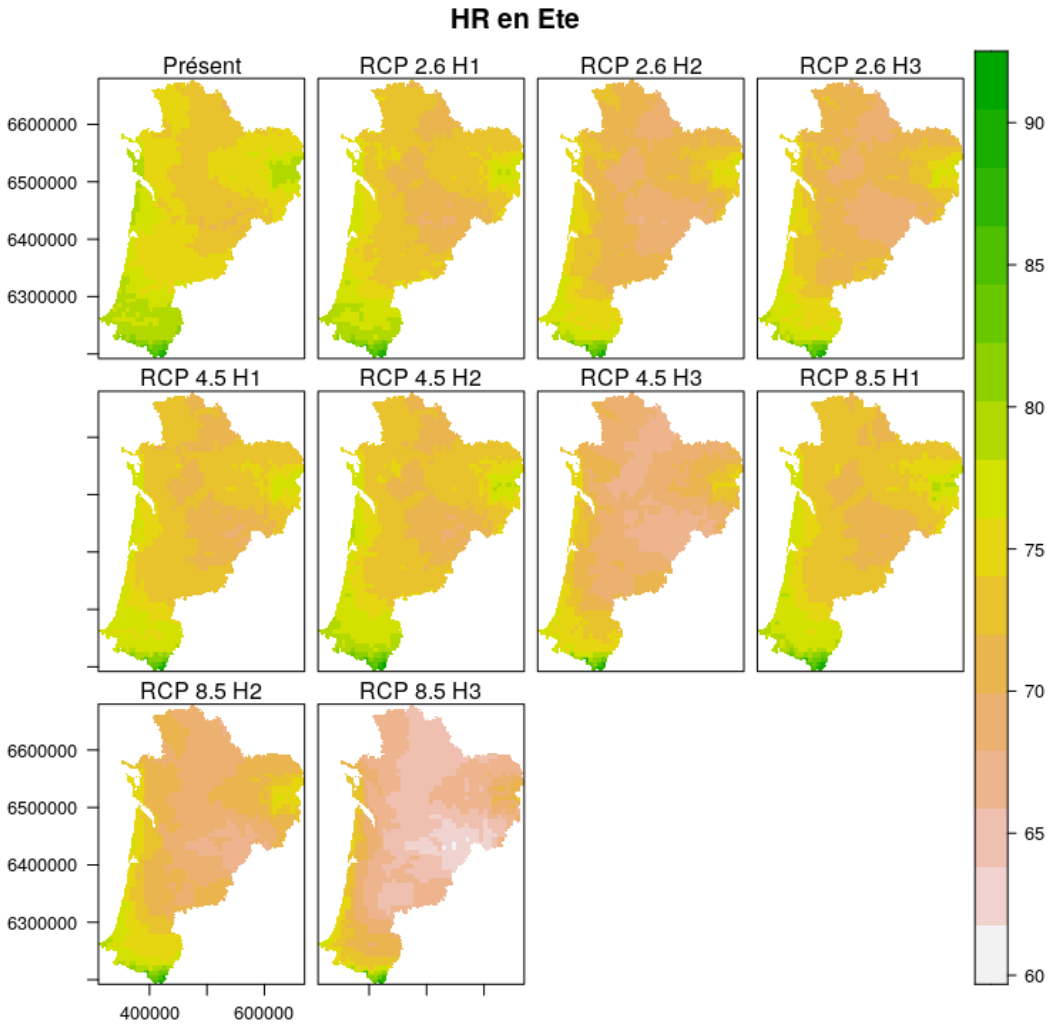


Fig. 144. Évolution de la variable humidité relative (printemps-été) pour les différents scénarios-horizons

L'humidité relative (HR) en hiver (automne-hiver) pour le présent montre ainsi que le département des Pyrénées-Atlantiques à l'exception des Pyrénées ont une humidité relative moins élevée que le reste de la zone d'étude avec des valeurs d'environ 75%-80% d'humidité (Fig. 145). Ce schéma spatial se retrouve dans les scénarios et horizon futurs. En revanche, les valeurs d'humidité relative observées évoluent fortement suivant les cas. Pour tous les scénarios à l'horizon H1 les différences avec le présent sont minimes. Pour les autres horizons, une baisse globale de l'humidité relative est observée principalement en plaine. Le scénario RCP 8.5 montre le plus fort contraste avec le présent aux horizons H2 et H3 en particulier dans le département de la Dordogne : l'humidité relative au présent est d'environ 82% tandis qu'elle est de 78% pour l'horizon H3. Les écarts sont cependant moins importants que pour la période été.

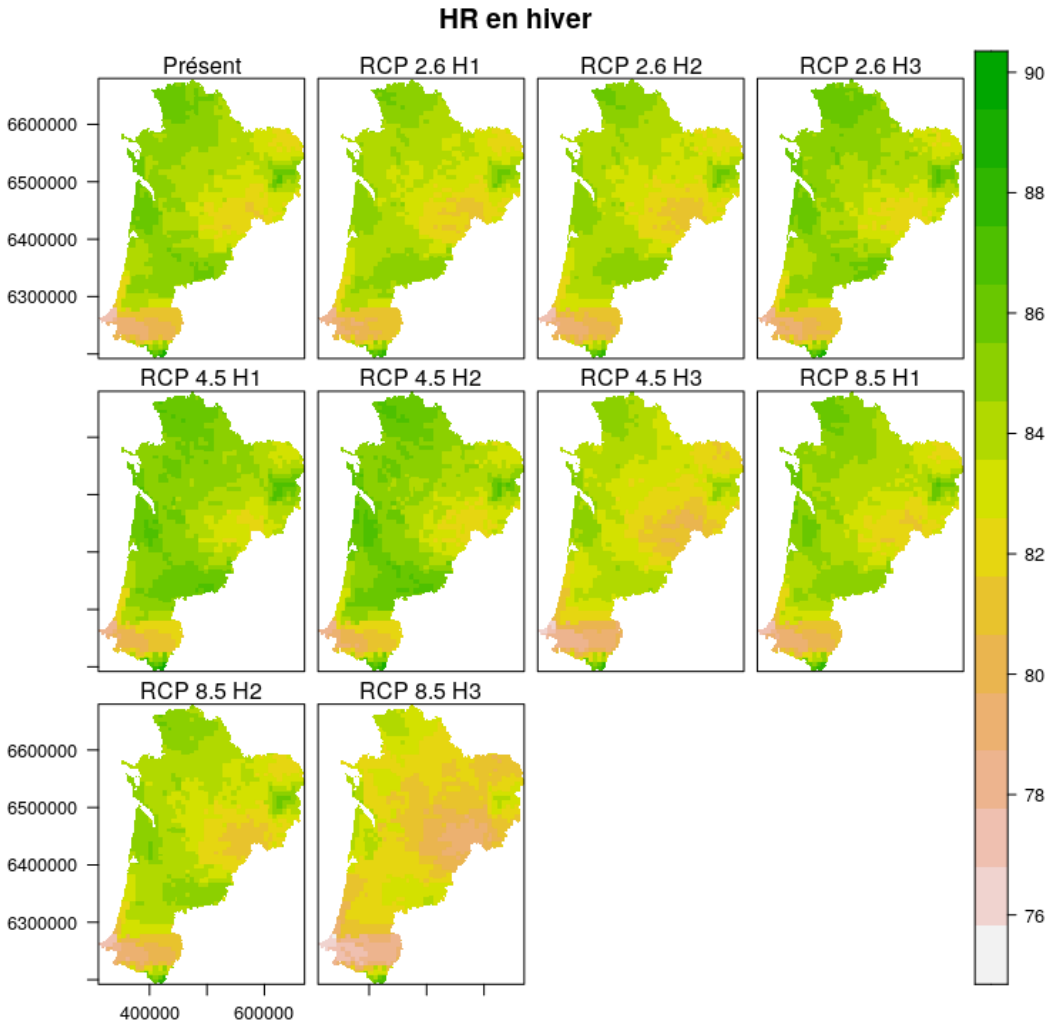


Fig. 145. Évolution de la variable humidité relative (automne-hiver) pour les différents scénarios-horizons

La température moyenne en été (printemps-été) pour le présent montre ainsi que les deux massifs montagneux ont une température moyenne moins élevée que le reste de la zone d'étude avec des valeurs d'environ 10°C (Fig. 146). Les départements de la Vienne et des Deux-Sèvres sont aussi moins chauds que l'ancienne région Aquitaine avec des températures moyenne d'environ 16°C contre 18-19°C. Ce schéma spatial se retrouve dans les scénarios et horizons futurs. En revanche, les valeurs de température relative observées évoluent fortement suivant les cas. Pour tous les scénarios à l'horizon H1 les différences avec le présent sont minimes. Pour les autres horizons, une diminution globale de l'humidité relative est constatée. Le scénario RCP 8.5 montre le plus fort contraste avec le présent aux horizons H2 et H3 en particulier avec une répartition des températures plus uniforme sur le territoire. Dans le massif central les moyennes de températures sont d'environ 18°C.

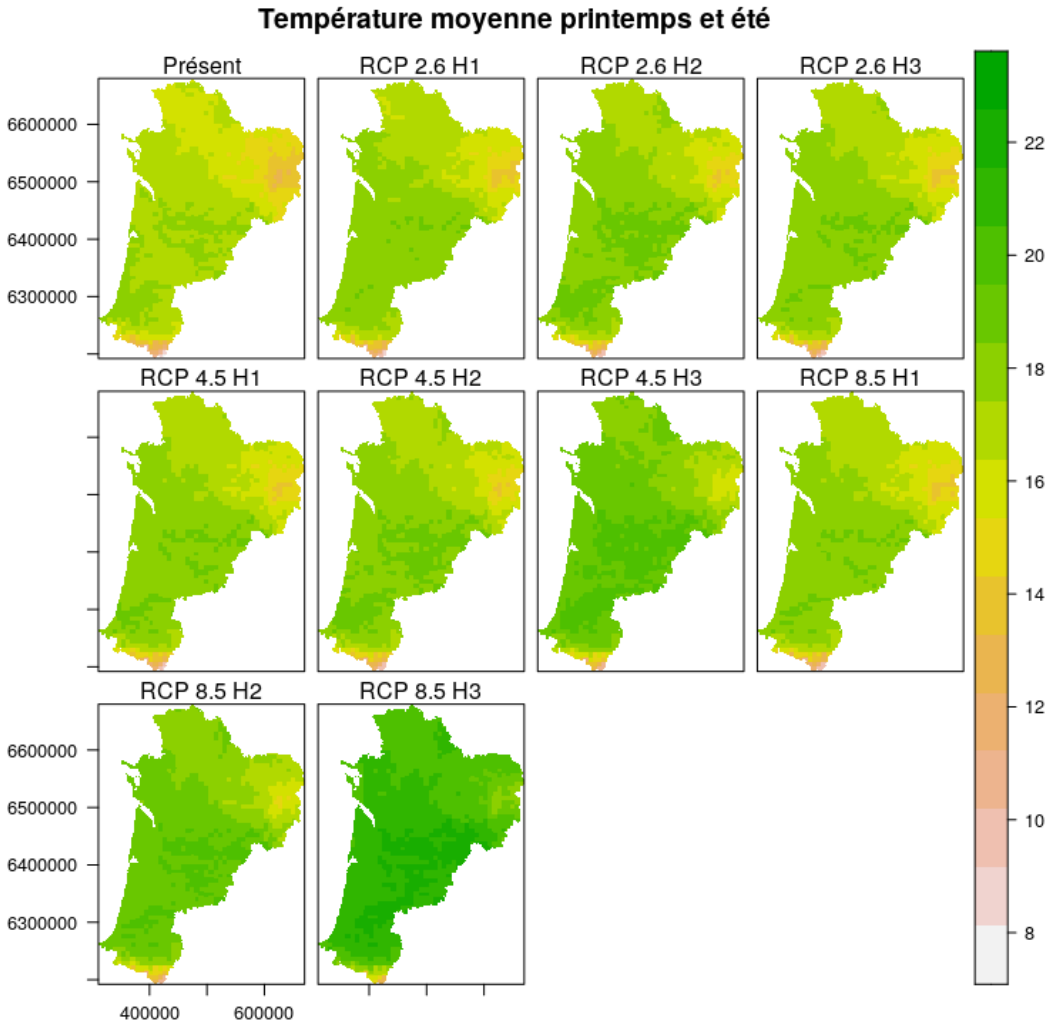


Fig. 146. Évolution de la variable température moyenne été (printemps-été) pour les différents scénarios-horizons

La température moyenne en hiver (automne-hiver) pour le présent montre que les deux massifs montagneux ont une température moyenne moins élevée que le reste de la zone d'étude avec des valeurs d'environ 2-4°C (Fig. 147). Les températures moyennes les plus élevées sont observées dans les zones côtières avec une moyenne d'environ 10-12°C. Les valeurs de température observées évoluent fortement suivant les scénarios-horizons. Pour tous les scénarios à l'horizon H1 les différences avec le présent sont minimes. Pour les autres horizons, une augmentation globale de la température est observée. Le scénario RCP 8.5 montre le plus fort contraste avec le présent aux horizons H2 et H3 en particulier avec une répartition des températures plus uniforme sur le territoire. Dans le massif central les moyennes de températures sont d'environ 7-8°C et de 14°C sur la côte atlantique (H3).

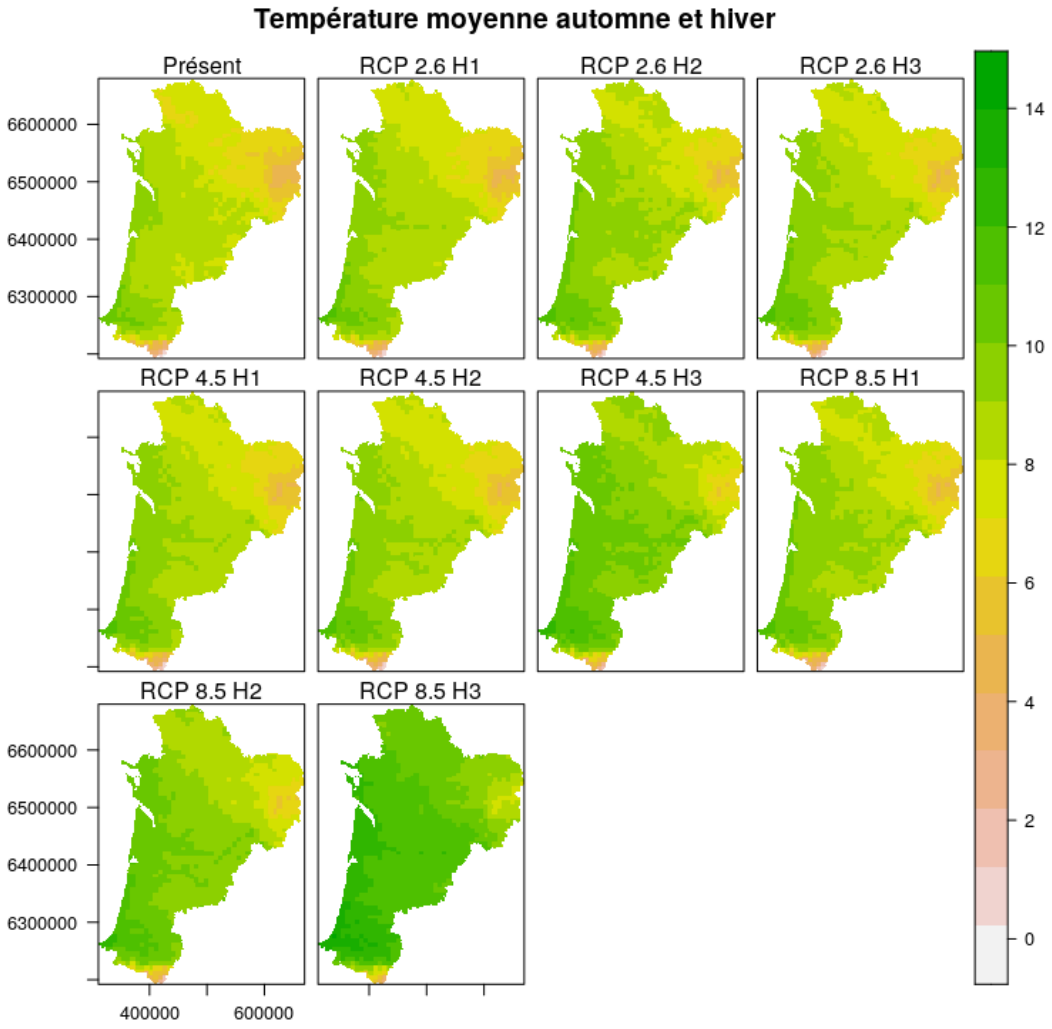


Fig. 147. Évolution de la variable température moyenne hiver (automne-hiver) pour les différents scénarios-horizons

Les degrés-jours cumulés sur l'année pour le présent montrent des valeurs plutôt uniformes sur l'ensemble de la zone d'étude avec les Landes et le nord-est de la Gironde qui cumulent le plus de degrés (environs 10 degrés-jours) ; (Fig. 148). Les degrés-jours les moins élevés sont observés dans les zones montagneuses avec des valeurs cumulées de 0 degrés-jours. Si une augmentation est constatée pour tous les scénarios-horizons, un contraste très important apparait pour le RCP 8.5 H3. Les valeurs entre le scénario RCP 4.5 H3 et le RCP 8.5 H2 sont similaires avec des valeurs d'environ de 20 à 40 degrés-jours en plaine. Le scénario RCP 8.5 montre une répartition des degrés-jours moins uniforme sur le territoire avec des cumuls allant jusqu'à 100 degrés-jours dans les Landes, la Gironde ou la Dordogne. Les zones côtières et montagneuses cumulent le moins de degrés-jours avec des valeurs 10 degrés-jours pour la côte et le massif central ainsi que des valeurs d'environ 5 degrés-jours dans les Pyrénées.

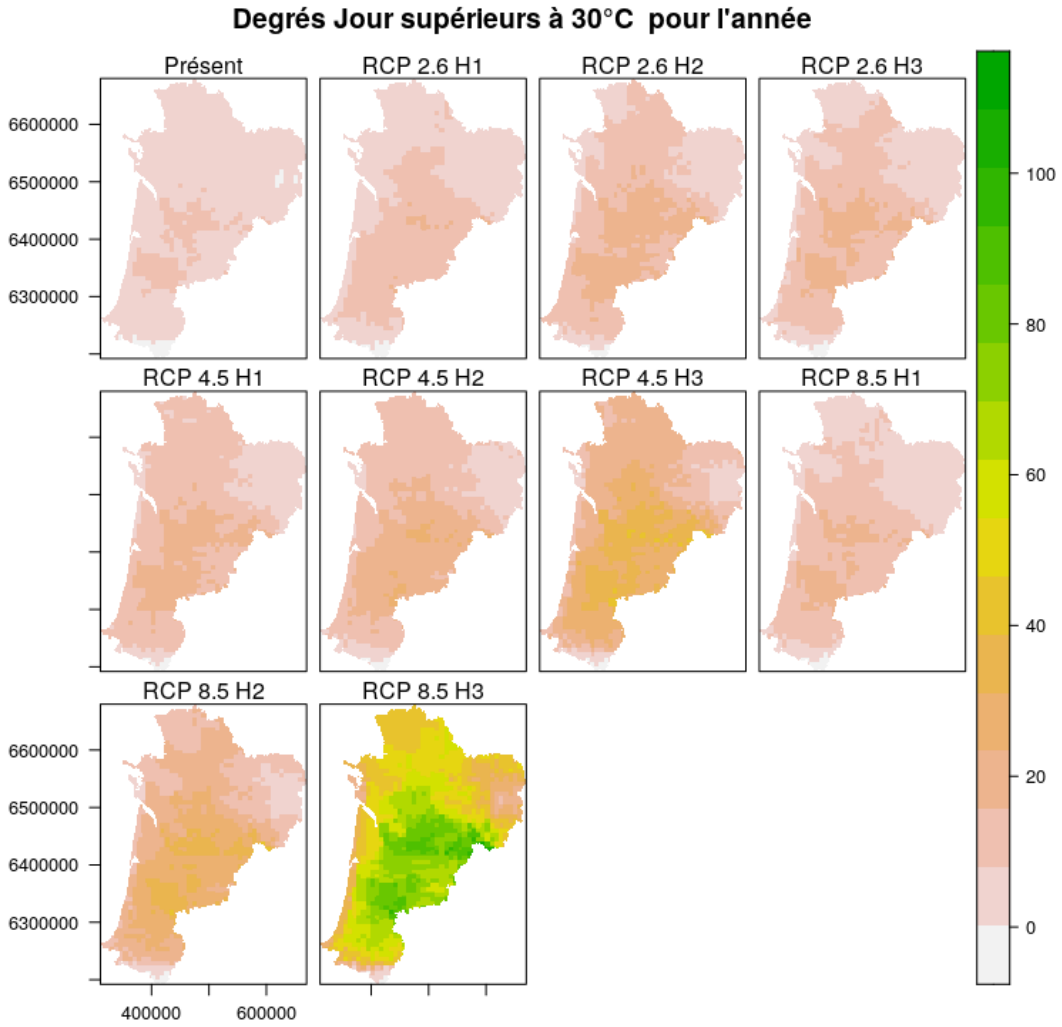


Fig. 148. Évolution de la variable degrés-jours supérieur à 30°C (année) pour les différents scénarios-horizons

Les précipitations sur l'année pour le présent sont plus importantes dans la zone sud de la région (Pays Basque et massif pyrénéen) avec des valeurs de 1500mm à 2500mm (Fig. 149). Les Landes ainsi que le Massif Central reçoivent des précipitations intermédiaires d'environ 1000mm à 1500mm de pluie par année. Si une diminution est constatée pour tous les scénarios-horizons le schéma spatial observé au présent reste de manière générale conservé. Pour le RCP 8.5 à l'horizon H3, le Pays Basque ne reçoit plus qu'environ 1300mm de pluie et la majeure partie du massif central seulement 1000mm. Le reste du territoire en plaine reçoit entre 500mm et 1300mm de pluie par année.

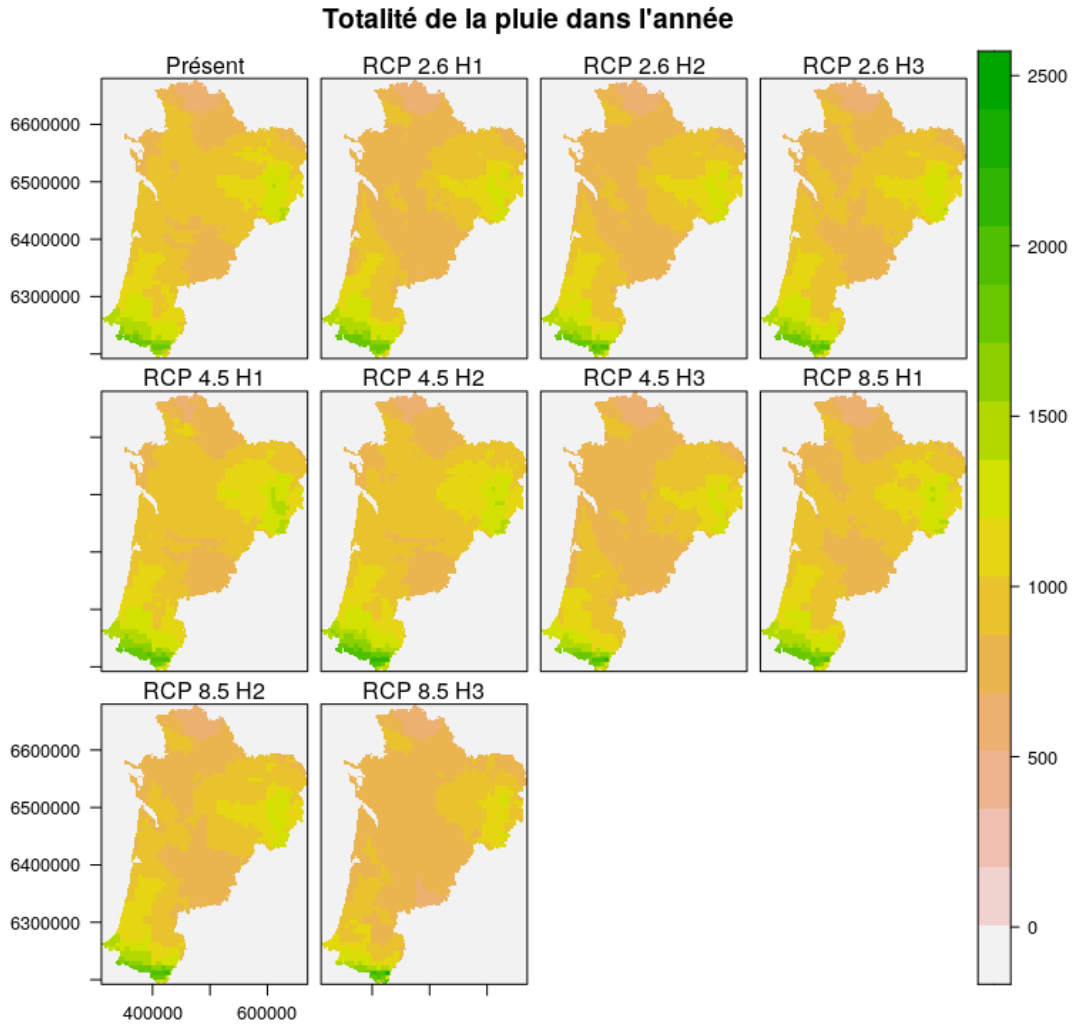


Fig. 149. Évolution de la variable totalité de la pluie (année) pour les différents scénarios-horizons

Les variables d'occupation du sol utilisées montrent de larges zones avec des caractéristiques très différentes (Fig. 150). Les zones de prairies sont situées principalement dans le massif central et le département des Deux-Sèvres. Les zones urbaines sont marquées principalement par les grandes villes de la région avec une densité générale en dehors des villes plus importante dans le pays basque, la Charente-Maritime et plus globalement les bords de l'estuaire de la Gironde et l'agglomération bordelaise. Les zones forestières sont principalement représentées par les forêts landaises ainsi que celles des deux massifs montagneux. Les zones de cultures sont situées en majorité dans l'ancienne région Poitou-Charentes, dans le Lot-et-Garonne ainsi que dans les Pyrénées-Atlantiques en basse altitude. Concernant les milieux humides (Fig. 151), les plans d'eau d'une large surface sont représentés par les lagunes le long de la côte atlantique ainsi que dans une moindre mesure par des plans d'eau dans le massif central. En revanche, le nombre de plans d'eau est particulièrement important dans le marais poitevin puis dans les départements des Deux-Sèvres, la Haute-Vienne et le nord de la Dordogne. Les petits linéaires d'eau sont bien répartis dans la région Nouvelle-Aquitaine avec quelques zones présentant une longueur totale moins importante en Charente et dans le sud de la Vienne principalement. Les linéaires de moyen débit sont présents également sur le territoire et les grands linéaires représentent les principales rivières de la région.

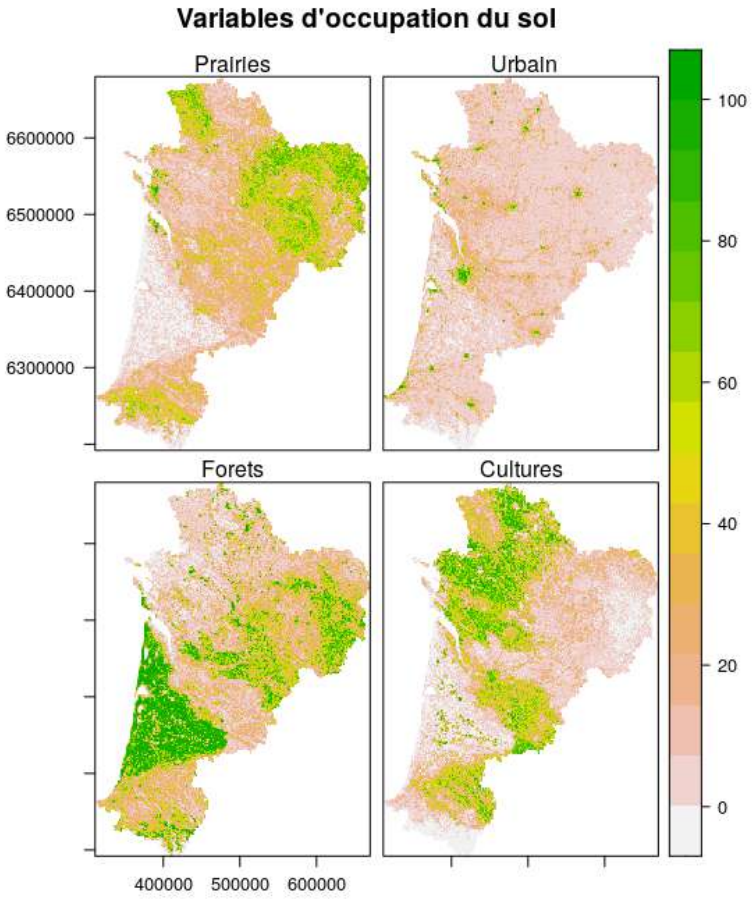


Fig. 150. Variables d'occupation du sol de hors milieu humide

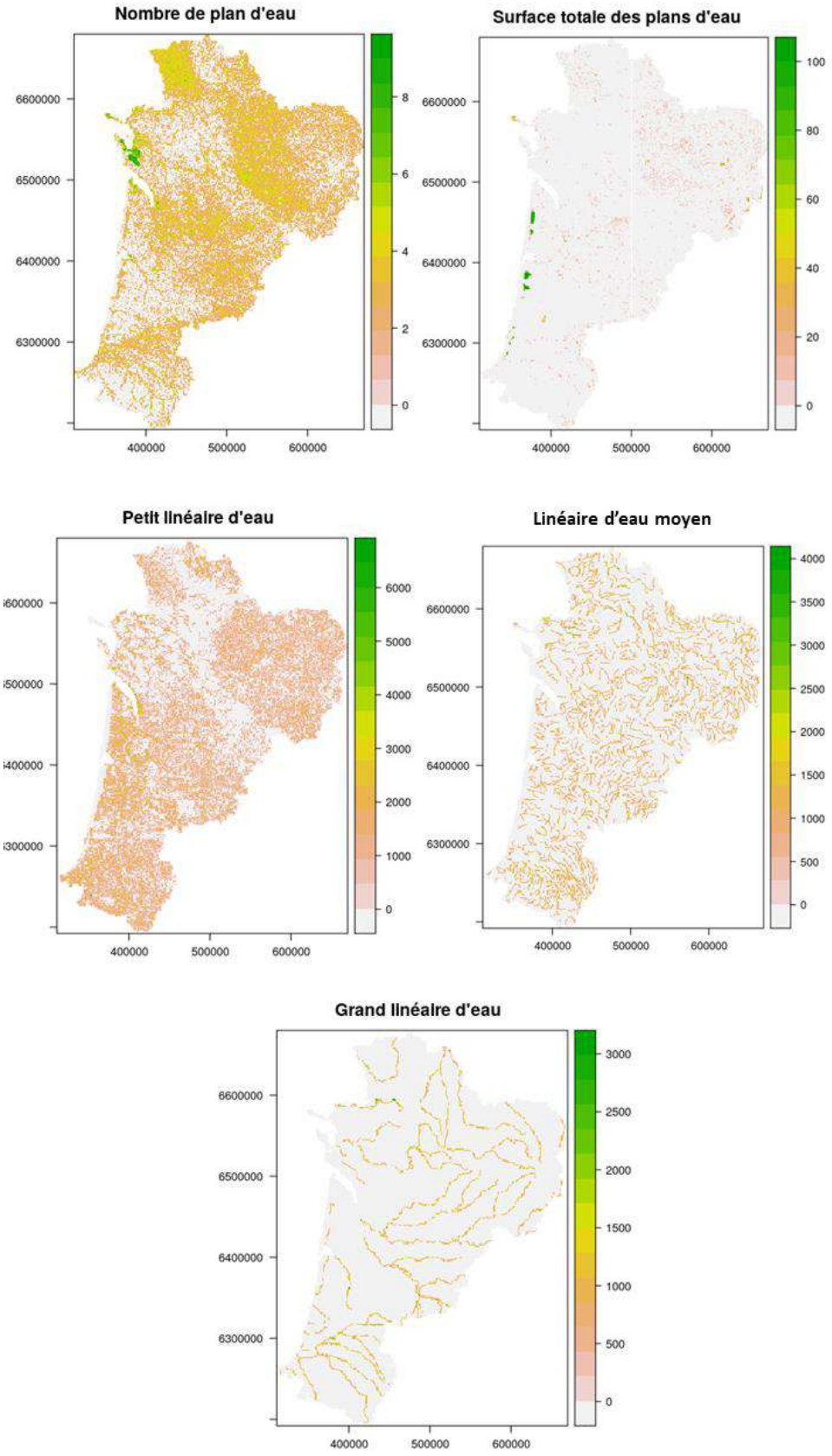


Fig. 151. Variables d'occupation du sol des zones humides

• Modélisation

Toutes les analyses ont été faites avec le logiciel R (version 3.6.3, R CORE TEAM, 2020). Les modèles ont été réalisés avec le package BIOMOD2 (version 3.4.6, (THUILLER *et al.*, 2009) qui permet de faire des modèles d'ensemble à partir de différents algorithmes et simulations. Pour cette étude, les algorithmes GLM, RandomForest et Maxent (PHILLIPS *et al.*, 2006) ont été sélectionnés et pour chaque algorithme trois répétitions ont été effectuées afin d'évaluer la performance (80 % des données pour l'entraînement du modèle et 20% pour l'évaluation). Les points de fond ont été générés aléatoirement sur la zone d'étude Nouvelle-Aquitaine (n=10 000). Afin de limiter les effets du biais d'échantillonnage et de l'autocorrélation, les données d'observation ont été réduites spatialement à l'aide du package spThin version0.2.0 (AIELLO-LAMMENS *et al.*, 2015) dans une fenêtre de 10km. Cette méthode permet d'optimiser le nombre d'observations nécessaire pour les modèles, en gardant le nombre maximum d'observation possible suivant le nombre initial d'observation, leur répartition et la distance souhaitée. Cette méthode permet pour les espèces avec peu d'observations d'en garder un nombre suffisant pour les modèles (> 20 observations) de manière automatique contrairement aux méthodes qui consistent à garder uniquement un certain nombre d'observation par mailles. Le seuil pour la création des modèles d'ensemble a été choisi comme le quantile 0,5 des valeurs TSS des 24 modèles individuels créés. Si tous les modèles ont une valeur TSS inférieure à 0,4 alors aucun modèle d'ensemble n'est créé car les modèles individuels ne sont pas assez performants. Les modèles d'ensemble représentent la moyenne des prédictions des modèles individuels pondérée par la performance de chacun des modèles. Les prédictions pour la région Nouvelle-Aquitaine ont été réalisées pour le présent et pour chaque scénario horizon. Ces prédictions sont exprimées en probabilité relative comprise entre 0 (plus mauvais habitat) et 1 (meilleur habitat). De ces prédictions, des cartes de présence/absence sont aussi créées avec comme seuil TSS (fonction rangesize du package BIOMOD2). Ainsi, le nombre de mailles occupées par les espèces a pu être calculé pour le présent et chaque scénario-horizon. Ces cartes ont aussi été utilisées pour connaître le nombre de mailles passant de présent à absent (perte), d'absent à présent (gain).

Des modèles spécifiques ont été créés pour trois espèces rares et patrimoniales de région Nouvelle-Aquitaine : *Leucorrhinia caudalis, Leucorrhinia pectoralis, Leucorrhinia albifrons.* Ces modèles spécifiques ont pour particularité d'être centrés sur des départements où ces espèces sont présentes : les Landes et la Gironde. Un buffer de 10km a été appliqué afin de prendre en compte toutes les observations de ces espèces. Cependant, certaines observations situées au nord du département de la Vienne n'ont pas été utilisées pour ces modèles.

5.2.2 Suivi des odonates des lagunes sur des sites d'étude dans les Landes de Gascogne

- **Sites d'étude**

Au total, 16 sites sont prospectés, sur lesquels 19 transects sont parcourus (Tab. XXXVIII et Fig. 152) (MALLARD, 2018b). La sélection des sites a été conditionnée par la présence connue de leucorrhines, l'accessibilité et l'accord du propriétaire pour y réaliser les suivis (conventions).

Tab. XXXVIII. Récapitulatif des sites étudiés pour le suivi des odonates.

Département	Site	Commune	Transect	Structure
GIRONDE	Lagune d'Argues	Hourtin (33)	Lagune d'Argues — Transect 1	Cistude Nature
	Landes de Mouchon	Lanton (33)	Landes de Mouchon — Transect 1	Cistude Nature
	Lac des Troupins	Guillos (33)	Lac des Troupins — Transect 1	Cistude Nature
	Lagune des Layats	Louchats (33)	Lagune des Layats — Transect 1	Cistude Nature
LANDES	RNN d'Arjuzanx	Arjuzanx (40)	Bassine SB01	RNCFS Arjuzanx
			Digue vasière	RNCFS Arjuzanx
	Lagune de la Gaudole	Bourriot-Bergonce (40)	Lagune de la Gaudole — Transect 1	Cistude Nature
	Marais du Parias	Callen (40)	Marais du Parias — Transect 1	CPIE Seignanx-Adour
	Lagune de la Tapy	Labrit (40)	Lagune de la Tapy — Transect 1	CPIE Seignanx-Adour
		Vert (40)	Lagune de la Tapy — Transect 2	CPIE Seignanx-Adour
	Lagune de Moutan	Le Sen (40)	Lagune de Moutan — Transect 1	CEN Nouvelle-Aquitaine
	Lagune centrale photovoltaïque	Losse (40)	Centrale photovoltaïque — Transect 1	Cistude Nature
	Lagune de la Matte	Luxey (40)	Lagune de la Matte — Transect 1	CEN Nouvelle-Aquitaine
	Lagune de Put Boué	Sabres (40)	Lagune de Put Boué — Transect 1	CEN Nouvelle-Aquitaine
	Lagune de Garrans	Saugnacq-et-Muret (40)	Lagune de Garrans — Transect 1	Cistude Nature
	Lagune de Castet-Bieilh	Seignosse (40)	Lagune de Castet-Bieilh — Transect 1	RNN de l'Etang Noir
	Lagune de la Joureyre	Sore (40)	Lagune de la Joureyre — Transect 1	CEN Nouvelle-Aquitaine
	Marais du Plata	Sore (40)	Marais du Plata — Transect 1	CPIE Seignanx-Adour
			Marais du Plata — Transect 2	CPIE Seignanx-Adour

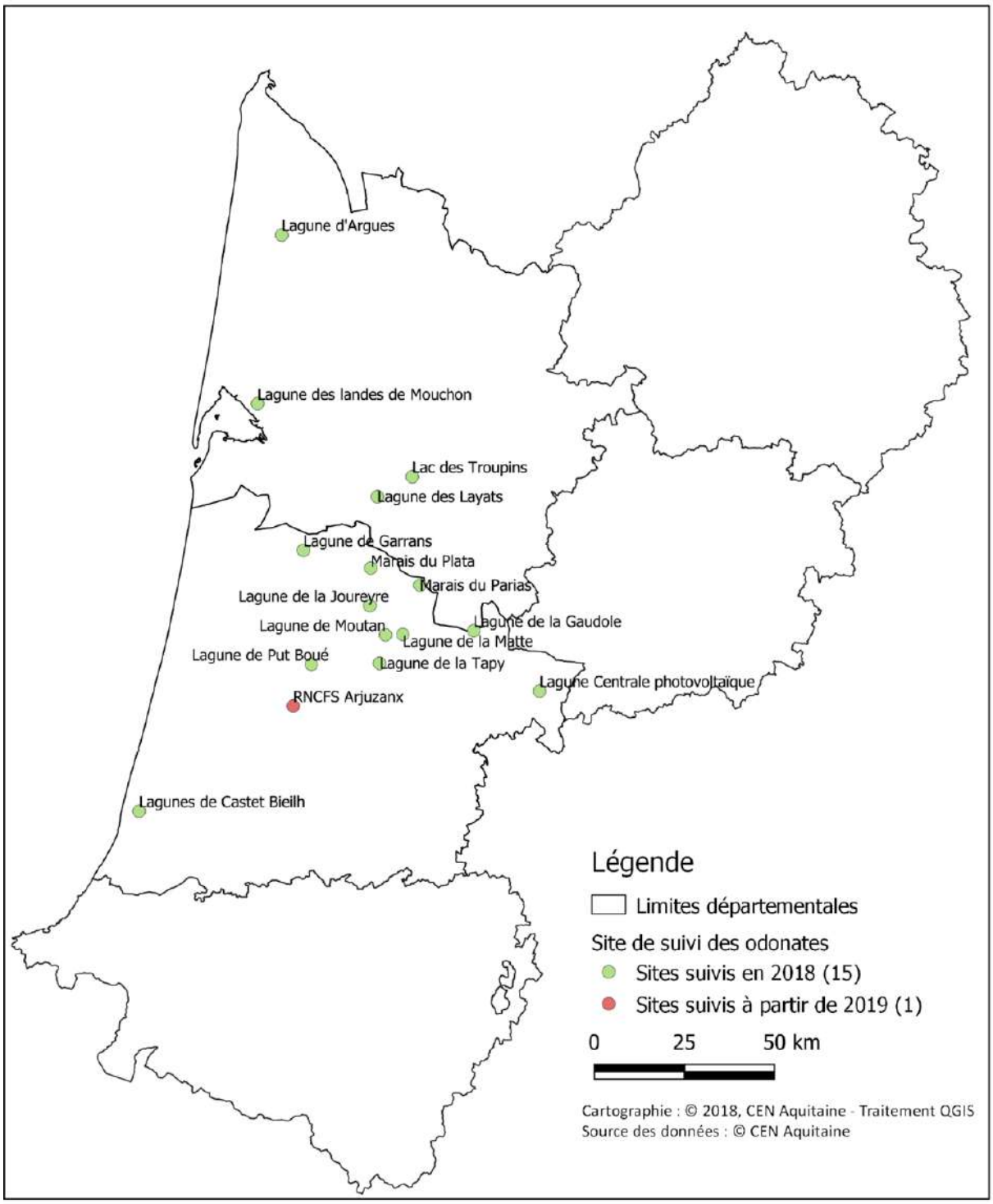


Fig. 152. Sites étudiés pour le suivi des odonates.

- **Méthode d'échantillonnage des individus et identification des espèces**

Le protocole utilisé est une adaptation du protocole STELI (OPIE, 2011), basé sur des transects de 50 mètres de longueur à l'interface eau/berge (MALLARD, 2018a ; MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018b).

L'ensemble des imagos observés ont fait l'objet, dans la mesure du possible, d'une identification à l'espèce. Si du temps d'identification est nécessaire *in situ*, il est déduit des 30 minutes à consacrer au transect (arrêt du chronomètre). Si une identification à l'espèce est impossible, des groupes ont été constitués permettant d'être, malgré tout, plus précis qu'uniquement un nom de genre. Conformément au STELI, neuf passages par site ont été effectués, répartis équitablement entre le printemps et l'été avec un temps minimal de latence de sept jours entre chaque session (Tab. XXXIX, Annexe 10).

La recherche d'exuvies se fait sur les transects utilisés pour les imagos. Une heure doit y être consacrée. Si les suivis imagos et exuvies sont faits le même jour, le suivi des imagos est à réaliser en premier. Trois périodes sont présélectionnées pour mettre ce suivi en œuvre (Tab. XXXIX). Il est essentiellement basé sur la recherche d'exuvies d'anisoptères mais il est aussi possible de collecter celles de zygoptères. Leur collecte est facultative car elles sont souvent beaucoup plus complexes à identifier, voire impossible au rang spécifique. De plus, les zygoptères restent la plupart du temps à proximité des points d'eau qui les ont vus émerger, ce qui permet de les détecter par le transect imagos. À l'inverse, parfois seules les exuvies de certains anisoptères, dont les adultes quittent les sites rapidement après l'émergence, sont retrouvées sur le site sans qu'aucun imago n'ait été observé.

Tab. XXXIX. Périodes devant faire l'objet d'un passage

Saison	Période	Stade	Temps (h)
Printemps	SI1 - 1 mai - 15 mai	Adultes	00:30
	SI2 - 16 mai - 31 mai	Adultes	00:30
	SE1 - 16 mai - 31 mai	Exuvies	01:00
	SI3 - 01 juin - 15 juin	Adultes	00:30
Été	SI4 - 16 juin - 30 juin	Adultes	00:30
	SE2 - 16 juin - 30 juin	Exuvies	01:00
	SI5 - 01 juillet - 15 juillet	Adultes	00:30
	SI6 - 16 juillet - 31 juillet	Adultes	00:30
Automne	SI7 - 01 août - 15 août	Adultes	00:30
	SE3 - 01 août - 15 août	Exuvies	01:00
	SI8 - 16 août - 31 août	Adultes	00:30
	SI9 - 01 septembre - 15 septembre	Adultes	00:30

Les éléments des différents protocoles, exposés dans le rapport 2018 (MALLARD, 2018a), sont présentés ci–dessous.

Transects « imagos » :

- longueur du transect : 50 mètres ;
- suivi réalisé à l'interface eau/berge (mobile et suivant le niveau de l'eau au cours de l'année) ;
- durée du suivi : 30 minutes ;
- comptabiliser les individus sur une bande de 3 mètres : 1,5 mètres à droite et à gauche ;
- détermination à vue, aux jumelles et par capture au filet à papillons ;

- dénombrement précis des individus ou utilisation des classes d'abondance suivantes : 2 à 10, 11 à 50, de 50 à 100, de 100 à 200, plus de 200 ;
- pas de possibilité d'arrêter le chronomètre : en cas de difficultés d'identification, les individus sont conservés pour identification à la fin du suivi puis relâchés sur place ;
- identification au niveau spécifique dans la mesure du possible (niveau 3), le cas échéant, se référer aux niveaux 1 (groupes d'espèces basés principalement sur les couleurs) et niveau 2 (genres ou groupes de deux espèces) (MALLARD, 2018a) ;
- renseigner le comportement (ponte, tandem, cœur copulatoire, comportement d'appétence sexuelle…) et le sexe des individus ;
- lors des passages simultanés adultes/exuvies, réaliser le suivi sur les adultes en premier ;
- respecter un minimum de 7 jours ouvrés entre chaque passage et un maximum de 21 jours ;
- respecter le calendrier saisonnier prévisionnel ;
- respecter les conditions météorologiques et horaires préconisées.

Transects « exuvies :

- longueur du transect : 50 mètres, suivre le transect du protocole « imagos » ;
- suivi réalisé à l'interface eau/berge ;
- durée du suivi : 1 heure ;
- comptabiliser les individus sur une bande de 1 mètre côté berge ;
- ne collecter que les Anisoptères ;
- détermination réalisée en laboratoire à l'aide d'une loupe binoculaire;
- identification à l'espèce dans la mesure du possible (niveau 3), le cas échéant, se référer aux niveaux 1 et 2 définis en 2018 (MALLARD, 2018a) ;
- renseigner, si possible, le sexe des individus ;
- lors des passages simultanés adultes/exuvies, réaliser le suivi sur les exuvies en dernier ;
- respecter le calendrier saisonnier prévisionnel ;
- respecter les conditions météorologiques et horaires préconisées ;
- renseigner la pluviométrie cumulée des trois jours précédents l'échantillonnage.

Hors transect :

- identification des odonates observées en dehors du transect pendant la réalisation de l'un des protocoles ;
- pour éviter les risques de double comptage, seules les espèces non aperçues lors de la réalisation du transect peuvent être prises en compte ;
- renseigner le comportement (ponte, tandem, cœur copulatoire, comportement d'appétence sexuelle…) et le sexe des individus.

Ces informations « hors transect » pourront apporter des compléments utiles quant à la caractérisation des cortèges d'odonates qui accompagnent les Leucorrhines, notamment dans le cas d'espèces présentes sur le site mais non-détectées lors des transects.

• Détermination des cortèges d'espèces

Un système de notation attribue à chaque espèce 1 point par an lorsqu'elle est détectée à l'état d'imago sur un site (soit 3 points maximum par espèce en 2020) (Annexe 9). Les individus observés sur les sites en dehors des transects sont pris en compte à cette étape. En 2018, 2019 et 2020, 16 sites ont été prospectés dont 1 qui n'a que deux années de suivi (RNN d'Arjuzanx – 2019, 2020). Une espèce vue en 2018, 2019 et 2020 sur l'ensemble des sites cumule donc 47 points, soit une présence de 100%. Les espèces ayant une présence comprise entre 75 et 100% sont considérées comme constitutives du cortège odonatologique.

Trois cortèges sont ainsi définis :

- Le cortège des lagunes, calculé sur l'ensemble des sites étudiés (16 sites = 47 points maximum par espèce) ;
- Le cortège de *Leucorrhinia albifrons*, calculé sur les sites où l'espèce a été vue en 2018, 2019 ou 2020 (11 sites = 33 points maximum par espèce) ;
- Le cortège de *Leucorrhinia pectoralis*, calculé sur les sites où l'espèce a été vue en 2018, 2019 ou 2020 (3 sites = 9 points maximum par espèce).

5.3 Résultats

5.3.1 Répartition des espèces d'odonates en région Nouvelle-Aquitaine

• Modèles généraux

Les modèles pour les 68 espèces d'odonates ont été réalisés, avec des performances allant de 0,91 à 1 pour l'AUC et de 0,64 à 0,99 pour TSS. Afin d'étudier les variables les plus importantes dans l'ensemble des modèles, la contribution de chacune a été classée de la plus importante (rang 1) à la moins importante (rang 16) ; (Fig. 153, Fig. 154, Fig. 155). La variable qui est le plus souvent la plus importante est la variable nombre de plans d'eau (34% des espèces). Pour 49% des espèces cette variable est soit la plus importante soit la deuxième plus importante. Ensuite, la variable des grands linéaires d'eau est pour 22% des espèces l'une des deux variables les plus importantes à égalité avec l'altitude, le pourcentage de cultures et la surface totale des plans d'eau. La variable la moins importante est la température moyenne en été pour 31% des espèces, suivie de l'humidité relative en hiver (15% des espèces et 52% des espèces avec la troisième moins importante), des grands linéaires d'eau (15% des espèces et 40% avec la troisième moins importante) ainsi que le pourcentage de zones urbaines (10% des espèces). Lorsque l'on classifie par rang d'importance les variables uniquement climatiques (de 1 à 6), le total des degrés-jours supérieurs à 30°C est la variable climatique la plus importante pour 34% des espèces et la deuxième plus importante pour 28% des espèces. Cette variable est suivie de la totalité de la pluie tombée dans l'année (22% des espèces au rang 1 et 28% au rang 2). Les deux variables climatiques les moins importantes sont la température moyenne en été ainsi que l'humidité relative en hiver (62% et 59% aux rangs 5 et 6 respectivement).

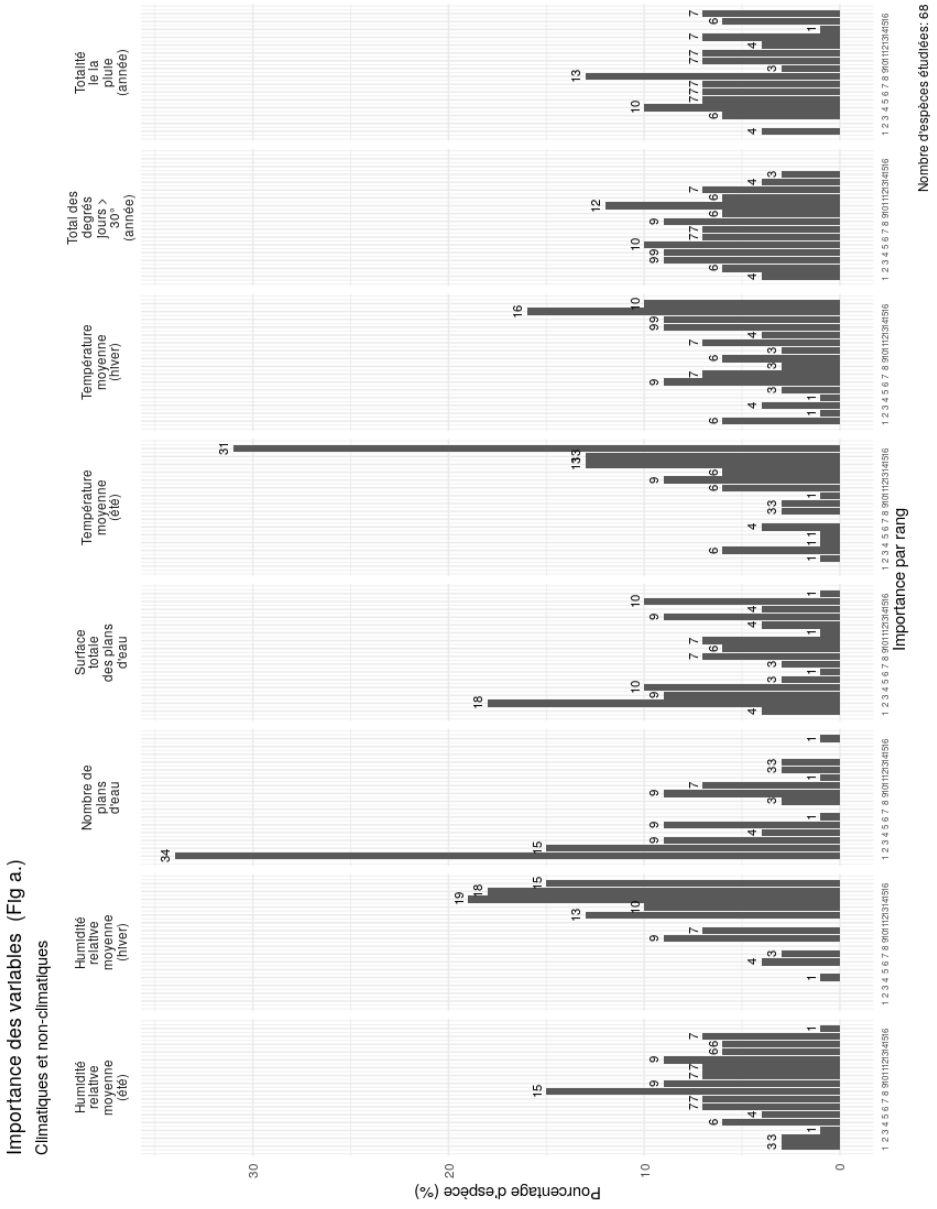


Fig. 153. Importance des variables des modèles odonates généraux (partie a.)

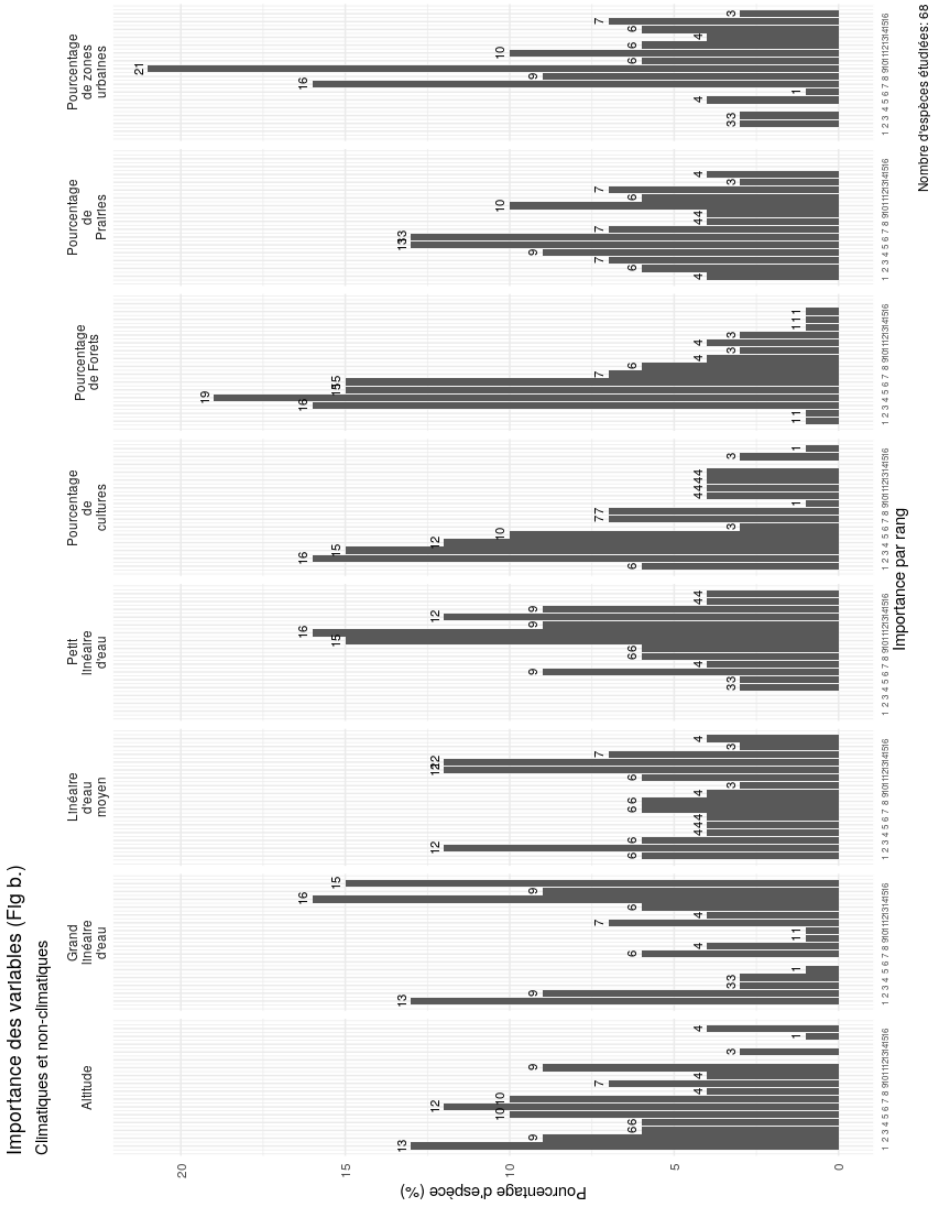


Fig. 154. Importance des variables des modèles odonates généraux (partie b.)

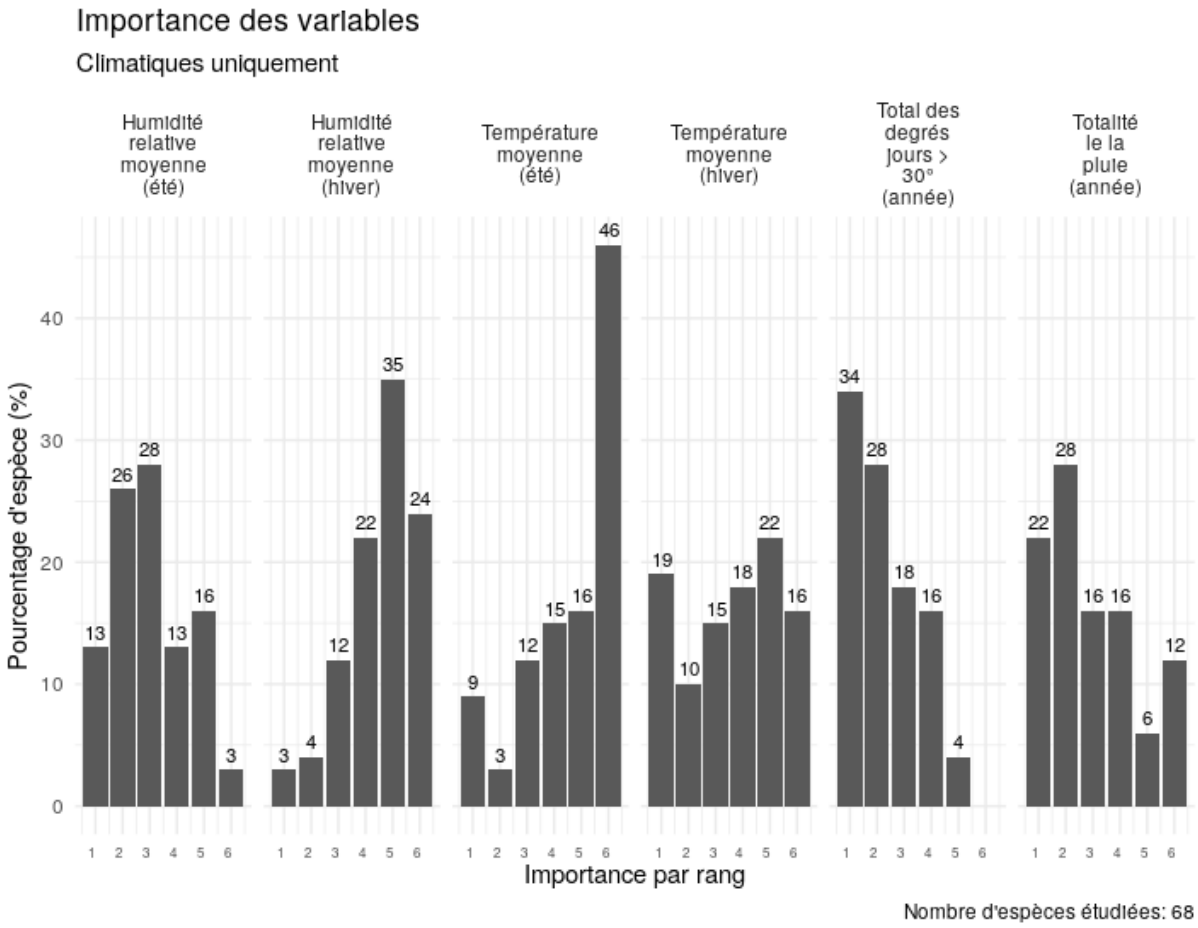


Fig. 155. Importance des variables climatiques uniquement des modèles odonates généraux.

La répartition des habitats des espèces d'odonates étudiées varie grandement en fonction des espèces et des scénarios–horizons étudiés. Certaines espèces gagnent des habitats favorables au court du temps tandis que d'autre subissent une perte de leur habitat (Fig. 156, Fig. 157, Annexe 11, Annexe 12).

Concernant les pertes, le scénario RCP 2.6 présente les pertes les moins importantes avec une seule espèce qui perd entre 75% et 100% de son habitat (horizon H2 *Sympetrum danae* 80%), et 18 espèces qui perdent entre 25% et 75% de leur habitat pour l'horizon H1, 28 espèces pour l'horizon H2 et 23 pour l'horizon H3 (Fig. 156). On remarque que pour ce scénario, l'horizon H2 est celui qui a un effet plus important sur les pertes d'habitat. Les pertes sont plus importantes pour le RCP 4.5 H1 avec un maximum de perte d'environ 85.5% (*Sympetrum danae*) et 25 espèces qui perdent entre 100% et 25% de leur habitat (minimum 30% pour *Gomphus pulchellus*) tandis que pour le RCP 8.5 H1 un maximum de perte de 60% (*Brachytron pratense*) et 23 espèces qui perdent entre 100% et 25% est observé. A l'horizon H2 pour le scénario RCP 4.5 6 espèces perdent entre 75% et 100% de leur habitat (*Sympetrum danae, Calopterygidae, Boyeria irene, Brachytron pratense, Somatochlora metallica, Calopteryx splendens*) et 22 espèces entre 25% et 75% de leur habitat tandis que 9 espèces perdent entre 75% et 100% de leur habitat et 23 espèces entre 25% et 75% de leur habitat (avec une plus forte proportion de perte entre 50% et 75%) pour le scénario RCP 8.5. Pour l'horizon le plus lointain H3 les pertes sont plus importantes pour les deux scénarios avec 14 espèces qui perdent entre 75% et 100% de leur habitat pour le scénario RCP 4.5 (*Sympetrum danae, Calopterygidae, Somatochlora metallica, Brachytron pratense, Aeshna cyanea, Calopteryx splendens, Aeshna grandis, Boyeria irene, Lestes barbarus,*

Gomphus graslinii, Sympecma fusca, Erythromma najas, Libellula quadrimaculata, Oxygastra curtisii) et 19 espèces pour le scénario RCP 8.5 (*Sympetrumdanae, Aeshna grandis, Calopterygidae, Brachytron pratense, Somatochlora metallica* pertes supérieures à 95%). Le nombre d'espèce avec des pertes intermédiaire entre 25% et 75% est plus important pour le scénario RCP 4.5 (19 espèces) que pour le scénario RCP 8.5 (10 espèces).

Pour le scénario RCP 2.6 les gains vont de 50% à 517% à l'horizon H1 par rapport à la répartition au présent (18 espèces avec le maximum pour *Stylurus flavipes* pour une surface potentielle de 120 mailles) ; (Fig. 156, Fig. 157). Pour l'horizon H2 19 espèces présentent des gains d'habitat de 50% à 500% *(Platycnemis latipes* 50% pour une surface potentielle de 11484 mailles et *Coenagrion mercuriale* 482% pour une surface potentielle de 36155 mailles) et 2 espèces des gains de 500% à 1000% avec un maximum à environ 1000% (*Calopteryx splendens splendens* 515% pour une surface potentielle de 19358 mailles, *Stylurus flavipes 572%* pour une surface potentielle de 807 mailles). Pour le dernier horizon ces gains diminuent avec 22 espèces qui ont des gains d'habitat entre 50% et 500%. Ces gains sont amplifiés pour certaines espèces pour les deux scénarios plus pessimistes.

Pour les scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5 les différences avec le présent sont croissantes au cours du temps pour la plupart des espèces. Ainsi les gains à l'horizon H1 sont au maximum de 1247% (une seule espèce : *Stylurus flavipes*) pour le RCP 4.5 et d'environ 942% pour le RCP 8.5 (une seule espèce : *Stylurus flavipes*). 21 espèces montrent des gains d'habitat entre 50% et 500% pour le RCP 4.5 (minimum *Ceriagrion tenellum* avec 52% gain pour une surface potentielle de 28875 mailles et maximum *Orthetrum coerulescens coerulescens* avec 375% pour une surface potentielle de 20096 mailles) et 17 espèces pour leRCP 8.5 (minimum *Gomphus simillimus* avec 69% pour une surface potentielle de 6417 mailles et maximum *Stylurus flavipes* avec 942% pour une surface potentielle de 1617 mailles).

Pour l'horizon H2 une espèce présente un fort gain pour le scénario RCP 4.5 (*Stylurus flavipes*2325% pour une surface potentielle de 2911 mailles) tandis que 24 espèces ont un gain entre 50% et 500% (minimum *Ischnura pumilio* avec 57% pour une surface potentielle de 21959 mailles et maximum *Orthetrum coerulescens coerulescens* avec 484% pour une surface potentielle de 24676 mailles). Pour le scénario RCP 8.5 à l'horizon H2 le gain maximal observé est d'un peu moins de 1500% avec une espèce qui a un gain supérieur à 1000% (*Stylurus flavipe)*. 4 espèces ont un gain entre 500% et 1000% (minimum *Calopteryx haemorrhoidalis avec 556%* pour une surface potentielle de 74633 *mailles, Calopteryx splendens splendens,Coenagrion mercuriale et maximum Platycnemis acutipennis avec* 617% pour une surface potentielle de 79235 mailles) et 15 espèces un gain entre 50% et 500% (minimum *Ischnura pumilio* avec 74% pour une surface potentielle de24369 mailles et maximum *Calopteryx xanthostoma* avec 431% pour une surface potentielle de 67158 mailles).

Pour l'horizon H3 le gain maximal est de 716% pour le RCP 45 (*Calopteryx splendens splendens*) et de 2100% pour le RCP 8.5 avec une espèce qui a un gain supérieur à 1000% d'habitat (*Orthetrum coerulescens coerulescens* 1303% pour une surface potentielle de 18512 mailles). Un gain entre 500% et 1000% est observé pour 5 espèces au scénario RCP 4.5 (minimum *Calopteryx haemorrhoidalis* avec 578% une surface potentielle de 77141 mailles) et pour 8 espèces au scénario 8.5 (minimum *Onychogomphus forcipatus* avec 502% pour une surface potentielle de 71736 mailles et maximum *Calopteryx splendens splendens* avec 784% pour une surface potentielle de 67859 mailles). 17 espèces ont un gain entre 50% et 500% pour le scénario RCP 4.5 (minimum *Ischnura pumilio* avec 71% pour une surface potentielle de 23960 mailles et maxmimum *Calopteryx xanthostoma* avec 464% pour une surface potentielle de 71270 mailles) et 19 espèces pour le scénario RCP 8.5 (minium *Cordulia aenea*

avec 66% pour une surface potentielle de 27411 et maximum *Sympetrum fonscolombii* avec 477% pour une surface potentielle de 85688 mailles).

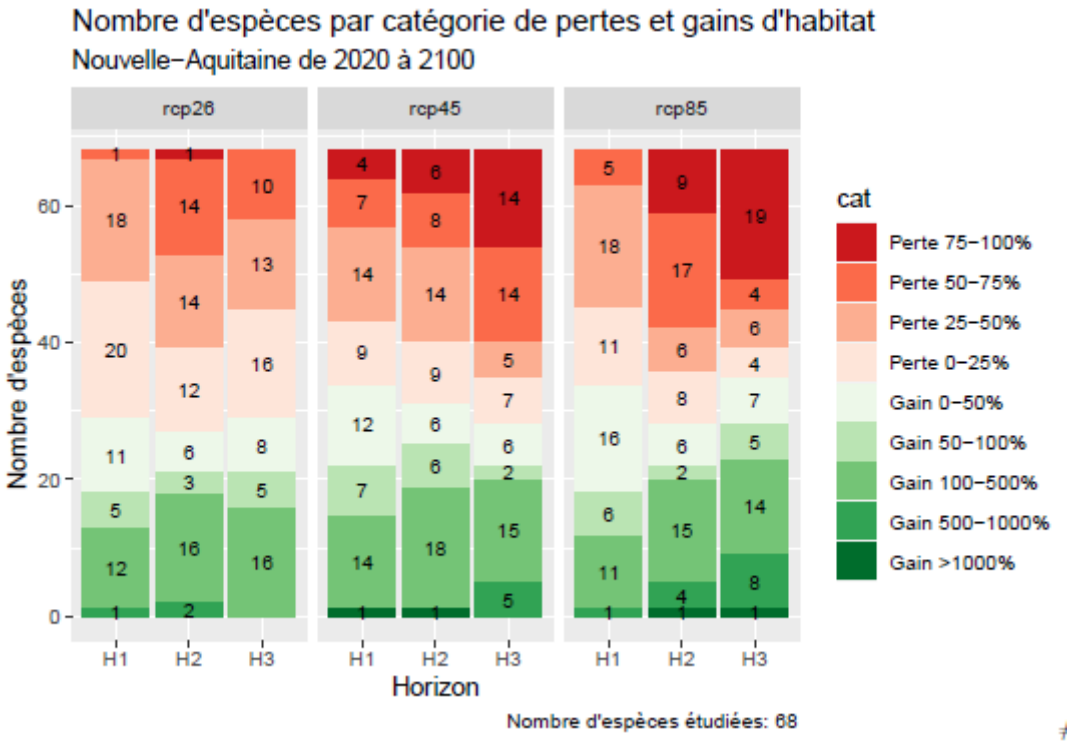


Fig. 156. Nombre d'espèce par catégorie de pertes et gains d'habitat par rapport à la surface d'habitat du présent.

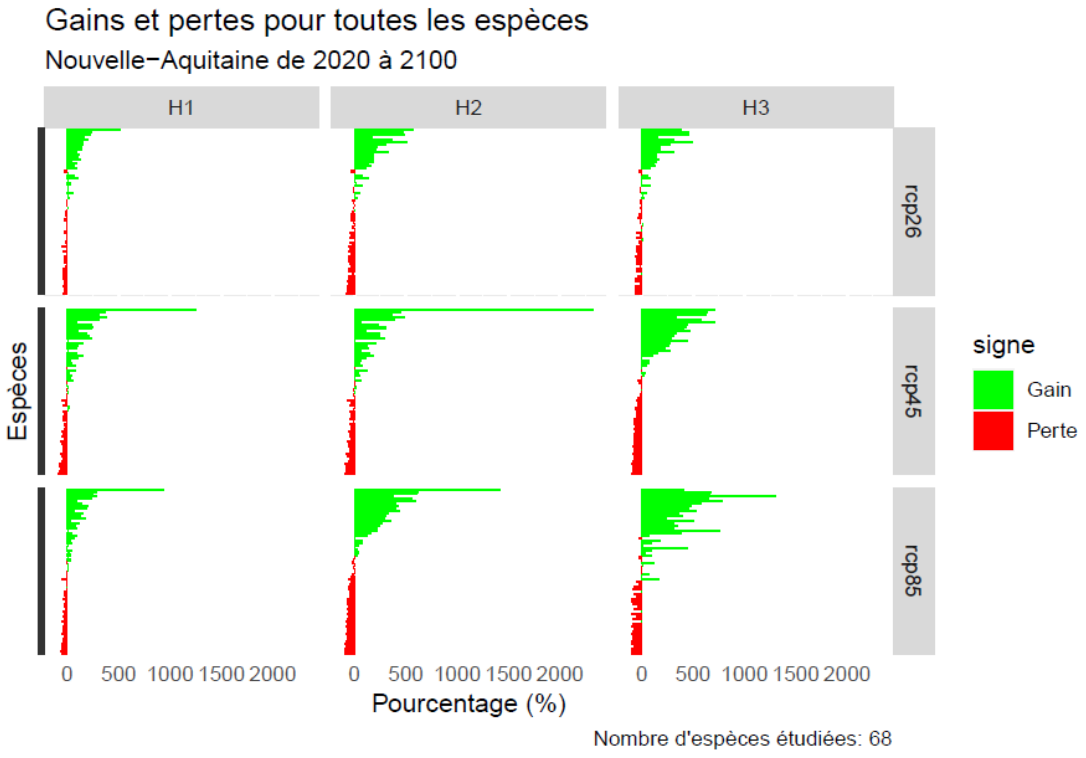


Fig. 157. Gains et pertes d'habitat par rapport à la surface d'habitat du présent pour les 68 espèces étudiées.

La répartition potentielle prédite pour les espèces étudiées dans la zone d'étude Nouvelle-Aquitaine montre de larges changements. En effet, la répartition du nombre de maille des différentes espèces (de la plus rare à la plus répandue) montre que les espèces rares pourront occuper des surfaces moins grandes avec le temps tandis que les espèces les plus répandues pourront occuper des surfaces croissantes du territoire (Fig. 158). Ainsi, au court du temps, la répartition potentielle des espèces ayant les plus petites proportions d'habitat en Nouvelle-Aquitaine après une baisse pour l'horizon H2, remonte à une valeur similaire à celle du présent à l'horizon H3 pour le RCP 2.6. En revanche, les répartitions potentielles pour les espèces avec peu d'habitats favorables en Nouvelle-Aquitaine sont en baisse constante pour les scénarios RCP 4.5 et 8.5. Pour le présent les espèces *Sympetrum danae, Cordulegaster bidentata, Aeshna juncea* et *Stylurus flavipes* sont présentes sur des surfaces de 3220 à 120 mailles tandis que pour le RCP 8.5 H3 les espèces *Aeshna grandis, Sympetrum danae, Gomphus graslinii, Brachytron pratense, Aeshna juncea* et *Calopterygidae* ont une répartition potentielle de 143 mailles à 1 maille. Pour le quantile 25 de la répartition potentielle en Nouvelle-Aquitaine, une baisse continue est observée au cours du temps pour tous les scénarios. La médiane des surfaces favorables aux espèces d'odonates étudiée reste stable au cours du temps pour les trois scénarios. Les surfaces pouvant être occupées par les espèces ayant la plus large part d'habitat favorable en Nouvelle-Aquitaine augmentent au cours du temps. Le quantile 75 des surfaces occupées par les odonates étudiés montre une légère augmentation pour les RCP 2.6 et 4.5 mais une augmentation importante pour le RCP 8.5. Pour le quantile 90 des surfaces d'habitat favorable, on observe une augmentation similaire jusqu'à l'horizon H2. Une baisse est ensuite constatée pour le RCP 2.6 tandis que les deux autres scénarios suivent une trajectoire similaire avec un maximum de répartition potentielle pour le RCP 8.5. Les espèces les plus présentes dans la région étudiée ont dans le présent une répartition totale d'une surface entre 17950 et 22785 mailles (*Coenagrion puella, Ischnura elegans, Cordulegaster boltonii, Ceriagrion tenellum, Orthetrum coerulescens, Chalcolestes viridis, Anax imperator*) tandis que à l'horizon H3 les espèces qui auront la plus grande répartition pourront occuper une surface de plus 81000 mailles, soit presque toute la région pour les espèces *Sympetrum fonscolombii, Cordulega sterboltonii, Platycnemis acutipennis, Chalcolestes viridis, Orthetrumal bistylum, Enallagma cyathigerum, Coenagrion mercuriale, Calopteryx haemorrhoidalis* et *Calopteryx xanthostoma*.

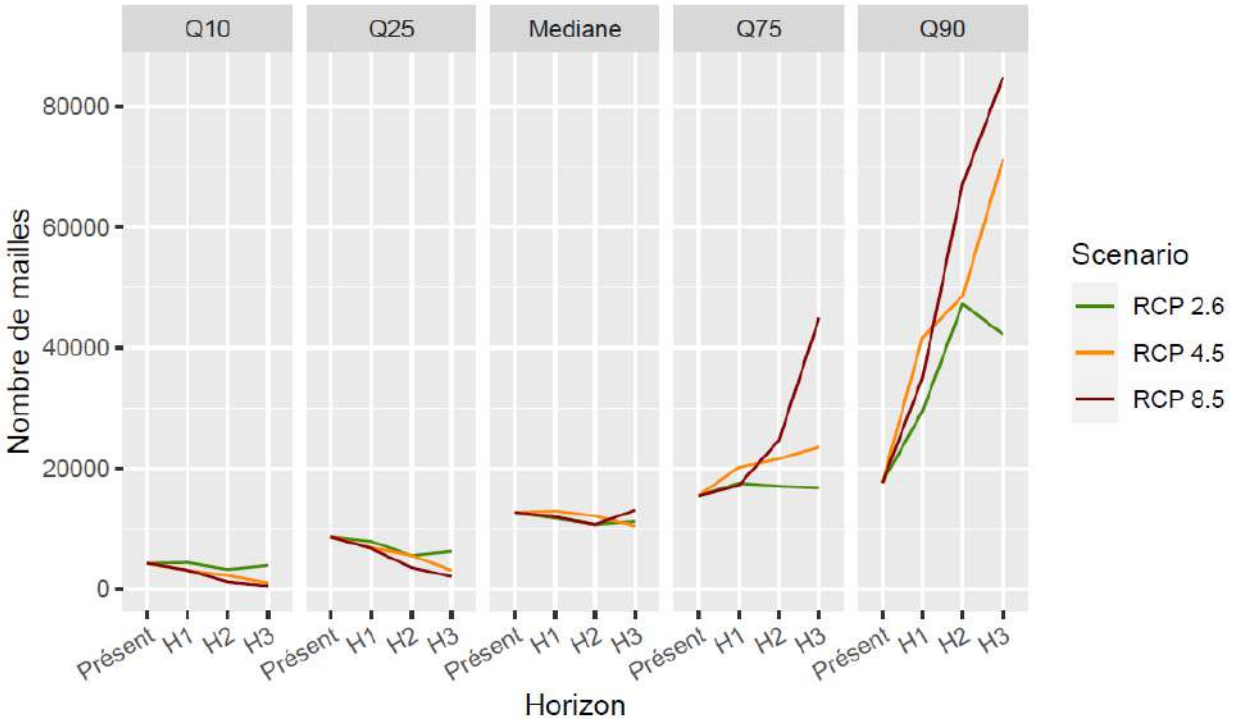


Fig. 158. Évolution de la surface disponible d'habitat favorable en Nouvelle-Aquitaine pour les espèces étudiée.

Cette évolution des répartitions potentielles impacte la répartition spatiale de la diversité des espèces dans la région Nouvelle-Aquitaine pour les différents scénarios et horizons étudiés. Pour la période actuelle, il existe une plus grande diversité des espèces dans l'ancienne région du Limousin, dans les Landes – en particulier le long des cours d'eau – ainsi que dans le marais poitevin dans l'ancienne région Poitou-Charentes (Fig. 159). Un maximum de 59 espèces par maille est observé avec une moyenne sur le territoire de 9.5 espèces par maille.

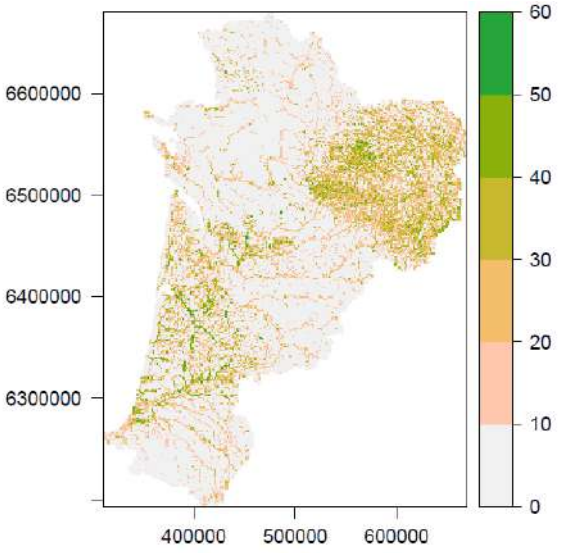


Fig. 159. Nombre d'espèce par maille pour la période présente

Pour le scénario RCP 2.6 les mailles sont en moyenne favorables pour 11,4 espèces pour l'horizon H1, 13,2 pour l'horizon H2 et 12,3 pour l'horizon H3. Le nombre maximal observé reste stable avec respectivement 61, 58, 59 espèces pour qui l'habitat est favorable. Les zones côtières, les Landes ainsi que le Massif Central sont prédites comme ayant les conditions favorables pour le plus d'espèces. La zone centrale de la région devient plus favorable au cours du temps pour de plus nombreuses espèces. Le même schéma est observé pour le scénario RCP 4.5 avec une diversité potentielle par maille qui augmente : en moyenne les mailles sont favorables pour 13,1 espèces pour l'horizon H1, 14,3 pour l'horizon H2 et 16,5 pour l'horizon H3. Le nombre maximal observé diminue avec respectivement 59, 58, 56 espèces pour qui l'habitat est favorable dans une même maille. Les zones côtières, les Landes ainsi que le Massif Central sont prédites comme ayant les conditions favorables pour le plus d'espèces pour les horizons H1 et H2. En revanche, à l'horizon H3 la diversité potentielle des espèces diminue dans le massif central ainsi que pour les mailles situées à l'est des landes. La majorité de la région est prédite comme ayant sur son territoire un climat plus favorable pour un certain nombre d'espèces, donnant une diversité potentielle plus importante sur une grande partie du territoire. Pour le scénario RCP 8.5 la diversité moyenne potentielle par maille augmente au cours du temps : en moyenne les mailles sont favorables pour 12,1 espèces pour l'horizon H1, 16,3 pour l'horizon H2 et 21,1 pour l'horizon H3. Le nombre maximal observé diminue avec respectivement 59, 56, 55 espèces pour qui l'habitat est favorable dans une même maille. Les zones côtières, les landes ainsi que le massif central sont prédites comme ayant les conditions favorables pour le plus d'espèces pour les horizons H1, H2 et H3. À partir de l'horizon H2 la diversité potentielle des espèces augmente encore sur les côtes par rapport au présent. Dès l'horizon H2, la majorité de la région est prédite comme ayant sur son territoire un climat plus favorable pour un certain nombre d'espèces, donnant une diversité potentielle plus importante sur des larges surfaces à l'exception du massif Pyrénéen qui reste avec des habitats favorables simultanément pour une dizaine d'espèces au maximum (Fig. 160).

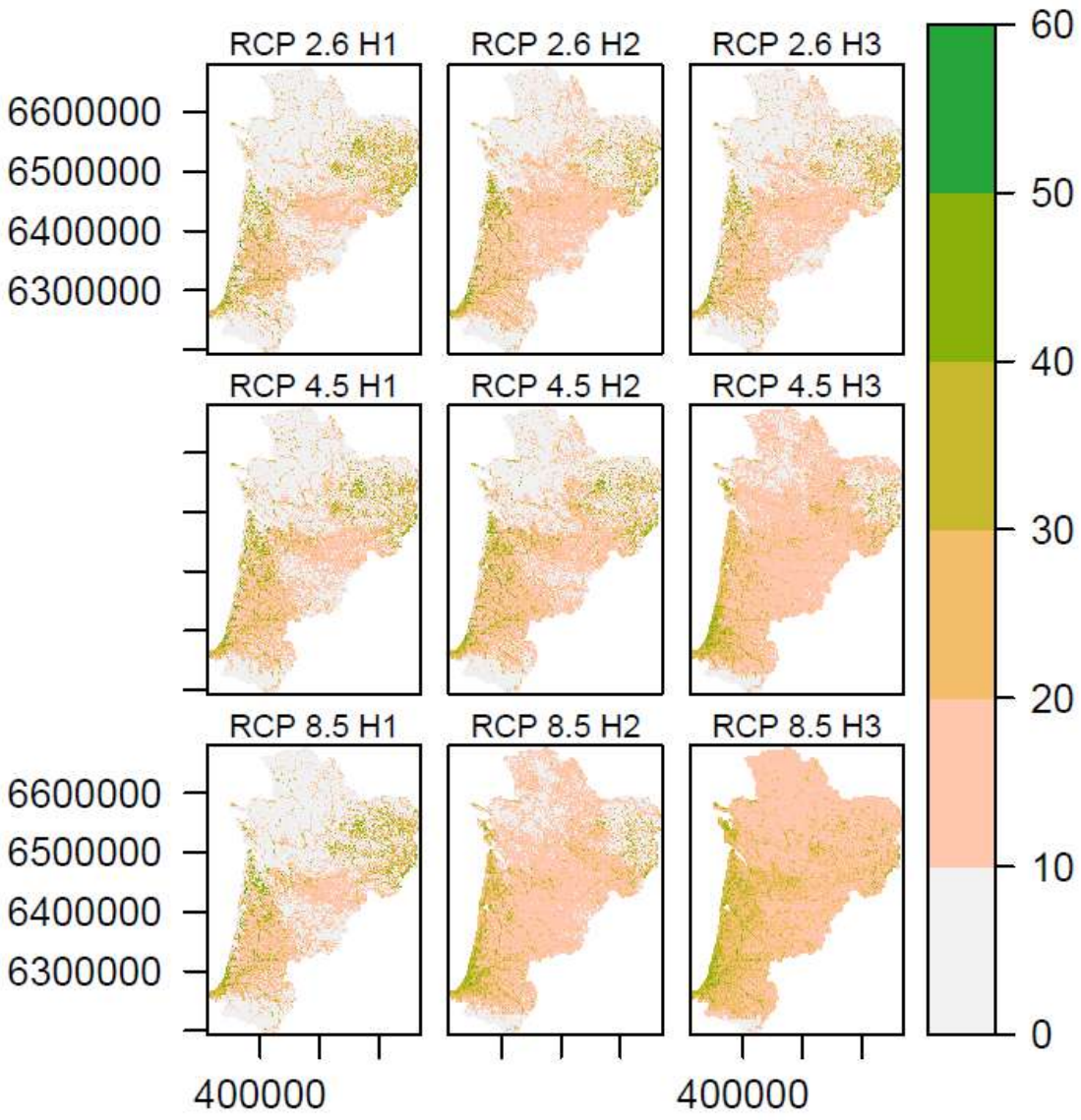


Fig. 160. Nombre d'espèces ayant un habitat favorable par maille pour les différents scénarios-horizons étudiés.

- Exemples d'espèces : Anax imperator

Cette espèce généraliste est observée sur une large partie de la région Nouvelle-Aquitaine avec 1971 observations qui ont pu être utilisées pour la modélisation. Les performances estimées du modèle sont de 0,95 (AUC) et 0,75 (TSS). Les variables les plus importantes sont dans l'ordre décroissant le nombre de plan d'eau, le pourcentage de culture et la surface totale des plans d'eau par maille. Les deux variables climatiques les plus importantes sont la totalité de la pluie dans l'année ainsi que les degrés-jours supérieurs à 30°C. Un nombre minimal de 5 plans d'eau par maille est le plus favorable (Fig. 161). Ces plans d'eau doivent avoir une surface 12.5m² à 75m² par maille. Un pourcentage de culture faible est favorable pour l'espèce. Une quantité de pluie par an entre 1000 mm et 1500m est le plus favorable. Une réponse neutre est observée pour la variable des degrés-jours supérieurs à 30°C.

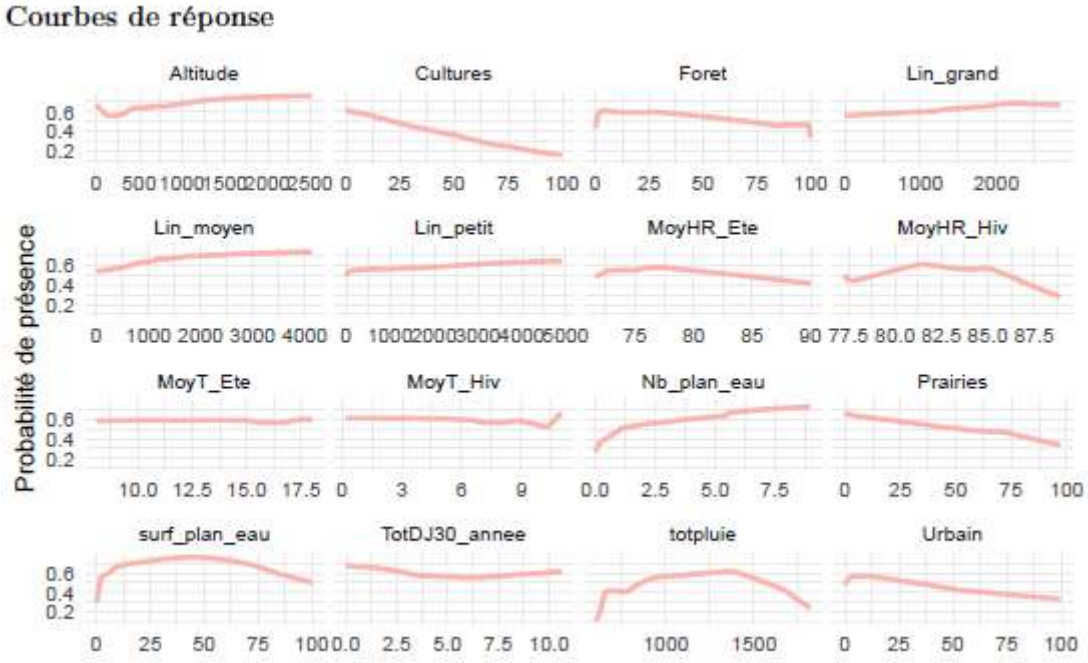


Fig. 161. Courbes de réponse pour l'espèce Anax imperator

L'espèce occupe pour la période actuelle 17950 mailles dans la zone d'étude (Tab. XL). Le nombre de mailles favorables diminue pour les RCP 2.6 et 4.5. Cette diminution est aussi constatée pour les horizons H1 et H2 du RCP 8.5. Ces pertes d'habitat sont localisées principalement à l'est de l'ancienne région Poitou-Charentes, en Dordogne ainsi que dans le Massif Central notamment pour le RCP 4.5 H3. Dans le même temps les zones côtières deviennent plus favorables qu'aujourd'hui pour l'espèce. Une augmentation nette du nombre de mailles favorables à l'espèce est observée à l'horizon H3 de ce scénario (29991 mailles). Les zones les plus favorables prédites sont localisées principalement dans l'ancienne région Aquitaine jusqu'aux contreforts du massif Pyrénéen (Fig. 162).

Tab. XL. Nombre de mailles favorables à l'espèce pour chaque scénarios-horizons.

Présent	2.6 H1	2.6 H2	2.6 H3	4.5 H1	4.5 H2	4.5 H3	8.5 H1	8.5 H2	8.5 H3
17950	14170	11999	12473	16106	16243	13754	15931	14537	29991

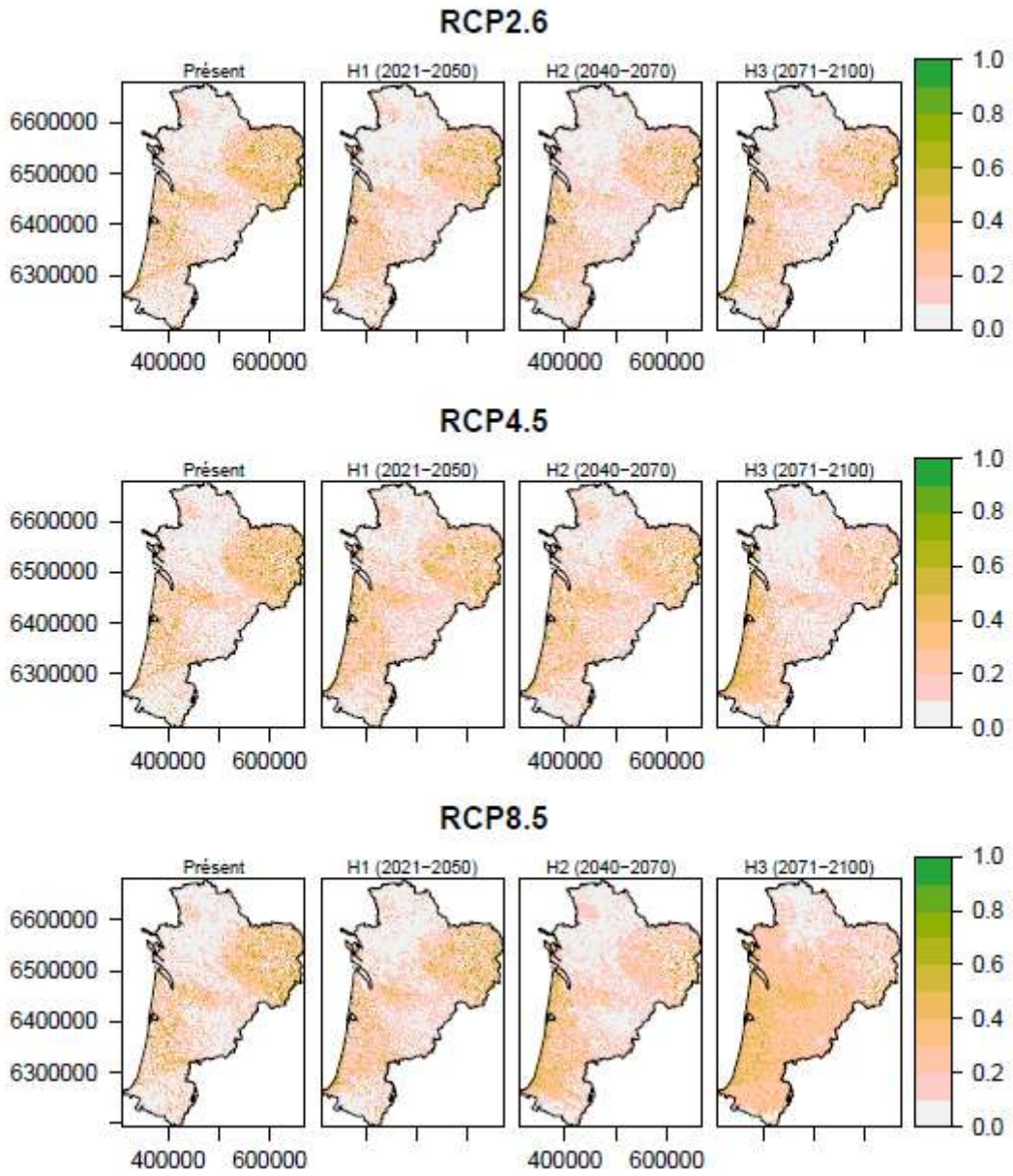


Fig. 162. Prédictions pour le modèle d'Anax imperator

- Exemples d'espèces : Sympetrum danae

Cette espèce est observée principalement dans le Massif Central avec 33 observations dans la zone d'étude qui ont pu être utilisées pour la modélisation. Les performances estimées du modèle sont de 0,99 (AUC) et 0,96 (TSS). Les variables les plus importantes sont dans l'ordre décroissant la moyenne des températures en hiver, les degrés-jours supérieurs à 30°C, le pourcentage de culture par maille. Plus le nombre de plans d'eau par maille est grand plus l'habitat est favorable (Fig. 163). Un pourcentage de culture et de prairies faible est favorable pour l'espèce. Pour la variable des degrés-jours supérieurs à 30°C un nombre de degrés-jours supérieur à 3 est défavorable pour l'espèce et une température moyenne hivernale supérieure à 5 °C est aussi défavorable.

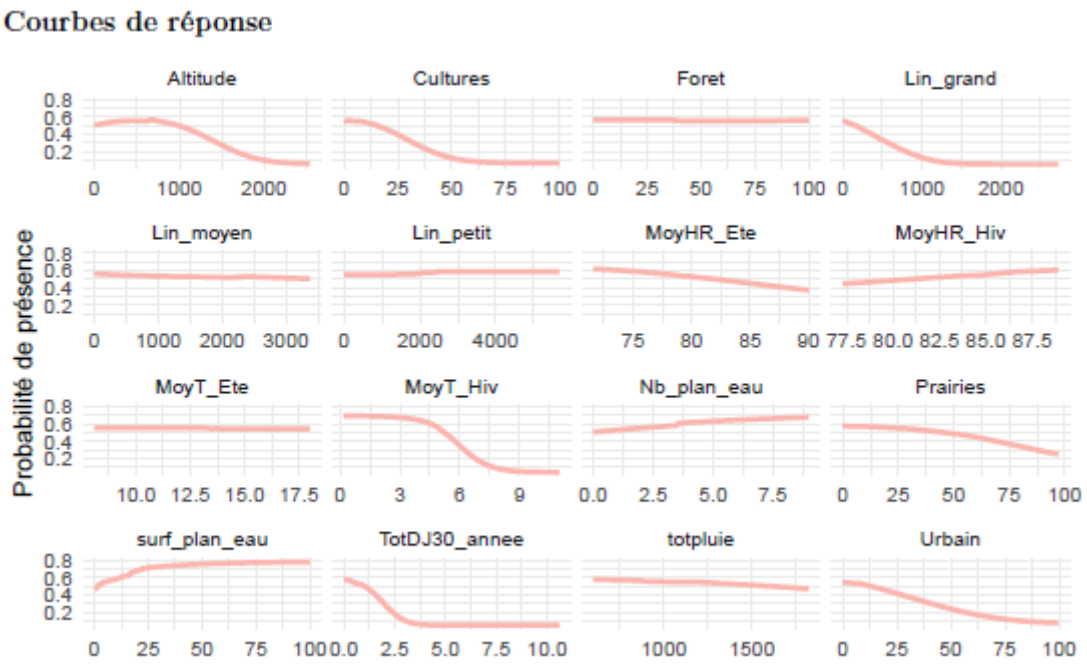


Fig. 163. Courbes de réponse pour l'espèce Sympetrum danae

L'espèce occupe pour la période actuelle 3201 mailles dans la zone d'étude (Tab. XLI). Le nombre de mailles favorables diminue pour tous les scénarios et pour chaque horizon pour atteindre un minimum de 1 maille à l'horizon H3 du RCP 4.5. Ces pertes d'habitat sont localisées dans les zones de présence de l'espèce (massif central et contrefort du massif Pyrénéen). Le scénario RCP 2.6 est celui qui permet la persistance d'habitats favorables à l'espèce en Nouvelle-Aquitaine (Fig. 164). En revanche pour les deux autres scénarios, une disparition probable de l'espèce dans la zone d'étude est prédite.

Tab. XLI. Nombre de mailles favorables à l'espèce Lestes virens pour chaque scénarios-horizons.

Présent	2.6 H1	2.6 H2	2.6 H3	4.5 H1	4.5 H2	4.5 H3	8.5 H1	8.5 H2	8.5 H3
3201	1793	638	1369	477	179	26	1355	30	1

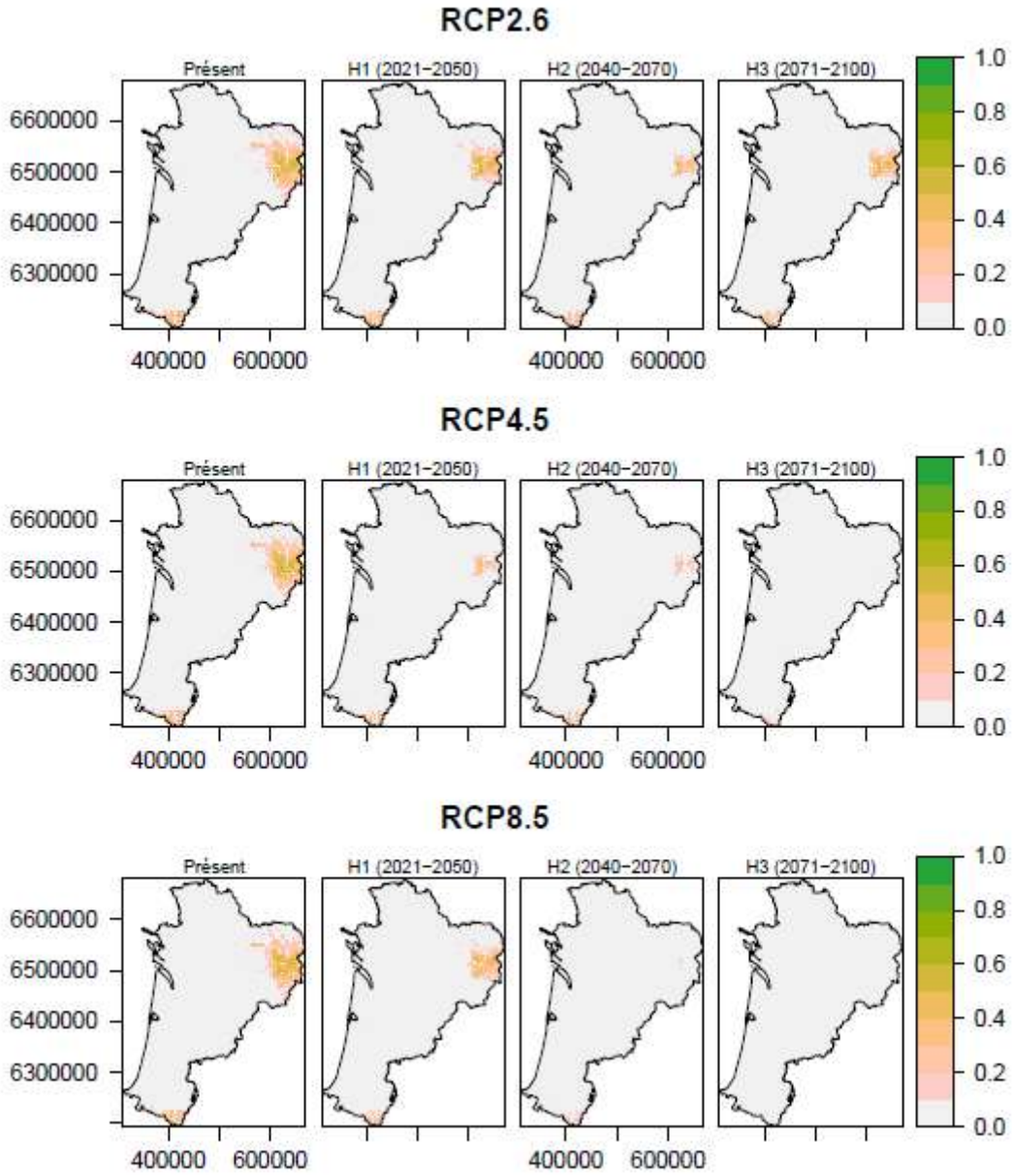


Fig. 164. Prédictions pour le modèle de Sympetrum danae

- Trois espèces patrimoniales : modèles spécifiques aux Leucorrhines

Comme vu avec les modèles généraux, les fortes variations climatiques peuvent surestimer la répartition des habitats favorables dans la région Nouvelle-Aquitaine, avec des zones favorables climatiquement mais ne possédant pas forcément de milieux humides favorables pour l'espèce. Pour être plus pertinent, les modèles spécifiques aux Leucorrhines sont axés sur les deux départements (Gironde et Landes) où les lagunes, qui sont les milieux humides favorables à ces espèces, sont présentes. Seules les variables les plus pertinentes pour ces espèces ont été conservées.

Pour *Leucorrihnia albifrons*, il y a 628 observations dans les départements de la Gironde et des Landes. La performance du modèle d'ensemble est de 0,97 (AUC) et 0,86 (TSS). Les variables les plus importantes sont dans l'ordre décroissant le nombre de plan d'eau, le pourcentage de prairie, le

pourcentage de forêt et la totalité de la pluie. Pour le nombre de plans d'eau, deux à six plans d'eau par maille est le plus favorable pour l'espèce (Fig. 165). Les zones de prairies sont prédites défavorables, tandis que les zones forestières sont très favorables lorsque le recouvrement de forêt est compris entre 60% et 90% par maille. Des pluies abondantes sur l'année sont favorables pour *Leucorrihnia albifrons* avec un minimum de 900mm par an pour être très favorable.

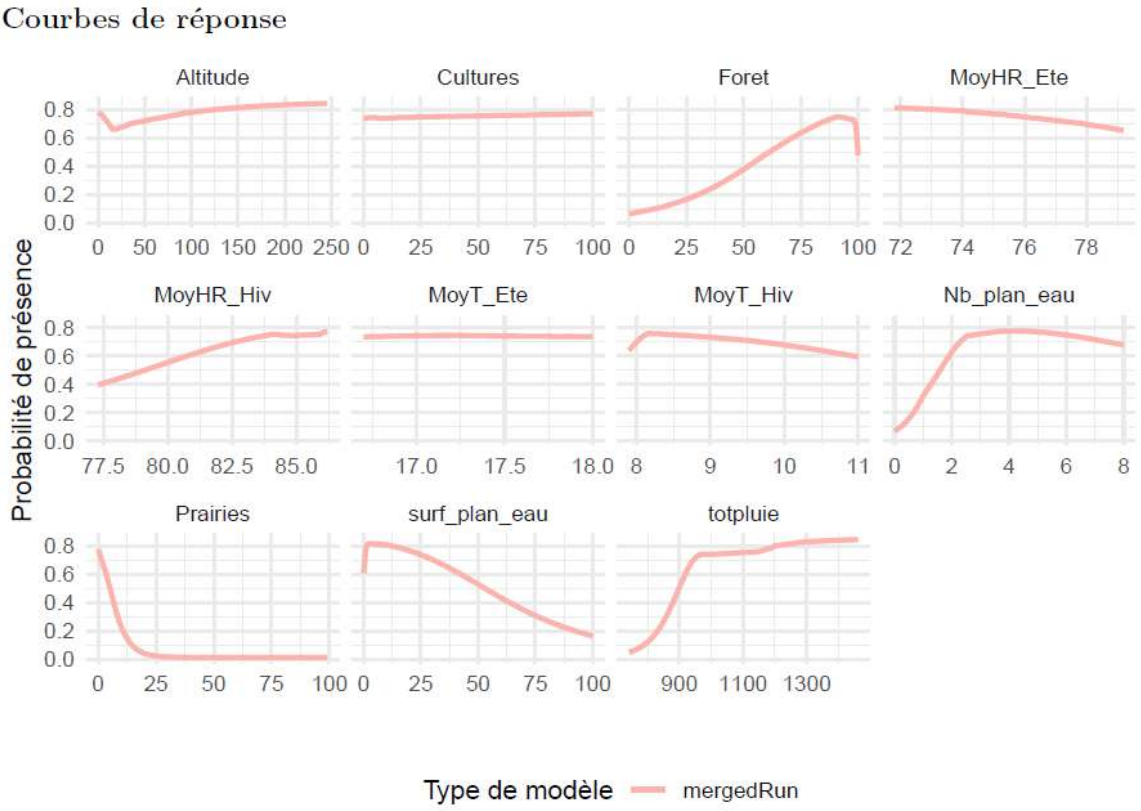


Fig. 165. Courbes de réponse pour le modèle spécifique de Leucorrhinia albifrons

La répartition actuelle de *Leucorrhinia albifrons* montre que les zones favorables à l'espèce sont situées dans le triangle landais ainsi que dans le nord du département de la Gironde (Fig. 166–Tab. XLII). Pour les différents horizons des RCP 2.6 peu de variations sont observées, seulement certains sites proches de la côte ainsi que dans le nord de Gironde voient une baisse de la qualité de l'habitat (perte estimée de 2%). Pour l'horizon H3 la qualité de ces habitats est améliorée. Pour le scénario RCP 4.5 la qualité des habitats diminue au cours du temps en particulier pour les zones les plus proches de la côte et au nord du département de la Gironde avec une perte à l'horizon H3 de 28%. Pour le scénario le plus pessimiste, la même évolution est observée avec une intensité plus importante. À l'horizon H3, seuls les habitats au centre du triangle landais restent favorables mais la qualité de l'environnement y est diminuée par rapport au présent (perte de 65%).

Tab. XLII. Nombre de mailles d'habitat favorable pour l'espèce

Présent	2.6 H1	2.6 H2	2.6 H3	4.5 H1	4.5 H2	4.5 H3	8.5 H1	8.5 H2	8.5 H3
3376	2569	2918	3276	3912	3867	2415	3124	2829	1168

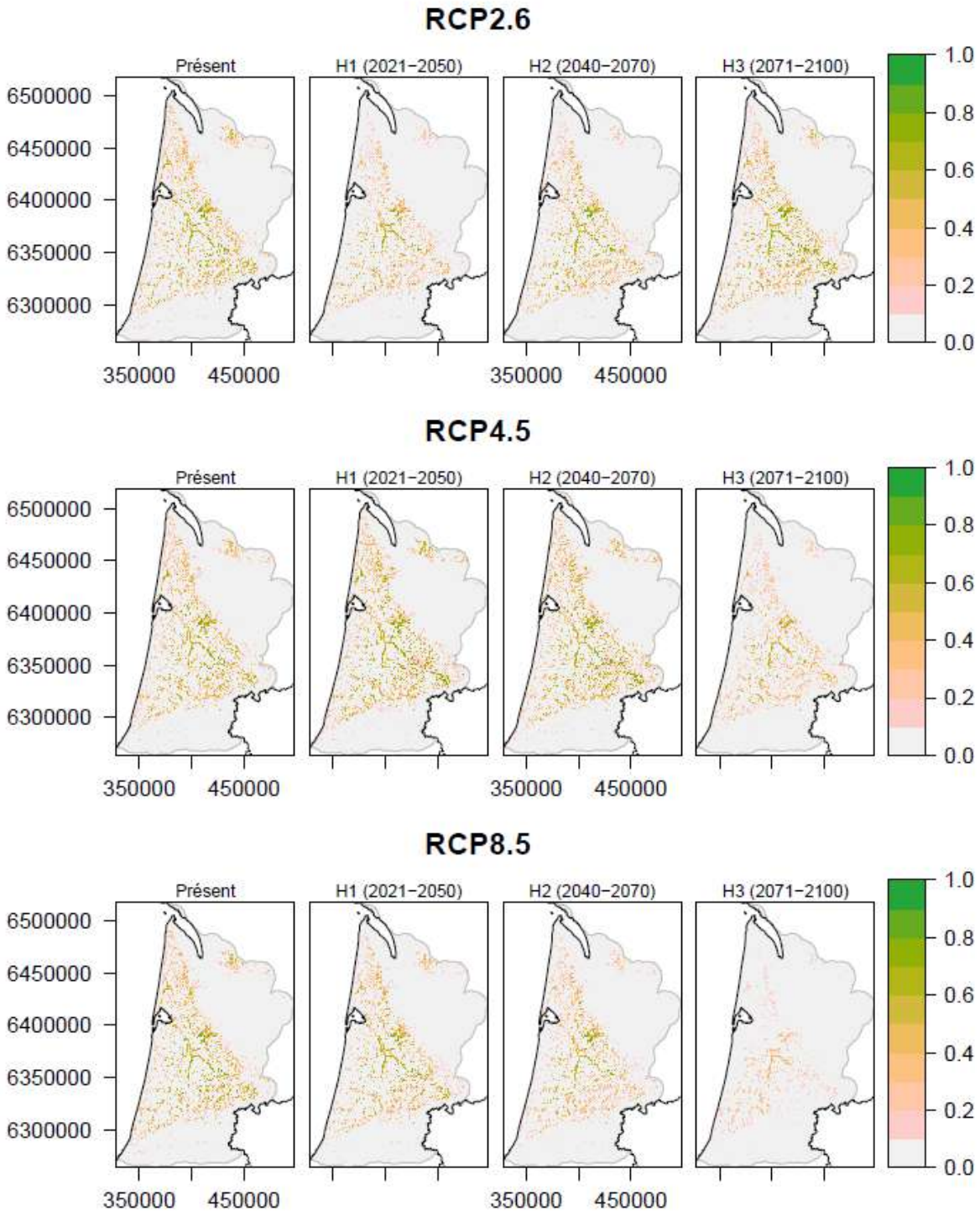


Fig. 166. Prédictions pour le modèle spécifique de Leucorrhinia albifrons

Pour *Leucorrhinia pectoralis,* 424 observations (dans 49 mailles) ont été utilisées pour la modélisation. La performance du modèle d'ensemble est de 0,95 (AUC) et 0,76 (TSS). Les variables les plus importantes sont dans l'ordre décroissant le pourcentage de prairie, le nombre de plan d'eau, le pourcentage de cultures et l'humidité relative en été. Les zones de prairies sont prédites défavorables pour l'espèce, tout comme les zones de cultures (Fig. 167). Un nombre de plans d'eau supérieur à 4 par maille est le plus optimal pour l'espèce. Une humidité relative basse est défavorable pour l'espèce.

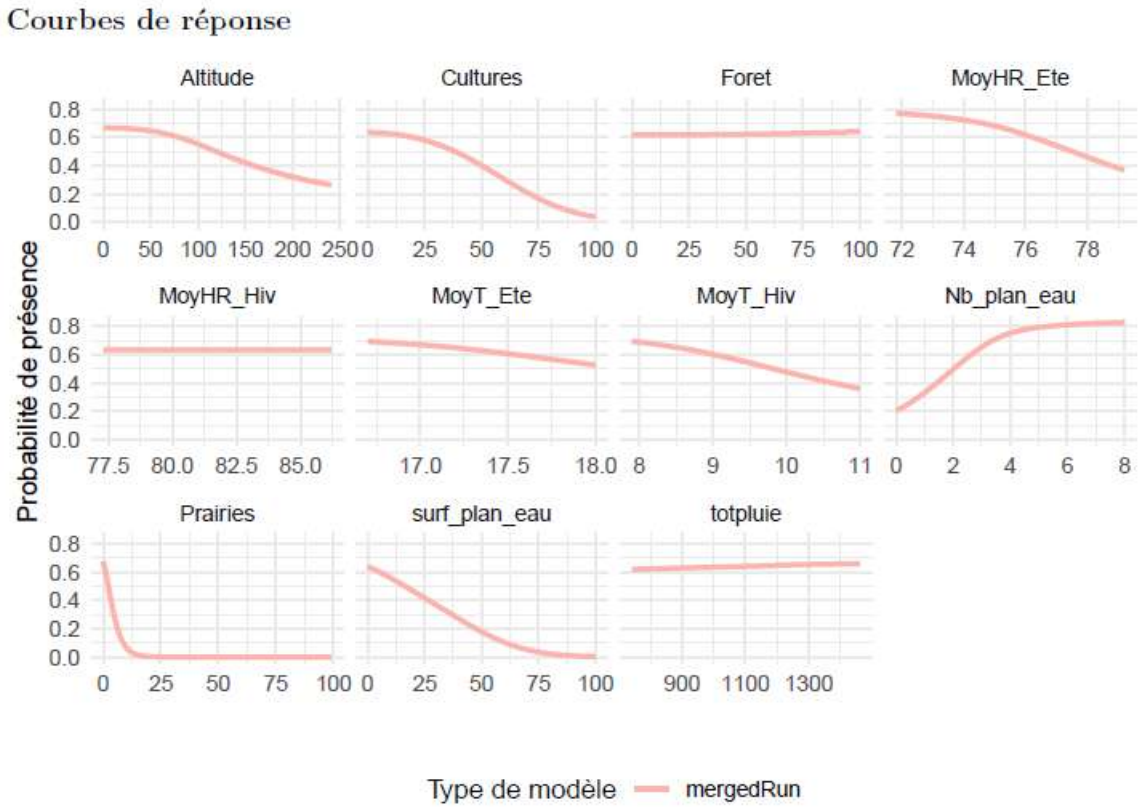


Fig. 167. Courbes de réponse pour le modèle spécifique de Leucorrhinia pectoralis

La répartition actuelle de *Leucorrhinia pectoralis* montre que les zones favorables à l'espèce sont situées dans le triangle landais ainsi que dans le nord du département de la Gironde, avec les habitats les plus favorables localisés dans les lagunes du centre du triangle landais (Fig. 168). Pour les différents horizons des RCP 2.6 peu de variations sont observées, et les habitats les plus favorables aujourd'hui restent très favorables au cours du temps (gain estimé de 9%). Pour le scénario RCP 4.5, la qualité des habitats diminue au cours du temps sur toute la zone d'étude. Certaines lagunes restent favorables pour l'espèce à l'horizon H3 mais la perte est estimée à 33% par rapport au présent. Pour le scénario le plus pessimiste, la même évolution est observée avec une intensité bien plus importante. À l'horizon H3, les lagunes du triangle landais très favorables sont réduites par rapport au présent (perte de 81%).

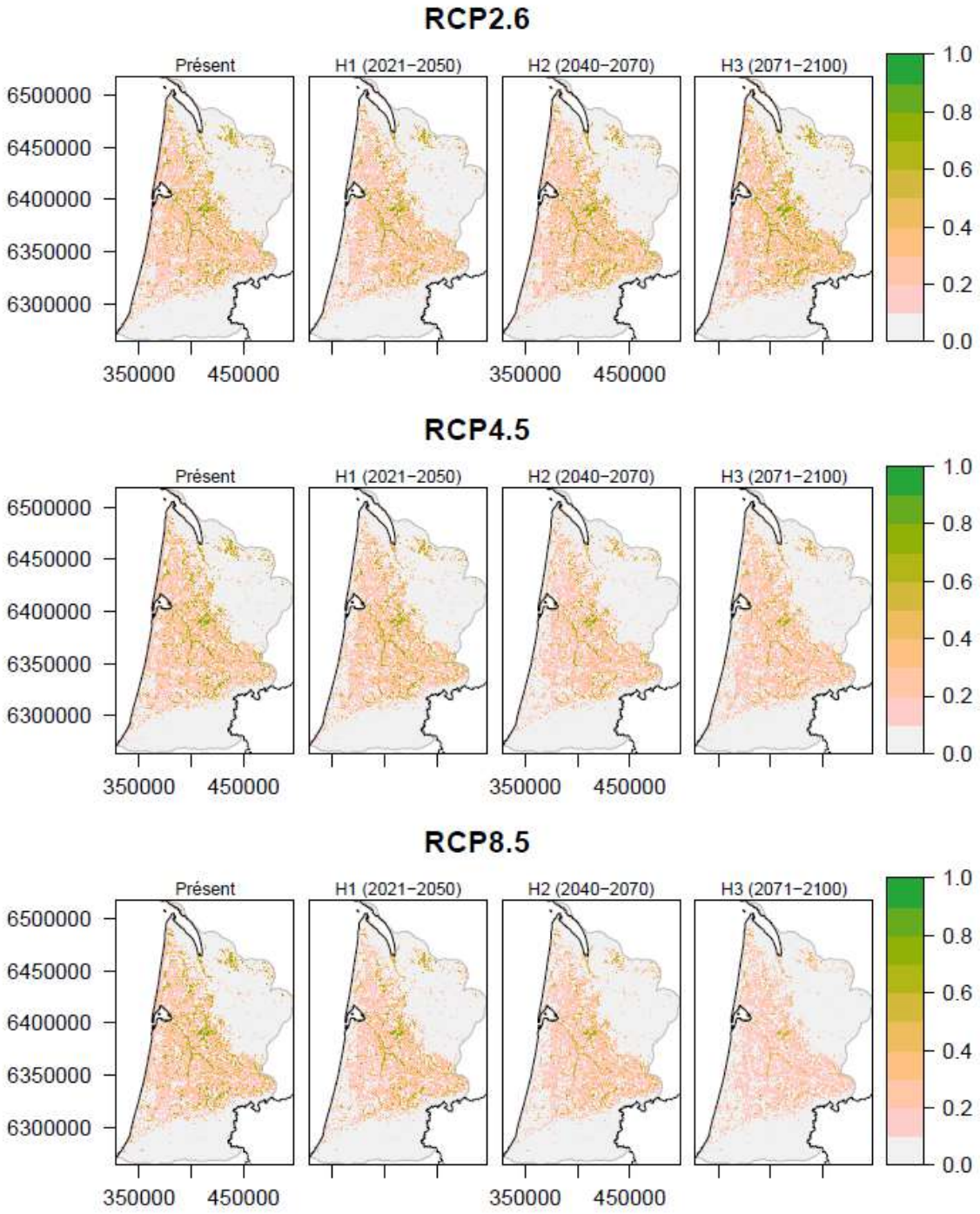


Fig. 168. Prédictions pour le modèle spécifique de Leucorrhinia pectoralis

Pour *Leucorrhinia caudalis,* 138 observations réparties dans seulement 21 mailles dans la zone d'étude ont été utilisées pour création d'un modèle corrélatif de répartition. Cependant, 20 observations est le nombre minimal recommandé pour pouvoir être utilisées dans un modèle. Dans notre cas, les résultats du modèle ne semblaient pas être suffisants à la fois pour le présent (sur-ajustement) et dans le futur. Le faible nombre d'observations n'a pas permis au modèle d'estimer les relations entre les observations et les variables environnementales. Les résultats pour cette espèce ne sont donc pas présentés ici.

5.3.2 Odonates des lagunes des sites sentinelles

• Suivi du calendrier prévisionnel

En 2020, seuls 10 passages imagos n'ont donnés aucune observation d'odonates :

- RNN Arjuzanx – Transect de la digue : Dernier passage ;
- Lagune de Put Boué – Transect 1 : Premier passage ;
- Lagune de la Joureyre – Transect 1 : Premier, deuxième et septième passage ;
- Marais du Plata – Transect 1 : Deuxième et troisième passage ;
- Marais du Plata – Transect 2 : Deuxième, troisième et huitième passage.

La recherche d'exuvies est plus aléatoire avec beaucoup plus de passages infructueux. Sur la grande majorité des sites suivis (13 sur 19), aucune exuvie n'a été relevée lors du dernier passage, correspondant bien souvent à une période où la lagune a des niveaux d'eau très faibles limitant les émergences. Il est également possible que les conditions météorologiques et notamment les orages de l'été aient pu détruire les exuvies.

• Abondance

- ***Effectifs totaux***

1515 données ont été collectées en 2020 grâce aux trois types d'acquisition : hors transect, transects exuvies et transects imagos (Fig. 169). 7005 individus, 490 exuvies et 6515 imagos, ont été comptabilisés en 2020. 93% des effectifs d'imagos sont issus du protocole « transect imagos ».

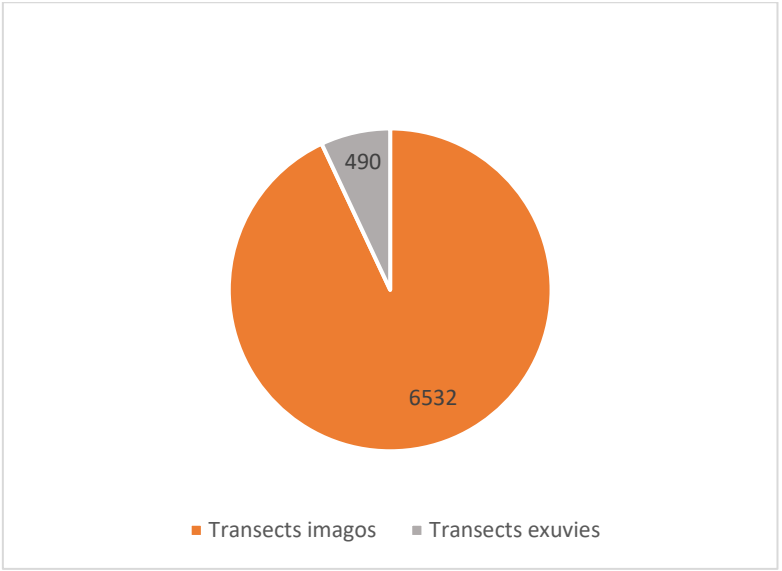


Fig. 169. Distribution des effectifs observés en 2020 par type d'acquisition

- ***Abondance globale par site***

L'abondance par site renseigne sur le nombre de libellules recensées au total. Ici, le site où l'abondance est la plus grande, tant pour les imagos que pour les exuvies, est la RNN d'Arjuzanx avec 1394 individus (Tab. XLIII). Cependant, la RNN d'Arjuzanx possède deux transects, ce qui double potentiellement le nombre d'individus observés. Si on rapporte les résultats à la surface échantillonnée (50m sur 5m de large par transect), alors c'est la lagune de la Matte qui possède l'abondance la plus élevée, avec 75 exuvies et 753 imagos observés sur un seul transect. Vient ensuite la Lagune de Put Boué avec 695 imagos observés.

Tab. XLIII. Abondance par site et par type d'acquisition des odonates identifiés en 2020

		Suivi STELI adapté - exuvies	Suivi STELI adapté - imagos	Total
RNN Arjuzanx	Bassine SB01	33	604	637
	Digue vasière	129	628	757
Lagune de la Matte	Luxey (40) - Lagune de la Matte - Transect 1	75	753	828
Lagune de Put Boué	Sabres (40) - Lagune de Put Boué - Transect 1	11	684	695
Lagune de la Joureyre	Sore (40) - Lagune de la Joureyre - Transect 1	8	536	544
Marais du Plata	Sore (40) - Marais du Plata - Transect 1	6	232	238
	Sore (40) - Marais du Plata - Transect 2	40	171	211
Lagune d'Argues	Hourtin (33) - Lagune d'Argues - Transect 1	34	406	440
Lagune de la Tapy	Labrit (40) - Lagune de la Tapy - Transect 1	28	196	224
	Vert (40) - Lagune de la Tapy - Transect 2	11	204	215
Lagune de Garrans	Saugnacq-et-Muret (40) - Lagune de Garrans - Transect 1	50	352	402
Lagune des Layats	Louchats (33) - Lagune des Layats - Transect 1	1	308	309
Lagune de la Gaudole	Bourriot-Bergonce (40) - Lagune de la Gaudole - Transect 1	4	301	305
Marais du Parias	Callen (40) - Marais du Parias - Transect 1	11	269	280
Lac des Troupins	Guillos (33) - Lac de Troupins - Transect 1	9	217	226
Centrale photovoltaïque	Losse (40) - Centrale photovoltaïque - Transect 1	2	221	223
Lagune de Moutan	Le Sen (40) - Lagune de Moutan - Transect 1	36	180	216
Landes de Mouchon	Lanton (33) - Landes de Mouchon - Transect 1		147	147
Lagune de Castet Bieilh	Seignosse (40) - Lagunes de Castet Bieilh - Transect 1	2	106	108
	TOTAL	**490**	**6515**	**7005**

- ***Abondance obtenue parles transects imagos***

L'analyse de l'abondance par transect, et non par site, montre que les deux transects de la RNN d'Arjuzanx ne sont pas les plus riches en abondance d'odonates. Le transect le plus riche en abondance en 2020 est celui de la Lagune de la Matte (Tab. XLIV). Par rapport à 2019, l'abondance en odonates sur les transects suivis a augmenté entre 2019 et 2020 et 5 transects ont vu leur abondance diminuée en 2020 (Tab. XLIV).

Tab. XLIV. Effectifs totaux obtenus par les transects imagos

		Suivi STELI adapté - imagos	Total imagos 2019	Différence
RNN Arjuzanx	Bassine SB01	604	913	-309
	Digue vasière	628	927	-299
Lagune de la Matte	Luxey (40) - Lagune de la Matte - Transect 1	753	443	310
Lagune de Put Boué	Sabres (40) - Lagune de Put Boué - Transect 1	684	484	200
Lagune de la Joureyre	Sore (40) - Lagune de la Joureyre - Transect 1	536	230	306
Marais du Plata	Sore (40) - Marais du Plata - Transect 1	232	206	26
	Sore (40) - Marais du Plata - Transect 2	171	208	-37
Lagune d'Argues	Hourtin (33) - Lagune d'Argues - Transect 1	406	294	112
Lagune de la Tapy	Labrit (40) - Lagune de la Tapy - Transect 1	196	146	50
	Vert (40) - Lagune de la Tapy - Transect 2	204	174	30
Lagune de Garrans	Saugnacq-et-Muret (40) - Lagune de Garrans - Transect 1	352	231	121
Lagune des Layats	Louchats (33) - Lagune des Layats - Transect 1	308	65	243
Lagune de la Gaudole	Bourriot-Bergonce (40) - Lagune de la Gaudole - Transect 1	301	350	-49
Marais du Parias	Callen (40) - Marais du Parias - Transect 1	269	243	26
Lac des Troupins	Guillos (33) - Lac de Troupins - Transect 1	217	29	188
Centrale photovoltaïque	Losse (40) - Centrale photovoltaïque - Transect 1	221	123	98
Lagune de Moutan	Le Sen (40) - Lagune de Moutan - Transect 1	180	100	80
Landes de Mouchon	Lanton (33) - Landes de Mouchon - Transect 1	147	139	8
Lagune de Castet Bieilh	Seignosse (40) - Lagunes de Castet Bieilh - Transect 1	106	204	-98
	TOTAL	**6515**	**5509**	**1006**

- ***Abondance obtenue par les transects exuvies***

Avec 129 individus, le transect « Digue vasière » de la RNN d'Arjuzanx est celui où le plus d'exuvies ont été collectées (Tab. XLV). Le transect de la Lagune de la Matte est le deuxième site le plus riche avec 75 exuvies. Aucune exuvie n'a été vue lors des trois passages pour un transect : Landes de Mouchon – Transect 1. C'est la troisième année consécutive qu'aucune exuvie n'est récoltée sur ce site. Deux sites n'ont récolté des exuvies que sur un seul passage : Lagune de la Gaudole – Transect 1 et Lagune de la Joureyre – Transect 1. Par rapport à 2019, 7 transects ont vu leur nombre d'exuvies récoltées diminuer et 11 ont vu ce nombre augmenter. Sur l'ensemble des sites, il y a eu moins d'observations d'exuvies en 2020 par rapport à 2019.

Tab. XLV. Effectifs totaux obtenus avec les transects exuvies

		Suivi STELI adapté - exuvies	Différence 2019-2020
RNN Arjuzanx	Bassine SB01	33	-144
	Digue vasière	129	93
Lagune de la Matte	Luxey (40) - Lagune de la Matte - Transect 1	75	-85
Lagune de Put Boué	Sabres (40) - Lagune de Put Boué - Transect 1	11	-16
Lagune de la Joureyre	Sore (40) - Lagune de la Joureyre - Transect 1	8	-118
Marais du Plata	Sore (40) - Marais du Plata - Transect 1	6	5
	Sore (40) - Marais du Plata - Transect 2	40	33
Lagune d'Argues	Hourtin (33) - Lagune d'Argues - Transect 1	34	15
Lagune de la Tapy	Labrit (40) - Lagune de la Tapy - Transect 1	28	27
	Vert (40) - Lagune de la Tapy - Transect 2	11	11
Lagune de Garrans	Saugnacq-et-Muret (40) - Lagune de Garrans - Transect 1	50	26
Lagune des Layats	Louchats (33) - Lagune des Layats - Transect 1	1	-11
Lagune de la Gaudole	Bourriot-Bergonce (40) - Lagune de la Gaudole - Transect 1	4	1
Marais du Parias	Callen (40) - Marais du Parias - Transect 1	11	7
Lac des Troupins	Guillos (33) - Lac de Troupins - Transect 1	9	9
Centrale photovoltaïque	Losse (40) - Centrale photovoltaïque - Transect 1	2	-2
Lagune de Moutan	Le Sen (40) - Lagune de Moutan - Transect 1	36	28
Landes de Mouchon	Lanton (33) - Landes de Mouchon - Transect 1	0	0
Lagune de Castet Bieilh	Seignosse (40) - Lagunes de Castet Bieilh - Transect 1	2	-5
	TOTAL	**490**	-126

- ***Abondance par mois***

La plus forte activité en odonates a été observée au cours des mois de mai (2140 individus) et de juillet (1722 individus). Comparé à 2019, un décalage d'un mois pour le pic d'observations (Fig. 170) est remarqué. Les exuvies trouvées sont beaucoup plus nombreuses aux mois de mai (184 exuvies) et juin (196 exuvies), comme ce fut le cas en 2019 (MALLARD, 2019). Ces résultats sont cohérents puisqu'il y a beaucoup moins d'espèces qui émergent à la fin de l'été ou au début de l'automne (*Sympetrum striolatum*) qu'au printemps ou au début de l'été (*Leucorrhinia albifrons*). De plus, les émergences printanières sont souvent synchronisées tandis que les émergences estivales sont étalées dans le temps (JOURDE, 2010).

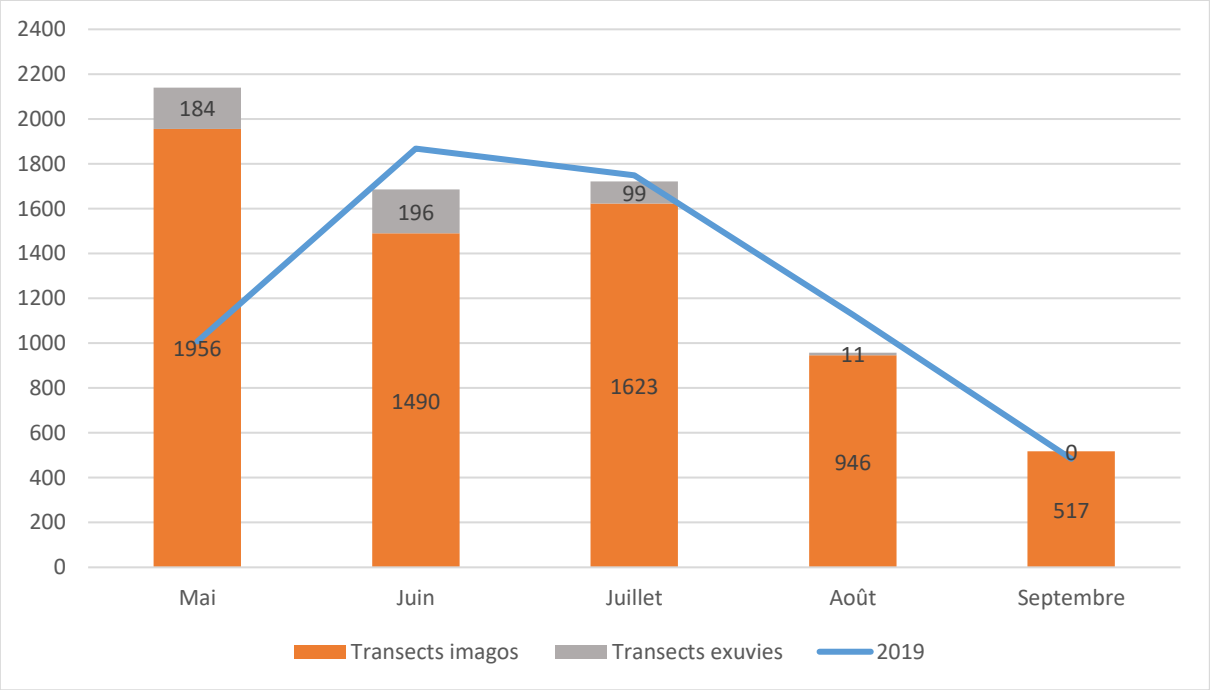


Fig. 170. Abondance par mois des odonates recensés en 2020

• Indice de richesse spécifique

- ***Richesse spécifique globale***

Tout type d'acquisition confondu, 57taxons ont été recensés en 2020, dont 41 identifiés à l'espèce. Comme en 2018 et 2019, 43 % de la faune odonatologique française et 57% de celle de l'ex-Aquitaine apu être observé en 2020 en prospectant les lagunes des Landes de Gascogne. Cette grande richesse démontre l'intérêt de cet habitat naturel et des sites retenus pour les odonates.

La présence de *Leucorrhinia albifrons*a été détectée sur 8 lagunes :

- Lagune d'Argues (33) : 5 adultes observés ;
- Lagune de Garrans (40) : 21 adultes observés ;
- Lagune de la Joureyre (40) : 1 exuvie et 4 adultes ;
- Lagune de la Matte (40) : 66 exuvies et 180 adultes ;

- Lagune de la Gaudole : 2 adultes observés ;
- Lagune de La Tapy (40) : 5 adultes observés ;
- Lagune de Moutan (40) : 3 adultes et 31 exuvies. Première observation de l'espèce depuis 2011 (4 adultes observés).
- RNN d'Arjuzanx : 45 exuvies et 33 adultes.

À noter que *Leucorrhinia albifrons*n'a pas été revu en 2020 sur la Lagune de Put Boué (Sabres – 40) alors qu'elle avait été notée en 2018 et 2019.

Leucorrhinia pectoralis n'a pas été observé en 2020. L'espèce n'a pas été revue sur les trois sites ciblés pour cette espèce : la Lagune de la Gaudole (dernière observation 2019), le Lac des Troupins (dernière observation 2018) et la Lagune de Layats (dernière observation 2018).

- ***Richesse spécifique des transects imagos***

Ce suivi a permis d'observer l'ensemble des 41 espèces recensées par l'ensemble des protocoles.

Les données sont réparties en cinq classes (MALLARD, 2018a ; PASCO *et al.*, 2008 ; MAUTRET, 2014) (Tab. XLVI) qui les regroupent selon leur abondance. Attention, ici, ces groupes permettent de répartir les données obtenues par le protocole transect imagos en 2020. Ne prenant en compte que les effectifs globaux, ils ne tiennent pas compte de la pression d'échantillonnage (nombre de sites et nombre de transects par site, nombre global d'individus…), ces classes ne sont donc pas directement comparables avec celles de 2018 et 2019 (MALLARD, 2018a), sauf en les rapportant à la surface réellement échantillonnée, ce qui sera réalisée à la fin de la quatrième année de suivi.

Tab. XLVI. Classes d'abondance

Classe	Abondance	Nombre total moyen d'individus
I	Très faible	Nb = 1
II	Faible	1 < Nb ≤10
III	Moyenne	10< Nb ≤ 50
IV	Élevée	50< Nb ≤ 100
V	Très élevée	Nb > 100

Le groupe V comporte les 16 espèces ayant les abondances les plus élevées avec en première position *Ceriagrion tenellum* (Fig. 171) qui représente 15% des effectifs totaux. Les deux autres espèces qui dominent largement sont *Ischnura elegans* et *Coenagrion puella*, soit deux espèces ubiquistes.Il faut attendre la 5ème place pour voir une espèce plutôt liée aux lagunes : *Lestes dryas* avec 7% des effectifs totaux. A noter que *Leucorrhinia albifrons* fait parti de ce groupe V, grâce au nombre important d'imagos observés en 2020 : 253 imagos, 4% des effectifs totaux.



Fig. 171. Coenagrion puella

Orthetrum albistylum et *Sympecma fusca* ont une abondance élevée, groupe IV, mais ne représentent respectivement que 1,5 et 1,2% des effectifs totaux.

Les espèces à abondance moyenne, groupe III, sont celles à faibles effectifs, liées au moins partiellement aux lagunes comme *Lestes sponsa*, et d'autres plus généralistes comme *Orthetrum cancellatum* et *Sympetrum fonscolombii*.

Les groupes I et II correspondent aux espèces, ou groupes d'espèces, avec un maximum de 10 individus observés sur l'ensemble des passages de tous les sites. Ces espèces à très faibles effectifs peuvent être de plusieurs catégories (Fig. 173):

- des individus erratiques éloignés de leur habitat préférentiel (cours d'eau par exemple pour les caloptéryx), *Brachytron pratense ; Calopteryx virgo ;*
- des individus à forte capacité de dispersion en quête de nouvelles zones de chasse ou à coloniser, *Libellula depressa* ; *Anax parthenope* et *Aeschna mixta* ;
- des espèces associées au moins partiellement aux milieux lagunaires à détectabilité faible : *Somatochlora flavomaculata* (Fig. 172) ; *Ischnura pumilio*;
- des groupes d'espèces d'individus qui n'ont pu être identifiés plus précisément (le fait de retrouver ces taxons dans les groupes I et II montre que la plupart des individus ont pu être identifiés à l'espèce). Au total, en 2020, 7% des données correspondent à des indéterminations à l'espèce et sont classées au genre ou au groupe d'espèces semblables.



Fig. 172. Somatochlora flavomaculata

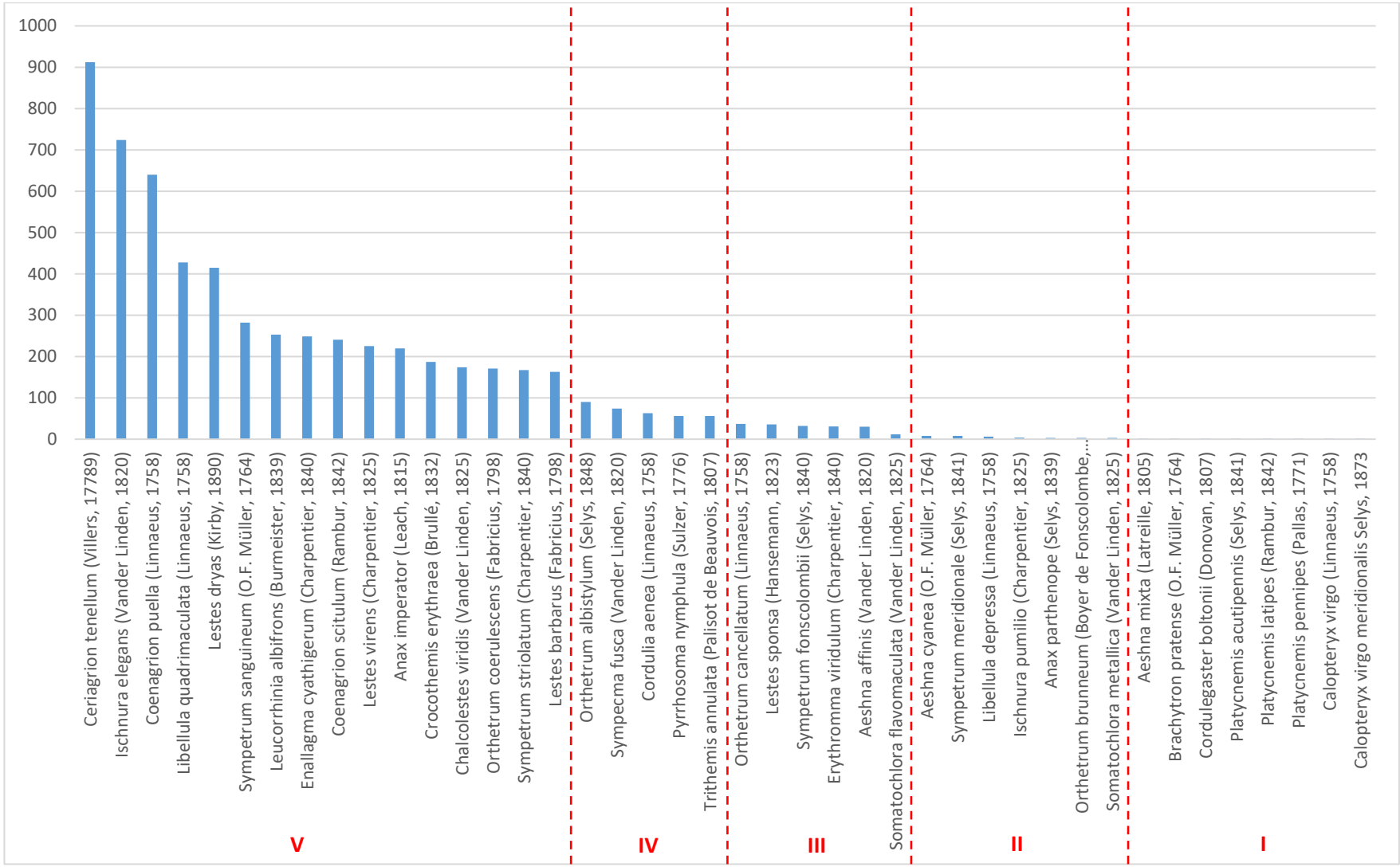


Fig. 173. Richesse spécifique et classe d'abondance obtenues par les transects de suivis des imagos.

- ***Richesse spécifique des transects de suivis des exuvies***

490 exuvies ont été récoltées et identifiées via ce protocole (Fig. 174). Elles se répartissent en 19 taxons dont 13 au rang spécifique. Pour ces espèces, leur autochtonie est avérée dans la mesure où l'exuvie apporte la preuve d'un stade larvaire mené à terme. Avec 137 exuvies, *Leucorrhinia albifrons* est l'espèce la plus abondante. Elle est suivie par le complexe de *Sympetrum striolatum / S. meridionale* qui en compte 132.

La RNN d'Arjuzanx, la lagune de la Matte et celle de Garrans représentent respectivement 33%, 15% et 10% des effectifs totaux d'exuvies collectées (pour toutes les espèces), soit 58%.

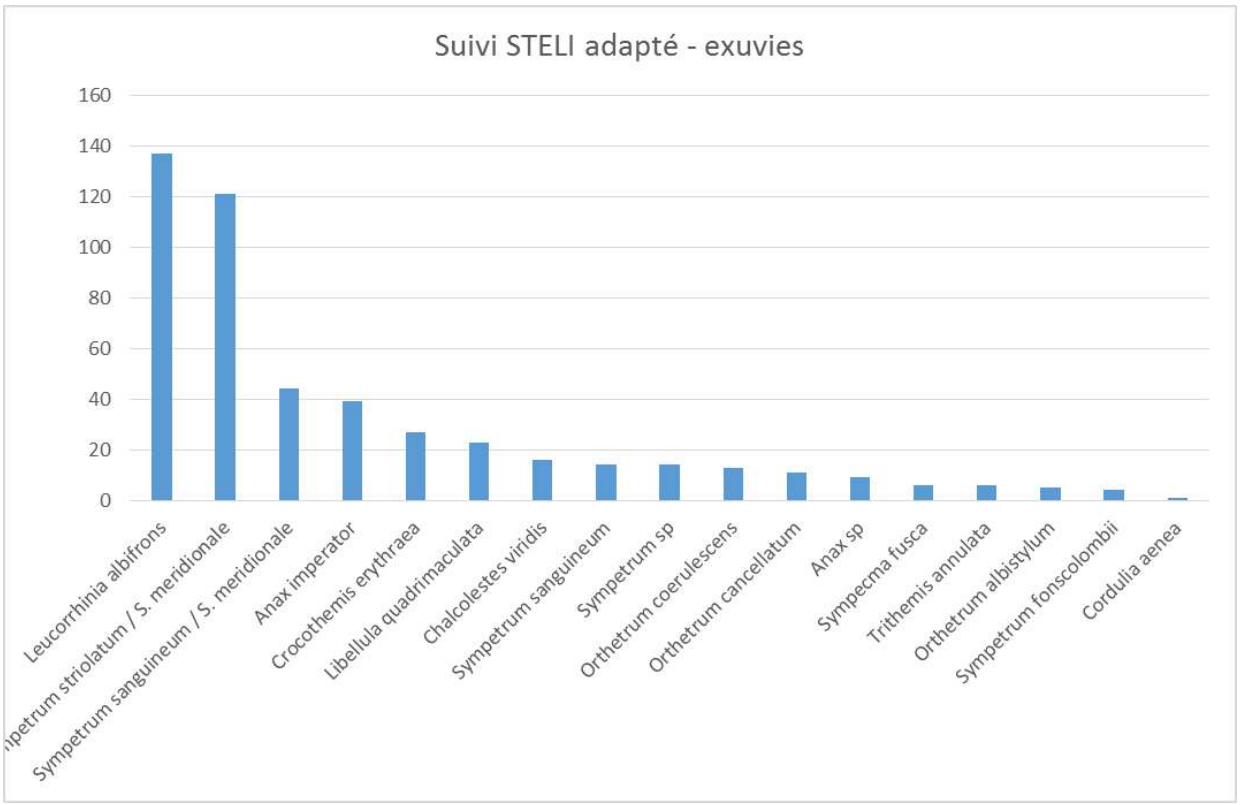


Fig. 174. Effectifs par taxon des exuvies collectées en 2020

- ***Richesse spécifique par site***

En 2020, le Lac des Troupins et la lagune d'Argues sont les sites les plus riches avec 23 espèces (Tab. XLVII). La richesse spécifique est la plus faible à la Lagune de Moutan. La comparaison de la moyenne de la richesse spécifique sur 3 ans, ou de la différence entre 2018 et 2019 lorsqu'il n'y a que deux années de suivis, montre que l'année 2020 est globalement une année avec une richesse spécifique plus importante. Seuls les transects de Put Boué, Castet Bieilh et ceux d'Arjuzanx ont vu leur richesse spécifique diminuer.

Tab. XLVII. Richesse spécifique totale par site en 2018 et 2019

		2018	2019	2020	Variation
Centrale photovoltaïque	Losse (40) - Centrale photovoltaïque - Transect 1	12	11	22	7.0
Lac des Troupins	Guillos (33) - Lac de Troupins - Transect 1	19	9	23	6.0
Lagune d'Argues	Hourtin (33) - Lagune d'Argues - Transect 1	18	14	23	4.7
Lagune de Garrans	Saugnacq-et-Muret (40) - Lagune de Garrans - Transect 1	14	17	22	4.3
Lagune de la Gaudole	Bourriot-Bergonce (40) - Lagune de la Gaudole - Transect 1	17	20	21	1.7
Lagune de la Joureyre	Sore (40) - Lagune de la Joureyre - Transect 1	15	12	17	2.3
Lagune de la Matte	Luxey (40) - Lagune de la Matte - Transect 1	17	18	18	0.3
Lagune de la Tapy	Labrit (40) - Lagune de la Tapy - Transect 1	16	14	16	0.7
	Vert (40) - Lagune de la Tapy - Transect 2	16	17	20	2.3
Lagune de Moutan	Le Sen (40) - Lagune de Moutan - Transect 1	9	12	14	2.3
Lagune de Put Boué	Sabres (40) - Lagune de Put Boué - Transect 1	15	18	16	-0.3
Lagune des Layats	Louchats (33) - Lagune des Layats - Transect 1	15	11	15	1.3
Lagune des Troupins	Guillos (33) - Lagune de Troupins - Transect 1	6	-	-	
Lagunes de Castet Bieilh	Seignosse (40) - Lagunes de Castet Bieilh - Transect 1	26	17	15	-4.3
Landes de Mouchon	Lanton (33) - Landes de Mouchon - Transect 1	12	15	21	5.0
Marais du Parias	Callen (40) - Marais du Parias - Transect 1	14	16	19	2.7
Marais du Plata	Sore (40) - Marais du Plata - Transect 1	16	21	20	1.0
	Sore (40) - Marais du Plata - Transect 2	12	18	15	0
RNN Arjuzanx	Bassine SB01	-	16	15	-1
	Digue vasière	-	17	16	-1
	Nombre d'espèces moyen par transect	**15**	**15**	**18**	3

5.4 Discussion

5.4.1 Modélisation corrélative en région Nouvelle-Aquitaine

Des modèles corrélatifs de répartition ont été créés pour 68 espèces d'odonates présentes en Nouvelle-Aquitaine. Les résultats sur ces 68 espèces montrent des réponses très différentes aux effets du changement climatique. Ces réponses varient en fonction des trois scénarios étudiés. De manière générale, le scénario RCP 2.6 est celui qui a le moins de différences avec la répartition des espèces actuelles. Ce scénario correspond à un pic d'émission de CO_2 en 2020 suivi d'un déclin pour atteindre 0 en 2080 (Moss *et al.*, 2010). Il semble aujourd'hui que ce scénario ne soit pas d'actualité, il montre donc plutôt la répartition des espèces telle qu'elle aurait pu être si les émissions de $C0_2$ émises étaient à leur maximum en 2020. Pour les scénarios RCP 4.5 et 8.5 les effets constatés sont importants pour de nombreuses espèces. En effet, le scénario RCP 4.5 prévoit un pic d'émission de $C0_2$ vers 2050 puis un déclin jusqu'en 2070 et une stabilisation jusqu'en 2100 et le scénario RCP 8.5 prévoit une augmentation continue des émissions de CO_2 jusqu'à une stabilisation en 2100 avec un forçage radiatif qui augmente linéairement au cours du temps sans se stabiliser (Moss *et al.*, 2010). Une perte potentielle majeure de répartition dans la zone d'étude est constatée avec jusqu'à 23 espèces qui perdent entre 25% et 100% de leur habitat (RCP 4.5 H3). Au contraire d'autres espèces pourraient gagner en proportion et qualité d'habitat favorable. Des gains très importants ont été prédits avec la presque totalité de la région devenant favorable pour certaines espèces (par exemple *Anax imperator*), montrant que les futurs climats sont favorables pour l'espèce. Ce résultat, qui se retrouve aussi dans l'estimation de la diversité dans la zone d'étude où un nombre d'espèce par maille sur toute la région est important, semble surestimé. En effet, si l'évolution des conditions climatiques s'applique en continu sur le territoire, rendant de larges zones plus favorables pour certaines espèces, les odonates restent inféodés aux milieux humides pour leur reproduction et pendant la durée de leur phase larvaire. Les variations importantes des variables climatiques semblent prendre le pas sur l'importance des milieux humides dans les prédictions futures. De plus, les variables d'occupation du sol utilisées ne varient pas dans le temps, hors la végétation, la présence de plans d'eau ou le débit des cours d'eau peuvent être influencés par l'évolution du climat (température, pluviométrie) (Thiéry *et al.*, 2011). La difficulté de prédire les répartitions des habitats pour les climats futurs peut aussi provenir du fait que certaines espèces étudiées ne sont pas à l'équilibre dans la zone d'étude. En effet, un des postulats des modèles corrélatifs de répartition est que l'espèce étudiée est à l'équilibre dans son environnement, permettant d'estimer la réponse de l'espèce pour un intervalle de valeurs dans laquelle l'espèce peut vivre. De plus, dans le cas d'un réchauffement climatique, notamment pour le scénario le plus pessimiste, certaines températures moyennes ou nombre de degrés-jours n'existent pas pour le climat actuel dans la zone d'étude, il peut donc être difficile d'estimer la réponse des espèces aux valeurs les plus extrêmes. Cela est particulièrement visible pour la variable des degrés-jours supérieurs à 30°C où les maximums pour le présent est de 20 jours mais de plus de 100 jours pour le scénario RCP 8.5 H3. L'utilisation d'une zone d'étude plus large prenant en compte la répartition totale de chaque espèce étudiée pourrait permettre de mieux estimer la niche réalisée par ces espèces et donc leur future répartition potentielle (Barbet-Massin *et al.*, 2010).

Pour certaines espèces, peu d'observations ont pu être utilisées pour la modélisation corrélative de répartition. Les résultats des modèles pour les espèces les plus rares (telle que *Leucorrhinia caudalis*) doivent être interprétés avec précaution (Hernandez *et al.*, 2006). D'autres observations de ces espèces lors de prochains suivis pourraient permettre d'améliorer ces résultats.

La résolution utilisée pour les modèles est de 1km² pour les variables d'occupation du sol et topographique mais de 8km² pour les variables climatiques. Le choix de cette résolution pourrait avoir un impact sur les résultats car elle ne permet pas d'avoir les caractéristiques des micro-habitats des odonates (SEO *et al.*, 2009). Des observations géolocalisées précisément associées à des variables environnementales à fine résolution pourraient permettre d'avoir des résultats plus précis de la répartition des habitats des odonates. Il est cependant difficile d'obtenir des données climatiques à très fines échelles (MORENO & HASENAUER, 2016). L'analyse prochaine des abondances des espèces observées avec les relevés des stations météorologiques dans le cadre du programme sentinelles du climat permettra d'apporter des réponses sur les caractéristiques climatiques des sites suivis. Ces analyses viendront compléter nos connaissances des espèces et permettront une meilleure estimation de la pertinence des modèles réalisés dans cette étude.

Les modèles réalisés peuvent aussi être limités par les variables sélectionnées au départ. Il est possible que des paramètres importants pour les espèces n'est pas été pris en compte comme les caractéristiques chimique des plans d'eau, la présence d'autres espèces (les modèles ne prennent pas en compte les interactions entre espèces telles que la compétition, la prédation) ou les caractéristiques fines de la végétation des milieux humides.

Il pourrait être intéressant de poursuivre ce travail en recherchant les points communs des espèces qui perdent ou gagnent des habitats dans les différents scénarios étudiés. En particulier, il pourrait être intéressant de comparer les évolutions des espèces composant des cortèges associés aux Leucorrhines suivies par le programme sentinelles du climat. L'utilisation des traits de vie des espèces pourrait permettre de connaître comment sont impactées les espèces en fonction de chaque trait sélectionné et éventuellement d'extrapoler ce résultat à d'autres espèces pour lesquelles il y a peu d'observations.

Concernant les trois espèces patrimoniales suivies par le programme sentinelles du climat, *Leucorrhinia albifrons, Leucorrhinia caudalis et Leucorrhinia pectoralis* les modèles spécifiques réalisés ne semblaient pertinent que pour *Leucorrhinia albifrons, Leucorrhinia pectoralis* d'après nos connaissances de ces espèces. En effet, pour *Leucorrhinia caudalis,* seules 21 observations étaient disponibles pour la création de modèles corrélatifs de répartition, ne permettant pas de produire de résultats satisfaisants (surestimation). Pour les deux autres espèces, la restriction spatiale des modèles à leurs zones de présence a permis d'avoir une estimation de la répartition potentielle pour les différents scénarios et horizons. Pour les deux espèces, des pertes sont constatées pour les scénarios RCP 4.5 et 8.5 qui représentent chacun une augmentation des émissions dans le futur. L'effet constaté est particulièrement fort pour *Leucorrhinia pectoralis,* pour laquelle les zones où l'espèce est présente actuellement perdent en qualité d'habitat, confirmant les résultats obtenus par JAESCHKE *et al.* (2013) pour la région Nouvelle-Aquitaine (disparition de l'espèce). Pour *Leucorrhinia albifrons* l'effet observé pour chaque scénario est moins fort, mais une perte d'habitat importante est tout de même observée dans la zone d'étude. Ce résultat rejoint ceux de cette même étude où l'espèce perd jusqu'à 73% de son aire en Europe et dont la répartition potentielle en Nouvelle-Aquitaine se réduit, voire disparait à l'horizon 2050 (JAESCHKE *et al.*, 2013).

5.4.2 Richesse spécifique globale

L'année 2020 s'est caractérisée par une plus forte pluviométrie au printemps dans les Landes de Gascogne (http://www.meteofrance.fr), contrastant avec la plupart des autres régions de France (Fig. 175).

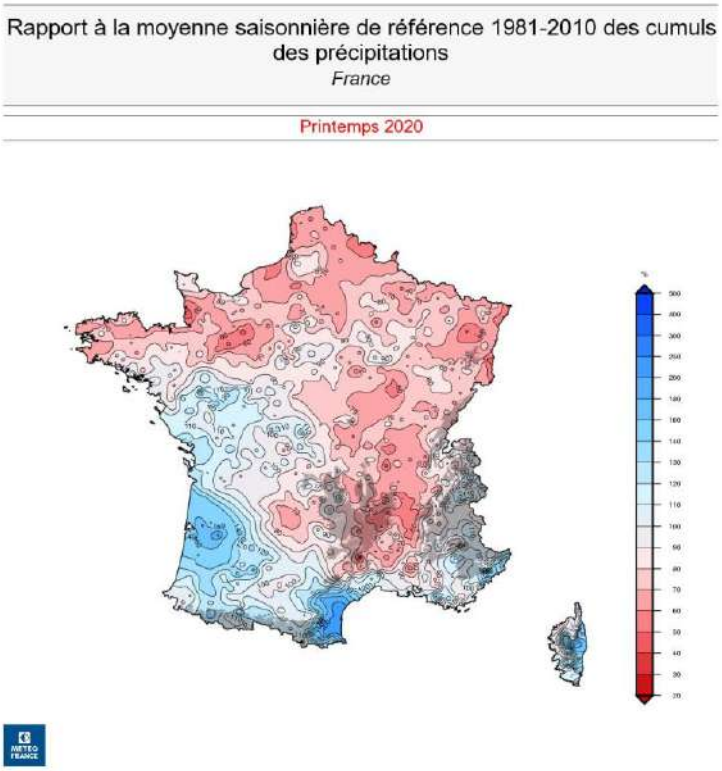


Fig. 175. Rapport à la moyenne saisonnière (1981-2010) des cumuls des précipitations en France au printemps 2020 (Météo France)

Ces précipitations semblent avoir favorisé les émergences d'imagos pour de nombreuses espèces. Malgré cela, les fortes températures estivales ont provoqué une évaporation importante avec des niveaux d'eau parfois très bas en fin d'été, comme cela fut constaté en 2019. L'abondance globale en odonates obtenue en 2020 est plus importante qu'en 2019 (6237 individus), année où l'abondance était déjà plus importante que celle de 2018 (3435 individus minimum). L'ensemble des sessions n'avait pas pu être réalisé en 2018 sur quelques sites et la RNN d'Arjuzanx n'était pas encore suivie. Il est donc normal d'obtenir des effectifs plus importants liés à un effort d'échantillonnage plus important (Tab. XLVII). Le nombre d'espèces moyen (18 espèces) a également augmenté en 2020 comparativement à 2019, avec 3 espèces supplémentaires : *Orthetrum brunneum*, *Plactynemis latipes* et *Plactynemis pennipes*. Pour la suite du programme, l'intégration de l'effort d'échantillonnage dans la comparaison des effectifs permettra d'intégrer tous les sites.

- ***Analyse des imagos***

L'abondance interspécifique diffère peu entre 2018 et 2020, avec deux espèces qui dominent tous les ans : *Ceriagrion tenellum* et *Ischnura elegans.* La troisième espèce change tous les ans, entre *Libellula quadrimaculata* en 2018, *Lestes virens* en 2019 et *Coenagrion puella* en 2020 (Tab. XLVIII).

Certaines espèces ont cependant vu leurs effectifs fortement évoluer depuis 2018, comme par exemple *Coenagrion puella*en progression depuis 2018 (effectifs multipliés par 6 depuis 2018), *Chalcolestes viridis* (effectifs multipliés par 6 depuis 2018), *Enallagma cyathigerum* (effectifs multipliés

par 6 depuis 2018) et *Lestes virens* (effectifs multipliés par 2). Les espèces moins observées ont de petits effectifs (*Aeschna mixta*, *Calopteryx virgo*, *Brachytron pratense, etc.*). À noter qu'en 2020, 3 fois plus d'imagos de *Leucorrhinia albifrons* ont été observés en 2020 par rapport à 2018, alors que les effectifs observés en 2019 étaient en baisse (86 en 2018, 52 en 2019 et 253 en 2020) (Tab. XLVIII). Il est normal d'observer des fluctuations d'effectifs en raison des différents cycles biologiques des espèces, et notamment chez les insectes dont le cycle biologique permet ces « explosions » ponctuelles d'effectifs. Il n'est donc pas encore possible d'y voir une influence des paramètres climatiques. Pour s'affranchir de ces cycles biologiques, seule une analyse de données sur du long terme va permettre de mettre en évidence l'influence de paramètres extérieurs comme le climat.

Le nombre global d'espèces en 2020 est égal à 41, soit le même nombre qu'en 2018 et 2019 (auquel s'ajoutent les taxons non-identifiés au rang spécifique) (Tab. XLVIII). En revanche, les espèces sont différentes avec certaines qui n'ont pas été revues en 2020 ou non-observées en 2018 ou 2019. Ces espèces sont des odonates peu observés en Aquitaine comme *Erythrom manajas*ou des espèces plus régulières en Aquitaine mais dont l'habitat des lagunes ne constitue pas un habitat optimal : *Libelulla fulva*, *Plactynemis latipes*et *Plactynemis pennipes* (Bailleux & al., 2017).

Leucorrhinia pectoralis n'a pas été observée 2020. Il s'agit de la première année sans observation pour la Lagune de la Gaudole mais déjà la deuxième pour le Lac des Troupins et la Lagune de Layats. La tendance globale des populations de *L. pectoralis* en Aquitaine est préoccupante (Bailleux & al., 2018) et les sites suivis dans le cadre du programme vont dans ce sens. Il n'y a pas encore d'explication sur cette évolution.

Tab. XLVIII. Comparaison des espèces obtenues par transect imagos entre 2018 et 2020

Espèces	2018	2019	2020	Evolution 2020 par rapport à la moyenne
Aeshna affinis Vander Linden, 1820	4	2	30	**18.0**
Aeshna cyanea (O.F. Müller, 1764)	7	5	8	**1.3**
Aeshna mixta Latreille, 1805	-	1	1	**0.0**
Anax imperator Leach, 1815	161	146	223	**46.3**
Anax parthenope (Selys, 1839)	3	5	3	**-0.7**
Brachytron pratense (O.F. Müller, 1764)	3	-	1	**-1.0**
Calopteryx virgo (Linnaeus, 1758)	3	2	2	**-0.3**
Calopteryx xanthostoma (Charpentier, 1825)	1	1	-	**-1.0**
Ceriagrion tenellum (Villers, 1789)	348	978	1003	**226.7**
Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)	31	248	112	**-18.3**
Coenagrion puella (Linnaeus, 1758)	100	311	633	**285.0**
Coenagrion scitulum (Rambur, 1842)	92	326	241	**21.3**
Cordulegaster boltonii (Donovan, 1807)	-	1	1	**-1.0**
Cordulia aenea (Linnaeus, 1758)	41	36	60	**14.3**
Crocothemis erythraea (Brullé, 1832)	133	168	158	**5.0**
Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	38	362	87	**-75.3**
Erythromma lindenii (Selys, 1840)	3	1	-	**-2.0**
Erythromma najas (Hansemann, 1823)	-	9	-	**-9.0**
Erythromma viridulum (Charpentier, 1840)	21	6	31	**11.7**
Gomphus pulchellus Selys, 1840	2	1	-	**-1.5**
Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)	333	726	837	**205.0**
Ischnura pumilio (Charpentier, 1825)	1	3	4	**1.3**
Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	32	26	163	**89.3**
Lestes dryas Kirby, 1890	111	182	415	**179.0**
Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	27	24	36	**7.0**
Lestes virens (Charpentier, 1825)	107	542	225	**-66.3**
Leucorrhinia albifrons (Burmeister, 1839)	86	52	224	**103.3**
Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825)	4	3	-	**-3.5**
Libellula depressa Linnaeus, 1758	1	7	6	**1.3**
Libellula fulva O.F. Müller, 1764	1	-	-	**-1.0**
Libellula quadrimaculata Linnaeus, 1758	261	238	425	**117.0**
Orthetrum albistylum (Selys, 1848)	78	108	105	**8.0**
Orthetrum brunneum (Boyer de Fonscolombe, 1837)	-	-	3	**0.0**
Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)	25	43	39	**3.3**
Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	128	144	172	**24.0**
Platycnemis acutipennis Selys, 1841	-	1	1	**0.0**
Platycnemis latipes (Rambur, 1842)	-	-	1	**0.0**
Platycnemis pennipes (Pallas, 1771)	-	-	1	**0.0**
Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	17	34	56	**20.3**
Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	7	5	12	**4.0**
Somatochlora metallica (Vander Linden, 1825)	1	-	3	**1.0**
Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	29	179	74	**-20.0**
Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840)	10	58	32	**-1.3**
Sympetrum meridionale (Selys, 1841)	5	2	8	**3.0**
Sympetrum sanguineum (O.F. Müller, 1764)	198	123	279	**79.0**
Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	14	47	167	**91.0**
Trithemis annulata (Palisot de Beauvois, 1807)	12	17	47	**21.7**

- ***Analyse des exuvies***

Globalement, l'année 2020 n'a pas été favorable pour la récolte d'exuvies, la majorité des espèces ayant vu le nombre d'exuvies récoltées diminuer (Tab. XLIX). Aucune exuvie de *Sympetrumfons colombii* n'a été observée contre 17 en 2018. D'autres espèces comme *Crocothemis erythraea*, *Orthetrum coerulescens* et *Sympetrum sanguineum* ont été plus abondantes en 2020. Cette faible abondance dans la récolte des exuvies n'est pas expliquée en 2020, car même si le printemps a été pluvieux, le protocole permet normalement de s'affranchir du biais lié à la destruction d'exuvies par la pluie en ciblant les relevés après trois jours sans pluie. Cependant, il est possible que sur certains sites, les très faibles niveaux d'eau en été limitent les supports d'émergences en fin de saison et demande une recherche d'exuvies sur un secteur plus large que celui préconisé dans le protocole pour réussir à en trouver. Une réflexion sur le protocole sera menée à la fin du premier programme afin de l'adapter. L'autochtonie de 20 espèces a été mise en évidence entre 2018 et 2020 (Tab. XLIX). Elles utilisent donc les lagunes des Landes de Gascogne comme habitat larvaire. Mis en relief avec les 47 espèces d'imagos identifiées depuis 2018, il ressort clairement que ces lagunes ont un rôle fondamental à jouer pour la faune odonatologique. Les connaissances et les outils actuels de détermination des exuvies ne permettent pas de toutes les identifier. Dans le cadre de ce suivi, seuls les anisoptères (et ponctuellement les *Lestidae*) sont échantillonnés. D'autres espèces se reproduisent très certainement sur les lagunes étudiées (*Coenagrionidae, Platycnemididae, Lestidae*), portant à plus de 20 le nombre d'espèces autochtones.

Tab. XLIX. Comparaison des espèces obtenues par transect exuvies en 2018 et 2020

Espèces	2018	2019	2020	Evolution 2020 par rapport à la moyenne
Aeshna affinis Vander Linden, 1820	2	-	-	**-2**
Anax imperator Leach, 1815	130	38	39	**-30**
Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)	1	40	16	**-3**
Cordulia aenea (Linnaeus, 1758)	3	1	1	**-0.7**
Crocothemis erythraea (Brullé, 1832)	10	30	27	**4.7**
Gomphus pulchellus Selys, 1840	4	-	-	**-4**
Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	-	6	-	**-6**
Leucorrhinia albifrons (Burmeister, 1839)	212	141	137	**-26.3**
Libellula quadrimaculata Linnaeus, 1758	26	132	23	**-37.3**
Orthetrum albistylum (Selys, 1848)	16	7	5	**-4.3**
Orthetrum brunneum (Boyer de Fonscolombe, 1837)	3	-	-	**-3**
Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)	44	10	11	**-10.7**
Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	13	2	13	**3.7**
Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	-	1	-	**-1**
Somatochlora metallica (Vander Linden, 1825)	1	-	-	**-1**
Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	1	56	6	**-15**
Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840)	17	-	4	**-6.5**
Sympetrum meridionale (Selys, 1841)	1	-	-	**-1**
Sympetrum sanguineum (O.F. Müller, 1764)	-	12	14	**1**
Trithemis annulata (Palisot de Beauvois, 1807)	-	10	6	**-2**

Espèce observée une seule année

5.4.3 Le cortège odonatologique des lagunes

Leucorrhinia pectoralis et *Leucorrhinia albifrons* sont des espèces qui dépendent de milieux oligo-mésotrophes à eutrophes avec une mosaïque d'hydrophytes et des zones d'eau libre (ASKEW, 1988 ; COURANT, 2010 ; CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DE FRANCHE-COMTÉ & OBSERVATOIRE RÉGIONAL DES INVERTÉBRÉS, 2016). Les cortèges d'espèces définis ci-dessous comprennent des odonates appartenant aux catégories « généralistes opportunistes » et « généralistes orientées » de milieux lentiques et/ou oligotrophes (DOMMANGET, 1989).

Sept espèces ont une présence supérieure à 75% sur l'ensemble des lagunes étudiées en 2018, 2019 et 2020 selon la méthode présentée en partie :

- **généralistes opportunistes** : *Anax imperator*, *Ischnura elegans*, *Sympetrum sanguineum, Coenagrionpuella*;
- **généralistesorientées vers les milieux oligotrophes** : *Ceriagriontenellum* ;
- **généralistes orientées vers les milieux lentiques** : *Crocothemiserythraea*, *Libellula quadrimaculata.*

• Le cortège de Leucorrhinia albifrons

Les exigences de cette espèce sont les plus restrictives au stade larvaire. Étant très sensible à la prédation, du fait de capacités natatoires faibles, notamment en cas de fuite, la présence de poissons dans une lagune lui est très préjudiciable voire discriminante. Cette préférence pour des milieux à faible pression de prédation est aussi partagée par d'autres odonates (*Lestidae*). Le site doit avoir des herbiers aquatiques développés, des massifs immergés et des végétaux flottants (nénuphars, potamots)en eau claire et légèrement acide (STERNBERG & BUCHWALD, 2000 ; DE BOER, 2007). L'espèce peut aussi être présente dans des sites anthropiques : lagunes d'extraction de la tourbe, gravières ou points d'eau DFCI etc., dès lors qu'ils répondent aux critères qui viennent d'être énoncés (BAILLEUX *et al.*, 2017).

Bien que certains mâles territoriaux soient mobiles, avec une distance de dispersion courante (sur toute leur vie) de 18km, l'essentiel de la population reste sur le site (BEUTLER, 1987 ; JAESCHKE *et al.*, 2013). La détectabilité de l'imago est donc assez élevée aux abords des lagunes aux bonnes périodes (mai à juin). En effet, l'apparition est simultanée et limitée dans le temps, de mai à juin. La période d'occurrence est souvent courte, 4 à 8 semaines, avec plus de la moitié des individus émergés en 15 jours (GRAND & BOUDOT, 2006 ; DUPONT, 2010b).

En appliquant la méthode présentée en partie , le cortège de *Leucorrhinia albifrons* a été défini. Il regroupe six espèces classées selon leurs exigences écologiques (DOMMANGET, 1989).

- **généralistes opportunistes** : *Anax imperator*, *Coenagrionpuella*, *Ischnura elegans, Sympetrumsanguineum*;
- **généralistesorientées vers les milieux oligotrophes** : *Ceriagriontenellum* ;
- **généralistes orientées vers les milieux lentiques** : *Libellulaquadrimaculata*.

Une espèce a un pourcentage de présence égal à 73% et peuvent être, à 2% près, considérée comme appartenant au cortège : *Coenagrionscitulum.*

• Le cortège de Leucorrhinia pectoralis

*Leucorrhinia pectoralis*n'a pas été observé en 2020. D'après le bilan stationnel des leucorrhines, il a été montré que seulement 30% des données pour cette espèce sont récentes, correspondant à des données de moins de 5 ans lors de l'analyse (BAILLEUX *et al.*, 2018). De plus, les suivis réalisés sur un pool de 30 lagunes du PNR des Landes de Gascogne constatent également son absence alors qu'elle y était présente en 2014 (FOUERT–POURET, 2019). Ce faisceau d'informations indique que le statut de *Leucorrhinia pectoralis* est préoccupant. L'analyse de son cortège sera poursuivie si elle est de nouveau observée dans les prochaines années.

• Synthèse des cortèges

Afin de rendre la lecture des cortèges plus simple et plus rapide, ils sont synthétisés dans le tableau ci–dessous (Tab. L).

Tab. L. Cortèges d'espèces définis d'après les résultats de 2018, 2019 et 2020

Espèces	Lagunes	*L. albifrons*
Anax imperator Leach, 1815	X	X
Ceriagrion tenellum (Villers, 1789)	X	X
Coenagrion puella (Linnaeus, 1758)	X	X
Crocothemis erythraea (Brullé, 1832)	X	
Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)	X	X
Libellula quadrimaculata Linnaeus, 1758	X	X
Sympetrum sanguineum (O.F. Müller, 1764)	X	X

5.4.4 Analyse à l'échelle d'un site

Une analyse plus fine à l'échelle du site a été réalisée en ciblant les sites suivis depuis 3 années et qui ont connu des évolutions significatives dans le cortège d'espèces observées. Il s'agit d'analyses préliminaires qui pourront être affinées au fur et à mesure des années de suivis. De plus, l'analyse des données des stations météos installées sur site pourront être intégrées aux analyses pour mettre en avant des corrélations entre paramètres météorologiques et évolution observée des populations d'odonates.

• Lagune de la Matte – Luxey (40)

Analyse du cortège odonatologique

Depuis 2018, 24 espèces d'odonates ont été recensées lors des suivis sur la lagune de la Matte (Tab. LI). Parmi ces 24 espèces, 12 ont été observées les 3 années et 9 d'entre elles se reproduisent effectivement sur la lagune (exuvies ou émergents détectés). *Chalcolestes viridis* peut être rajoutée à ces 12 espèces, l'espèce ayant été observée en 2019 et 2020 avec présence d'émergents. Cette liste d'espèces constitue en l'état actuel des connaissances la base du cortège odonatologique de la lagune de la Matte.

Tab. LI. Tableau comparatif d'années d'observation des espèces sur la lagune de la Matte. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie, en jaune uniquement en 2018, en rouge uniquement en 2019 et en bleu celles observées uniquement en 2020

	Espèces	2018	2019	2020	Exuvie ou émergent observé
Anysoptères	*Aeshna cyanea* (O.F. Müller, 1764)	X	-	-	
	***Anax imperator* Leach, 1815**	**X**	**X**	**X**	Oui
	***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	Crocothemis erythraea (Brullé, 1832)	-	X	-	
	***Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	***Libellula quadrimaculata* Linnaeus, 1758**	**X**	**X**	**X**	Oui
	***Orthetrum coerulescens* (Fabricius, 1798)**	**X**	**X**	**X**	
	***Somatochlora flavomaculata* (Vander Linden, 1825)**	**X**	**X**	**X**	
	Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840)	-	-	X	
	Sympetrum meridionale (Selys, 1841)	-	-	X	
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	***Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840)**	**X**	**X**	**X**	
Zygoptères	*Calopteryx virgo* (Linnaeus, 1758)	X	-	X	
	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	***Chalcolestes viridis* (Vander Linden, 1825)**	**-**	**X**	**X**	**Oui**
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	***Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)**	**X**	**X**	**X**	
	Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	X	X	-	
	Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)	-	X	X	
	***Lestes barbarus* (Fabricius, 1798)**	**X**	**-**	**-**	**Oui**
	***Lestes dryas* Kirby, 1890**	**X**	**X**	**X**	
	Lestes virens (Charpentier, 1825)	**X**	**X**	**X**	
	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	-	X	X	
	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	-	-	X	
	Total	**17**	**18**	**20**	

L'analyse de l'abondance permet de préciser le cortège et son évolution sur les 3 années de suivis. Depuis la mise en place du protocole STELI adapté en 2018, c'est un total de 2 095 imagos qui a été recensé, réparti comme suit parmi les espèces. Sur les 3 années, *Coenagrion scitulum* est l'espèce qui a été le plus souvent contactée (Tab. LII), représentant 24,7% de la totalité des observations. Vient ensuite *Coenagrion puella* avec 21,8% du total, suivie de *Ceriagrion tenellum* avec 13,3% et *Leucorrhinia albifrons*avec 12,8%. Sur les 26 espèces, 9 représentent 91,8% des observations. Les lagunes des Landes de Gascogne constituent l'habitat principal pour ces espèces en Aquitaine (BAILLEUX *et al.*, 2017), il est donc logique de les retrouver majoritaires dans les relevés.

Tab. LII. Tableau comparatif des effectifs observés pour chaque espèce durant les suivis sur la lagune de la Matte entre 2018 et 2020. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie

	Espèces	2018	2019	2020	Total	% (2018 à 2020)
Anysoptères	*Aeshna cyanea* (O.F. Müller, 1764)	1	-	-	1	0.05%
	***Anax imperator* Leach, 1815**	**20**	**20**	**17**	**57**	2.72%
	***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	**5**	**5**	**12**	**22**	1.05%
	Crocothemis erythraea (Brullé, 1832)	-	1	-	1	0.05%
	***Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839)**	**49**	**40**	**180**	**269**	**12.84%**
	***Libellula quadrimaculata* Linnaeus, 1758**	**20**	**21**	**60**	**101**	4.82%
	***Orthetrum coerulescens* (Fabricius, 1798)**	**5**	**16**	**4**	**25**	1.19%
	***Somatochlora flavomaculata* (Vander Linden, 1825)**	**2**	**1**	**2**	**5**	0.24%
	Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840)			1	1	0.05%
	Sympetrum meridionale (Selys, 1841)				0	0.00%
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**21**	**12**	**10**	**43**	2.05%
	***Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840)**	**3**	**4**	**4**	**11**	0.53%
Zygoptères	*Calopteryx virgo* (Linnaeus, 1758)	1		1	2	0.10%
	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**120**	**73**	**85**	**278**	**13.27%**
	***Chalcolestes viridis* (Vander Linden, 1825)**		**19**	**31**	**50**	2.39%
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**168**	**58**	**231**	**457**	**21.81%**
	***Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)**	**202**	**245**	**71**	**518**	**24.73%**
	Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)		3		3	0.14%
	Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)	3	3	1	7	0.33%
	Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	150			150	7.16%
	***Lestes dryas* Kirby, 1890**	**13**	**9**	**13**	**35**	1.67%
	Lestes virens (Charpentier, 1825)	25	2		27	1.29%
	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)		6	25	31	1.48%
	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)			1	1	0.05%
				TOTAL	**2095**	

Les analyses suivantes réalisées sur l'abondance des espèces constituent un test pour évaluer les potentialités d'analyse de ce type de suivi pour la suite du programme. Cependant, le nombre d'années de suivis est encore trop faible pour réaliser cette analyse à plus large échelle.

Si on prend les espèces ayant eu une année une abondance supérieure ou égale à 10% du nombre total d'imagos observés, on peut voir que les espèces majoritaires ont fortement évoluées en 2020 par rapport à 2018 et 2019 (Fig. 176). Ces évolutions semblent pour l'instant liées à des fluctuations interannuelles des effectifs en lien avec le cycle biologique des espèces.

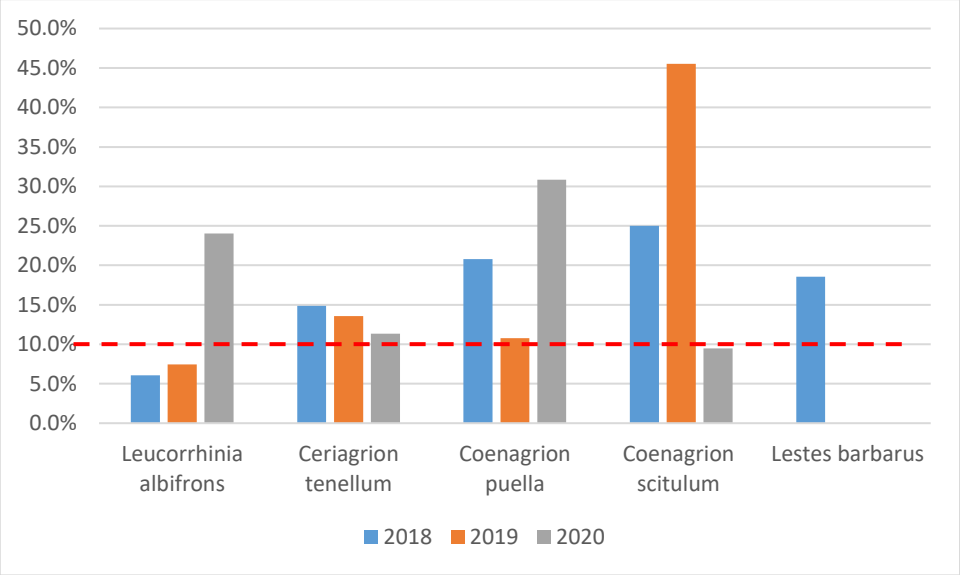


Fig. 176. Évolution de l'abondance entre 2018 et 2020 des espèces avec au moins une année une abondance >10% – Lagune de la Matte.

Une comparaison des effectifs observés en 2020 par rapport à la moyenne des observations réalisées sur les 3 années permet d'estimer une tendance d'évolution des populations (Tab. LIII). Celle-ci reste une hypothèse que seul le réplicat des suivis sur plusieurs années permettra de confirmer. Il a été considéré à dire d'expert, qu'il y avait une évolution des effectifs lorsque l'écart à la moyenne était de + ou – 2.

Tab. LIII. Tableau comparatif des tendances d'évolution des effectifs des espèces observées sur la lagune de la Matte entre 2018 et 2020. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie.

	Espèces	2018	2019	2020	Evolution effectifs 2020
Anysoptères	*Aeshna cyanea* (O.F. Müller, 1764)	1	-	-	-
	***Anax imperator* Leach, 1815**	**20**	**20**	**17**	Stable
	***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	**5**	**5**	**12**	Augmentation
	Crocothemis erythraea (Brullé, 1832)	-	1	-	-
	***Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839)**	**49**	**40**	**180**	Augmentation
	***Libellula quadrimaculata* Linnaeus, 1758**	**20**	**21**	**60**	Augmentation
	***Orthetrum coerulescens* (Fabricius, 1798)**	**5**	**16**	**4**	Réduction
	***Somatochlora flavomaculata* (Vander Linden, 1825)**	**2**	**1**	**2**	Stable
	Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840)	-	-	1	-
	Sympetrum meridionale (Selys, 1841)	-	-	-	-
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**21**	**12**	**10**	Réduction
	***Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840)**	**3**	**4**	**4**	Stable
Zygoptères	*Calopteryx virgo* (Linnaeus, 1758)	1	-	1	Stable
	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**120**	**73**	**85**	Réduction
	Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)		19	31	Augmentation
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**168**	**58**	**231**	Augmentation
	***Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)**	**202**	**245**	**71**	Réduction
	Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	-	3	-	-
	Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)	3	3	1	Stable
	Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	150	-	-	-
	***Lestes dryas* Kirby, 1890**	**13**	**9**	**13**	Stable
	Lestes virens (Charpentier, 1825)	25	2	-	Réduction
	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	-	6	25	Augmentation
	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	-	-	1	-
	TOTAL	**808**	**538**	**749**	

Sur les 17 espèces analysées, 5 ont vu leurs effectifs observés diminuer en 2020 et 6 ont vu leurs effectifs observés augmenter (Tab. L). Parmi les espèces ayant eu de fortes variations d'effectifs en 2020, on peut citer :

- *Leucorrhiniaalbifrons* : + 90 imagos observés en 2020.
- *Libellulaquadrimaculata* : + 26 imagos observés en 2020.
- *Coenagrionpuella* : + 79 imagos observés en 2020.
- *Coenagrionscitulum* : – 102 imagos observés en 2020.

Coenagrionscitulum est une espèce qui voit son aire de répartition européenne se décaler vers le nord, l'espèce pouvant être sensible au changement climatique (BOUDOT & KALKMAN, 2015). L'évolution des effectifs pour cette espèce sera à suivre dans les prochaines années afin de vérifier cette tendance à la baisse où s'il ne s'agit que d'une variation annuelle. L'évolution des effectifs de *Leucorrhinia albifrons* est plus surprenante, les sites ayant une évolution positive aussi forte sont plutôt rares en Aquitaine. Une analyse plus détaillée est réalisée dans le paragraphe suivant. Pour les deux autres espèces, il ne s'agit pas a priori d'espèces sensibles au changement climatique, mais l'augmentation de leur abondance sur le site de la Matte peut être le signe d'une modification de l'habitat qui pourrait devenir de moins en moins oligotrophe et donc favoriser ces espèces (GRAND & BOUDOT, 2006).

Évolution des effectifs de *Leucorrhinia albifrons*

La lagune de la Matte abrite une population de *Leucorrhinia albifrons*, espèce ciblée dans le cadre de ce programme. Les suivis mis en œuvre depuis 2018 vont permettre d'estimer une tendance d'évolution des populations et de la comparer avec la tendance globale observée à l'échelle de l'Aquitaine. Ainsi, depuis 2018, les effectifs globaux (imagos + exuvies) observés sont variables selon les années, avec une année 2019 peu favorable avec seulement 109 observations. L'année 2020 se rapproche des effectifs observés en 2018 (Fig. 177). Cependant, l'analyse selon les stades (exuvie ou imago) permet d'affiner l'analyse. Le nombre d'exuvies observées sur la lagune de la Matte est en diminution depuis 2018, passant de 176 à 44 exuvies en 2020. En revanche, le nombre d'imagos observés en 2020 a été bien plus important que celui observé en 2018 et 2019.

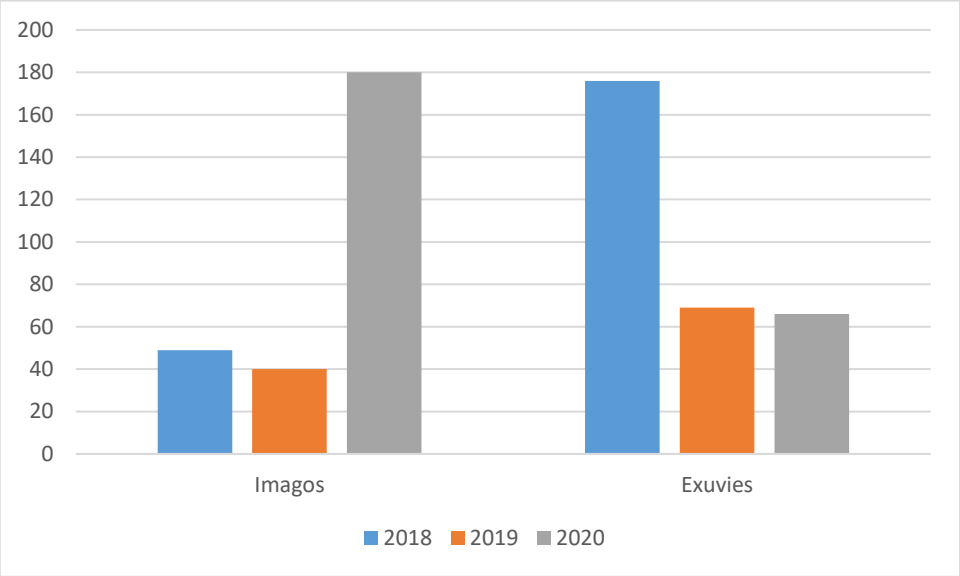


Fig. 177. Évolution des effectifs de Leucorrhinia albifrons entre 2018 et 2020 – Lagune de la Matte

Le nombre important d'imagos observés en 2020 sur la lagune de la Matte semble cohérent, au regard du grand nombre d'exuvies observées en 2018. En effet, le développement larvaire chez *Leucorrhinia albifrons* dure 2 années (DUPONT, 2010b). Les imagos ayant émergés en 2018 se sont reproduits sur le site et cette nouvelle génération a donc été observée en 2020. Cependant il aurait également été logique de retrouver de nombreuses exuvies en 2020. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer cette différence :

- Les niveaux d'eaux important au printemps 2020 n'ont pas permis de retrouver la majorité des exuvies ;
- L'observation importante d'imagos provient d'individus venant d'autres lagunes, l'espèce étant connue pour avoir de bonnes capacités de dispersion (DUPONT, 2010b), des observations de terrains ayant confirmé un déplacement de 17 km en Allemagne (BEUTLER, 1987), laissant présager de capacités de dispersion importantes.

Cependant, la deuxième hypothèse est peu valable, car la très grande majorité des imagos ont été observés en début de la période de vol (159 ind. Le 28/05/2020) avec de nombreux individus immatures ou émergents. Il est donc plus probable que ce soit un biais lié à la recherche d'exuvies.

Il sera intéressant de vérifier cette hypothèse en quatrième année de suivi, qui devrait logiquement connaitre une baisse des observations des imagos par rapport à 2020.

• Lagune de la Joureyre – Sore (40)

Analyse du cortège odonatologique

Depuis 2018, 19 espèces d'odonates ont été recensées lors des suivis sur la lagune de la Joureyre (Tab. LIV). Parmi ces 19 espèces, 12 ont été observées les 3 années et 8 d'entre elles se reproduisent effectivement sur la lagune (exuvies ou émergents détectés). *Chalcolestes viridis* peut être rajouté à ces 12 espèces, l'espèce ayant été observée en 2019 et 2020 avec présence d'émergents. Cette liste d'espèce constitue en l'état actuel des connaissances actuelles la base du cortège odonatologique de la lagune de la Joureyre.

Tab. LIV. Tableau comparatif d'années d'observation des espèces sur la lagune de la Joureyre. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie et en bleu celles observées uniquement en 2020

	Espèces	2018	2019	2020	Exuvie ou émergent observé
Anysoptères	*Aeshna cyanea* (O.F. Müller, 1764)	-	-	X	
	***Anax imperator* Leach, 1815**	**X**	**X**	**X**	Oui
	***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	***Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)**	**X**	**X**	**X**	
	***Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	***Libellula quadrimaculata* Linnaeus, 1758**	**X**	**X**	**X**	Oui
	Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	X	-	X	
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	-	-	X	
Zygoptères	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)		X	X	Oui
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	
	***Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)**	**X**	**X**	**X**	Oui
	Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	X	X	-	
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	**X**	**X**	**X**	
	***Lestes barbarus* (Fabricius, 1798)**	**-**	**-**	**X**	**Oui**
	***Lestes dryas* Kirby, 1890**	**X**	**X**	**X**	Oui
	Lestes virens (Charpentier, 1825)	X	X	-	
	***Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer, 1776)**	**X**	**X**	**X**	
	Total	**15**	**15**	**17**	

L'analyse de l'abondance permet de préciser le cortège et son évolution sur les 3 années de suivis. Depuis la mise en place du protocole STELI adapté en 2018, c'est un total de 2 438 imagos qui a été recensé, réparti comme suit parmi les espèces. Sur les 3 années, *Ceriagrion tenellum* est l'espèce qui a été le plus souvent contactée (Tab. LV), représentant 34,6% de la totalité des observations. Vient ensuite *Lestes dryas* avec 16,6% du total, et *Coenagrion scitulum*avec 13,3%. Sur les 19 espèces, 8

représentent 91% des observations. On retrouve ici des espèces communes et bien réparties dans les Landes de Gascogne (Bailleux & al., 2017).

Tab. LV. Tableau comparatif des effectifs observés pour chaque espèce durant les suivis sur la lagune de la Joureyre entre 2018 et 2020

	Espèces	2018	2019	2020	Total	% (2018 à 2020)
Anysoptères	*Aeshna cyanea* (O.F. Müller, 1764)	-	-	1	1	0.04%
	***Anax imperator* Leach, 1815**	**13**	**6**	**14**	**33**	1.35%
	***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	**11**	**13**	**2**	**26**	1.07%
	***Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)**	**6**	**1**	**6**	**13**	0.53%
	***Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839)**	**21**	**18**	**4**	**43**	1.76%
	***Libellula quadrimaculata* Linnaeus, 1758**	**117**	**66**	**22**	**205**	8.41%
	Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	5	-	14	19	0.78%
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**5**	**6**	**29**	**40**	1.64%
	Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	-	-	3	3	0.12%
Zygoptères	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**610**	**108**	**126**	**844**	**34.62%**
	Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)	-	2	14	16	0.66%
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**95**	**5**	**41**	**141**	5.78%
	***Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)**	**250**	**27**	**47**	**324**	**13.29%**
	Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	51	1	-	52	2.13%
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	**2**	**1**	**7**	**10**	0.41%
	***Lestes barbarus* (Fabricius, 1798)**	**-**	**-**	**120**	**120**	**4.92%**
	***Lestes dryas* Kirby, 1890**	**296**	**24**	**84**	**404**	**16.57%**
	Lestes virens (Charpentier, 1825)	96	32	-	128	5.25%
	***Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer, 1776)**	**13**	**1**	**2**	**16**	0.66%
				TOTAL	**2438**	

Évolution des effectifs de *Leucorrhinia albifrons*

La lagune de la Joureyre abrite une population de *Leucorrhinia albifrons*, espèce ciblée dans le cadre de ce programme. Les suivis mis en œuvre depuis 2018 vont permettre d'estimer une tendance d'évolution des populations et de la comparer avec la tendance globale observée à l'échelle de l'Aquitaine. Les effectifs d'imagos sont en baisse depuis 2018 et notamment en 2020 où seul 4 imagos ont été observés (Fig. 178). Concernant les exuvies, l'année 2020 semble similaire à celle de 2018. D'après le nombre d'imagos observés en 2019 (18 imagos) et le nombre d'exuvies récoltées la même année (15 exuvies), ces deux valeurs semblent cohérentes. La recherche des exuvies semble avoir permis de récolter la majorité des exuvies du site. En revanche, cela ne semble pas être le cas en 2018. Il semble que la recherche des exuvies soit aléatoire et dépendante des niveaux d'eau. L'année 2019 est caractérisée par des niveaux d'eau bas dès le printemps ce qui a sans doute facilité la récolte des exuvies. Or ce n'est pas le cas des années 2018 et 2020. Il est donc possible que seule une partie des exuvies ait pu être récoltée. En prenant en compte un temps de développement des larves de 2 ans, on aurait dû avoir en 2020 un nombre important d'imagos observés. Malgré cela, le très faible nombre d'imagos observés en 2020 reste inquiétant pour cette lagune. Les prochaines années de suivis permettront peut-être de voir s'il s'agit uniquement d'une variation annuelle ou si elle traduit une baisse réelle de la population du site.

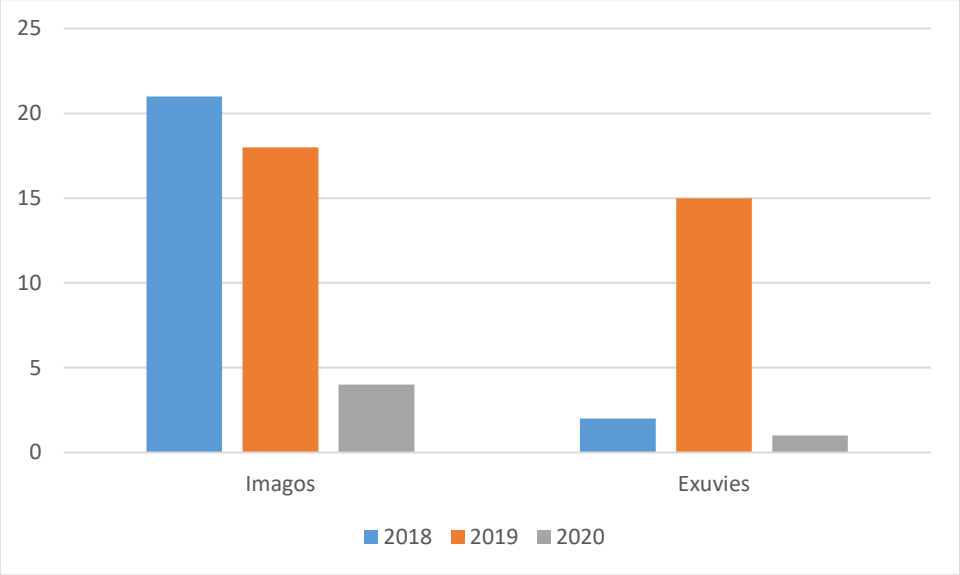


Fig. 178. Évolution des effectifs de Leucorrhinia albifrons entre 2018 et 2020 – Lagune de la Joureyre

- Lac de Troupins – Guillos (33)

Diversité spécifique obtenue par les transects imago

Avec un total de 28 espèces recensées sur le site, 39% de la faune odonatologique de l'ex-Aquitaine a pu être vue suite aux prospections menées depuis 2018. Par ailleurs, 5 espèces n'ont été observées qu'en 2018 et 9 seulement en 2020. En 2019, très peu d'espèces ont été observées (9). Cette faible quantité s'explique notamment par un nombre de passages réduit par rapport aux autres années (7 au lieu de 9), dont 3 se sont avérés être infructueux.

Des preuves d'autochtonie (exuvie ou émergent) ont pu être observées seulement pour 4 espèces. Cette liste d'espèces constitue tout de même la base du peuplement odonatologique du lac de Troupins.

La présence de *Leucorrhinia pectoralis* n'a été décelée qu'en 2018 (Tab. LVI), et *Leucorrhinia albifrons* n'y a pas été vue.

Tab. LVI. Diversité spécifique sur le lac de Troupins. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie et en bleu celles observées uniquement en 2020

	Espèces	2018	2019	2020	Exuvie ou émergent observé
Anisoptères	*Aeshna affinis* (Vander Linden, 1820)	-	-	X	-
	***Anax imperator* (Leach, 1815)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Anax parthenope (Selys, 1839)	X	-	X	-
	Brachytron pratense (O.F. Müller, 1764)	X	-	-	-
	Cordulia aenea (Linnaeus, 1758)	X	-	X	-
	***Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825)	X	-	-	-
	***Libellula quadrimaculata* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Orthetrum albistylum (Selys, 1848)	X	-	X	-
	***Orthetrum cancellatum* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	X	-	X	-
	Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	-	-	X	-
	***Sympetrum fonscolombii* (Selys, 1840)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Sympetrum meridionale (Selys, 1841)	-	-	X	-
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840)**	**-**	**-**	**X**	**Oui**
	***Trithemis annulata* (Palisot de Beauvois, 1807)**	**X**	**X**	**X**	**-**
Zygoptères	*Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)	-	-	X	-
	Coenagrion puella (Linnaeus, 1758)	-	-	X	-
	Coenagrion scitulum (Rambur, 1842)	X	-	-	-
	***Enallagma cyathigerum* (Charpentier, 1840)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Erythromma lindenii (Selys, 1840)	X	-	-	-
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Lestes virens (Charpentier, 1825)	-	-	X	-
	Platycnemis acutipennis (Selys, 1841)	-	-	X	-
	Platycnemis pennipes (Pallas, 1771)	-	-	X	-
	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	X	-	-	-
	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	X	-	X	-

Diversité spécifique obtenue par les transects exuvie

En 2018 et 2019, aucune exuvie n'a été trouvée au lac de Troupins. En 2020, un total de 9 exuvies, réparties sur les 3 passages effectués, ont été récoltées. Elles correspondent à 3 ou 4 espèces : *Sympetrum sanguineum*, *Orthetrum cancellatum* et *Sympetrum striolatum/meridionale*. Ces derniers ne sont pas dissociables sur la base de leur exuvie, et les deux espèces ont été contactées au cours de l'année 2020. Cependant, aucune exuvie de Leucorrhine n'a été trouvée.

Le lac de Troupins présente un niveau d'eau variable au cours de la saison. En début de suivi, au printemps, le niveau de l'eau est élevé et proche de la végétation rivulaire, fournissant une grande quantité de supports d'émergence. C'est à cette période que les exuvies sont les plus fréquentes. Cependant, les touradons de molinie, les arbres et le niveau de l'eau rendent la progression difficile le long de la berge et induit un biais dans leur recherche. Lorsque le niveau d'eau diminue, la végétation se fait beaucoup plus rare, voire nulle par endroits. Au cours de l'été, aucune exuvie n'a été trouvée.

Abondance des imagos

Depuis la mise en place du protocole STELI adapté en 2018, un total de 386 imagos a été recensé, réparti comme suit parmi les espèces. *Ishnura elegans* est l'espèce qui a été le plus souvent contactée (Tab. LVII), représentant 29 ,5% de la totalité des observations. Vient ensuite *Libellula quadrimaculata*

avec 10,3% du total, suivie de *Trithemis annulata* avec 8,5%. Sur les 28 espèces, 12 représentent 89,9% des observations.

Leucorrhinia pectoralis, espèce ciblée par le programme, ne représente que 0,26% des observations avec une seule donnée collectée.

Tab. LVII. Abondance sur le lac de Troupins. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie

	Espèces	2018	2019	2020	Total	% (2018 à 2020)
Anisoptères	*Aeshna affinis* (Vander Linden, 1820)	-	-	1	1	0.26%
	***Anax imperator* (Leach, 1815)**	5	3	15	23	5.96%
	Anax parthenope (Selys, 1839)	1	-	1	2	0.52%
	Brachytron pratense (O.F. Müller, 1764)	1	-	-	1	0.26%
	Cordulia aenea (Linnaeus, 1758)	2	-	1	3	0.78%
	***Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)**	9	5	11	25	6.48%
	Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825)	1	-	-	1	0.26%
	***Libellula quadrimaculata* (Linnaeus, 1758)**	21	2	17	40	**10.36%**
	Orthetrum albistylum (Selys, 1848)	1	-	5	6	1.55%
	***Orthetrum cancellatum* (Linnaeus, 1758)**	4	7	7	18	4.66%
	Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	1	-	6	7	1.81%
	Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	-	-	1	1	0.26%
	***Sympetrum fonscolombii* (Selys, 1840)**	8	4	2	14	3.63%
	Sympetrum meridionale (Selys, 1841)	-	-	1	1	0.26%
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	3	1	19	23	5.96%
	***Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840)**	-	-	14	14	3.63%
	***Trithemis annulata* (Palisot de Beauvois, 1807)**	7	1	25	33	8.55%
Zygoptères	*Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)	-	-	2	2	0.52%
	Coenagrion puella (Linnaeus, 1758)	-	-	9	9	2.33%
	Coenagrion scitulum (Rambur, 1842)	6	-	-	6	1.55%
	***Enallagma cyathigerum* (Charpentier, 1840)**	5	5	15	25	6.48%
	Erythromma lindenii (Selys, 1840)	2	-	-	2	0.52%
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	58	1	55	114	**29.53%**
	Lestes virens (Charpentier, 1825)	-	-	3	3	0.78%
	Platycnemis acutipennis (Selys, 1841)	-	-	1	1	0.26%
	Platycnemis pennipes (Pallas, 1771)	-	-	1	1	0.26%
	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	1	-	-	1	0.26%
	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	8	-	1	9	2.33%
				TOTAL	386	

Évolution des effectifs de *Leucorrhinia pectoralis*

Leucorrhinia pectoralis n'a été observé qu'en 2018, avec un seul individu, sans certitude de l'existence d'une population. Non retrouvée en 2019 et 2020, la possibilité d'un individu erratique capté en 2018 n'est pas à exclure sachant qu'il existe des populations avérées proches (comm. pers. CEN N-A).

De plus, aucune exuvie de cette espèce n'a été détectée au cours de ces 3 années de prospection. Une quatrième année permettra peut-être de déceler la présence de cette espèce discrète, ainsi que d'établir son éventuelle autochtonie.

• Lagune centrale photovoltaïque

Diversité spécifique obtenue par les transects imago

La lagune centrale photovoltaïque recense un total de 23 espèces, soit 32% du total connu sur le territoire de l'ex-Aquitaine. 10 espèces n'ont été observées qu'en 2020, et 1 seule uniquement en 2019. Cette liste d'espèces constitue la base du peuplement odonatologique de lagune centrale photovoltaïque (Tab. LVIII).

Des preuves d'autochtonie (exuvie ou émergent) ont pu être observées seulement pour 4 espèces. Cette liste d'espèces constitue tout de même la base du peuplement odonatologique de cette lagune.

Leucorrhinia albifrons n'a été contacté qu'en 2018, aucun individu n'a été revu depuis.

Tab. LVIII. Diversité spécifique sur la lagune centrale photovoltaïque. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie et en bleu celles observées uniquement en 2020

	Espèces	2018	2019	2020	Exuvie ou émergent observé
Anisoptères	***Aeshna cyanea (O.F. Müller, 1764)***	**X**	**X**	**X**	**-**
	***Anax imperator* (Leach, 1815)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Cordulegaster boltonii (Donovan, 1807)	-	-	X	-
	***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Crocothemis erythraea (Brullé, 1832)	-	-	X	-
	Leucorrhinia albifrons (Burmeister, 1839)	X	-	-	-
	Libellula depressa (Linnaeus, 1758)	-	-	X	-
	***Libellula quadrimaculata* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Orthetrum brunneum (Boyer de Fonscolombe, 1837)	-	-	X	-
	Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	-	-	X	-
	***Somatochlora flavomaculata* (Vander Linden, 1825)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	-	-	X	-
Zygoptères	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	***Chalcolestes viridis* (Vander Linden, 1825)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Coenagrion scitulum (Rambur, 1842)	-	-	X	-
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	-	-	X	-
	Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	-	-	X	-
	***Lestes virens* (Charpentier, 1825)**	**X**	**X**	**X**	**-**
	Platycnemis latipes (Rambur, 1842)	-	-	X	-
	***Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer, 1776)**	**X**	**X**	**X**	**-**

La plupart des espèces observées seulement en 2020 sont des espèces discrètes pouvant passer inaperçu (*Lestes sponsa*, *Lestes barbarus*, *Coenagrion scitulum*) ou qui sont en déplacement (*Libellula depressa*, *Cordulegaster boltonii*). Ces dernières sont des données opportunistes lors de passage des individus au-dessus de la lagune, ne constituant pas le cortège habituel de ce type de milieu.

Diversité spécifique obtenue par les transects exuvie

En 2018 et 2019, aucune exuvie n'a été trouvée. En 2020, seules 2 exuvies de *Libellula quadrimaculata* ont été récoltées. Aucune exuvie de Leucorrhine n'a été observée au cours de ces trois années de suivi.

Les berges de cette lagune sont très abruptes, rendant délicate la recherche des exuvies. En effet, l'accès à l'interface eau/berge est compliqué de par la pente importante se prolongeant dans l'eau. De plus, il est préférable d'éviter de marcher directement dans l'eau afin de ne pas piétiner l'habitat

larvaire ainsi que les larves des libellules. La végétation rivulaire très dense permet également une grande quantité de supports, pouvant parfois rendre difficile la détection de certaines exuvies.

Abondance des imagos

Depuis la mise en place du protocole en 2018, 443 imagos ont été recensés, répartis selon les espèces comme suit (Tab. LIX). *Lestes virens* est l'espèce la plus contactée, avec 32% des observations. Vient ensuite *Libellula quadrimaculata* avec 18,7%, puis *Coenagrion puella* avec 9,5%. Seulement 7 espèces représentent près de 85% de la totalité des observations.

Leucorrhinia albifrons, espèce ciblée par le programme, ne représente que 2% des observations avec 9 données collectées.

Tab. LIX. Abondance sur la lagune centrale photovoltaïque. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie

	Espèces	2018	2019	2020	Total	% (2018 à 2020)
Anisoptères	***Aeshna cyanea* (O.F. Müller, 1764)**	**1**	**2**	**4**	**7**	1.58%
	***Anax imperator* (Leach, 1815)**	**5**	**5**	**14**	**24**	5.42%
	Cordulegaster boltonii (Donovan, 1807)	-	-	1	**1**	0.23%
	***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	**11**	**10**	**7**	**28**	6.32%
	Crocothemis erythraea (Brullé, 1832)	-	-	1	**1**	0.23%
	Leucorrhinia albifrons (Burmeister, 1839)	9	-	-	9	2.03%
	Libellula depressa (Linnaeus, 1758)	-	-	1	**1**	0.23%
	***Libellula quadrimaculata* (Linnaeus, 1758)**	**27**	**17**	**39**	**83**	**18.74%**
	Orthetrum brunneum (Boyer de Fonscolombe, 1837)	-	-	1	**1**	0.23%
	Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	-	-	10	**10**	2.26%
	Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	-	3	1	**4**	0.90%
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**1**	**10**	**16**	**27**	6.09%
	Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	-	-	4	**4**	0.90%
Zygoptères	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**27**	**2**	**2**	**31**	7.00%
	***Chalcolestes viridis* (Vander Linden, 1825)**	**2**	**2**	**6**	**10**	2.26%
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**29**	**5**	**8**	**42**	9.48%
	Coenagrion scitulum (Rambur, 1842)	-	-	4	**4**	0.90%
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	**1**	**1**	**2**	**4**	0.90%
	Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	-	-	1	**1**	0.23%
	Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	-	-	1	**1**	0.23%
	***Lestes virens* (Charpentier, 1825)**	**19**	**66**	**57**	**142**	**32.05%**
	Platycnemis latipes (Rambur, 1842)	-	-	1	**1**	0.23%
	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	3	-	4	**7**	1.58%
				TOTAL	**443**	

Évolution des effectifs de *Leucorrhinia albifrons*

Leucorrhinia albifrons est l'une des espèces prioritairement ciblées par le programme. Le site de la lagune centrale photovoltaïque est historiquement connu pour abriter une importante population de Leucorrhine à front blanc (MALLARD, 2017b). En 2018, l'espèce était encore présente, avec 9 individus observés lors de deux sessions distinctes (28/06/2018 et 11/07/2018). Cependant, aucune exuvie de l'espèce n'a été retrouvée.

En 2019 et 2020, aucun individu ni aucune exuvie n'ont été trouvés. La possible disparition de cette espèce sur ce site peut trouver son explication dans l'absence d'herbiers constatée lors des prospections en 2020 (Fig. 179).



Fig. 179. Évolution de la lagune entre 2016 (à gauche) et 2020 (à droite)

Cette absence semble s'expliquer par le développement excessif de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) au sein de cette lagune. En effet, de nombreux individus d'âges différents ont été observés. Cette espèce invasive est connue pour provoquer de gros dégâts aux berges et aux herbiers, notamment par perturbation du sol (HÄNFLING *et al.*, 2011). Ainsi, leur abondance au sein du plan d'eau peut expliquer la transformation du milieu, avec la disparition des herbiers ainsi que des Leucorrhines pour lesquelles la qualité du milieu est devenue défavorable.

D'autres prospections lors de la quatrième année de mise en place du suivi permettront de vérifier si les herbiers ne se développent pas, et si le milieu est définitivement défavorable ou non à la Leucorrhine à front blanc.

- **Lagune de la Gaudole**

Diversité spécifique obtenue par les transects imago

Sur la lagune de la Gaudole, 28 espèces ont été recensées sur le site, soit 39% de la faune odonatologique de l'ex-Aquitaine. Cinq espèces ont été observées seulement en 2019 ou en 2020, et une seule uniquement en 2018. Des preuves d'autochtonie (exuvie ou émergent) ont pu être observées pour 9 espèces, soit 30% des espèces observées sur l'ensemble du site. Cette liste d'espèces constitue la base du peuplement odonatologique de la lagune de la Gaudole (Tab. LX).

Tab. LX. Diversité spécifique sur la lagune centrale photovoltaïque. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie, en rouge en 2019 et en bleu celles observées uniquement en 2020

	Espèces	2018	2019	2020	Exuvie ou émergent observé
Anisoptères	***Aeshna affinis* (Vander Linden, 1820)**	**-**	**-**	**X**	**Oui**
	Aeshna cyanea (O.F. Müller, 1764)	X	-	X	
	***Anax imperator* (Leach, 1815)**	**X**	**X**	**X**	
	***Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)**	**X**	**X**	**X**	
	Leucorrhinia albifrons (Burmeister, 1839)	X	-	X	
	Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825)	-	X	-	
	***Libellula quadrimaculata* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Orthetrum brunneum (Boyer de Fonscolombe, 1837)	-	-	X	
	Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	-	X	-	
	Somatochlora metallica (Vander Linden, 1825)	-	X	X	
	***Sympetrum fonscolombii* (Selys, 1840)**	**-**	**-**	**X**	**Oui**
	***Sympetrum meridionale* (Selys, 1841)**	**X**	**-**	**X**	**Oui**
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**X**	**X**	**X**	
	***Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Trithemis annulata (Palisot de Beauvois, 1807)	-	-	X	
Zygoptères	*Calopteryx virgo* (Linnaeus, 1758)	-	X	-	
	Calopteryx xanthostoma (Charpentier, 1825)	X	-	-	
	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**X**	**X**	**X**	
	Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)	X	-	X	
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)**	**X**	**-**	**X**	**Oui**
	Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	-	X	-	
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	**X**	**X**	**X**	
	Ischnura pumilio (Charpentier, 1825)	-	X	-	
	Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	-	-	X	
	***Lestes dryas* (Kirby, 1890)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Lestes virens* (Charpentier, 1825)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	X	X	-	

Plusieurs espèces observées lors d'une seule année sont des espèces de passage, dont les lagunes ne correspondent pas au milieu de développement (*Calopteryxvirgo*, *Calopteryx xanthostoma*). Elles ne peuvent pas être considérées comme appartenant au cortège de la lagune.

Diversité spécifique obtenue par les transects exuvie

En 2018 et 2019, aucune exuvie n'a été trouvée. En 2020, 3 exuvies de *Sympetrum sanguineum* et 1 exuvie de *Libellula quadrimaculata* ont été récoltées. Aucune exuvie de Leucorrhine n'a été observée au cours de ces trois années de suivi.

Cette lagune subit un marnage très important. En début de saison le niveau d'eau est très haut, tandis qu'en fin de saison il est très bas. Ainsi, selon les conditions climatiques annuelles les fortes variations de l'eau déplacent le transect, pouvant induire des biais importants dans la recherche des exuvies. Les variations de la hauteur d'eau pourraient également faire tomber les exuvies, les rendant indétectables.

Abondance des imagos

Depuis la mise en place du protocole en 2018, ce sont 773 imagos qui ont été observés répartis comme suit (Tab. LXI). *Lestes virens* est l'espèce la plus contactée avec 35,6% des observations. Vient ensuite *Ceriagrion tenellum* avec 17%, puis *Lestes dryas* avec 8,8%. Seulement 7 espèces représentent près de 84% de la totalité des observations.

Leucorrhinia albifrons ne représente que 0,8% des observations avec 6 données, tandis que *Leucorrhinia pectoralis* ne représente que 0,4% des observations avec 3 données collectées.

Tab. LXI. Abondance sur la lagune de la Gaudole. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie

	Espèces	2018	2019	2020	Total	% (2018 à 2020)
Anisoptères	***Aeshna affinis* (Vander Linden, 1820)**	**-**	**-**	**4**	**4**	0.52%
	Aeshna cyanea (O.F. Müller, 1764)	1	-	1	**2**	0.26%
	***Anax imperator* (Leach, 1815)**	**9**	**8**	**12**	**29**	3.75%
	***Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)**	**9**	**3**	**1**	**13**	1.68%
	Leucorrhinia albifrons (Burmeister, 1839)	4	-	2	6	0.78%
	Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825)	-	3	-	3	0.39%
	***Libellula quadrimaculata* (Linnaeus, 1758)**	**14**	**14**	**36**	**64**	8.28%
	Orthetrum brunneum (Boyer de Fonscolombe, 1837)	-	-	2	2	0.26%
	Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	-	9	-	9	1.16%
	Somatochlora metallica (Vander Linden, 1825)	-	1	1	2	0.26%
	***Sympetrum fonscolombii* (Selys, 1840)**	**-**	**-**	**1**	**1**	0.13%
	***Sympetrum meridionale* (Selys, 1841)**	**2**	**-**	**1**	**3**	0.39%
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**6**	**4**	**29**	**39**	5.05%
	***Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840)**	**1**	**2**	**29**	**32**	4.14%
	Trithemis annulata (Palisot de Beauvois, 1807)	-	-	1	**1**	0.13%
Zygoptères	*Calopteryx virgo* (Linnaeus, 1758)	-	1	-	**1**	0.13%
	Calopteryx xanthostoma (Charpentier, 1825)	1	-	-	**1**	0.13%
	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**13**	**57**	**62**	**132**	**17.08%**
	Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)	4	-	1	**5**	0.65%
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**3**	**4**	**9**	**16**	2.07%
	***Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)**	**10**	**-**	**4**	**14**	1.81%
	Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	-	1	-	**1**	0.13%
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	**8**	**17**	**14**	**39**	5.05%
	Ischnura pumilio (Charpentier, 1825)	-	1	-	**1**	0.13%
	Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	-	-	4	**4**	0.52%
	***Lestes dryas* (Kirby, 1890)**	**8**	**39**	**21**	**68**	8.80%
	***Lestes virens* (Charpentier, 1825)**	**69**	**189**	**17**	**275**	**35.58%**
	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	4	2	-	**6**	0.78%
				TOTAL	**773**	

Évolution des effectifs de *Leucorrhinia*

Leucorrhinia pectoralis

Leucorrhinia pectoralis est l'une des espèces cible du programme. 3 individus ont été observés en 2019, mais elle n'a été vue ni en 2018 ni en 2020. Étant donné les capacités de dispersion de l'espèce, le peu d'individu observé ainsi que l'absence d'immature ou d'exuvie ne permettent pas d'établir la présence d'une population sur la lagune. Cependant, les observations ont été réalisées le même jour (03/06/2019) ce qui peut indiquer un milieu potentiellement favorable à cette espèce.

L'absence de détection peut également être due aux fortes précipitations relevées en mai et juin 2020. En effet, le niveau de la lagune étant très haut aux périodes favorables, la surface à prospecter est plus importante et fourni des zones éloignées inaccessibles pouvant permettre aux libellules de se reposer hors de portée d'observation.

Les prospections menées en 2021 permettront de vérifier si la Leucorrhine à gros thorax est toujours présente sur la lagune de la Gaudole et si elle s'y reproduit.

Leucorrhinia albifrons

Leucorrhinia albifrons, quant à elle, a été observée en 2018 et 2020, respectivement 4 et 2 individus. Aucune observation de l'espèce n'a été faite en 2019, seule année de recensement de la Leucorrhine à gros thorax. Vue à plusieurs reprises en 2019, la Leucorrhine à front banc n'a été vue qu'à une seule session en 2020.

Bien qu'aucun immature ni aucune exuvie n'ait été trouvés, la possibilité qu'une petite population se développe sur la lagune de la Gaudole n'est pas à exclure. La récurrence et le nombre d'observations vont en ce sens. L'absence d'exuvie n'est pas significative étant donné le haut niveau d'eau aux périodes favorables, augmentant ainsi la quantité de supports d'émergence potentiels et la difficulté à déceler leur présence. De plus, si la population est de petite taille il n'y aura que peu d'exuvies.

Les prospections menées en 2021 auront pour but d'établir la présence ou non de *Leucorrhinia albifrons* sur la lagune, ainsi que d'estimer son éventuelle autochtonie.

- Lagune de Garrans

Diversité spécifique obtenue par les transects imago

Sur la lagune de Garrans, 27 espèces ont été identifiées, soit 38% de la faune odonatologique de l'ex-Aquitaine. Le cortège semble variable, avec 10 espèces observées une seule année (2018, 2019 ou 2020), soit 37% de l'ensemble des espèces du site. Des preuves d'autochtonie (exuvie ou émergent) ont pu être observées pour 11 espèces, soit 40% des espèces présentes. Parmi ces espèces autochtones, seule *Lestes virens* n'a été observée qu'une seule année. Elles constituent donc la base du peuplement odonatologique de la lagune de Garrans (Tab. LXII).

Tab. LXII. Diversité spécifique sur la lagune de Garrans. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie, en rouge en 2019 et en bleu celles observées uniquement en 2020

	Espèces	2018	2019	2020	Exuvie ou émergent observé
Anisoptères	*Aeshna affinis* (Vander Linden, 1820)	-	-	X	
	***Anax imperator* (Leach, 1815)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839)**	**X**	**X**	**X**	
	***Libellula quadrimaculata* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Orthetrum brunneum (Boyer de Fonscolombe, 1837)	X	-	-	
	Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)	X	-	-	
	***Orthetrum coerulescens* (Fabricius, 1798)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	X	-	X	
	Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840)	-	-	X	
	***Sympetrum meridionale* (Selys, 1841)**	**X**	**X**	**-**	**Oui**
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840)**	**-**	**X**	**X**	**Oui**
	Trithemis annulata (Palisot de Beauvois, 1807)	-	-	X	
Zygoptères	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**X**	**X**	**X**	
	***Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)**	**X**	**X**	**X**	
	***Enallagma cyathigerum* (Charpentier, 1840)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Erythromma najas (Hansemann, 1823)	-	X	-	
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	**X**	**X**	**X**	**Oui**
	Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	-	-	X	
	Lestes dryas (Kirby, 1890)	X	-	X	
	Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	-	-	X	
	***Lestes virens* (Charpentier, 1825)**	**-**	**-**	**X**	**Oui**
	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	-	X	-	
	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	-	X	X	

Diversité spécifique obtenue par les transects exuvie

En 2018 et 2019, aucune exuvie n'a été trouvée. En 2020, ce sont 50 exuvies qui ont été trouvées :

- 1 d'*Anax imperator*
- 1 d'*Orthetrum coerulescens*
- 1 de *Libellula quadrimaculata*
- 2 de *Crocothemis erythraea*
- 28 de *Sympetrum striolatum/meridionale*
- 17 de *Sympetrum sanguineum/meridionale*

Une exuvie de *Corduliaaenea* a été trouvée lors d'un passage de reconnaissance effectué avant la mise en place du suivi 2020. Cependant, aucune exuvie de Leucorrhines n'a été observée.

Cette lagune ne subit pas de fortes variations du niveau de l'eau, à l'exception du mois d'août où le niveau baisse significativement. De mauvaises conditions climatiques précédents les passages en 2018 et 2019 peuvent expliquer l'absence d'observations d'exuvies.

Abondance des imagos

Depuis la mise en place des protocoles (Tab. LXIII), ce sont 931 qui ont été observés, répartis comme suit. *Ceriagrion tenellum* est l'espèce la plus contactée avec 32% des observations. Vient ensuite *Coenagrion scitulum* avec 13%, puis *Ischnura elegans* avec seulement 9% de la totalité des observations.

Espèce cible du programme, *Leucorrhinia albifrons* représente 3% des données recueillies.

Tab. LXIII. Abondance sur la lagune de Garrans. En vert les espèces observées les 3 années ou avec preuve d'autochtonie

	Espèces	2018	2019	2020	Total	% (2018 à 2020)
Anisoptères	*Aeshna affinis* (Vander Linden, 1820)	-	-	4	4	0.43%
	***Anax imperator* (Leach, 1815)**	**9**	**6**	**12**	**27**	2.90%
	***Cordulia aenea* (Linnaeus, 1758)**	**2**	**3**	**1**	**6**	0.64%
	***Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832)**	**23**	**20**	**26**	**69**	7.41%
	***Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839)**	**8**	**6**	**21**	**35**	3.76%
	***Libellula quadrimaculata* (Linnaeus, 1758)**	**31**	**27**	**24**	**82**	8.81%
	Orthetrum brunneum (Boyer de Fonscolombe, 1837)	3	-	-	3	0.32%
	Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)	1	-	-	1	0.11%
	***Orthetrum coerulescens* (Fabricius, 1798)**	**8**	**4**	**13**	**25**	2.69%
	Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	2	-	1	3	0.32%
	Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840)	-	-	1	1	0.11%
	Sympetrum meridionale (Selys, 1841)	1	1	-	2	0.21%
	***Sympetrum sanguineum* (O.F. Müller, 1764)**	**4**	**5**	**10**	**19**	2.04%
	Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	-	2	23	25	2.69%
	Trithemis annulata (Palisot de Beauvois, 1807)	-	-	1	1	0.11%
Zygoptères	***Ceriagrion tenellum* (Villers, 1789)**	**112**	**102**	**82**	**296**	**31.79%**
	***Coenagrion puella* (Linnaeus, 1758)**	**16**	**23**	**23**	**62**	6.66%
	***Coenagrion scitulum* (Rambur, 1842)**	**96**	**7**	**21**	**124**	**13.32%**
	***Enallagma cyathigerum* (Charpentier, 1840)**	**2**	**8**	**2**	**12**	1.29%
	Erythromma najas (Hansemann, 1823)	-	1	-	1	0.11%
	***Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820)**	**49**	**10**	**28**	**87**	9.34%
	Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	-	-	1	1	0.11%
	Lestes dryas (Kirby, 1890)	6	-	16	22	2.36%
	Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	-	-	1	1	0.11%
	***Lestes virens* (Charpentier, 1825)**	**-**	**-**	**6**	**6**	0.64%
	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	-	4	-	4	0.43%
	Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	-	9	3	12	1.29%
				TOTAL	**931**	

Évolution des populations de *Leucorrhinia albifrons*

Leucorrhinia albifrons a été observé chaque année du suivi. L'année 2020 a été particulièrement riche en observation pour cette espèce comparativement aux autres années : 21 imagos contre respectivement 8 et 6 en 2018 et 2019.

Cette différence peut s'expliquer par un passage lors du pic d'émergence, ou par des conditions microclimatiques annuelles plus avantageuses pour l'espèce (ensoleillement important, pluie localement moins abondante, pas de sécheresse). Bien qu'aucun individu émergent ni aucune exuvie n'aient été observés, il est possible d'établir la présence d'une population sur cette lagune de par la continuité des observations et leur abondance. De plus, plusieurs accouplements ont été observés en 2020.

Les prospections menées en 2021 auront pour but d'établir l'autochtonie de la Leucorrhine à front blanc, notamment par la recherche d'exuvies permettant d'établir avec certitude que l'espèce effectue l'ensemble de son cycle de développement sur la lagune de Garrans.

5.5 Conclusion

L'année 2020 a été globalement l'année la plus favorable que ce soit en termes d'abondance ou de richesse spécifique sur la majorité des sites suivis depuis 2018. En revanche, certaines espèces n'ont pas suivi cette tendance, comme *Leucorrhinia pectoralis* qui n'a pas été observée cette année. Le suivi permet de mettre en avant au bout de 3 années les fluctuations d'effectifs des populations de *Leucorrhinia albifrons*. Dans la mesure où chaque site a été sélectionné en 2017 du fait de la présence connue de populations de leucorrhines, la non-détection de l'espèce sur certains sites est à surveiller. Pour certains sites, comme le lac de Troupins ou la lagune de la Gaudole, il ne peut s'agir que de variations interannuelles des conditions microclimatiques. 2021 sera la dernière année de test du protocole. Avec les résultats obtenus durant les 4 années de suivis, le jeu de donnée sera renforcé et permettra de développer des analyses statistiques plus poussées, notamment pour mieux analyser les tendances d'évolutions des cortèges odonatologiques et d'essayer de visualiser les liens avec les conditions météorologiques. De plus, certains sites pourront être retirés si des éléments perturbateurs sont arrivés et ont profondément modifié les lagunes suivies, comme c'est le cas à la Lagune de la centrale photovoltaïque avec l'arrivée d'Écrevisse de Louisiane.

Les modèles corrélatifs de répartition ont montré que *Leucorrhinia pectoralis et Leucorrhinia albifrons* vont être impactées négativement par le changement climatique avec de fortes pertes d'habitat prédites dès 2050 pour les deux scénarios les plus pessimistes (RCP 4.5 et RCP 8.5). Les scénarios RCP 2.6 ne montrent pas de changements majeurs mais ce scénario climatique simulant un pic d'émission en 2020 est déjà dépassé et montre donc une répartition actuelle impossible.

Les modèles corrélatifs de répartition généraux créés pour 68 espèces d'odonates montrent des réponses variées au changement climatique. Si certaines espèces perdent la totalité de leur habitat (*Sympetrum danae, Aeshna grandis, Calopterygidae, Brachytron pratense, Somatochlora metallica, Calopteryx splendens, Gomphus graslinii, Aeshna cyanea*), d'autres au contraire voient leur répartition potentielle être étendue à une large partie de la région (*Anax imperator Sympetrum fonscolombii, Cordulegaster boltonii, Platycnemis acutipennis, Chalcolestes viridis, Orthetrum albistylum, Enallagma cyathigerum, Coenagrion mercuriale, Calopteryx haemorrhoidalis* et *Calopteryx xanthostoma*). Les variables climatiques les plus importantes pour les espèces sont les degrés-jours au-dessus de 30°C et la pluie, montrant que l'accumulation de fortes chaleurs et de sécheresse peut avoir un fort impact sur ces espèces.

À terme, les données issues des suivis odonates et les données enregistrées par les stations météorologiques sur site seront confrontées. Ces analyses statistiques vont permettre de déterminer la part de responsabilité du changement climatique dans l'évolution des effectifs de leucorrhines et plus globalement des odonates qui partagent son habitat (les cortèges).

Chapitre 6. Gomphocerus sibiricus (Linnaeus, 1767) et le cortège des orthoptères associé des prairies et pelouses de montagne des Pyrénées-Atlantiques

Auteur : *Emilie Loutfi,* ***contributeurs*** *: Association Locusta, Philippe Legay, Fanny Mallard*

Résumé : Parmi les insectes, les orthoptères sont très sensibles à la température et les espèces caractéristiques des milieux froids sont particulièrement vulnérables face au changement climatique. De ce fait, travailler sur les communautés d'orthoptères de pelouses de montagne permet de suivre des espèces susceptibles d'apparaître ou de disparaître sous les effets des modifications climatiques.

L'objectif de cette étude est de mettre en place un protocole d'échantillonnage permettant d'obtenir des éléments de réponses sur les hypothèses émises concernant les effets du changement climatiques sur ces peuplements d'orthoptères de montagne, à savoir : les espèces vont-elles chercher à se maintenir dans des conditions équivalentes en remontant à des altitudes plus élevées ou vont-elles profiter des nouvelles conditions climatiques à une altitude donnée ?

En 2020, les 5 sites retenus en 2019 ont fait l'objet d'un suivi. 3 méthodes complémentaires ont été mises en œuvre :

- le transect par fauche ;
- le transect acoustique ;
- le transect voiture.

La mise en place d'un protocole permettant de répondre à toutes les hypothèses autres que le changement climatique permettra d'étudier l'adaptation et la survie des espèces ou des peuplements. La combinaison de plusieurs protocoles complémentaires semble donc être une solution pertinente.

Mots-clés : acoustique, communautés de pelouses de montagne, échantillonnage, fauche, *Gomphocerus sibiricus,* orthoptère, protocole.

6.1 Introduction

Les insectes réagissent au changement climatique par des changements dans la phénologie, la physiologie et dans leur aire de répartition. Leur réponse est également plus forte que les autres groupes d'organismes généralement considérés comme indicateurs, tels que les plantes, les oiseaux et les mammifères. Ils peuvent parfaitement révéler, illustrer, mesurer la façon dont la biodiversité et la structure des communautés sont touchées par le changement climatique (MENÉNDEZ, 2007).

Parmi les insectes, les orthoptères sont très sensibles à la température. Le nombre et la diversité d'espèces décroissent avec la latitude, et seules quelques espèces se rencontrent au nord dans des zones subarctiques ou à haute altitude dans les régions alpines (BURTON, 2001). D'une façon générale, le réchauffement climatique est identifié comme affectant le développement, la survie, l'abondance et la répartition des insectes herbivores que sont les orthoptères (BALE *et al.*, 2002). Ainsi, plusieurs études ont montré un élargissement des aires de répartition de certaines espèces, comme par exemple une réponse presque certaine au réchauffement du climat dans le nord-ouest de l'Europe depuis 1975 par *Conocephalus discolor*. Cette espèce a considérablement étendu son aire au nord de l'Europe occidentale (KLEUKERS *et al.*, 1996). Certaines espèces vont avoir tendance à étendre leur répartition altitudinale alors que d'autres auront plutôt tendance à la restreindre (HODKINSON, 2005).

Les espèces caractéristiques des milieux froids sont particulièrement sensibles au changement climatique (MALLARD, 2016a) et peuvent par conséquent constituer des indicateurs pertinents du changement climatique. Suite à ce constat, le choix a été fait de se concentrer sur les communautés de pelouses de montagne ; ces habitats abritant des espèces susceptibles d'apparaitre ou de disparaitre sous les effets des modifications climatiques.

L'objectif de cette étude est donc de mettre en place un protocole d'échantillonnage permettant d'obtenir des éléments de réponses sur ces hypothèses de réponses d'adaptation.

6.2 Matériel et Méthodes

6.2.1 Étapes de la mise en place du protocole d'échantillonnage

En 2018, une première phase d'exploration de protocole d'échantillonnage a été engagée pour étudier les communautés d'orthoptères. La méthode de l'indice linéaire d'abondance (ILA) (VOISIN, 1980) par transect de 10 mètres a été testée (MALLARD, 2018a).

Toutefois les prospections en montagne étant délicates, il a été envisagé de travailler sur des espèces en particulier. Ainsi, en 2018, le parti pris pour assurer un suivi sur les orthoptères des pelouses d'altitude a été de se focaliser sur des espèces caractéristiques des pelouses d'altitude potentiellement sensibles aux modifications climatiques, suffisamment abondantes et faciles à reconnaître : le Gomphocère des alpages (*Gomphocerus sibiricus*) et la Miramelle pyrénéenne (*Cophopodisma pyrenaea*) ont donc été retenus (MALLARD, 2018a).

Gomphocerus sibiricus est un criquet qui possède une stridulation audible à plus de 6 mètres (PABLO VALVERDE, 2017) et facilement reconnaissable. Au cours des prospections de 2018, il a donc été facile de dénombrer les mâles stridulant en suivant un itinéraire (MALLARD, 2018a). Il semblait envisageable de positionner des transects régulièrement sur toute l'amplitude où l'espèce est présente – soit à partir de 1800 m (PONIATOWSKI *et al.*, 2009) – pour suivre aisément le nombre de mâles stridulant.

Toutefois, le suivi uniquement d'une espèce cible en mettant de côté l'ensemble du cortège d'espèces peut s'avérer limitant pour la compréhension des réponses des orthoptères face au changement climatique. Ainsi, plusieurs protocoles ont été testés en 2019 afin de tenter d'intégrer le cortège des orthoptères d'altitude sur les zones de présence de *Gomphocerus sibiricus* (MALLARD, 2019).

En parallèle, en 2018 des premières prospections exploratoires ont été menées afin de déterminer certains sites favorables à la mise en place des protocoles d'essai (MALLARD, 2018a). Parmi ceux-ci 4 sites ont été retenus en 2019 (MALLARD, 2019). Puis, après une requête auprès de l'association LOCUSTA et la recherche de sites à plus faibles altitudes et plus proches des limites ouest de l'aire de répartition de *G. sibiricus* un cinquième site a été inclus. En 2019, 4 protocoles d'études ont été testés : 3 transects (acoustique à pied, fauche, acoustique en voiture) et des quadrats (MALLARD, 2019).

En 2020, suite aux conclusions du rapport de 2019 (MALLARD, 2019), les quadrats n'ont pas été renouvelés. Ils fournissaient une trop faible quantité de données pour les résultats soient statistiquement exploitables sans être trop chronophages.

6.2.2 Sélection des espèces

Les données bibliographiques permettent de dresser la liste des espèces inféodées au milieu montagnard (PONIATOWSKI *et al.*, 2009 ; SARDET *et al.*, 2015 ; BONIFAIT & DUHAZÉ, 2020) (Tab. LXIV).

Tab. LXIV. Espèces de haute montagne du cortège orthoptère.

Nom latin	Altitude minimale annoncée (Poniatowski et al 2009 ; Sardet et al 2014).	Statut de rareté en Aquitaine (Bonifait & Duhazé, 2020) [1]
Podisma pedestris	1600 mètres dans les Pyrénées	RR
Gomphocerus sibiricus	1800 mètres dans les Pyrénées	RR
Polysarcus denticauda	1500 mètres dans les Pyrénées	RR
Antaxius hispanicus	1200 mètres dans les Pyrénées	RR
Cophopodisma pedestris	1500 mètres dans les Pyrénées	RR
Miramella alpina	1000 mètres dans les Pyrénées	RR
Oedipoda coerulea	1200 mètres	RR – espèce très localisée à la frontière

[1]RR : très rare, R : rare, AR : assez rare, AC : assez commun, C : commun, CC : très commun

Elles sont toutes très rares en Aquitaine, mais souvent de répartition peu connue dans les Pyrénées-Atlantiques. En effet, la plupart sont discrètes et donc peu repérables. *P. pedestris, A. hispanicus, C. pedestris et M. alpina* sont très discrètes par leur absence de stridulations. *O. coerulea* est très localisée et concernant *P. denticauda* seules quelques observations sont recensées depuis 2013 (Bonifait, *comm.pers*). Ainsi *G. sibiricus* est l'espèce de ce cortège de haute montagne qui semble la plus facile à étudier.

Gomphocerus sibiricus est un orthoptère vert et brun à l'abdomen strié et présentant des massues aplaties à l'extrémité des antennes et des tibias antérieurs très renflés chez le mâle. Sa répartition connue aujourd'hui dans les Pyrénées-Atlantiques est essentiellement centrée sur la vallée d'Ossau (Faune-Aquitaine (LPO AQUITAINE, 2019), SIFaune (OAFS, 2020)), même si quelques données sont également rapportées un peu plus à l'ouest (vallée de Barétous, INPN (MNHN, 2019a)). Clemente *et al.* (1990) citent l'espèce dans les Pyrénées espagnoles dès 1400 m dans la Vallée de Benasque alors que 19 ans plus tard, Poniatowski *et al.* (2009) annoncent qu'elle n'est présente qu'à partir de 1800 mètres. Cette espèce, à l'instar des autres espèces strictement montagnardes, devra s'adapter au changement climatique en cours et l'hypothèse émise, au vu des données bibliographiques parcellaires recueillies,

est sa remontée progressive vers des altitudes plus élevées afin de se maintenir dans son optimum thermique. En parallèle, des espèces plutôt collinéennes pourraient profiter de ce changement climatique pour occuper des altitudes plus élevées.

Gomphocerus sibiricus est une espèce qui peut pulluler en fonction des conditions climatiques (VOISIN, 1986a) puisqu'il s'agit d'un orthoptère qui profite des années de sécheresse (Uvarov 1977, *In* Voisin 1986b). D'un autre côté, Carron (1996), qui a étudié les phases post-embryonnaires chez 4 espèces montagnardes, dont *Gomphocerus sibiricus*, a monté que malgré les hautes altitudes, le nombre de stade larvaire et la durée de développement larvaire ne sont pas modifiés par rapport à des espèces de plus faible altitude. En revanche, ces espèces se sont adaptées à une plus courte durée d'activité annuelle par une éclosion précoce, quelques jours après la fonte des neiges (une vingtaine de jours pour *G. sibiricus*). De ce fait, si la fonte des neiges est tardive, une certaine proportion de larves n'aura pas le temps d'atteindre le stade imaginal et des individus mourront sans s'être reproduits. Ainsi, la taille de ces populations semble être favorisée par la sécheresse et défavorisée par un printemps tardif. Le changement climatique pourrait donc se révéler favorable, avec des étés plus secs et plus chauds et des printemps plus précoces.

Dans l'hypothèse que les espèces plus thermophiles auraient tendance à se déplacer vers les plus hautes altitudes, l'évolution du cortège des espèces montagnardes tendrait donc vers un enrichissement avec des espèces de plus faible altitude que sont les espèces du cortège de moyenne montagne (Tab. LXV).

Tab. LXV. Espèces de moyenne montagne du cortège orthoptère.

Nom latin	Altitudes annoncées (Sardet et al 2014).	Statut de rareté en Aquitaine (Bonifait & Duhazé, 2020)
Tettigonia cantans	De 80 à 2350 m	R
Bicolorana bicolor	De 200 à 2200 m	RR et localisée
Psophus stridulus	De 280 à 2600 m	RR
Euthystira brachyptera	De 180 à 2600 m	R
Arcyptera fusca	De 100 à 2600 m	R
Omocestus viridulus	De 190 à 2910 m	R
Omocestus haemorrhoidalis	De 140 à 3000 m	RR
Stenobothrus nigromaculatus	De 300 à 2650 m	RR
Pseudochorthippus montanus	De 150 à 2480 m	RR, présence à confirmer
Stauroderus scalaris	De 190 à 2700 m	R

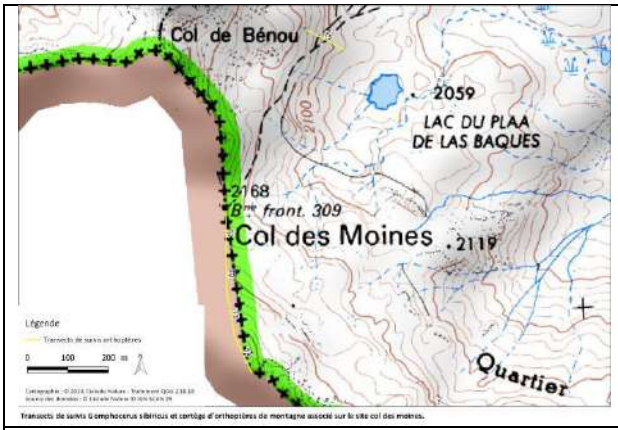
6.2.3 Description des sites

Les orthoptères bénéficient d'une connaissance encore lacunaire à l'échelle de l'ancienne région Aquitaine et c'est particulièrement vrai en ce qui concerne les espèces d'altitude. Si la liste des espèces de la région et leur répartition à une échelle large est bien cernée (DUHAZÉ & BONIFAIT, 2014 ; BONIFAIT & DUHAZÉ, 2020), la répartition plus fine des espèces à l'échelle d'un territoire plus restreint tel que la vallée d'Ossau, par exemple, est bien moins connue. Face à ce constat, et pour pouvoir à l'avenir mieux cibler les sites à prospecter dans le cadre d'un programme tel que les sentinelles du climat, l'initiative a été prise de réaliser des prospections ciblées dans différents secteurs de la vallée d'Ossau (Tab. LXVII) qui répondaient aux contraintes d'accessibilité et dans la mesure du possible de l'existence d'autres suivis sur d'autres espèces d'altitude (lézards gris, Marmotte des alpes, Apollon, bourdons, etc.).

Les 5 sites retenus pour les études de 2019 (MALLARD, 2019) ont été maintenus en 2020 (Fig. 180). Ils permettent de couvrir les plages d'altitude allant de 2000 mètres à 2300 mètres (Tab. LXVII).

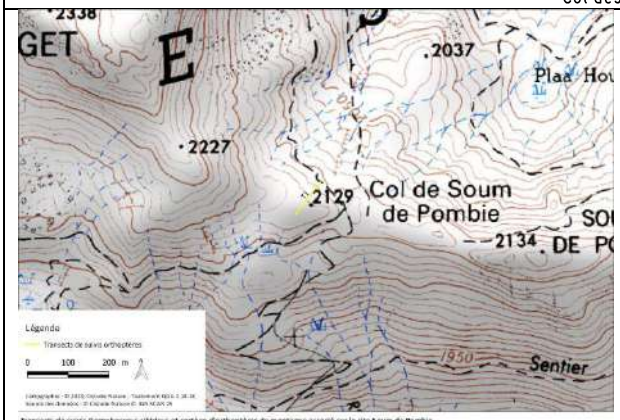
Concernant le secteur, choisi en vallée d'Aspe : même si aucune donnée de *Gomphocerus sibiricus* n'y est connue, celui-ci serait présent au moins jusqu'au massif du pic d'Anie, qui est l'un des derniers hauts massifs dans la partie occidentale de la chaîne pyrénéenne. Il semble intéressant d'étudier les évolutions des espèces sur l'ensemble de leur aire de répartition à l'échelle départementale. D'ailleurs, Marly (1969) précise que, du fait de l'humidité plus importante en vallée d'Aspe, les espèces montagnardes sont rencontrées à des altitudes plus faibles que dans les autres vallées.

Tab. LXVI. Secteurs prospectés de pelouses de montagne.



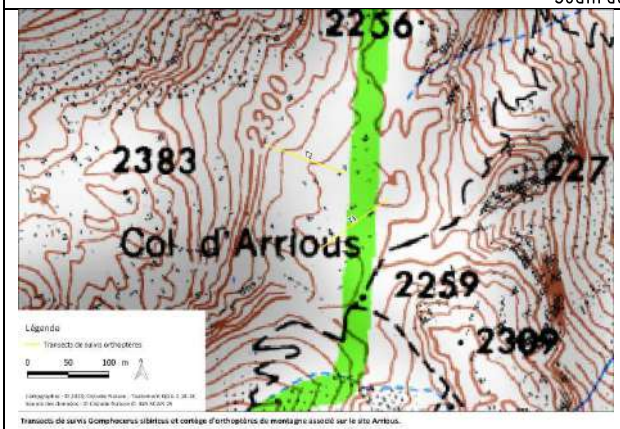


Col des Moines



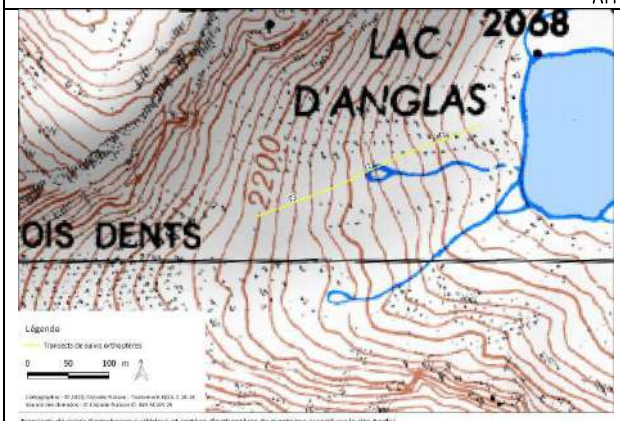


Soum de Pombie



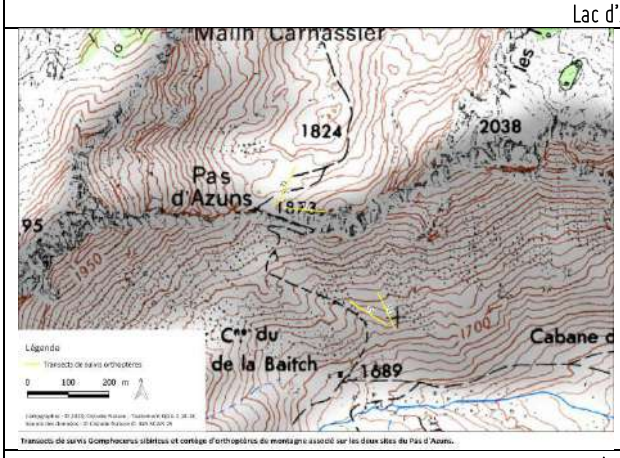


Arrious





Lac d'Anglas





Azuns

Tab. LXVII. Situation des secteurs prospectés par classe d'altitude.

			Classes d'altitude par tranche de 100m de dénivelé						Latitude
Site	**Point d'échantillonnage**	Nombre de transects	**1700-1800**	**1800-1900**	**1900-2000**	**2000-2100**	**2100-2200**	**2200-2300**	
Col des moines	COL DES MOINES_T5	1					X		42.827919
Col des moines	COL DES MOINES	4					X	X	42.824323
Cabane du Plaa de Baitch	AZUNS_01	2	X						42.960639
Pas d'Azuns	AZUNS_02	2		X					42.963927
Soum de Pombie	POMBIE	1					X		42.827158
Anglas	ANGLAS	3					X		42.931364
Col d'Arrious	ARRIOUS	2						X	42.849783
Total général		15	**2**	**2**	**0**	**0**	**7**	**4**	



Sites validés pour les suivis Sibiricus et cortège d'orthoptères de montagne associé.

Fig. 180. Localisation des sites de suivis pour les orthoptères de montagne.

6.2.4 Méthode de relevés

4 méthodes ont été mises en œuvre en 2019 (MALLARD, 2019), toutefois les résultats des études menées ont permis de montrer que la méthode des quadrats ne fournissait pas suffisamment de données pour qu'elles soient exploitables.

Ainsi en 2020, 3 méthodes ont été mises en œuvre :

- Le transect par fauche (Fig. 181) : des transects de 100 mètres ont été identifiés. Ces tracés ont été parcourus sans limite de temps, selon la technique suivante : un nombre de pas déterminé au hasard par le jet d'un dé à 20 faces précédant une section de 25 coups de filet fauchoir donné en avançant de manière régulière. Cette séquence a été répétée 5 fois, de sorte à pouvoir couvrir l'ensemble des 100 mètres. Ces transects ont été parcourus préférentiellement depuis leur point le plus bas vers leur point le plus haut pour que la fauche soit plus aisée. Dans le cadre de ce transect par fauche, les individus récoltés dans le filet ont été déterminés et comptabilisés après chaque série de 25 coups de filet.

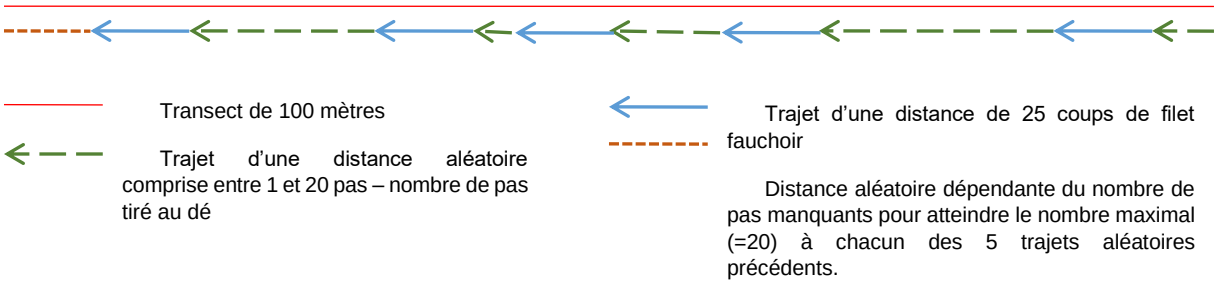


Fig. 181. Schéma de la méthode utilisée : le transect de 100 m est découpé en 5 tronçons. Chaque tronçon est constitué d'un trajet d'une distance aléatoire correspondant à un nombre de pas déterminé au hasard à l'aide d'un dé à 20 faces (flèches en pointillés vertes) puis d'un trajet au cours duquel 25 coups de filet sont donnés (flèches pleines bleues). Il reste alors à la fin du transect de 100 m une distance (pointillés orange) correspondant au nombre de pas manquants lors des trajets de distance aléatoire.

- Le transect acoustique (Fig. 182–Fig. 183) : les mêmes transects de 100 mètres que les transects par fauche ont été parcourus en sens inverse, après une pause de minimum 5 minutes (généralement 10 minutes). Ces tracés ont été parcourus en 5 minutes (+/– 1min) à pas lent afin d'écouter les orthoptères et de noter les espèces et le nombre de mâles stridulant. Ces transects ont été parcourus depuis leur point le plus haut vers leur point le plus bas afin de pouvoir localiser plus facilement les mâles et de ne pas les compter deux fois. Étant donné la distance de détection acoustique et la faible durée de l'impact du dérangement sur les comportements de stridulation des mâles, il a été considéré que l'impact de la mise en œuvre du transect par fauche sur le nombre de mâles stridulant détectés au cours du transect acoustique serait négligeable.

Un exemple de transect est présenté ci-dessous, au niveau du site d'étude au niveau du col d'Arrious (Fig. 182–Fig. 183).

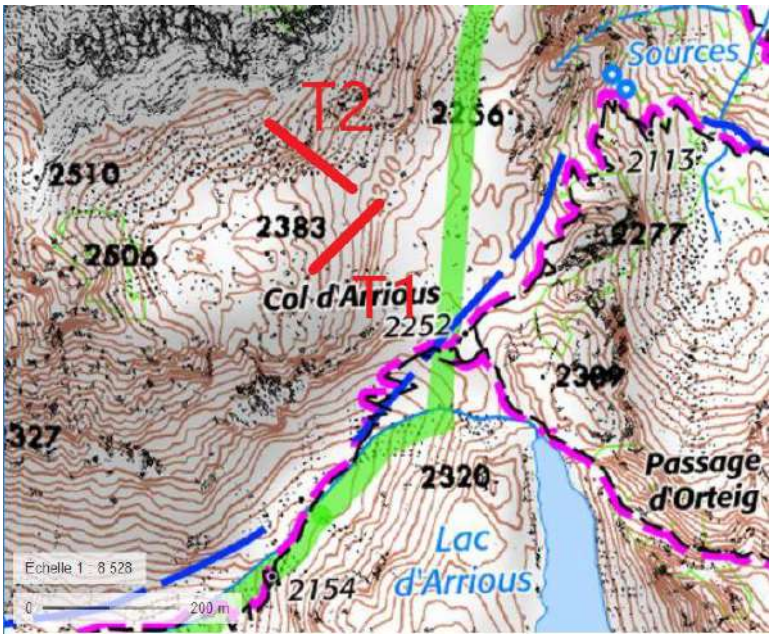


Fig. 182. Localisation cartographique des transects tracés sur le site d'Arrious.



Fig. 183. Reprérage du début du transect T2.

Le début du transect T2 est repéré par un élément stable du paysage (ici un rocher) et un autre élément du paysage (un col, un pic, un rocher…) permet de suivre la trajectoire. À l'aller, le transect est fauché selon la méthode décrite ci-dessus et au retour le décompte concerne les mâles stridulants.

- Le transect voiture (Fig. 184): il s'agit de mettre en œuvre le protocole de Vigie-SON, mis en place par le MNHN Paris (MNHN, 2019b). Ce protocole consiste à réaliser un transect en voiture en roulant à 30 Km/h, avec un microphone, relié à un enregistreur passif d'ultrasons, sorti par la fenêtre. Dans le cadre de cette étude, l'enregistreur passif est un SM4BAT et le transect est positionné sur un gradient altitudinal.

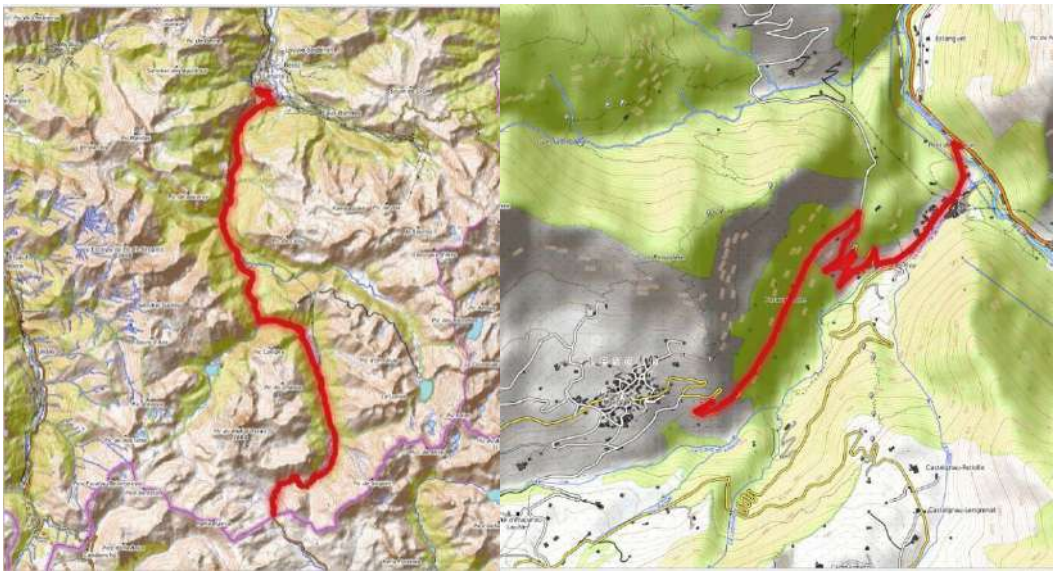


Fig. 184. 2 exemples de transect voiture.

6.2.5 Conditions météorologiques requises

Les prospections doivent être effectuées aux périodes de la journée les plus propices aux inventaires c'est-à-dire lorsque les insectes sont les plus actifs, à savoir entre 9 heures et 21 heures. Il est nécessaire de réaliser les suivis avec un ciel dégagé, un vent faible et des températures supérieures à 20°C. Il est déconseillé de faire les prospections par temps trop frais (températures inférieures à 20°C) ou trop chaud (températures supérieures à 35°C) (com. pers. P. Legay) (VOISIN, 1986b).

Dans le cadre du transect en voiture, les espèces visées sont les sauterelles, qui émettent au moins partiellement en ultrasons. Les sauterelles stridulent essentiellement en soirée à des températures supérieures à 12°C. Les chutes de températures en fonction de l'heure et de l'altitude étant parfois difficiles à prévoir, le transect est commencé par son point le plus haut vers son point le plus bas.

6.3 Résultats exploratoires

6.3.1 Campagne de relevés

En 2019, les premières observations effectuées de *Gomphocerus sibiricus* adulte datent du 15 juillet (MALLARD, 2019). Pour des questions de plan de charges, les premières prospections protocolées ont débuté le 31 juillet.

En 2020, *G. sibiricus* a été entendu dès le 7 juillet, en lien avec l'absence de neige tardive contrairement à 2019. Toutefois, le plan de charge a été très fortement perturbé entraînant une impossibilité de démarrer les prospections diurnes avant la fin du mois d'août (Tab. LXVIII). La saison étant trop avancée pour réaliser les autres suivis, seul un passage a été mené à terme.

Tab. LXVIII. Dates de prospections

Année de suivi	2019		
Site	1ère session	2ème session	3ème session
Col des moines	14/08	04/09	-
Azuns 1-Cabane du Plaa de Baitch	29/07	26/08	12/09
Azuns 2-Pas d'Azuns	29/07	26/08	12/09
Soum de Pombie	31/07	28/08	-
Anglas	05/08	03/09	-
Arrious	22/08	11/09	-

En 2019, il a été identifié que les suivis devaient être effectués de début à mi-juillet – quand les imagos commencent à striduler de manière importante – et jusqu'à mi-septembre. L'objectif serait de réaliser 3 passages sur chaque site étudié afin de constituer suffisamment de réplicats pour obtenir des résultats pertinents en terme statistiques.

6.3.2 Résultats par sites

Du fait qu'il n'y ait qu'une seule session d'étude cette année, et en fin de saison par ailleurs, il paraît délicat de s'avancer sur la description des sites.

Malgré tout, on s'aperçoit que les tendances de 2019 (MALLARD, 2019) semblent se retrouver cette année, avec Arrious et le col des Moines qui présentent une belle diversité importante (Fig. 185). Les très faibles résultats sur Azuns sont peut-être à rattacher à une très forte couverture nuageuse le jour de la prospection, limitant fortement la détection des orthoptères à la stridulation. Ce qui ne peut, en revanche, expliquer la différence au Soum de Pombie entre les deux années.

Sur le site d'Anglas, les observations de cette année montrent une espèce de plus que l'année précédente (Fig. 185).

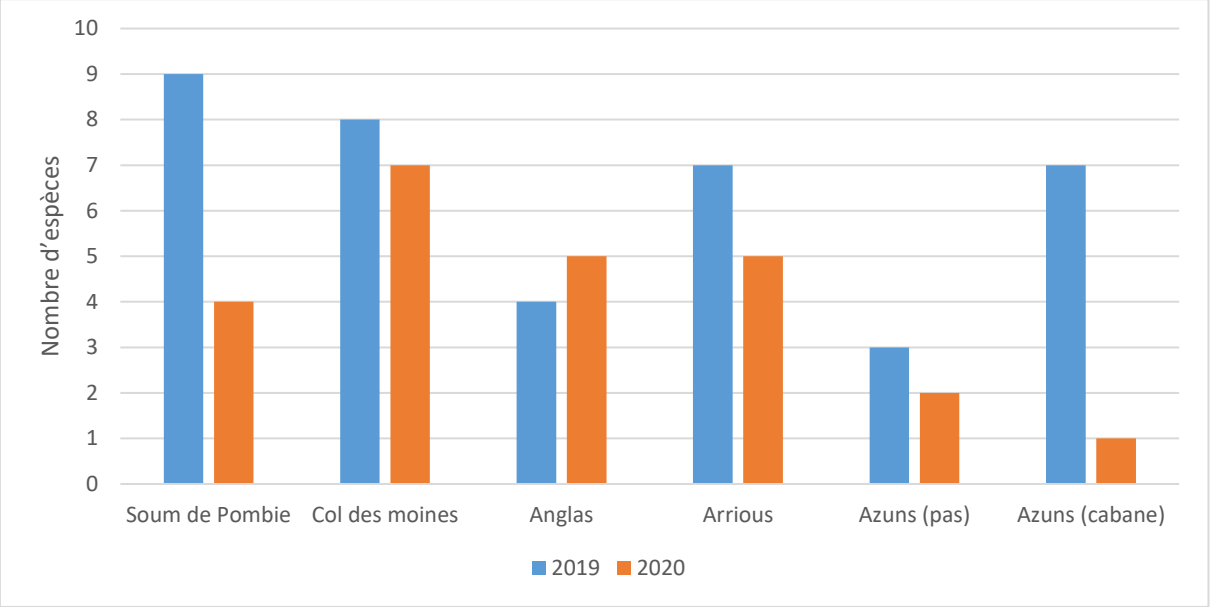


Fig. 185. Nombre d'espèces trouvées, toutes techniques confondues, sur chaque secteur d'études en 2019 et en 2020

Le nombre d'individus relevés en 2020 rejoint là encore les mêmes tendances qu'en 2019 (MALLARD, 2019), fournissant un graphique de même aspect, Pombie et Azuns mis à part. Ainsi le Col des Moines et Anglas fournissent le plus grand nombre de données. Arrious recueille 2,5 fois moins d'effectifs que l'année précédente (Fig. 186).

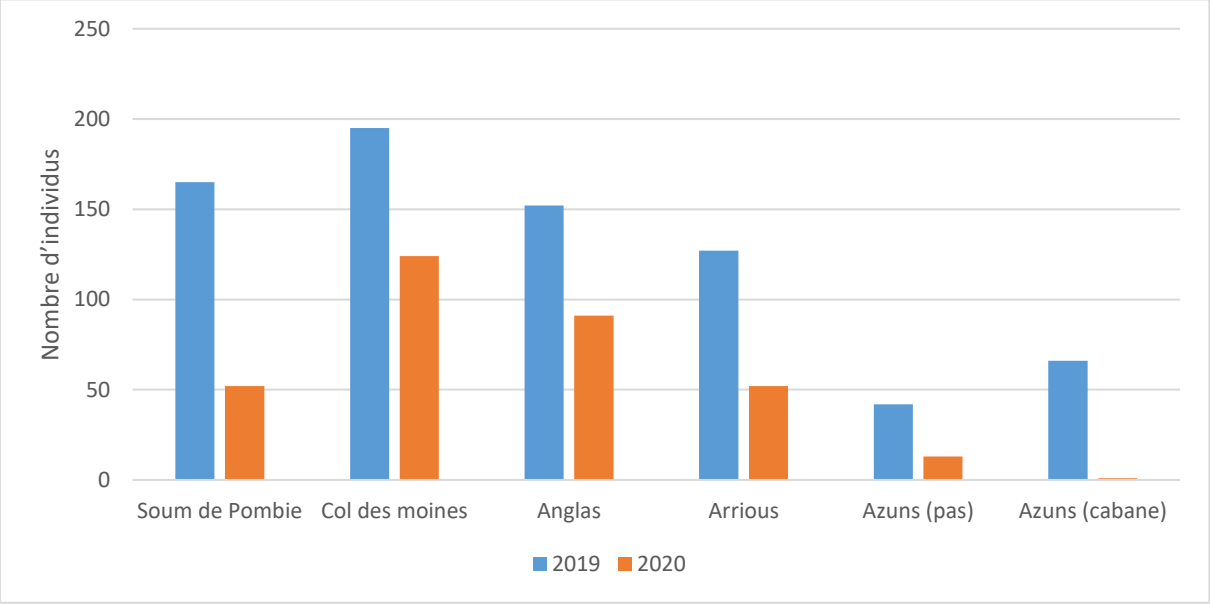


Fig. 186. Individus dénombrés, toutes techniques confondues, sur chaque secteur d'études en 2019 et en 2020

6.3.3 Le cortège d'espèces

Comme l'année passée, 3 espèces dominent largement le peuplement observé. Toutefois étant donné la date des prospections, et la relative absence de *Gomphocerus sibiricus*, ce dernier ne fait pas partie du trio de tête contrairement à 2019 (MALLARD, 2019). Ainsi, on retrouve en plus forte abondance cette année *Chorthippus biguttulus* (38,2% des observations) suivi de Stenobothrus lineatus (22,8%) (alors qu'il ne représentait l'année passée que 12% des observations) et *Stenobothrus nigromaculatus* (19,3%). À l'instar de 2019, *Decticus verrucivorus* et *Pseudochorthippus parallelus* sont observés régulièrement (Tab. LXIX).

Tab. LXIX. Liste des espèces et nombre d'individus comptabilisés en 2019 et en 2020 sur l'ensemble des sites étudiés

Espèces	Nombre d'individus en 2019	Pourcentage pour 2019	Nombre d'individus en 2020	Pourcentage pour 2020
Chorthippus biguttulus	205	27,44	166	38,34
Stenobothrus nigromaculatus	163	21,82	84	19,40
Gomphocerus sibiricus	144	19,28	6	1,39
Stenobotrus lineatus	89	11,91	99	22,86
Decticus verrucivorus	66	8,84	37	8,55
Pseudochorthippus parallelus	61	8,17	34	7,85
Psophus stridulus	4	0,54	4	0,92
Chorthippus dorsatus	3	0,4	1	0,23
Cophopodisma pyranaea	3	0,4	2	0,46
Ephippiger diurnus	2	0,27	–	0
Platicleis albopunctata	2	0,27	–	0
Stenobothrus stigmaticus	2	0,27	–	0
Myrmeleotettix maculatus	1	0,13	–	0
Omocestus rufipes	1	0,13	–	0
Tetrix undulata	1	0,13	–	0
TOTAL	747	100	433	100

Cette liste d'espèces nous permet de constater que seules 2 espèces font partie des espèces de haute montagne (*G. sibiricus* et *C. pyrenaea*) et deux autres du cortège des espèces de moyenne montagne (*P. stridulus, S. nigromaculatus*). Les autres sont des espèces plus ubiquistes qui ont une répartition beaucoup plus vaste à l'échelle de la France.

En 2020, la représentativité des espèces de haute montagne a drastiquement chuté (Fig. 187). Ceci s'explique par le très faible nombre d'individus de *G. sibiricus* notés cette année, à mettre probablement en lien avec les dates tardives d'études. En effet, les 4 espèces montagnardes recensées en 2019 (MALLARD, 2019) sont toujours présentes en 2020.

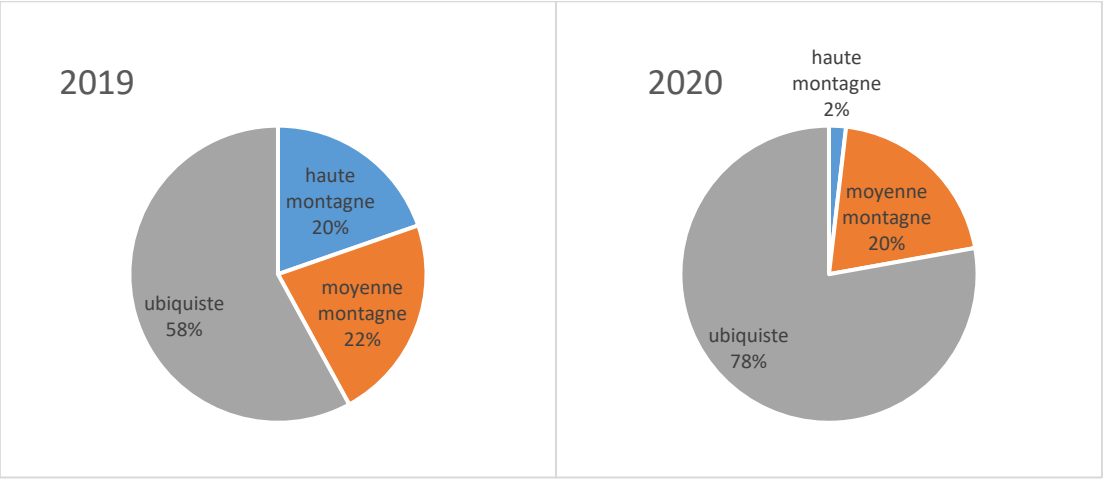


Fig. 187. Pourcentage des espèces observées qualifiées de haute, moyenne montagne et ubiquiste par année.

6.3.4 Le transect voiture

La mise en œuvre de ce protocole a été testée sur différents sites montrant un gradient altitudinal pertinent (plusieurs centaines de mètres). Certaines routes ont été évitées pour des questions de sécurité et la limite altitudinale est dépendante des routes empruntées.

Les prospections nocturnes ont été mises en œuvre dès fin juillet (Tab. LXX).

Tab. LXX. Dates de prospections

Année de suivi	2019			2020	
Transect voiture	1ère session	2ème session	3ème session	1ère session	2ème session
Laruns – Col du Pourtalet	15/07	29/07	–	29/07	19/08
Plateau du bénou	07/08	–	–	–	–
Lescun – RN134	28/08	–	–	–	–
Laruns – Col d'Aubisque	–	–	–	20/08	08/09

Certaines contraintes techniques ne sont pas encore tout à fait réglées. Les réglages du matériel de détection (SM4BAT) sont normalisés avec les études faites au MNHN (dans le cadre de Vigie SON). Le mode de traitement est encore en test : il s'agira de travailler avec Tadarida, un outil développé par le MNHN afin d'aider à la détermination des ultrasons des orthoptères en grande quantité. Chaque son peut être géoréférencé grâce à l'heure relevée à chaque ultrason enregistré et par calcul de son positionnement sur le transect.

Le transect du Plateau du Bénou a été abandonné. En effet, ce transect permettait un trajet de 400 mètres à 930 mètres d'altitude. Sur ce transect, les espèces à affinité méridionale comme *Ruspolia nitidula* ont déjà atteint cette altitude maximale.

Le transect de Lescun n'a pas été reconduit cette année. En revanche, un nouveau transect a été constitué, menant au col d'Aubisque. Il a été parcouru 2 fois en 2020 et permet de balayer des altitudes allant de 500 à 1700 mètres.

Cette année encore aucun résultat n'est à présenter. En effet, les fichiers-sons sont encore en cours de traitement, de même les moyens à utiliser pour un rendu cartographique est encore en réflexion. Ces deux points seront à finaliser courant de cet hiver afin d'être prêts à emploi pour l'automne 2021.

6.3.5 Prospections complémentaires

Un des points importants conclu par le rapport de 2019 concernait le rééquilibrage des sites selon l'altitude (MALLARD, 2019). En effet aucun échantillonnage entre 1900 et 2100 mètres d'altitude n'avait pu être mis en œuvre, alors que 4 l'ont été entre 2100 et 2200 mètres.

Des prospections complémentaires ont donc été menées afin de trouver des milieux favorables à des altitudes comprises entre 1700 et 2100 m d'altitude. 2 prospections avaient eu lieu en 2019 (MALLARD, 2019) et 3 de plus ont été menées en 2020 :

- Le 7 août 2019 au pic de Chérue, 6 mâles de *G. sibiricus* ont été entendus entre 1860 m et 1980 m d'altitude (représentant une distance au sol d'environ 400 m). Aucun individu n'a été repéré entre 1980 et 2040 mètres (soit environ 200 m de distance au sol), altitude à partir de laquelle la population est devenue dense avec une soixantaine d'individus recensés jusqu'à l'altitude maximale du Pic de Chérue (2190 m).
- Le 23 septembre 2019 au niveau du pic d'Arlas, un trajet de plusieurs kilomètres permettant de couvrir un dénivelé de 1700 m à 2040 m a été effectué. *Gomphocerus sibiricus* n'a certes pas été retrouvé mais la date, avancée dans la saison, peut éventuellement expliquer à elle seule cette absence.
- Le 27 juillet 2020 autour du lac d'Aule, une population de *G. sibiricus* a été notée autour du lac à partir de 2000 mètres d'altitude. Par ailleurs, *Polysarcus denticauda* a été notée à 1600 mètres d'altitude près de la cabane d'Aule.
- Le 14 septembre 2020 autour du Pic de Brèque, des secteurs ont été prospecté autour des tranches altitudinales de 1700–2000 mètres. Un *G. sibiricus* femelle a été noté, malgré la date avancée dans la saison. Ce secteur permettrait de positionner plusieurs transects sans difficulté. La seule difficulté rencontrée est liée au temps de déplacement jusqu'à cette altitude (plus d'une heure et demi de marche).
- Le 15 septembre 2020 autour de la Montagne de Banasse, en vallée d'Aspe, des observations ont été réalisées dans les tranches altitudinales de 1700–2000 mètres. Aucun individu n'a été noté même si le peuplement orthoptère était bien en place. Encore une fois la date est avancée pour l'espèce. Le pâturage est assez intense sur cette zone.

6.4 Discussion

6.4.1 Sélection des protocoles d'échantillonnage

Les transects fournissent un nombre de données qui paraît exploitable en termes d'études statistiques et de suivis à long terme. Les études recueillies par Gardiner *et al.* (2005) font état de traitements statistiques robustes à partir de données obtenues par ce type de protocole.

Les transects acoustiques permettent de recueillir un grand nombre de données (espèces et nombre d'individus) dans un espace sonore. La particularité de l'espace sonore est de ne pas être fixe mais variable en fonction de la puissance d'émission des orthoptères. Dans le cas de *G. sibiricus*, il s'agit d'un espace de 6 mètres de part et d'autre du transect mais pour d'autres espèces, cet espace sera plus faible (notamment *Stenobothrus lineatus* ne s'entend *a priori* qu'à 2 ou 3 mètres). Ceci étant, cet espace reste reproductible : les espèces n'émettent généralement pas plus fort d'un site à l'autre ou d'une année à l'autre. Cette méthode semble la plus complète, pourtant elle ne permet de comptabiliser que les mâles et uniquement les espèces stridulantes. Ainsi, la structure de la population (sex-ratio par exemple) et les espèces silencieuses sont des données totalement occultées par cette technique. Les modifications liées au changement climatique peuvent pourtant concerner ces paramètres.

Le fauchage fournit une plus grande richesse avec notamment la détection d'espèces non stridulantes. Ces espèces apportent des éléments complémentaires qui pourraient s'avérer très intéressants par la suite. En effet, les espèces qui ne sont pas en limite d'aire de répartition ont tendance à se déplacer plus rapidement que les espèces qui ont déjà atteint les limites de leur aire de répartition (MENÉNDEZ *et al.*, 2014).

Le rapport de 2019 concluait sur la nécessité d'effectuer au moins 3 réplicats afin d'assurer une bonne détection du cortège (MALLARD, 2019). Il a été projeté de constituer des réplicats temporels, toutefois, il pourrait être intéressant de vérifier si la constitution de réplicats spatiaux ou une combinaison des deux (réplicats spatiaux et temporels) ne serait pas plus pertinents. Ce point sera à évaluer lors des études statistiques qui seront pratiquées en 2021.

6.4.2 Le choix des sites

Le rapport de 2019 posait la question du maintien du suivi sur le site d'Anglas. Ce site présente une diversité moins importante que sur les autres sites. En revanche, la densité d'orthoptères ne semble pas particulièrement plus faible que dans d'autres secteurs. Par ailleurs, il a l'intérêt de pouvoir constituer 3 transects à des altitudes comprises en 2100 et 2200 m.

En revanche le secteur de Soum de Pombie, même s'il fournit une quantité de données satisfaisante a pour défaut de n'accueillir qu'un seul transect. Au vu de la configuration du site, ajouter un second transect semble délicat. Malgré tout, il serait intéressant de tenter de trouver une zone favorable, peut-être à proximité de Peyreget.

Il a été constaté qu'il manquait la tranche 1900-2100 m et que la tranche 2100-2200 était plus représentée que les autres. Dans cette optique des prospections complémentaires ont été menées en 2019 et 2020, visant prioritairement la tranche 1900-2100 m.

Le secteur de Chérue présente peu d'individus de *G. sibiricus*. Il a toutefois l'avantage d'être la station sur laquelle il est connu le plus bas en altitude (1850 m) pour le moment. Par ailleurs, ce site permettrait assez facilement de réaliser plusieurs transects, au moins dans une tranche altitudinale allant de 1800 m à 2100 mètres.

Autour du pic de Brèque, là encore *G. sibiricus* a été recensé. La date de la prospection ne permet pas d'évaluer la taille de la population. Elle est située autour de 1900 mètres d'altitude. Le secteur permettrait de positionner plusieurs transects entre 1850 et 1950 mètres d'altitude.

La prospection autour du lac d'Aule a permis de constater la présence de *G. sibiricus* à 2000 mètres d'altitude. La population semble conséquente et le site permettrait de placer au moins deux transects dans la tranche 2000–2100 mètres. Positionner des transects sur des altitudes plus basses ne semblent pas aisé, en revanche, ils pourront probablement être placés à des altitudes supérieures. Ce site présente l'intérêt possible d'abriter une autre espèce du cortège des hautes montagnes, *Polysarcus denticauda*.

Les prospections en vallée d'Aspe n'ont pas permis de découvrir de station favorable à *G. sibiricus*. Les deux prospections effectuées ont parcouru des secteurs très fortement pâturés. Le placement de transect reste possible mais d'autres prospections en 2021 pourraient permettre de trouver des secteurs peut être plus appropriés.

6.4.3 Cas du transect voiture

Le protocole Vigie–SON a l'intérêt de pouvoir suivre les sauterelles des bords de route, dont les écologies sont différentes. De par leur localisation en milieu souvent perturbé, il est fort probable que les modifications à l'œuvre dans les milieux plus stables que sont les pelouses d'altitude y soient plus rapidement observables.

Au vu des difficultés rencontrées lors de la mise en œuvre du transect voiture et de l'analyse des données recueillies, il peut être envisagé de ne travailler que sur un couple d'espèces (par exemple *Tettigonia viridissima/Tettigonia cantans*) et d'évaluer l'évolution de leur répartition le long du gradient altitudinale. Ce travail pourrait également être réalisé avec *Ruspolia nitidula* qui est une espèce qui n'est pour le moment notée qu'à faible altitude.

De nouveaux tests devront être menés l'année prochaine afin d'affiner la mise en œuvre du protocole, de se pencher sur le traitement des données et ainsi d'évaluer sa pertinence en fonction des résultats qu'il aura fourni.

6.4.4 Positionnement de cette étude par rapport à d'autres

Une étude sur les déplacements altitudinaux des orthoptères liés au changement climatique dans les parcs nationaux du Mercantour et des Ecrins est menée (COUTURIER *et al.*, 2019). Elle repose sur d'importantes données bibliographiques et vise à la mise en place de protocole d'études. L'objectif est de pouvoir positionner un grand nombre de stations (plus de 200), situées de 1200 à 2800 mètres d'altitude dans le Parc des Ecrins et de 900 à 2800 mètres d'altitude dans les Parc du Mercantour.

Sur chaque station, 5 placettes de 6 par 5 mètres sont prospectées à l'écoute (1 minute), à la recherche visuelle (6 minutes), et enfin au filet (2 x 45 secondes). Le travail se fait sur la répartition des espèces et non pas sur l'abondance. Il ne s'agit donc pas d'avoir un décompte exact des individus mais

plutôt des classes d'abondance. Ceci permet de pouvoir étudier un grand nombre de stations. Les 5 placettes constituent 5 réplicats spatiaux d'une même station, assurant que la composition des communautés est bien décrite statistiquement.

L'étude montre que pour obtenir une représentation pertinente du cortège orthoptères 4 relevés sont nécessaires. Dans leur cas, la fauche n'apporte que très peu d'éléments complémentaires, peut-être du fait de l'utilisation en dernier (donc suite aux dérangements de la recherche visuelle) ou peut-être parce qu'ils utilisent un filet à papillon et non un filet fauchoir.

La grande force de cette étude repose évidemment sur les données bibliographiques (des années 1960 puis 1980) qui permettent d'obtenir une vision passée des cortèges d'orthoptères sur les mêmes stations que celles étudiées en 2018 et 2019. Toutefois, même si les données sont obtenues en classe d'abondance, l'intérêt de l'étude réside, entre autres, dans la quantité de stations étudiées qui permet de couvrir ainsi une très grande variété de paramètres environnementaux et donc de lisser les biais liés aux conditions stationnelles et avoir une vision plus fiable de ce qui se passe au sein des massifs du Mercantour et des Ecrins.

Gardiner *et al.* (2005) confirment l'intérêt de la fauche pour obtenir des données pertinentes même si dans le cas de Couturier *et al.* (2019), cette technique n'a pas apporté d'éléments complémentaires, ils précisent que c'est peut-être lié à son utilisation après dérangement du milieu par la recherche visuelle. En revanche, cette étude démontre l'importance de constituer 4 réplicats, et non pas trois comme nous le projetons. L'utilisation de réplicats spatiaux permet de réduire le temps de déplacement entre les sites d'étude et donc d'augmenter la quantité de stations étudiées.

Dans la mesure du possible, nos sites d'étude devraient donc faire l'objet de 2 ou plusieurs transects sur les mêmes tranches altitudinales, afin d'obtenir en plus d'un réplicat temporel un réplicat spatial et ainsi augmenter de manière significative la puissance des études statistiques sans augmenter de manière trop importante le temps d'étude.

6.5 Conclusion

La mise en place d'un protocole permettant de répondre à toutes les hypothèses en plus du changement climatique permettra d'étudier l'adaptation et la survie des espèces ou des peuplements. Même si cette année, les protocoles n'ont pas pu être mis en œuvre de manière optimale, la combinaison suivi espèce et cortège semble être une solution pertinente :

- D'une part, il a été constaté que *G. sibiricus* est une espèce sensible aux conditions climatiques qui pouvait profiter des périodes sèches et d'une fonte des neiges précoce. Suivre cette espèce, facilement audible et comptabilisable, peut donc apporter des éléments importants pour répondre à la question : « les orthoptères sont-ils capables de profiter des nouvelles conditions climatiques, à savoir hiver plus court et été plus chaud, pour augmenter la taille de leur population ? ».
- D'autre part, suivre l'évolution d'un cortège d'espèces, avec des espèces qui atteignent leur limite altitudinale de répartition et l'arrivée progressive d'espèces qui n'ont pas encore atteint cette limite, permet d'apporter des éléments de réponse sur l'hypothèse concernant leur éventuelle remontée progressive vers des altitudes plus élevées afin de se maintenir dans des conditions climatiques équivalentes.

En 2021, de nouveaux transects pourraient être mis en œuvre sur les secteurs notés en 2019 et 2020, afin de tester le protocole sur ces sites avant de les intégrer définitivement à l'étude. De même un replicat spatial pourrait être recherché pour le site du Soum de Pombie, afin d'augmenter la pertinence statistique des études sur ce secteur. Par ailleurs, de nouvelles prospections devraient être réalisées notamment en vallée d'Aspe. Le secteur du col d'Aubisque pourrait abriter *G. sibiricus* et une nouvelle prospection sur Arlas en plein saison de stridulation de l'espèce pourrait être tentée, de même au pic d'Orhy.

Enfin, le transect voiture nécessite encore quelques ajustements afin de s'assurer que les données puissent être traitées de manière pertinente. Ces ajustements pourront être finalisés courant de cet hiver. En 2021, D'autres transects pourraient être testés plus à l'ouest, comme par exemple vers le col de la Pierre-Saint-Martin (1764 m) ou le Port de Larrau (1575 m).

Partie III. Les amphibiens

Chapitre 7. Hyla molleri (Bedriaga, 1889) - Rainette ibérique des lagunes du triangle landais et Hyla arborea (Linnaeus, 1758) - Rainette verte des mares, des landes et du bocage Picto-Limousin

Auteurs : *Olivier Lourdais, Michaël Guillon, Maud Berroneau,*
Contributeur : *Gaëlle Micheli*

Résumé :

La capacité à élaborer des prédictions robustes sur la réponse des espèces aux changements globaux est un élément essentiel pour comprendre la dynamique de la biodiversité. Afin de prédire les effets à large échelle (répartition), il est nécessaire d'étudier les capacités de réponses des individus et des populations. La présence en Nouvelle-Aquitaine de trois espèces proches à affinités climatiques contrastées (*Hyla molleri, H. arborea, H. meridionalis*) est une opportunité rare d'étudier la réponse différenciée de ces espèces au changement climatique. Nos travaux de recherches vont permettre d'aborder :

- les adaptations écophysiologiques des trois espèces liées à leur affinité climatique et leurs effets dans un contexte de changement climatique.
- les effets du changement climatique sur la répartition de ces espèces en identifiant les déterminants de la présence reliés aux facteurs proximaux.
- l'effet des conditions météorologiques et microclimatiques inter-annuel sur la détectabilité/activité des espèces

Les études préliminaires menées depuis 2018 permettent d'affiner les variables climatiques qui semblent définir la niche de ces espèces ainsi que les moyens d'y parvenir tout en faisant l'acquisition en parallèle de données de présence cruciales pour valider ces premiers résultats. Les résultats préliminaires des suivis naturalistes montrent une fluctuation inter annuelle de l'activité des rainettes liée aux conditions météorologiques et d'assèchement des zones humides.

Mots-clés : adaptations, climat, écophysiologie, *Hyla arborea, Hyla meridionalis*, *Hyla molleri,* perte hydrique, répartition.

7.1 Introduction

L'un des enjeux majeurs en écologie est de comprendre la répartition et l'abondance des organismes dans l'espace et dans le temps (ANDREWARTHA & BIRCH, 1954 ; KREBS, 1972 ; MACARTHUR, 1984). Cette problématique est au cœur des préoccupations actuelles de nos sociétés faisant face au changement climatique (IPCC, 2007 ; IPCC, 2014b) et à l'érosion de la biodiversité (THOMAS *et al.*, 2006). Afin d'évaluer l'impact des perturbations du climat sur la biodiversité, il est nécessaire de connaitre les réponses des espèces tout en prenant en compte leur sensibilité propre. La répartition peut donc se définir comme étant le résultat d'une réponse dynamique d'une espèce face à un environnement donné (BROENNIMANN *et al.*, 2007).

En Nouvelle-Aquitaine, 3 espèces à affinités climatiques et répartition contrastées sont présentes au sein du genre *Hyla* (REINO *et al.*, 2017) : deux espèces de climat tempéré, *Hyla arborea* (répartition médio européenne) et *Hyla molleri* (répartition ibérique) et une espèce de climat méditerranéen *Hyla meridionalis*. Nos travaux de recherches sont menés sur les trois espèces où la Rainette méridionale (*H. meridionalis*) nous permet de développer une approche intégrée à différents niveaux d'affinités climatiques (Atlantique/Médio-Européen vs. Méditerranéen).

Une première phase du programme consiste en l'étude sur le terrain de l'activité biologique, de la phénologie et de l'interaction possible, en fonction du secteur étudié, des 3 rainettes : *Hyla meridionalis vs Hyla molleri* dans le Massif landais et *Hyla meridionalis vs Hyla arborea* en plateau limousin. En effet, la Rainette ibérique est une espèce qui se reproduit dans les milieux humides frais du massif landais, type « lagune ». En France, elle se cantonne au bassin aquitain. Ses habitats préférentiels sont sujets aux perturbations climatiques comme l'assèchement brutal et la modification de la flore représentative des zones humides du massif landais (BERRONEAU, 2014a). La Rainette verte possède une répartition septentrionale étendue dont la limite sud atteint le Massif central. La Rainette méridionale est une espèce d'affinité méditerranéenne, et donc plus thermophile, qui pénètre toutefois sur certaines lagunes où deux des trois espèces citées s'observent alors en syntopie (BERRONEAU, 2014a).

Les variations d'activité/détectabilité observés entre la Rainette ibérique et la Rainette méridionale sont vraisemblablement liées aux conditions locales et pourrait évoluer en fonction du changement climatique.

Les changements climatiques devraient fortement impacter la Rainette ibérique avec la disparition ou le mouvement de stations remarquables. Plusieurs hypothèses complémentaires peuvent être formulées :

- Hypothèse 1 : extinction locale possible de populations suite à la disparition/dégradation de sites remarquables
- Hypothèse 2 : effets des changements climatiques en défaveur de la Rainette ibériques
- Hypothèse 3 : Interactions compétititives dans les zones de co-existence en faveur de la Rainette méridionale.

Les objectifs des suivis naturalistes sur des sites d'étude sont de visualiser les tendances évolutives de la répartition et abondance de la Rainette ibérique en massif landais et de la Rainette verte en Limousin, en lien avec d'éventuelles variations climatiques, mais aussi d'observer la progression de la la Rainette méridionale.

En parallèle, l'objectif de nos travaux de recherches est de comprendre les déterminants de la répartition de ces trois espèces à partir des données de présence (observations) issues des différents observatoires infra-régionaux. La répartition de ces espèces en France et en Région Nouvelle-Aquitaine est parapatrique (contiguë). Notre hypothèse principale est qu'un contraste des niches thermique/hydrique et physiologique permet d'expliquer cette répartition (« Physiological parapatry Hypothesis »).

Dans ce contexte, il est important : i) d'identifier les paramètres physiologiques et comportementaux proximaux qui sous-tendent les adaptations climatiques propres aux espèces, et ii) d'explorer les déterminants climatiques de la répartition et de l'importance des gradients environnementaux.

2 axes de recherches sont en cours de développant sur les trois espèces du genre *Hyla* :

(1) Clarification des adaptations écophysiologiques des trois espèces de rainettes de Nouvelle-Aquitaine :

a) Mesures écophysiologiques entre espèces en conditions contrôlées : Comparaison de la sensibilité aux pertes hydriques et mesures des taux métaboliques entre les espèces.

b) Etudes comportementales sur les trois espèces en conditions contrôlées : Etudes expérimentales des conditions thermiques et hydriques de la thermorégulation.

c) Comparaisons écophysiologiques entre espèces en conditions naturelles : Etude comportementale comparative longitudinale.

(2) Déterminants de la répartition des trois espèces et effets des changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine :

– Modélisation corrélative de la répartition actuelle et future en Nouvelle-Aquitaine en s'appuyant sur les éléments de l'écophysiologie des espèces.

Afin de prédire avec robustesse les effets du changement climatique sur la répartition des espèces, l'objectif est d'identifier l'ensemble des variables climatiques qui définissent les niches climatiques de chacune des espèces. En s'appuyant d'une part sur la connaissance de l'écologie, de la biologie et de la physiologie des espèces, et d'autre part sur les hypothèses des effets proximaux des changements climatiques sur ces différents niveaux et leurs effets supposés sur la répartition observée de chaque espèce, un ensemble de variables identifié comme pertinent pour tester leur capacité à prédire la répartition actuelle et future des espèces. Une fois les variables climatiques identifiées, l'objectif suivant sera aussi de modéliser au plus près la répartition actuelle des espèces en injectant les variables topographiques et d'habitats par exemple.

7.2 Matériel et Méthodes

7.2.1 Sites d'étude pour les suivis naturalistes et méthodologies de suivi

La sélection s'est portée sur des sites présents dans l'aire de répartition de la Rainette ibérique et de la Rainette verte (présence avérée ou non de ces dernières, Berroneau (2014a), GMHL (2000), facilitant la mise en évidence d'éventuels mouvements populationnels (populations syntopiques ou proches) aussi bien au cœur du Massif landais (Rainette ibérique) qu'en contexte Limousin (Rainette verte). Ces sites sont par conséquent occupés ou susceptibles de l'être à terme par la Rainette méridionale, espèce potentiellement en compétition localement. Ces sites coïncident autant que possible avec ceux d'autres suivis du programme les sentinelles du climat en milieu humide, notamment avec les sites de suivi du Lézard vivipare.

En 2020, l'ensemble des sites suivis en 2019 a pu être visité (Tab. LXXI et Tab. LXXII).

Niveau terminologie, pour la Rainette ibérique, un « site » de suivi correspond à une « lagune ».

12 sites ont ainsi été sélectionnés (7 en Gironde, 4 dans les Landes, et 1 en Lot-et-Garonne) à partir de la répartition connue de la Rainette ibérique et avec une homogénéité de répartition selon un gradient nord-sud, est-ouest.

4 sites ont été sélectionnés en Limousin sur la même commune (Brignac-la-Plaine) pour le suivi de la Rainette verte et de la Rainette méridionale (Tab. LXXII).

Tab. LXXI. Localisation des sites du triangle landais suivis en 2017 et 2020

o : X : Hm :

Lieu_dit	Longitude	Latitude	Suivi Hm 2017	Suivi Hm 2018	Suivi Hm 2019
Captieux - Lucmaysouau	44,22372	-0,23059	o	o	o
Hostens - Gat Mort	44,51779	-0,61312	o	o	o
Houeillès	44,19964	-0,07166	o	o	o
Le Pian Médoc	44,95297	-0,73967	o	o	o
Lubiosse-Ychoux - Capdejus	44,39832	-1,03054	o	o	o
Lubiosse-Ychoux - Taron	44,39343	-1,00545	o	o	o
Martillac	44,69270	-0,58963	o	o	o
Saint-Magne - Lagune du Cam	44,54098	-0,65374	o	o	o
Saint Médard - Pilliole	44,89429	-0,80347	o	o	o
Le Porge - Saumos	44,89185	-1,03937	o	o	o
Tarnos	43,56339	-1,48089	o	o	o
Pindères	*44,24436*	*-0,017334*	o	X	X
Saint Médard - Lagunasse	44,89429	-0,80347	-	o	o

Tab. LXXII. Localisation et description des sites du Limousin suivis entre 2017 et 2020

Département	Dénomination	Type d'habitat	Propriétaire/gestionnaire	Accord	Structure de suivi et nom de l'observateur	Latitude	Longitude
Corrèze (19)	Lescure	lagune	Jean-Claude Labarde	Oui	GMHL – Gaëlle Caublot	45,167494	1,361559
Haute-Vienne (87)	les Paleines	lagune	SMABGA (Etienne Boury)	Oui	GMHL – Gaëlle Caublot	46,151809	1,34252
Haute-Vienne (87)	Château Gaillard	lagune	Gaëlle Caublot	Oui	GMHL – Gaëlle Caublot	45,597845	1,155438
Corrèze (19)	Bussac haut	lagune	Pas de station		GMHL – Gaëlle Caublot	1,300467064	45,18114711

Cette étude se base sur un suivi annuel de présence des deux rainettes sur 12 sites pour le massif landais (MALLARD, 2018b) et 4 sites pour le Limousin, couplés à des mesures de stations météorologiques. L'application du protocole type POP Amphibien (protocole national standardisé – SHF) permettra une estimation fine de la présence et de l'abondance de chaque espèce Rainette ibérique et de la Rainette verte. Cette abondance peut être mise en relation avec des facteurs extérieurs (évolution des températures, régime pluviométrique, etc.) et peut être comparée d'une année sur l'autre.

Chaque site est visité 3 fois par an durant la période d'activité des rainettes (passages de préférence entre mars et mai). Les points d'écoutes des mâles chanteurs sont assurés pendant 20 min sur chaque lagune. A la suite des points d'écoutes, différents relevés sont effectués sur les propriétés de la lagune et des mares (habitats aquatiques et rivulaires), les autres espèces observées (Grenouilles vertes, Alyte accoucheur et Crapaud épineux principalement), afin de mettre en évidence à terme des corrélations entre modification de l'habitat due au changement climatique, colonisation des sites par d'autres espèces aux biotopes différents des espèces cibles et présence/abondance de Rainette ibérique ou Rainette verte selon le site en question.

L'écoute des mâles chanteurs de Rainette ibérique et verte s'effectue avec des conditions climatiques particulières :

- Visite nocturne (19h30 – 00h30)
- Eviter les nuits trop fraiches (gelées) en début de saison (Mars-Avril)
- Eviter les phases de pleine lune et nuits venteuses

L'étude sur la détermination des conditions optimales de suivis en lien avec les observations de 2016-2021 va être initiée en 2021 au cours des projets de recherche.

La récolte de données est réalisée à l'aide de la fiche de relevé standardisée. Trois fiches de renseignements doivent être remplies pour chaque site et chaque passage. La première fiche « Relevé » renseigne par lagune les observations de l'espèce, les indices de présence pour les trois passages. La deuxième fiche « Descriptif site » permet un descriptif précis de la lagune et de ses alentours pour les trois passages. Enfin, la fiche « Récapitulatif site » liste l'ensemble des lagunes à prospecter (MALLARD, 2017b).

7.2.2 Écophysiologie comparée des espèces

Le travail de comparaison de l'écophysiologie des rainettes (LOURDAIS *et al.*, in prep.) n'a pu être mis en œuvre en 2020 comme programmé du fait des conditions sanitaires liées au Covid19. Ce volet écophysiologique est donc reporté à 2021 avec le recrutement d'un étudiant en Master 2. Les objectifs sont les suivants :
– comparer le métabolisme, les pertes hydriques cutanées et respiratoires des trois espèces
– mesurer expérimentalement les effets de conditions thermiques et hydriques contrastées sur la balance hydrique des trois espèces.

Les suivis populationnels à long terme menés en parallèle dans le cadre du programme pourront être mis à profit pour étudier les liens entre les conditions météorologiques annuelles et les différents paramètres liés à l'activité des espèces suivies tels que la phénologie de la reproduction ou les niveaux d'activité (abondance, chants). En effet un compromis existe entre l'activité de chant, la position dans la végétation et les pertes hydriques (CICCHINO *et al.*, 2020).

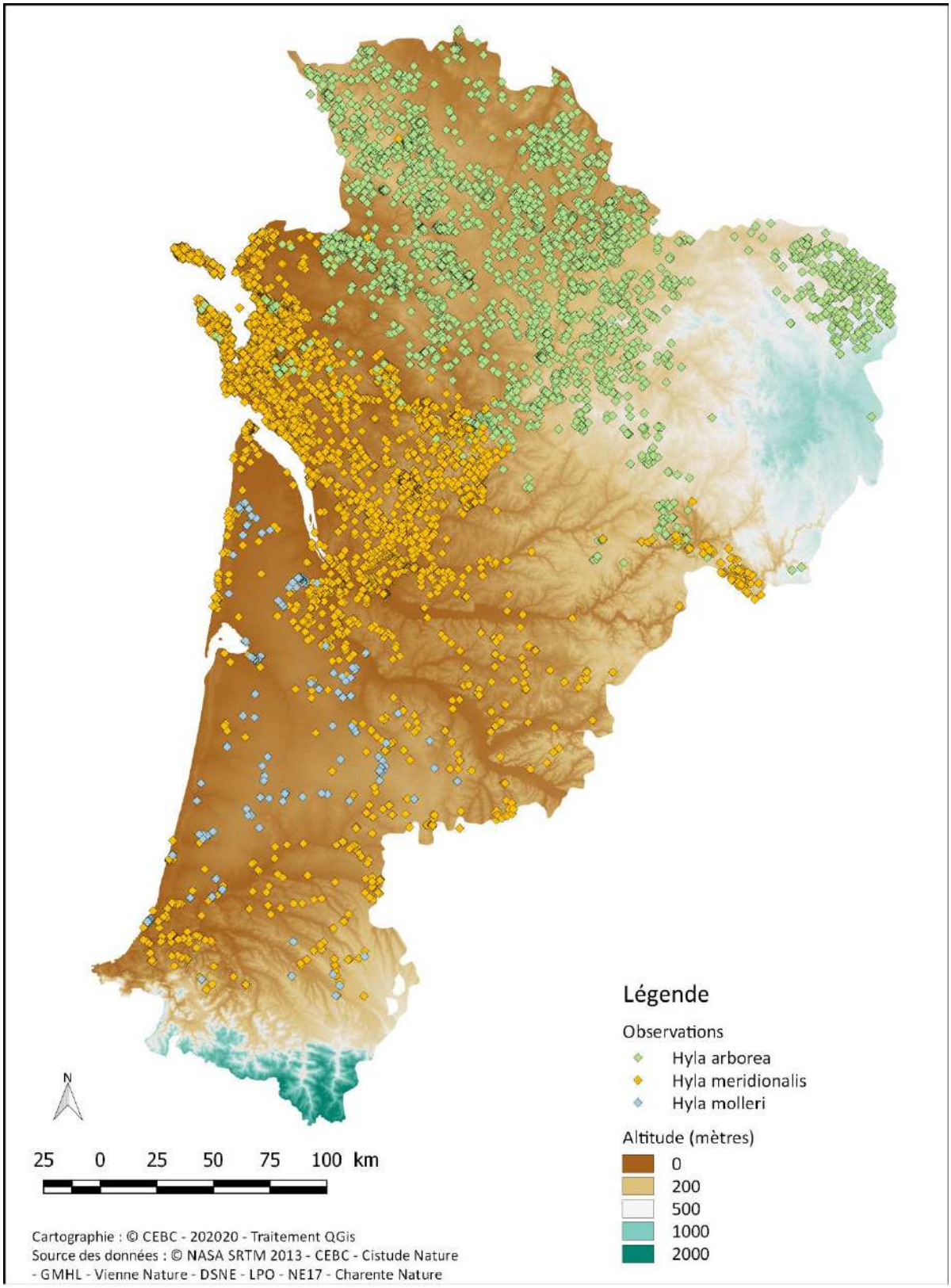
7.2.3 Modélisation spatiale

• Base de données

En 2020, nous avons pu réaliser un partenariat grâce au programme « Les Sentinelles du Climat » avec l'ensemble des partenaires associatifs de la région Nouvelle-Aquitaine qui sont : Cistude nature (Ex région Aquitaine), Charente-Nature (département de la Charente), Deux-Sèvres Nature Environnement (DSNE, département des Deux-Sèvres), Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin (Ex région Limousin), Ligue de protection des oiseaux (Nationale et l'antenne Charente-Maritime) associée à Nature Environnement 17 (NE17, Charente-Maritime) et Vienne Nature (Département de la Vienne). Sur l'ensemble du territoire, cela représente 215 données pour la Rainette ibérique (dont 215 données précises), 8556 données pour la Rainette méridionale (dont 7009 données précises et 5864 données pour la Rainette verte (dont 3553 données précises) (Tab. LXXIII, Fig. 188).

Tab. LXXIII. Bilan du volume total de données recueillies dans le cadre du programme « Les Sentinelles du Climat » et notamment par le conventionnement des partenariats avec les associations naturalistes du Poitou-Charentes

Espèces	Propriétaire données	Zone géographique	Nombre d'observations				
			Totales	Précises	Jardin	Lieu-dit	Sans précision
Rainette ibérique	**Cistude Nature**	**Nlle Aquitaine**	**215**	**215**			
Rainette méridionale	Charente Nature	Charente	918	831		87	
	DSNE	Deux-Sèvres	23	3		1	19
	NE 17 / LPO 17	Charente-Maritime	6104	4700	84	1320	
	Cistude Nature	Ex Aquitaine	1410	1410			
	GMHL	Ex Limousin	101	65		36	
	Total	**Nlle Aquitaine**	**8556**	**7009**	**84**	**1444**	**19**
Rainette verte	Charente Nature	Charente	690	588	11	91	
	DSNE	Deux-Sèvres	2626	1022	49	589	966
	NE 17 / LPO 17	Charente-Maritime	119	86		33	
	Vienne Nature	Vienne	1548	1548			
	Cistude Nature	Ex Aquitaine	29	29			
	GMHL	Ex Limousin	852	280	1	571	
	Total	**Nlle Aquitaine**	**5864**	**3553**	**61**	**1284**	**966**



Répartition des observations des rainettes de Nouvelle-Aquitaine

Fig. 188. Base de données de présence utilisée pour modéliser la répartition des rainettes verte (Hyla arborea), méridionale (H. meridionalis) et ibérique (H. molleri) à l'échelle régionale (Nouvelle-Aquitaine) (Guillon et al., in prep. a).

En 2018, les analyses exploratoires de modélisation spatiales des trois espèces de rainettes se sont basées sur les bases de données restreintes aux anciennes régions Aquitaine et Limousin (MALLARD, 2018a). Pour les rainettes, le nombre d'observation correspondait à 310 pour *H. arborea*, 215 pour *H. molleri* et 1475 pour *H. meridionalis*.

• Base de données climatiques

L'ensemble des variables climatiques disponibles et issues de différentes sources : Météo France (méthode AURELHY 1971–2000, Canellas *et al.* (2014); simulations ALADIN 52, Ouzeau et al. (2014)), Chelsa (CHELSA, 2020), WorldClim V2.0 (Fick & Hijmans 2017.) et PVGIS (© European Communities, 2001–2020, Huld et al. (2012)) pourront être utilisées. L'ensemble représente des variables possédant une résolution spatiale de 8 km à 1 km.

Afin de maximiser à la fois la qualité temporelle et spatiale des modélisations et ainsi valoriser l'ensemble des variables disponibles, notamment dans un objectif de projection temporelle, nous allons appliquer l'approche dites du « delta change method » d'après Mosier *et al.* (2018). Cette approche permet d'utiliser à la fois les simulations ALADIN 52 pour avoir les meilleurs scénarios de changements du climat en cohérence avec le programme et d'utiliser également les variables climatiques (décrivant le climat du passé récent) les plus précises spatialement. Par exemple, au niveau des Pyrénées (Fig. 189) l'utilisation de cette méthode de descente d'échelle permet de conserver la résolution spatiale la plus fine (1km²) montrant l'effet du relief sur le climat alors que ces subtilités ne s'expriment pas dans les simulations ALADIN (8 km de résolution). Cette méthode permet au terme de faire une descente d'échelle spatiale des simulations ALADIN 52 dans le futur de 8 km à 1km de résolution spatiale en intégrant les effets du relief ainsi que les subtilités régionales présentes sur la période de référence du passé récent (Fig. 189).

• Modélisation corrélative

Analyses préliminaires

Les analyses préliminaires sur les déterminants climatiques de la répartition menées en 2018 ont été mises à jour grâce à l'acquisition de nouvelles de données de répartition des trois espèces en Poitou–Charentes qui sont maintenant complètes en 2020. Le principe de cette mise à jour a été de reprendre les niches climatiques prédites par les modèles et définies à l'échelle des anciennes régions Aquitaine et Limousin pour la projeter dans l'ancienne région Poitou–Charentes. Les données de présence en Poitou–Charentes permettent de faire une validation indépendante des prédictions pour vérifier si les variables sélectionnées permettent de bien définir les niches climatiques des espèceset ainsi vérifier la capacité des modèles à les projeter dans l'espace (et par voie de conséquences dans le temps).

L'ensemble des variables climatiques utilisées en 2018 issues de différentes sources (Météo France AURELHY, WorldClim V2.0, www.cmsaf.eu, PVGIS) ont été reprises. L'ensemble représente initialement 6 variables possédant une résolution spatiale de 7 km à 100 m (Annexe 13).

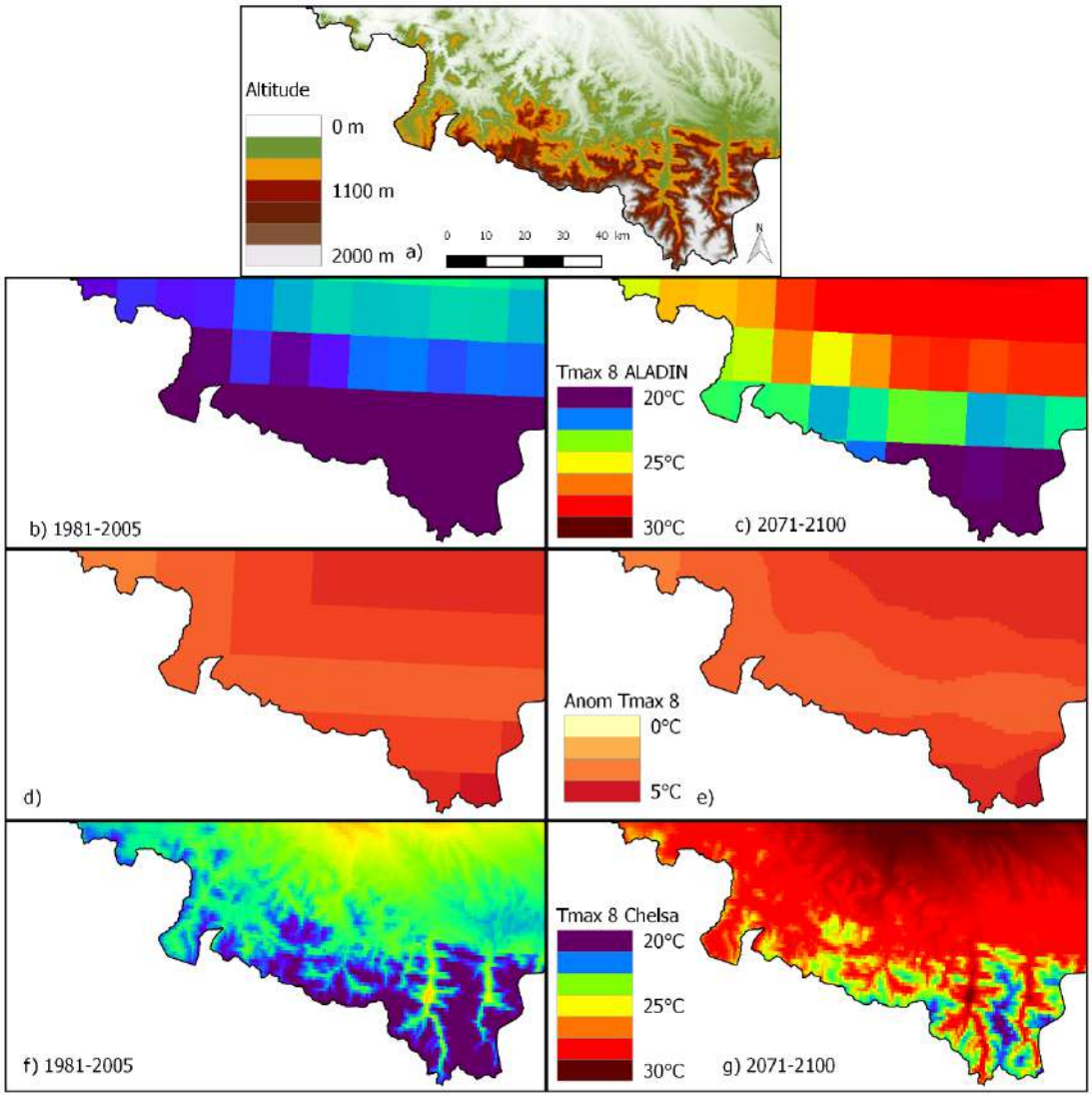


Fig. 189. Exemple de « delta change method » pour produire la température maximale mensuelle du mois d'août pour le scénario RCP8.5 dans la région Nouvelle-Aquitaine au niveau des Pyrénées. Les cartes sont (a) un modèle numérique d'altitude GTOPO30 pour la région test, (b) la simulation ALADIN pour la période 1981-2005, (c) la simulation ALADIN pour la période 1971-2100, (d) anomalie entre (b) et (c), (e) anomalie de (d) interpolée à la grille spatiale de Chelsa, (f) climatologie Chelsa 1981-2005, et (g) la simulation ALADIN à échelle réduite pour la période 2071-2100.

Les 6 variables ont été transformées afin de bénéficier d'une résolution spatiale de travail la plus importante (100m) et la corrélation deux à deux a été quantifié. Ces variables sont délimitées à deux niveaux de définition spatiales : un jeu à l'échelle Aquitaine/Limousin et un jeu identique mais à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine :

- Variables d'insolation : irradiation effective du mois de juin ;
- Variables de température : température maximum estivale et température minimum hivernale ;
- Variables d'humidité : index d'humidité estival, potentiel évapotranspiration de juin ;
- Variables de précipitations : cumul hivernal.

Ce travail préliminaire de modélisation de niche écologique a été réalisé par l'intermédiaire du logiciel MaxEnt (Maximum Entropy Species Distribution Modeling, Version 3.4.1) (PHILLIPS *et al.*, 2017).

De par l'objectif exploratoire de cette étude, l'utilisation du logiciel s'est basée sur des répétitions d'analyses. Cette méthode utilise les répétitions d'une même analyse mais en sélectionnant au hasard à chaque fois parmi les observations de présence un nouveau jeu de données équivalent en nombre nommé « Bootstrap ». Cette méthode permet de conserver l'ensemble du jeu de données d'observations par l'accumulation des répétitions mais également de juger de l'incertitude des prédictions liées notamment aux variables environnementales. Cette approche peut calculer les probabilités de présence calculées à partir de toutes les répétitions (min, médiane, moyenne, max, écart type) sans pouvoir déterminer un seuil sur des prédictions binaires (présence/absence). Ainsi, dans le souci de compromis entre le temps de calcul et la qualité des prédictions, 10 réplicas ont été réalisés par la méthode de « Bootstrap ». Les prédictions des 10 modèles sont exprimées en probabilités de présence. La répartition potentielle de l'espèce a été assimilée aux valeurs maximums des probabilités de présence obtenues sur les 10 prédictions.

Les modèles ont été calibrés et évalués à l'échelle spatiale de l'Aquitaine et du Limousin sur les données de présence de la même zone géographique. Une fois le modèle construit, il a été projeté à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine dans son ensemble et les prédictions pour les trois espèces de rainettes ont été enregistrées.

• Analyses finales visées

Nous utiliserons une méthode se basant sur un ensemble de différentes méthodes statistiques se basant sur un consensus de prédictions prenant en compte les incertitudes liées aux choix des méthodes (MARMION et al., 2009). BIOMOD est une plateforme de calcul donnant un ensemble de prédictions et d'incertitudes de la répartition des espèces (THUILLER *et al.*, 2009). Cette méthode est implémentée dans R 2.15.3 (R Development Core Team 2011) dans le pack "BIOMOD". Nous utiliserons 8 techniques de modélisation différentes : 1) les modèles linéaires généralisés ou GLM, 2) les modèles généralisés additifs ou GAM, 3) les régressions adaptatives multivariées de spline ou MARS, 4) l'analyse d'arbre de classification ou CTA, 5) l'analyse discriminante en mélange ou MDA, 6) les réseaux de neurones artificiels ou ANN, 7) les modèles généralisés fortifiés ou GBM et 8) les « random forests » ou RF.

7.3 Résultats

7.3.1 Résultats exploratoires des suivis naturalistes

Dans le Massif landais (Gironde, Landes et Lot-et-Garonne), les quatre premières années d'observation, de 2017 à 2020 permettent d'apporter un état de référence de la situation de la Rainette ibérique. Il ne s'agit pour l'heure que d'analyses descriptives des données d'observation sur les 12 sites suivis.

Des cartographies représentant le rapport Rainette ibérique / Rainette méridionale observé sur les sites d'études (à partir des indices d'abondance de chaque espèce) sont proposées avec l'idée que les prochaines années permettraient d'avoir une image instantanée du rapport de force entre la Rainette ibérique et la Rainette méridionale sur les sites d'études. Lorsque la balance penchera en faveur de la Rainette méridionale, cela indiquera que l'habitat et les conditions microclimatiques (température, hygrométrie) auront été modifiés. Les études écophysiologiques permettront également de mettre en avant les seuils de tolérance des fluctuations hygrométriques des rainettes ibériques. Suite aux trois premières années de suivis, l'étude des indices d'abondance (ou indices d'observation = io) entre les populations de Rainette ibérique et de Rainette méridionale est possible. Une représentation cartographique des indices d'observation de 2017 à 2020 (Fig. 190) permet d'avoir une vision rapide des secteurs avec les plus grandes observations ainsi que la variation interannuelle.

Indices d'observation de la Rainette ibérique (rouge) vs Rainette méridionale (vert) dans le massif landais sur fond de données historiques de présence de Rainette ibérique (points bordeaux clairs) et de la Rainette méridionale (points verts clairs)

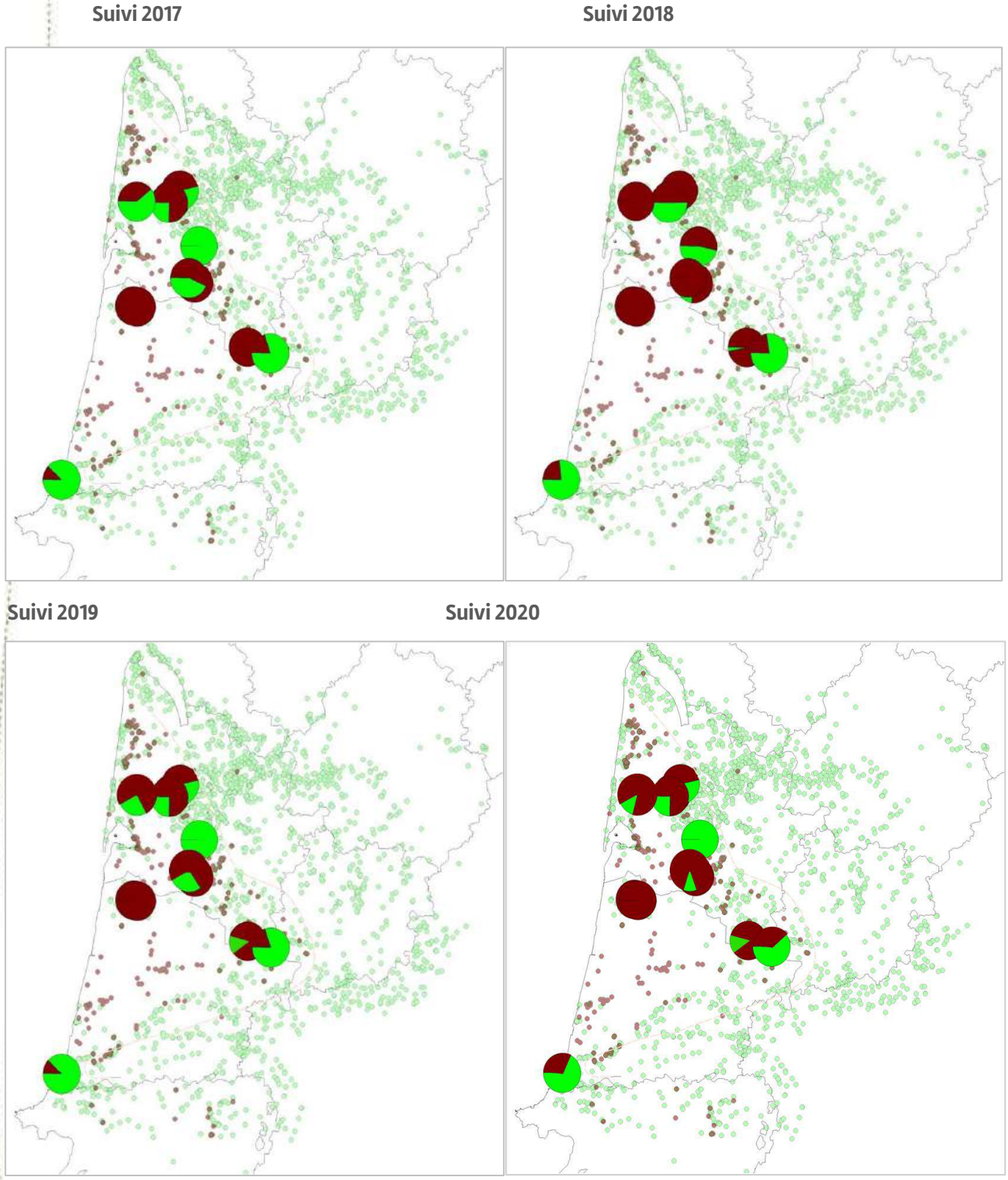


Fig. 190. Comparaison interannuelle des indices d'observation de la Rainette ibérique (en rouge) et de la Rainette méridionale (en vert) entre 2017 et 2020

Il est ainsi possible de voir l'évolution interannuelle des « io » des rainettes ibériques et des rainettes méridionales. En comparant les indices d'observation (io) des sites de 2017 à 2020, il est intéressant de regarder la progression interannuelle qui nous amène à chercher les évènements ou modification qui justifieraient notamment une progression négative sur un site (progression négative = diminution des observations). Tout site confondu, les ratios en faveur de la Rainette ibérique était plus faibles en 2017 et 2019 comparés à 2018 et 2020 (Fig. 191). L'année 2020 a connu une bonne saison hydrique et thermique pour les rainettes ibériques mais plus précocement décalant la phénologie des Rainettes ibériques mais également des rainettes méridionales.

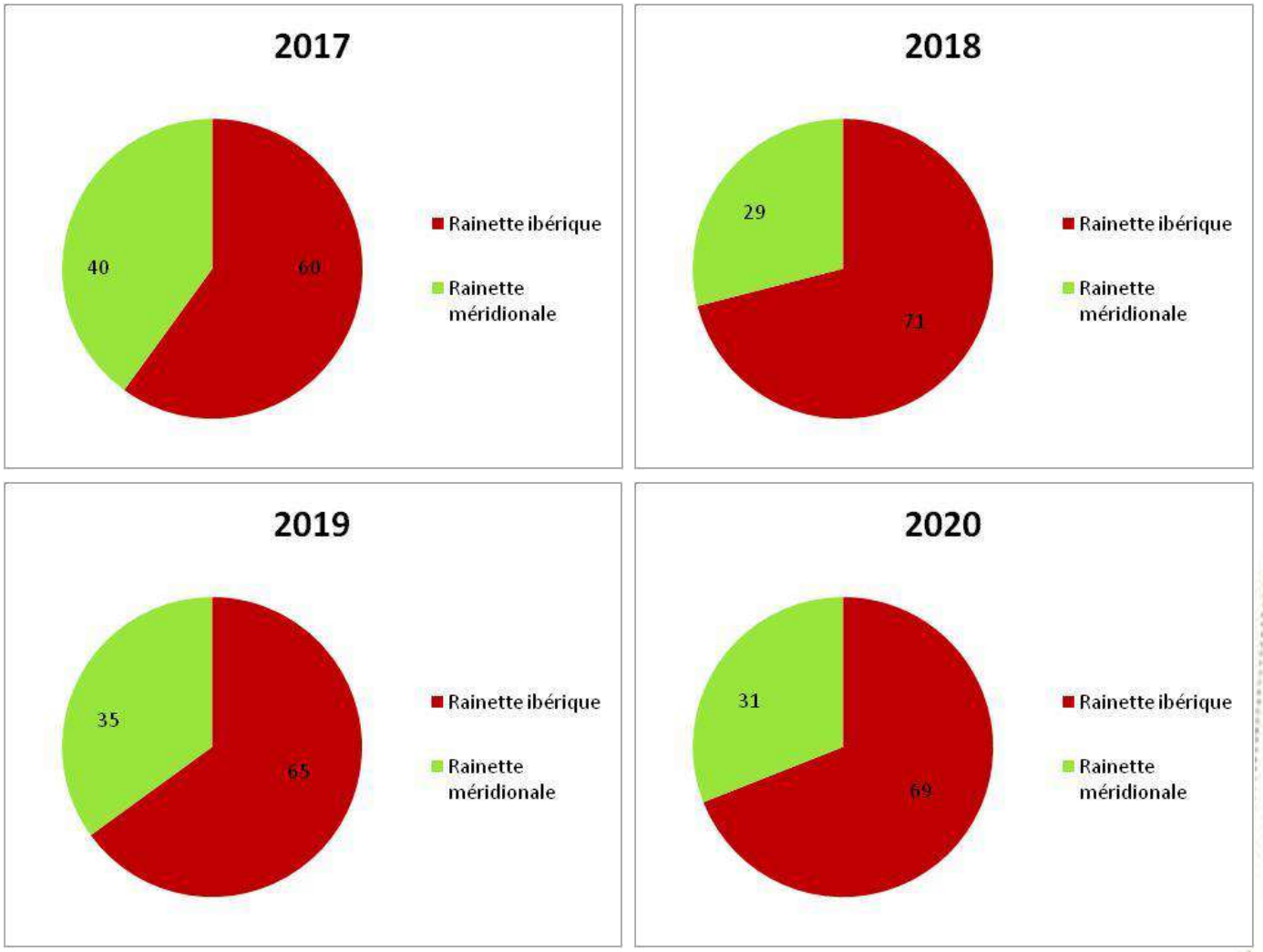


Fig. 191. Ratios moyens annuels entre Rainette ibérique (rouge) et Rainette méridionale (vert) sur l'ensemble des sites de suivi dans le triangle landais entre 2017 et 2020

En Limousin, 2020 consiste en la 3ème année de comptage effective sur 4 sites. Les données brutes (Tab. LXXIV–Tab. LXXV) très faibles et aléatoires seront exploitables plus probablement à partir de l'année prochaine.

Tab. LXXIV. Nombre d'observations par année et par site de suivi pour les trois espèces de rainettes en Limousin

Nb obs : nombre d'observation ; Rm : Rainette méridionale ; Rv : Rainette verte

Site	Nb obsRm 2018	Nb obsRv 2018	Nb obsRm 2019	Nb obsRv 2019	Nb obsRm 2020	Nb obsRv 2020
Bussac haut	0	3	0	4	0	11
Lescure	3	2	2	7	3	6
Château Gaillard	-	-	0	6	0	10
Les Paleines	-	-	0	6	0	6

Tab. LXXV. Nombre d'observations par année et par mois pour chaque espèce en Limousin

Nb obs : nombre d'observation ; Rm : Rainette méridionale ; Rv : Rainette verte

mois	Nb obsRm 2018	Nb obsRv 2018	Nb obsRm 2019	Nb obsRv 2019	Nb obsRm 2020	Nb obsRv 2020
Avril	0	0	1	7	3	25
Mai	1	3	1	9	0	8
Juin	2	2	0	7	-	-

7.3.2 Acquisition complémentaire de données de présence

Le volume de données concernant le Poitou-Charentes représente un volume majeur d'informations complémentaires sur la répartition des espèces à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine. Les cartes de répartition des espèces mises à jour avec l'ensemble du jeu de données régional montrent l'importance de prendre en compte l'ancienne région Poitou-Charentes. Les fonds des cartes correspondent aux variables qui avaient été identifiées parmi les variables déterminantes de la répartition des trois espèces de rainettes en 2018 (Fig. 192). L'ajout des données de présence *a posteriori* sur ces cartes permet de prendre du recul sur les résultats préliminaires de 2018 qui montraient déjà une certaine faiblesse notamment pour l'index d'humidité. Il semble que la limite « nord » des trois espèces semble délimitée par les contraintes thermiques hivernales à des seuil différents. Ceci est un point déterminant pour prédire les avancées de la répartition sur ce front « froid » des trois espèces face aux scénarios de changement climatiques. Par contre, la limite « chaude/sud) » est difficilement explicable par ces deux variables pour les rainettes verte et ibérique dans la mesure où a contrario, la Rainette mérionale ne semble pas actuellement (et logiquement car d'affinité méditerranéene) contrainte de ce point de vue en Nouvelle-Aquitaine.

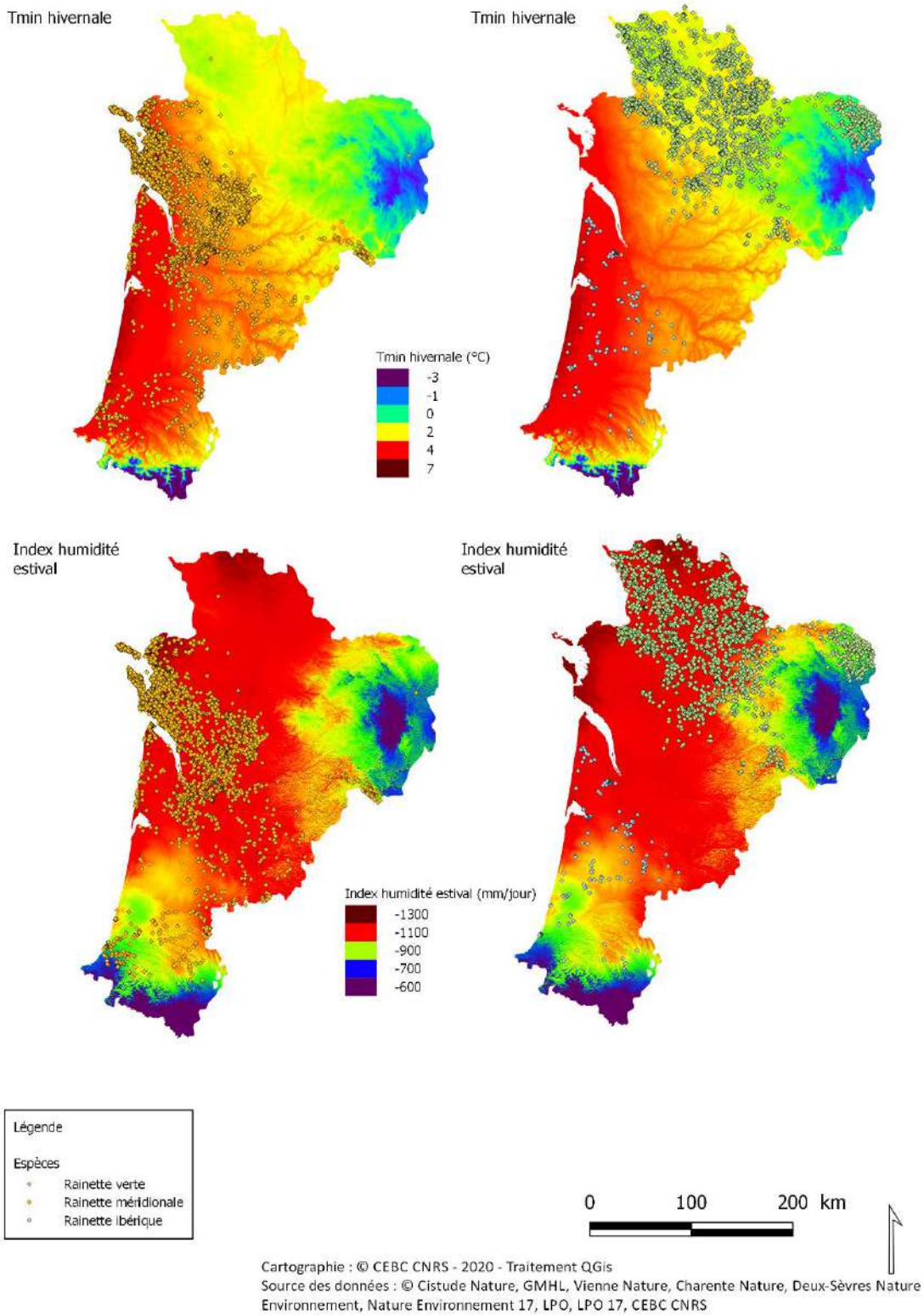


Fig. 192. Mise à jour des données de répartition (jeu de données complet 2020) pour les trois espèces de rainettes en Nouvelle-Aquitaine

7.3.3 Modélisation spatiale à l'échelle Nouvelle-Aquitaine

Les nouvelles données en Poitou-Charentes permettent de confronter ces données de présence indépendantes avec les prédictions des modèles dans cette nouvelle zone géographique alors qu'ils ont été calibrés à partir des anciennes régions Aquitaine et Limousin (Fig. 193).

Pour la Rainette verte, le modèle n'arrive pas à prédire l'espèce en Poitou-Charentes alors qu'elle est présente dans les 4 départements et que l'évaluation du modèle peut être qualifiée de très bonne (AUC = 0.908). Pour la Rainette ibérique, à l'opposé, les modèles prédisent l'espèce en Poitou-Charentes alors que c'est l'espèce sœur, la Rainette verte qui y est présente. L'évaluation du modèle peut être qualifiée là encore de très bonne (AUC = 0.884). Toutefois, si l'on peut conclure à la complémentarité des modélisations des deux espèces sœurs, il reste encore des éléments à éclaircir comme la difficulté à prédire la Rainette verte en zone poitevine ou au contraire sont absence dans le nord de la Haute Vienne. De plus, les prédictions de la Rainette ibérique identifient la Charente-Maritime faisant partir de la niche climatique de l'espèce, ce que les observations contredisent complètement.

Pour la Rainette méridionale, les prédictions sont encourageantes avec l'évaluation du modèle qui peut être qualifiée là encore de bonne (AUC = 0.831). Les modèles sont capables de prédire sa présence en Poitou-Charentes dont la Charente-Maritime limite qui valide une partie des variables climatiques identifiées comme déterminantes notamment du fait de prédictions de l'espèce en nord Deux-Sèvres qui devront être expliquées pour améliorer la robustesse du modèle (probablement un artefact lié à la méthode MaxEnt).

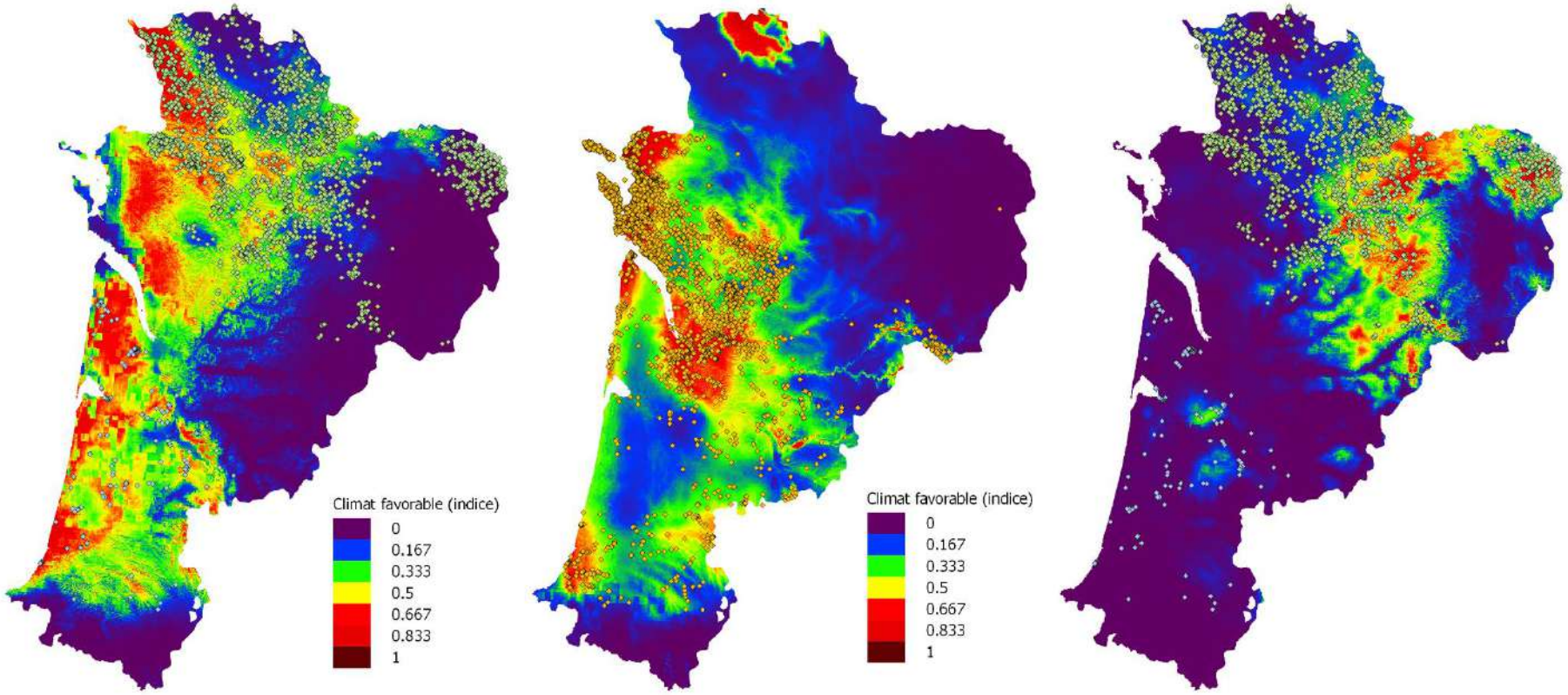


Fig. 193. Prédictions à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine des probabilités de présence pour la Rainette verte, la Rainette méridionale et la Rainette ibérique (de gauche à droite). Les prédictions en Poitou-Charentes correspondent à des projections des modèles calibrés sur les anciennes régions Aquitaine et Limousin. En point, l'ensemble des données de présence compilé en 2020 (Rainettes verte et ibérique à gauche et droite, Rainette méridionale au centre).

7.4 Discussion

En ce qui concerne l'analyse des suivis naturalistes, la représentation cartographique des indices d'observation entre 2017 et 2020 permet de voir que certains secteurs comme Saint-Magne et Le Pian-Médoc en Gironde concentrent le plus grand nombre d'observations annuelles et que cela est récurrent pour l'heure sur les différentes années de suivis.

De manière plus globale, l'ensemble des sites connait une plus forte proportion d'observation de la Rainette ibérique que de la Rainette méridionale en 2018 et 2020. Ne pouvant s'agir d'apparition spontanée ou uniquement d'un pic de reproduction une année sur 2, cela signifie que ces populations étaient déjà présentes sur ces secteurs mais qu'elles sont passées inaperçues. En s'affranchissant d'un effet observateur interannuel (suivi protocolé), cela sous-entend que 2017 avait été une année particulière au niveau météorologique. L'étude des optimums thermiques des différentes rainettes pourra justement abonder ou non dans ce sens. La mise en parallèle de ces résultats et des conditions de températures et de pluviométries est planifiée pour début 2021

L'indice d'observation moyen annuel sur l'intégralité des sites suivis était en forte augmentation pour la Rainette ibérique en 2018, puis baisse en 2019, pour remonter sensiblement en 2020. Les préférences thermiques et hydriques de la Rainette ibérique et de la Rainette méridionale semblant être différentes (plus humide et fraiche pour la Rainette ibérique), l'année 2018 correspondrait à une année avec des conditions abiotiques plus optimales à l'activité des Rainettes ibériques, et a contrario, 2017 était une année défavorable à l'activité de la Rainette ibérique. 2019 se positionne comme une année intermédiaire, suffisamment pluvieuse et fraîche en début de saison printanière pour assurer la reprise d'activité des rainettes ibériques et la mise en place de leur reproduction. La fin de saison s'est par contre arrêtée plus précocement qu'en 2018 avec un fort assèchement des zones humides constaté sur site, dès la fin Mai. En ce qui concerne 2020, les conditions thermiques et hydriques ont été favorables mais plus précoces dans la saison. L'activité de reproduction de la Rainette ibérique a démarré dès février 2020 et l'assèchement des lagunes n'a eu lieu qu'en juin-juillet, laissant présager d'une bonne reproduction pour cette dernière. La saison de reproduction de la Rainette méridionale s'est vue également décalée avec de fortes chaleurs dès février-mars. La compétition associée aux chevauchements de phénologie sera à prendre en compte pour analyser les conséquences de ces variations.

Un autre phénomène pouvant impacter fortement l'activité des rainettes et la réussite de leur reproduction est l'amplitude thermique jour/nuit au cours de la saison d'activité. Les rainettes mâles ayant leur comportement reproduction de chant essentiellement la nuit contrairement aux rainettes méridionales qui peuvent chanter même en journée, une très forte chute de température en fin de journée peut impacter l'activité reproductrice (Berroneau, 2014a). Il sera bon d'étudier ce phénomène observé lors des premiers comptages 2019 et 2020.

L'analyse des indices d'observations par site et par session de comptage apportera également ces prochaines années des informations sur les changements de phénologie selon les conditions bioclimatiques évoluant au cours de la saison (hausse température, perte hydrique du milieu, augmentation de l'ensoleillement).

Concernant la répartition régionale des 3 rainettes, les données complémentaires de présence des espèces à l'échelle du Poitou-Charentes démontrent leur intérêt fort pour bien cerner la niche des espèces, élément essentiel pour réaliser des projections robustes. Elles nous ont permis de tester cette

première sélection de variables issue de l'analyse préliminaire réalisée à l'échelle des données disponibles en 2018, c'est-à-dire, au niveau des anciennes régions Aquitaine et Limousin.

Le programme « Les Sentinelles du Climat » a également permis le conventionnement d'un partenariat entre les associations naturalistes de l'ensemble du Poitou-Charentes (Vienne Nature, Nature Environnement 17, LPO, Deux-Sèvres Nature Environnement et Charente Nature) et le CEBC dans le cadre spécifique des travaux menés pour le programme pour constituer à terme la plus complète et précise base de données naturaliste pour ces espèces en région Nouvelle-Aquitaine.

Pour les rainettes verte et ibérique, le fait de prédire la répartition de l'une avec l'autre et inversement se pose la question de devoir regrouper ou non les deux espèces afin de pouvoir modéliser la niche climatique de ces espèces sœurs et ainsi avoir les prédictions les plus robustes. Seules les données écophysiologiques vont nous permettent de vérifier les traits des deux espèces et de valider cette approche de modélisation si aucune différence n'est trouvée entre elles. Les données écophysiologiques ont aussi permettre de vérifier les hypothèses d'adaptation contrastées des trois espèces et ainsi avoir des hypothèses plus solides sur les variables climatiques ayant des relations proximales les plus fortes et déterminantes de la répartition des trois espèces de Rainettes.

Ces exemples montrent bien la difficulté de projeter correctement la niche d'une espèce que ce soit dans l'espace (ici le Poitou-Charentes) ou dans le temps (objectif ultime de prédire l'évolution de la répartition des espèces en fonction des différents scénarios du GIEC) et l'intérêt d'avoir le jeu de données le plus complet possible pour réaliser ce travail.

Par ailleurs, la situation du Poitou-Charentes pour les rainettes est particulièrement importante pour l'aspect modélisation de la répartition, car elle correspond en partie à la limite climatique des espèces (parapatrie), zone cruciale pour bien définir les contours de la niche des espèces et ainsi bien modéliser leur évolution spatiale dans le cadre des scénarios des changements climatiques de la région Nouvelle-Aquitaine. Pour la Rainette verte, une partie de la limite sud (dite « chaude ») de sa répartition se situe en Poitou-Charentes. De même, l'absence de la Rainette ibérique en Poitou-Charentes permet de bien cerner sa limite « chaude » notamment dans l'extrême sud des deux Charentes. Enfin, la répartition de la Rainette méridionale sera bien plus complète notamment dans ses franges où elle est en contact avec les deux autres espèces.

Il semble que la limite « nord » dite « froide » des trois espèces semble délimitée par les contraintes thermiques hivernales propre à chaque espèce. Ceci est un point déterminant pour prédire les avancés de ce front de répartition des espèces face aux scénarios de changement climatiques. Par contre, la limite « chaude/sud) » est difficilement explicable par les variables identifiées lors de l'analyses préliminaires de 2018 pour les rainettes verte et ibérique dans la mesure où la Rainette mérionale n'est pas actuellement contraintes de ce point de vue. Les données écophysiologiques vont permettre de nous aider à revoir la sélection de variables climatiques. L'une des questions majeures est notamment d'expliquer le différentiel thermohydrique climatique constaté entre les Rainettes verte et ibérique dans la capacité à exploiter respectivement, le nord Poitou-Charentes (frais mais plus sec) et le triangle landais (plus chaud mais humide).

7.5 Conclusion

Les résultats préliminaires des suivis naturalistes montrent une fluctuation inter annuelle de l'activité/détectabilité des rainettes liée aux conditions météorologiques et d'assèchement des zones humides.

L'acquisition de données complémentaires en 2020 sur le Poitou-Charentes est un élément primordial pour atteindre l'objectif de projeter les effets du changement climatique chez les espèces sentinelles de la Région Nouvelle-Aquitaine. Nous avons ainsi pu récolter au total 12028 données de présence (toutes résolutions confondues) qui s'ajoutent aux 2607 données déjà acquises à l'échelle des ex. régions Aquitaine/Limousin.

Ces données ont permis de tester la sélection des variables réalisées en 2018 basées sur des modélisations calibrées sur les régions Aquitaine/Limousin. La difficulté de prédire les répartitions des rainettes vertes et ibériques séparément pose la question de les réunir dans le cadre des modélisations et de revoir la sélection de variables pour bien définir leur limite dites « chaudes ». Par contre, la limite dite « froid » des trois espèces semble cohérente notamment pour la Rainette méridionale.

Avec ce jeu de données de présence complet compilé, une nouvelle étape de sélection de variables (en cohérences avec les résultats des études écophysiologiques sur les adaptations et sensibilités propres aux espèces) et de modélisation pourra se mettre en place.

Les études écophysiologiques se dérouleront en 2021 au CEBC. Elles devraient apporter un éclairage important sur la spécialisation écologique de la Rainette ibérique et de la Rainette verte. Notre prédiction est notamment une sensibilité à la déshydratation plus élevée chez ces deux espèces en comparaison avec la rainette méridionale. Cette approche mécaniste est indispensable pour la compréhension de la dynamique des 3 espèces dans la région.

Chapitre 8. Rana pyrenaica (Serra-Cobo, 1993) - Grenouille des Pyrénées des torrents de montagne

Auteurs : *Frank D'Amico, Matthieu Berroneau, Florèn Hugon,*
Contributeurs : *Anthony Prévost de Harchies, Valentin Lasserre, Claire Caldier, Loreyna Grégoire*

Résumé :

Au cours de son cycle biologique (œuf-têtard-adulte), *Rana pyrenaica* exploite différents milieux et affronte des changements importants liés de façon directe ou indirecte aux changements climatiques.

Températures locales et densités des têtards sont suivies sur 5 torrents de la vallée d'Aspe (400 m) et du pays basque (1000 m d'altitude). Collectées depuis 2002, les données de comptage de têtards sont traitées par modèle hiérarchique à N-mélange. Les contraintes sanitaires de l'année 2020 ont contrarié la mise en œuvre de plusieurs suivis.

Les résultats confirment année après année les variations fortes et contrastées dans la réussite de reproduction : au pays basque, les densités sont en forte baisse récente tandis qu'en vallée d'Aspe, celles-ci sont en hausse sur les trois sites suivis. Les hypothèses se construisent autour d'un impact des crues sur la survie et la dispersion des têtards vers l'aval d'une part et une influence possible des événements extrêmes chauds précoces. Entre 2018 et 2020, les températures moyennes de l'eau (8,7 < Tmoy < 10,8 °C) restent inférieures à la température optimale estimée pour les têtards (13.1 < Topt < 14.2 °C).

La modélisation corrélative d'ensemble indique un bilan de répartition gain-perte négatif quel que soit le scénario climatique. Les projections obtenues, qui supposent une dispersion possible sur plusieurs kilomètres, suggèrent la quasi extinction des populations de Nouvelle-Aquitaine d'ici 2100 sous le scénario climatique futur le plus pessimiste (RCP 8.5). Tandis que le scénario RCP 2.6 correspond à celui entraînant la perte potentielle d'habitat la mieux maîtrisée, l'interprétation est plus délicate pour les horizons moyens et lointains des scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5.

Mots-clés : estimation d'abondance, hydro-régulation, modèle à N-mélange, modèle corrélatif, perte hydrique, refuge, thermorégulation, série chronologique.

8.1 Introduction

Endémique de l'ouest des Pyrénées, la Grenouille des Pyrénées *Rana pyrenaica* Serra-Cobo, 1993 est la seule grenouille strictement torrenticole de France métropolitaine. Durant leur période de croissance, les têtards se réfugient dans les vasques des ruisseaux où ils tentent de résister à la force du courant (BERRONEAU *et al.*, 2015). C'est aussi l'un des amphibiens les plus rares de France. Dans l'état actuel des connaissances, l'espèce ne se reproduit que dans cinq torrents frais et oxygénés du département des Pyrénées-Atlantiques (DUCHATEAU *et al.*, 2012 ; BERRONEAU, 2014b ; BERRONEAU, 2014a).

De par sa biologie et son écologie, la Grenouille des Pyrénées est, comme de nombreux amphibiens (CAREY&ALEXANDER, 2003 ; CORN, 2005), naturellement exposée au changement climatique. C'est d'autant plus vrai chez cette espèce qui présente une répartition réduite et fragmentée et une écologie spécialisée.

Au vu des faibles capacités de déplacement de l'espèce et du faible nombre de torrents colonisés, les différentes populations sont probablement déconnectées et isolées les unes des autres. Un effet durable du changement climatique risque d'entraîner à moyen terme la disparition d'une ou plusieurs populations de Grenouille des Pyrénées.

Les impacts directs ou indirects du changement climatique touchant directement l'espèce sont potentiellement les suivants :

- modification des températures de l'eau et altération du développement larvaire,
- augmentation des fréquences de variations hydriques dites « exceptionnelles » (crues printanières) ayant un impact sur la réussite de la reproduction (BERRONEAU, 2014b ; BERRONEAU *et al.*, 2015),
- baisse des hauteurs de neige et des niveaux d'eau dans les torrents (et donc détérioration des habitats de reproduction),
- facilitation de l'émergence des maladies infectieuses (POUNDS&CRUMP, 1994 ; LAMPO *et al.*, 2006 ; MARTIN *et al.*, 2010),
- modification de la phénologie et des conditions physiologiques des individus (BEEBEE, 2002 ; CORN & MUTHS, 2002 ; READING, 2007 ; YANG & RUDOLF, 2010 ; LOWE, 2012 ; LI *et al.*, 2013).

Depuis 2012, l'association Cistude Nature effectue un suivi de la réussite de la reproduction annuelle de l'espèce, sur l'ensemble des sites français (BERRONEAU, 2014b ; BERRONEAU *et al.*, 2015). Ce suivi permet de répondre à certaines questions liées au changement climatique, plus précisément à la réussite de reproduction de l'espèce vis-à-vis de ces changements, et il se poursuit logiquement dans le cadre du programme les sentinelles du climat. Ces estimations sur la taille des populations sont couplées aux études de modélisation, sur la base des connaissances établies en parallèle sur la niche thermique de l'espèce, le but étant de comprendre quels procédés biologiques et physiologiques influent sur les résultats des comptages et d'améliorer, au final, la qualité des modélisations. Les données de comptage et les estimations qui en découlent sont utilisées comme proxy permettant de calculer le taux d'activité des têtards qui sert à modéliser, en particulier, les heures de restriction d'activité utiles à la modélisation. Par ailleurs, les informations géoréférencées issues du suivi de la réussite de la reproduction annuelle seront utilisées pour la modélisation de l'occupation de l'habitat par l'espèce aux différents stades de vie.

Les amphibiens (comme tous les ectothermes) sont dépendants de leur environnement vis-à-vis de la température et de l'hygrométrie ; ils sélectionnent donc vraisemblablement des habitats qui

fournissent les valeurs les plus appropriées de celles-ci. Étant donné que les températures corporelles (notées Tb) sélectionnées affectent leur développement, leur physiologie et leur comportement, il est essentiel de suivre les variations de cette température corporelle pour comprendre leur écologie (ROZNIK & ALFORD, 2014).

Préalable indispensable à la modélisation du risque d'extinction, et à la compréhension des facteurs qui y sont liés, une connaissance approfondie de l'écophysiologie de l'espèce est nécessaire. Cette connaissance fait cruellement défaut pour la Grenouille des Pyrénées, une espèce découverte tout récemment. Qui plus est, les réponses des grenouilles (et des amphibiens en général) sont plus complexes et plus subtiles que celles des lézards : le risque de disparition est élevé quand des températures élevées de l'air (T_{air}) restreignent l'activité pendant les périodes de reproduction, mais il dépend aussi des conditions thermiques (T_{sol}) et hydriques (Ψ_{sol}) du sol (les deux pouvant être liées aux impacts des sécheresses sur les plantes par exemple) et d'autres facteurs indépendants du changement climatique. Un autre défi lié à l'étude des amphibiens réside dans la réalisation d'un cycle vital qui intègre des stades aussi différents que le stade juvénile (têtards aquatiques) et que le stade adulte (en milieu terrestre) : à la différence des têtards, les adultes de cette espèce sont rares (effectifs faibles) et rarement observés du mois durant la journée. Qui plus est, leur inscription dans la liste rouge régionale au sein de la catégorie "en danger" confère à cette espèce un niveau particulier de soins apportés lors de toute étude, a fortiori si celle-ci implique une capture des individus. Pour ces raisons, les réponses des adultes sont étudiées de façon indirecte, non invasive et encore moins destructives au moyen de dispositifs expérimentaux transportables sur le terrain qui permettent, en répétant les observations sous différentes conditions climatiques de caractériser sous forme d'équations généralisables certains aspects de l'écophysiologie des individus et leur réponse face au réchauffement.

Comme indiqué dans les rapports précédents du programme les Sentinelles du climat (MALLARD, 2018a ; MALLARD, 2019) une première partie du travail a été réalisé dans ce cadre conceptuel structurant où la vulnérabilité des individus au stade adulte dépend des températures de l'air (T_{air}) et des conditions thermiques (T_{sol}) et hydriques (Ψ_{sol}) du sol – sachant que les adultes peuvent être actifs au-dessus du sol (par exemple lorsqu'ils se déplacent pour rechercher des proies ou un partenaire pour la reproduction) ou être inactifs, dans le sol ou sous un abri (souche, branche d'arbre tombée au sol, pierre etc.). Une hypothèse forte est qu'une hausse de la température de l'air (T_{air}) augmente les risques de déshydratation, qui peuvent être mesurés de façon directe ou indirecte. Pour mémoire, les premiers résultats obtenus dans ce cadre de recherche indiquaient que :

1/ si le taux de déshydratation observé est toujours plus fort chez les modèles en agarose de petite taille, cela traduirait une plus grande vulnérabilité des grenouilles de petite taille (par rapport à une grenouille d'une espèce de grande taille (RIQUELME *et al.*, 2016). Ramené à notre contexte, cela pourrait signifier que la Grenouille des Pyrénées, compte tenu de sa petite taille, serait plus sensible à la déshydratation (dont le risque est accru avec une élévation des températures) qu'un amphibien de plus grande taille comme le sont la Grenouille rousse et le Crapaud commun (dont les têtards se trouvent également dans les cours d'eau utilisés par la Grenouille des Pyrénées) ;

2/ si le taux de déshydratation observé varie au cours du cycle nycthéméral, en étant le plus prononcé l'après-midi, et le moins prononcé le matin, alors la vulnérabilité de la Grenouille des Pyrénées face à un environnement qui deviendrait en moyenne plus chaud (et donc plus contraignant en termes de risque de déshydratation, en gardant à l'esprit toutefois que l'évaporation engendre un effet « refroidissant ») pourrait dépendre de son cycle d'activités au cours du nycthémère. Contre

toute attente, mais cela reste à confirmer, une activité nocturne ne garantirait pas forcément la meilleure protection ; par contre, et de façon logique, le choix d'une activité aux heures chaudes de la journée (après-midi) serait la stratégie la pire face au risque de déshydratation, sauf si l'individu dispose de refuges faciles à utiliser ou modifie son comportement comme expliqué en discussion.

3/ si, à température ambiante comparable, le taux de déshydratation observé diffère selon l'habitat, (il pourrait être plus élevé en habitat ouvert), alors la vulnérabilité de la Grenouille des Pyrénées face au réchauffement climatique pourrait être exacerbé par une modification de l'habitat (déforestation par exemple). L'habitat de prédilection observé de la Grenouille des Pyrénées, à savoir des ruisseaux de montagne sous couvert forestier, conférerait dans ce cas les meilleures conditions de résilience de l'espèce face au changement climatique.

Les expériences réalisées sur les avatars en agarose pendant l'année 2019, caractérisée par plusieurs épisodes chauds, avaient permis de répondre à la question cruciale : les évènements extrêmes chauds hivernaux ont-ils des effets différents de ceux survenant lors des canicules estivales ?

Les résultats préalables essentiels indiquent qu'en hiver comme en été :

i/ le taux de déshydratation chez un avatar exposé (individu supposé actif) est en moyenne plus élevé comparé à un avatar en situation de refuge (individu sensé être inactif). En été comme en hiver, ce taux est du même ordre de grandeur chez les avatars de petite taille (x 13.50 en hiver vs x 15.77 en été); chez les modèles de grande taille, ce ratio est quatre fois plus élevé en hiver (EWLact/EWLinactif = 26.02) qu'en été (EWLact/EWLinactif = 8.66) ce qui pourrait indiquer une vulnérabilité plus marquée des grenouilles de grosse taille si des individus étaient contraints de sortir de leur refuge ou d'être actives pendant la journée lors d'épisodes hivernaux de forte chaleur.

ii/ pour les avatars imitant des grenouilles actives, les pertes hydriques sont plus importantes pour les petits modèles (mimant *Rana pyrenaica*) que pour les modèles de grande taille, confirmant une plus grande vulnérabilité théorique des petites espèces (en hiver, ce rapport est en moyenne de 1.30 et en été de 1.39). Pour les avatars protégés par du bois (imitant des grenouilles inactives, en situation de refuge), les pertes hydriques sont également plus importantes pour les petits modèles, l'intensité variant du simple au double selon la saison (en hiver le ratio est de 1.90 alors qu'il n'est que de 1.12 en été).

iii/ les épisodes extrêmes chauds (type « canicule hivernale » ou « canicule estivale ») se caractérisent nettement non pas par une hausse des EWLactifif mais par une augmentation des EWLinactif : autrement dit, les épisodes caniculaires, qu'elle que soit la saison, augmenteraient la déshydratation de façon proportionnellement plus importante chez des individus inactifs, cachés sous un abri sommaire tel que l'est une branche. Ce phénomène semble encore plus prégnant chez les avatars de petite taille.

iv/ les épisodes extrêmes chauds type « canicule hivernale » semblent, de façon absolue, avoir des effets sur les taux de perte hydrique moins marqués que pendant ceux de type "canicule estivale". De façon relative, les épisodes extrêmes chauds type « canicule hivernale » peuvent toutefois avoir des effets plus forts que les journées « normales » d'été.

Au cours de l'étude démarrée en 2017, un important paradoxe a été révélé : les têtards de *Rana pyrenaica* sont des généralistes (d'un point de vue thermique) avec une largeur de performance écophysiologique très importante au vu de la gamme de température du milieu mais leur

développement des têtards s'effectue dans des eaux bien plus froides que les analyses écophysiologiques et comportementales l'indiqueraient a priori. Dans ce cas, comment expliquer que des têtards se développent dans une eau qui n'atteint jamais la température optimale d'activité mesurée sur le terrain, par deux approches complémentaires différentes ? Comme l'indiquent les suivis naturalistes faits (suivis de réussite annuelle de la reproduction), les têtards exploitent des vasques isolées ou des micro-habitats marginaux plus chauds que le chenal, et la réponse est donc à chercher en fait dans l'hétérogénéité des micro-habitats d'un cours d'eau et les stratégies d'utilisation de l'habitat par l'espèce au cours de son cycle vital (HUEY, 1991). Une hypothèse pourrait être que les populations nord-pyrénéennes sont actuellement confinées pour des raisons particulières (fragmentation d'habitat par exemple) à des cours d'eau trop froids pour l'espèce, où leur développement serait apparemment éloigné de l'optimalité celle-ci étant en fait compensée par l'exploitation de micro-habitats plus chauds. Dans le cas contraire, il existerait une sorte de « marge de sécurité écophysiologique » (en tout cas à l'état larvaire), dont l'existence reste à démontrer et qui en tout cas, invite à comprendre si elle pourrait conférer à l'espèce un avantage adaptatif vis-à-vis du changement climatique.

Comme perspective nouvelle, il était prévu d'explorer l'existence chez les têtards d'une stratégie de sélection de micro-habitats marginaux et peu profonds de bord de vasque comme stratégie de thermorégulation active permettant d'exploiter des températures plus proches de l'optimalité. Toutefois, les contraintes logistiques et financières de l'année 2020, ajoutées aux restrictions imposées par l'état d'urgence sanitaire Covid19, ont contrarié la mise en pratique de cette perspective. Par conséquent, l'effort a porté sur l'analyse des données et la modélisation statistique pour établir les premières cartes de répartition actuelle et future, sous différents scenarii, à partir de l'approche corrélative de la Grenouille des Pyrénées. Il est en effet pertinent de produire des projections de répartition à partir de ce type d'approche qui permet d'établir un lien statistique entre des données de présence-absence et des variables explicatives, climatiques et/ou environnementales. Facile d'utilisation, elle permet d'identifier les variables qui explicitent la répartition (DORMANN *et al.*, 2012). Les processus qui définissent les limites d'aires sont fixes dans le temps et l'espace, les modèles effectuent des projections statiques (EVANS *et al.*, 2015) et décrivent plutôt un habitat, soit une niche réalisée, plutôt que la niche fondamentale (KEARNEY & PORTER, 2009). Ce type de modélisation a permis d'obtenir un atlas de la répartition européenne des amphibiens et des reptiles qui a été actualisé en 2014 (SILLERO *et al.*, 2014). Un atlas a également été réalisé sur la Nouvelle-Aquitaine par Cistude Nature (BERRONEAU, 2014a). Cinq populations sont connues en Nouvelle-Aquitaine, sur deux localités différentes et totalement déconnectées, en forêt d'Iraty et en vallée d'Aspe. La modélisation corrélative permettra d'observer l'évolution de ces deux localités au cours du temps et selon différents scénarios de changement climatique. En fin de programme en 2021, les résultats seront mis en relation avec l'approche mécanistique.

8.2 Matériel et méthodes

8.2.1 Suivi de la reproduction de Rana pyrenaica

- **Sélection des sites**

La Grenouille des Pyrénées présente une répartition extrêmement réduite en Pyrénées-Atlantiques. Le suivi englobe l'ensemble des sites de présence connus de l'espèce (BERRONEAU, 2014b ; BERRONEAU *et al.*, 2015).

La zone d'étude correspond à 5 torrents situés entre 400 et 1000 m d'altitude : trois au Pays basque, respectivement sur les communes d'Estérençuby, de Lecumberry et de Larrau, et deux en vallée d'Aspe (Fig. 194). Pour des questions de vulnérabilité des populations, les localités ne sont pas davantage détaillées. Pour rappel, ces secteurs sont suivis depuis 2012 dans le cadre d'un programme de conservation de la Grenouille des Pyrénées. L'analyse des premiers résultats avait d'ailleurs fait l'objet d'une publication (BERRONEAU *et al.*, 2015). Certains secteurs, ont été légèrement étendus, dans le but de confirmer d'éventuelles extensions d'aire de présence (MALLARD, 2017b). 7 sites (5 jusqu'à 2006) sont suivis au total.

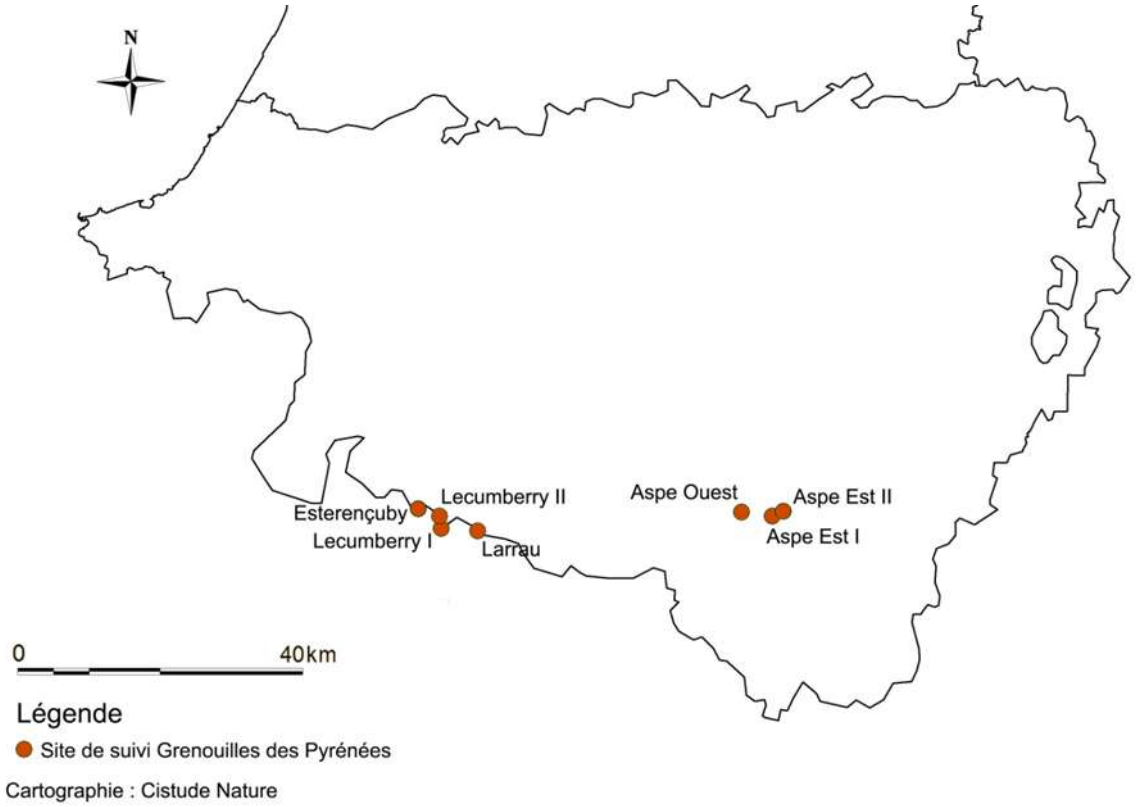


Fig. 194. Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi de la Grenouille des Pyrénées.

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Le protocole de suivi est basé sur un comptage répété des têtards de Grenouille des Pyrénées au sein des différents sites, c'est-à-dire sur des tronçons des différents torrents utilisés pour la reproduction de l'espèce. Sur chaque site, des placettes de 5 x 5 m sont réparties aléatoirement (MALLARD, 2018b). Le nombre de placettes dépend de la longueur du tronçon de torrent concerné par le suivi (Tab. LXXVI, Fig. 195). Les différentes placettes sont géoréférencées et photographiées, afin de les délimiter facilement à chaque session de comptage (MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2018b ; MALLARD, 2016b).

Tab. LXXVI. Caractéristiques des transects étudiés dans le cadre du suivi Grenouille des Pyrénées

Dénomination du site	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Nbre placettes
Estérençuby	700	838-922	20
Lecumberry I	250	835-853	11
Lecumberry II	1200	830-843	9
Larrau	130	1017-1038	4
Aspe Ouest	700	388-440	28
Aspe Est I	180	538-613	16
Aspe Est II	500	580-610	9

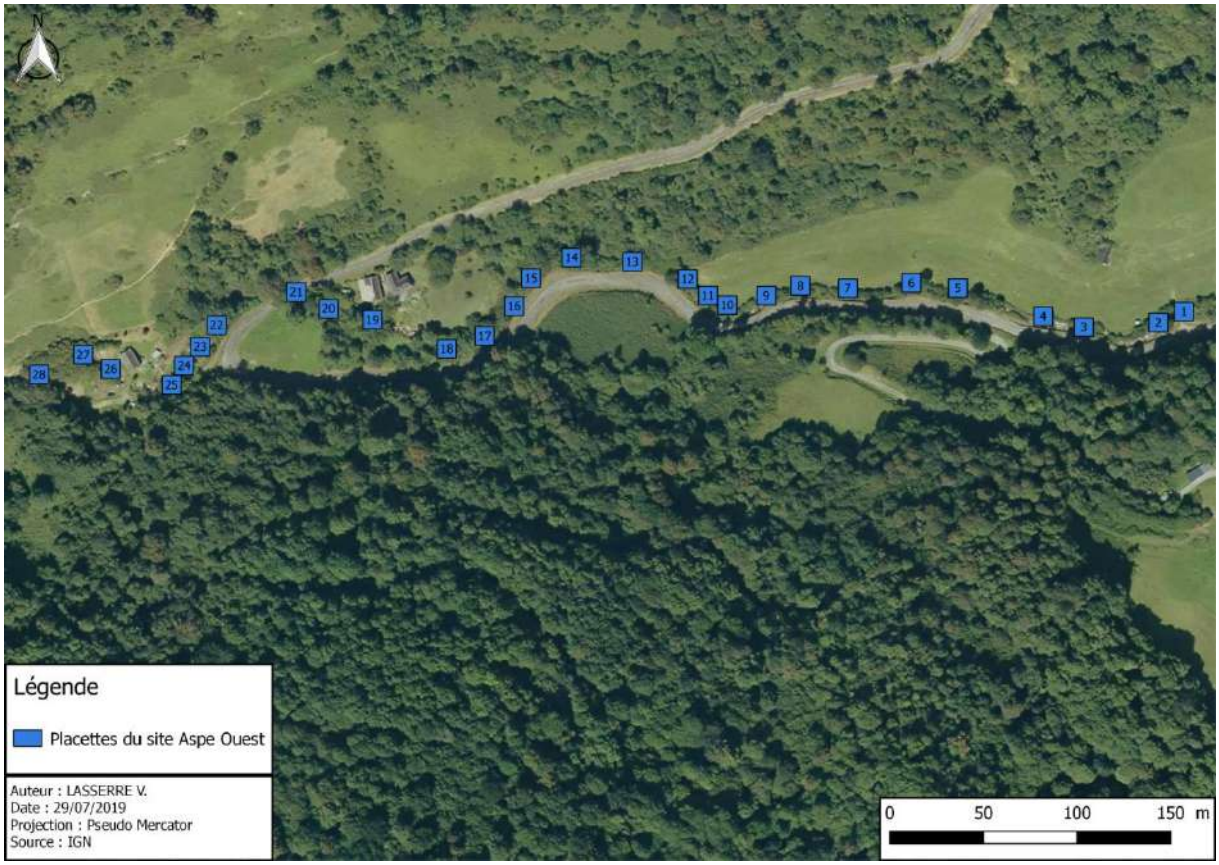


Fig. 195. Emplacements des placettes du site "AO" en vallée d'Aspe.

8.2.2 Méthode de relevés et détermination des espèces

La méthode s'appuie sur le protocole développé dans le programme de conservation de la Grenouille des Pyrénées (BERRONEAU, 2015). Ce programme de trois ans (2012–2014) avait pour objectif de proposer des mesures efficaces pour la conservation de l'espèce. Ce protocole a pour but de caractériser de manière fiable et reproductible les populations de Grenouille des Pyrénées.

Les objectifs du protocole sont les suivants :

- Obtenir des données fiables d'abondance sur les différents sites identifiés,
- Mettre en relation les données d'abondance avec les caractéristiques du site d'accueil,
- Proposer une méthode reproductible dans le temps afin de mettre en place une veille écologique des sites de présence de l'espèce.

Ce protocole propose une méthode de prospection rigoureuse et systématique de sites de présence de la Grenouille des Pyrénées.

La recherche de la Grenouille des Pyrénées est basée sur le contact visuel des têtards. Ces derniers sont très caractéristiques de l'espèce, et sont aisément visibles dans les eaux claires des vasques des torrents (Fig. 196). C'est la méthode la plus aisée et la plus efficace pour conclure sur la présence de l'espèce sur un site.



Fig. 196. Têtards de Grenouille des Pyrénées.

Les torrents sont les uniques milieux de reproduction de la Grenouille des Pyrénées.

D'aval en amont, les têtards sont précisément dénombrés pour chaque placette, ainsi que différents relevés complémentaires (profondeur, débit, présence d'autres espèces, etc.).

Le protocole est une émanation du protocole PopAmphibien (BARRIOZ & MIAUD, 2016), proposé par la Société Herpétologique de France. Il a été adapté aux caractéristiques écologiques et biologiques de l'espèce (adultes rares et peu détectables, têtards peu discrets et aisément identifiables). Une clé de détermination est proposée dans le protocole (BERRONEAU, 2015).

Les têtards de Grenouille des Pyrénées doivent être recherchés en arpentant les berges des ruisseaux favorables. Les adultes et les pontes ne doivent pas être recherchés spécifiquement, mais

seront notés en cas d'observation. Dans la mesure du possible, il est préférable de limiter le piétinement au sein même du ruisseau, et de prospecter en remontant d'aval en amont.

Chaque placette doit être parcourue trois fois au cours de la période définie comme favorable. À chaque passage, la placette est prospectée avec attention afin d'y dénombrer précisément les têtards. Les observations sont notées et quantifiées pour chaque placette et chaque passage. Diverses variables associées (température de l'eau, profondeur des vasques, turbidité, etc.) potentiellement en lien avec la détection (variables « d'échantillonnage ») et la probabilité de présence (variables « de site ») sont également relevées (MALLARD, 2017b).

Détermination du têtard de *Rana pyrenaica* :

Très caractéristiques, les têtards de Grenouille des Pyrénées sont noirs pailletés de points blancs ou dorés. La nageoire caudale est largement développée et terminée en pointe (Fig. 197). Ils atteignent jusqu'à 30 mm.

Les risques de confusion sont faibles : les têtards de Crapaud commun sont gris sombre ou noirs (parfois légèrement tachetés de blanc pâle), mais de dimensions réduites (< 25 mm), et avec une nageoire caudale peu développée et arrondie.

Les têtards d'Alyte accoucheur sont gris ou beiges, généralement clairs, avec des taches foncées sur la nageoire caudale, et une face ventrale très claire. Ils atteignent parfois des dimensions importantes (> 70 mm).

Dans l'aire de répartition de la Grenouille des Pyrénées, les autres espèces d'Anoures n'utilisent pas les torrents comme sites de reproduction.



Fig. 197. Un têtard de Grenouille des Pyrénées.

• Conditions météorologiques requises

Le comptage des têtards ne nécessite pas de conditions météorologiques particulières. Il faut toutefois éviter les jours de pluie qui brouillent la surface de l'eau et compliquent le comptage, et les jours suivants les épisodes pluvieux importants qui peuvent entraîner une mise en suspension de particules trop importantes, là aussi défavorable à un comptage optimal.

• Nombre de campagne de relevés

Chaque année, les placettes sont prospectées trois fois durant la saison de reproduction de l'espèce (Tab. LXXVII). L'optimum de détection des têtards court depuis avril pour les secteurs de basse altitude jusqu'à juillet pour les secteurs les plus hauts. L'idéal est donc de réaliser le 1er comptage fin avril / début mai, le 2ème entre mi-mai et début juin, le 3ème entre mi-juin et début juillet.

Pour rappel, trois passages sont nécessaires pour l'ensemble des sites. Les comptages des têtards s'étalent d'habitude entre fin avril et fin juin sur l'ensemble des sites, mais en 2020, en raison des restrictions imposées par l'état d'urgence sanitaire Covid19, les comptages des têtards ont commencé mi-mai et se sont poursuivis jusqu'à fin juillet (au lieu de fin juin habituellement) sur l'ensemble des sites.

Tab. LXXVII. Dates de comptage sur l'ensemble des sites « Grenouille des Pyrénées » en 2020 (MB : Matthieu Berroneau, AP : Anthony Prévost de Harchies).

	Passage 1	Passage 2	Passage 3
Esterençuby	08/06/2020 AP + MB	07/07/2020 AP + MB	26/07/2020 AP
Lecumberry I	08/06/2020 AP + MB	02/07/2020 AP + MB	25/07/2020 AP
Lecumberry II	20/06/2020 AP + MB	02/07/2020 AP	25/07/2020 AP
Larrau	20/06/2020 AP + MB	02/07/2020 AP	24/07/2020 AP
Aspe Ouest	14/05/2020 AP + MB	25/05/2020 AP + MB	19/06/2020 AP
Aspe Est I	13/05/2020 AP + MB	26/05/2020 AP	22/06/2020 AP + MB
Aspe Est II	13/05/2020 AP + MB	26/05/2020 AP	22/06/2020 AP + MB

• Analyses et statistiques

Les données seront analysées par modèle N-mélange, à l'aide du logiciel R et du package unmarked. Cette méthode, sur la base d'un échantillonnage répété dans le temps (nombre de passages) et dans l'espace (nombre de placettes), propose une estimation du nombre de têtards par site, en fournissant une abondance estimée et une probabilité de détection. Le détail des analyses est rapporté dans Berroneau *et al.* (2015).

8.2.3 Caractérisation de sa niche thermique au cours de son cycle vital

Cette caractérisation se fait dans une logique dynamique, à la fois sur les sites fréquentés par les populations locales existantes mais aussi sur des sites où l'espèce est absente mais qui correspondent aux conditions qui seront vraisemblablement prévalentes dans le futur. À cet effet, outre l'instrumentation des quatre sites de présence actuelle connue, deux autres sites ont été équipés de sondes enregistreuses et correspondent d'une part à un ruisseau en milieu ouvert et, d'autre part, à un ruisseau en milieu fermé, les deux étant exposés à des températures plus élevées que sur les sites de présence connue et susceptibles de connaitre un étiage estival prononcé voire un assèchement saisonnier. Pour mémoire, ces ruisseaux situés en vallée d'Ossau, juste à l'Est de la distribution connue sur le versant français et au Nord de l'Aragon, avaient été choisis de manière empirique pour être susceptibles de connaitre un étiage estival prononcé et un assèchement saisonnier. Faute de pouvoir vérifier les sondes en question en raison des restrictions imposées par l'état d'urgence en 2020, celles-ci n'ont pas livré les résultats escomptés en raison de retraits intempestifs d'origine anthropique. Les séries chronologiques associées à ces relevés temporels s'interrompent donc en 2019 (cf. Figures 7 à 9 du rapport Les Sentinelles du climat 2019, Mallard (coord.) (2019).

Pour rappel (cf. les figures 18 à 20 pages 39-41 du rapport 2018 les sentinelles du climat, Mallard (2018a)), deux types de sondes de marque OnsetTM ont été utilisés ; il s'agit des modèles étanches HOBO Water Temp Pro v2 (U22-001) et Tidbit v2 (UTBI-001) dont l'installation a été illustrée aux Figures 18 à 20 (pages 39 & 40) du rapport 2018 (MALLARD, 2018a). L'enregistrement à haute fréquence fournit des séries temporelles avec un pas de temps de 15 minutes.

8.2.4 Modélisation corrélative de la répartition

Lors de cette modélisation, les indications du livre de Guisan *et al.* (2017), en particulier celles du chapitre 19.1 sont respectées scrupuleusement. La modélisation corrélative se réalise selon plusieurs étapes, présentées brièvement ci-dessous, détaillées dans la méthodologie décrite dans la thèse de Florèn HUGON (2018-2021).

La période de référence est 1991-2020 et les projections futures sont étudiées sur trois horizons, proche 2021-2050 (horizon 1), moyen 2041-2070 (horizon 2) et lointain 2071-2100 (horizon 3) pour trois scénarios RCP, 2.6, 4.5 et 8.5. Pour décrire ces périodes futures, nous avons utilisé le terme « couple scénario-horizon », nous distinguons ainsi les couples RCP26h1, RCP26h2, RCP26h3, RCP45h1, RCP45h2, RCP45h3, RCP85h1, RCP85h2 et RCP85h3.

Les points d'occurrence résultent des comptages des têtards qui indiqueraient la présence proche d'individus adultes et de la base de données GBIF (GBIF, 2020). Pour éviter la pseudo-réplication des données, un seul point d'observation est sélectionné dans chaque maille (ASTRUC *et al.*, 2017 ; GUISAN *et al.*, 2017 ; LIANG *et al.*, 2018).

Les variables climatiques issues des simulations ALADIN52 (CNRM 2014) sont utilisées pour le calcul d'indices climatiques cohérents avec la biologie et le cycle de vie de l'espèce (GARDNER *et al.*, 2019). Ainsi, à partir de neuf variables – températures minimale et maximale journalière à 2 m en °C, précipitations liquides en mm, chutes de neige en mm, rayonnements infra-rouge et visible incident à la surface enW.m-2, humidité spécifique en g.kg-1, vitesse du vent à 10 mètres en m.s-1, vitesse maximum du vent à 10 m en m.s-1 – 61 indices climatiques dont 59 mensuels et 2 annuels ont été calculés.

La sélection des indices climatiques pertinents par rapport au cycle de vie des espèces s'est faite sur la base d'un consensus associant connaissances publiées et avis d'experts. Le cycle de vie de la Grenouille des Pyrénées comporte une période d'activité et une période d'hivernation, définies par les conditions environnementales (WINGFIELD, 2008). La reproduction des adultes a lieu dès début février et la période d'activité se termine en octobre (SERRA-COBO *et al.*, 1998 ; BERRONEAU, 2014b). Nous avons défini la période d'activité du 01 février au 31 octobre et la période d'hivernation du 01 octobre au 28-29 février. Pour des raisons expliquées plus haut, pour la présentation des séries chronologiques de température de l'eau, un autre découpage du cycle de vie est adopté. Période de reproduction et période d'activité ne sont pas distinguées car la période post-reproduction permet le renouvellement des réserves énergétiques pour la période de reproduction de l'année suivante (KUHN, 1994 ; BONNET, 2011). Le développement des têtards dans les vasques des torrents dépend du régime hydrique, les phénomènes de crues peut entraîner leur descente du torrent et conduire à leur mort (BERRONEAU, 2015). La Grenouille des Pyrénées est également sensible à la température de l'eau, à la hauteur de neige, aux niveaux d'eau et à l'humidité (MALLARD, 2017b). Ainsi, les indices climatiques sélectionnés sur la période sont les mêmes que ceux des lézards des montagnes (Tab. LXXVIII) et deux indices sont ajoutés, le nombre de jours de fortes pluies (précipitations excédant 20 mm) et le nombre de nuits tropicales (nuits pour lesquelles Tmin $\geq$ 20°C, calculés sur la période d'activité.

Tab. LXXVIII. Indices climatiques pour les périodes d'activité et/ou d'hivernation et/ou annuelle.

Indice	Description	Période	Méthode
MoyV	Moyenne mensuelle de la vitesse du vent	Activité	Moyenne
MoyR	Moyenne de la quantité d'énergie reçue à la surface via le rayonnement total	Activité	Moyenne
SdR	Écart-type de la quantité d'énergie reçue à la surface via le rayonnement total	Activité	Moyenne
TotR	Quantité totale d'énergie reçue à la surface via le rayonnement total	Activité	Somme
TotN	Quantité totale de neige tombée	Hivernation	Somme
NjN	Nombre de jours de neige	Hivernation	Somme
TotP	Cumul des précipitations liquides	Annuel	Somme
NjP	Nombre de jours de pluie	Annuel	Somme
NjS_Consec	Période de sécheresse la plus longue	Activité	Moyenne
NjPN_Consec	Période de précipitation la plus longue	Activité	Moyenne
MoyT	Moyenne des températures moyennes	Activité et Hivernation	Moyenne
SdT	Écart type des températures moyennes	Activité	Moyenne
MoyTmin	Moyenne des températures minimales	Activité	Moyenne
SdTmin	Écart type des températures minimales	Activité	Moyenne
MoyTmax	Moyenne des températures maximales	Activité	Moyenne
SdTmax	Écart type des températures maximales	Activité	Moyenne
ExF_Tmax	Extrême froid de la température maximale	Activité	Moyenne
ExC_Tmax	Extrême chaud de la température maximale	Activité	Moyenne
ExF_Tmin	Extrême froid de la température minimale	Activité	Moyenne
ExC_Tmin	Extrême chaud de la température minimale	Activité	Moyenne
NjGel	Nombre de jours de gel	Annuel	Somme
NjAbsDegel	Nombre de jours sans dégel	Annuel	Somme
NjForteC	Nombre de jours de forte chaleur	Activité	Somme
MoyHR	Moyenne mensuelle de l'humidité relative	Activité	Moyenne
MoyPtR	Moyenne mensuelle du point de rosée	Activité	Moyenne
SdPtR	Écart-type mensuel du point de rosée	Activité	Moyenne
Mar	Indice mensuel d'aridité de Martonne	Activité	Moyenne
TotDJ1035	Nombre de degrés jours métabolique	Activité	Somme

La modélisation statistique de la répartition, contemporaine et future, a été réalisée avec le package BIOMOD2 (GUISAN *et al.*, 2017 ; THUILLER *et al.*, 2020) qui est une version plus aboutie de BIOMOD (THUILLER, 2003 ; THUILLER *et al.*, 2009). Ce package, facile d'utilisation, permet de sélectionner les variables selon leur importance, i.e. leur pouvoir explicatif, et les méthodes selon les courbes de réponses des variables, puis de projeter les répartitions au présent et au futur selon différents scénarios (CEIA-HASSE *et al.*, 2014). Lors de cette modélisation, les indications du livre de Guisan *et al.* (2017), en particulier celle du chapitre 19.1 ont été respectées.

Les variables environnementales choisies tiennent compte de l'écologie de l'espèce et résultent du consensus expliqué plus haut. La Grenouille des Pyrénées est strictement torrenticole, les adultes occupent des habitats frais, de préférence forestiers (SERRA-COBO *et al.*, 1998 ; MANENTI & BIANCHI, 2011 ; DUCHATEAU *et al.*, 2012 ; BERRONEAU, 2015). Les pontes sont fixées sur des plaques rocheuses dans les torrents afin d'éviter qu'elles ne soient emportées par les crues (BERRONEAU, 2015). Ainsi, pour cette espèce, ont été sélectionnées les variables 'zone humide' (BERTHIER *et al.*, 2014), 'cours d'eau' issue de la BD CARTHAGE, 'plans d'eau' issue de la BD TOPO, 'pourcentage de fragments grossiers dans le sol (Ballabio et al. 2016), 'altitude', 'pente', 'ombrage' et 'exposition' calculées à partir d'un MNT 100m puis obtenues pour la maille 1km. Pour l'occupation du sol, ont été sélectionnées les variables prairies, forêts et pelouses calculées par le CESBIO (CESBIO, 2020) en 2018.

L'ensemble des 40 variables a été obtenu à la résolution 1 km² ce qui représente un compromis entre les données climatiques et les données d'habitat et projeté dans le système géodésique mondial WGS84. Les tests de corrélation (méthode Pearson) ont été réalisé en deux en deux en ne conservant que les variables ayant un coefficient inférieur à 0,7.

Les méthodes de régression (GAM, GLM, MARS), de classification (ANN, FDA) et de ré-échantillonnage (CTA, GBM, RF) ont été utilisées. Toutes ces méthodes requièrent un jeu de pseudo-absence. À l'issue d'une étude bibliographique (WISZ & GUISAN, 2009 ; BARBET-MASSIN *et al.*, 2012), nous avons décidé de générer 10 fois 1000 pseudo-absences afin de réduire l'effet du jeu de pseudo-absences (ITURBIDE *et al.*, 2015 ; CHAPMAN *et al.*, 2019).

Pour évaluer la qualité des modèles, il est nécessaire d'utiliser soit un autre jeu de données indépendant, soit la validation croisée, soit un jeu de données indépendant issu de notre jeu de données en scindant celui-ci en deux parties (GUISAN *et al.*, 2017 ; HAO *et al.*, 2019). Nous ne disposions pas d'un autre jeu de données, ainsi, nous avons scindé notre jeu de données à 70% pour l'apprentissage et 30% pour l'évaluation selon 10 runs (ASTRUC *et al.*, 2018 ; LIANG *et al.*, 2018 ; SOUSA-GUEDES *et al.*, 2020). Les modèles ont été évalués selon le critère TSS – True Skill Statistic (LYONS & KOZAK, 2020)(, un modèle était bon si le critère était supérieur à 0,7 (GUISAN *et al.*, 2017 ; FOURCADE *et al.*, 2018). Enfin, pour déterminer l'importance des variables, 10 permutations ont été réalisées.

Une première modélisation a été réalisée à partir des 8 méthodes et des variables sélectionnées selon le critère de corrélation maximal de 0,7. Les sorties obtenues ont permis d'effectuer une sous-sélection des variables et des méthodes selon les coefficients d'importance des variables et les courbes de réponses. Les méthodes dont les courbes de réponses étaient lisses ou en escalier ont été supprimées. Les 10 premières variables par ordre d'importance pour les méthodes retenues ont été sélectionnées.

Les différentes méthodes de modélisation sont régulièrement comparées entre elles (ELITH *et al.*, 2006 ; HEIKKINEN *et al.*, 2006 ; HAO *et al.*, 2019). Les articles scientifiques comparatifs indiquent l'importance de tester plusieurs fois le modèle et ses erreurs de projection (ELITH *et al.*, 2006). Il est également souvent proposé de combiner plusieurs modèles entre eux pour obtenir un modèle d'ensemble et diminuer ainsi les incertitudes de chacun (HEIKKINEN *et al.*, 2006). Les modèles d'ensemble peuvent être obtenus en calculant la moyenne des probabilités des modèles, la médiane, la moyenne pondérée et par 'commitee averaging' (à savoir par transformation des probabilités de présence en système binaire 0/1 puis moyenne) (GUISAN *et al.*, 2017). La méthode dite du 'coefficient de variation des probabilités' permet d'estimer l'incertitude, une valeur élevée indiquant que l'incertitude est importante ; il est à noter que cette méthode n'est pas bornée dans l'intervalle [0 ;1] comme le sont les autres (THUILLER *et al.*, 2020). Ici, les 5 méthodes ont été réalisées avec les modèles ayant un critère

TSS au-dessus de 0,7. À partir du modèle d'ensemble, les projections pour le temps présent et pour les périodes futures sont dégagées et mises en forme. Enfin, les pourcentages de changement d'aire de répartition entre la projection « présent » (contemporaine donc) et les projections futures ont été calculés, c'est à dire les pourcentages de perte et de gain d'habitat ainsi que les pourcentages d'habitat qui restaient inoccupés ou occupés.

8.3 Résultats

8.3.1 Suivi de la reproduction de Rana pyrenaica : Variation d'abondance des têtards

Depuis 2012, le même type d'indice d'abondance des têtards et son écart-type associé sont calculés pour chaque saison de reproduction. Celui-ci est alors comparable d'année en année pour chaque site. La Fig. 198 restitue ces estimations, par année et par site.

Les effectifs estimés (nombre de têtards au m²) varient fortement d'un site à l'autre et d'une année à l'autre. Les sites d'Estérençuby à l'ouest, et d'Aspe Est à l'est, sont les sites où les ruisseaux sont les plus densément peuplés par les têtards de l'espèce (de 2 à 12 têtards au m²). À l'inverse, les le nombre de têtards est faible à nul sur Lecumberry et Larrau notamment. D'une année sur l'autre, les densités estimées peuvent varier d'un simple au triple (exemple d'Estérençuby, années 2015 et 2016). À noter : les sites « Lecumberry II » et le site « Aspe Est II » ne sont suivis que depuis 2017. Depuis 2017, aucune reproduction n'a été observée sur le site Lecumberry II.

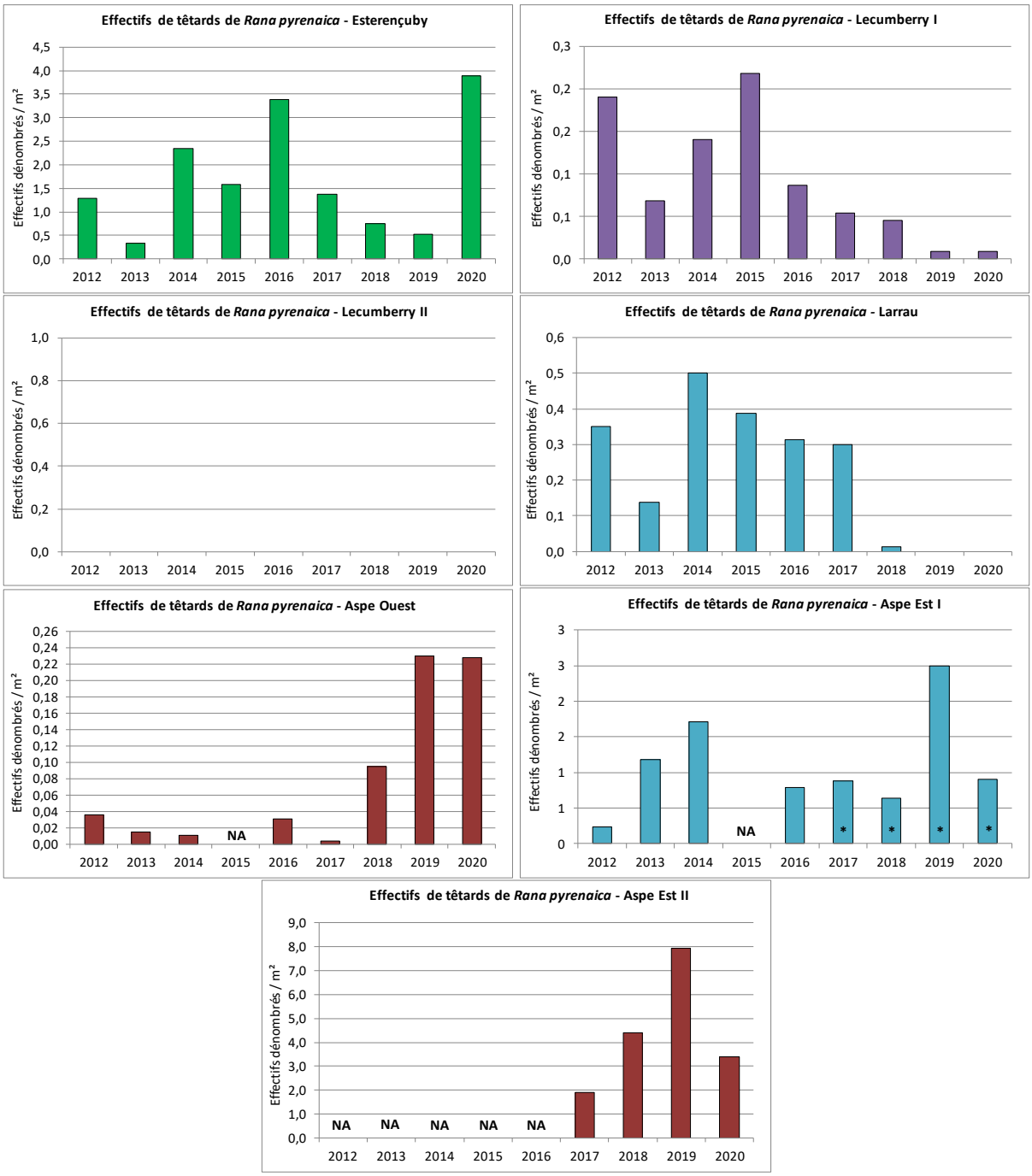


Fig. 198. Évolution des estimations de l'abondance des têtards sur les sept sites suivis, années 2012 à 2020 (effectifs maximum comptabilisés rapportés au m²).

8.3.2 Influence des phénomènes des paramètres climatiques sur la reproduction

Les données de reproduction ont été mises en lien avec les variables climatiques. Voici les variables retenues, sur la base desquelles une série d'analyse type Analyse par Composantes Principales (ACP) ont été réalisées (Tab. LXXIX).

Tab. LXXIX. Tableau récapitulatif des valeurs météorologiques annuelles.

Année		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Densités de têtards au m²	Esterençuby	26	7	47	32	68	27	15	10	78
	Lecumberry I	4	1	3	4	2	1	1	0	0
	Larrau	7	3	10	8	6	6	0	0	0
	Aspe Ouest	1	0	0	NA	1	0	2	5	5
	Aspe Est I	5	24	34	NA	16	18	13	50	18
	Aspe Est II	NA	NA	NA	NA	NA	38	88	159	68
Crues printanières (Précipitation Max entre Avril et Juin à Pau – mm)		28	49	36	45	23	32	91	23	70
Chute de neige (total précipitation entre nov. Et février – mm)		345	625	671	556	448	289	531	349	557
Douceur printanière (moyenne des T° max entre mars et juillet)		21	20	21	22	20	22	21	21	22
Ensoleillement printanier (durée d'ensoleillement entre mars et juillet – h)		970	886	948	935	837	1022	837	1036	961
Froid hivernal (moyenne des T° mini entre novembre et février)		3	3	4	4	5	3	3	4	5
Froid au printemps (moyenne des T° mini entre mars et juillet)		10	10	11	11	11	11	11	10	11
Température minimale au printemps (T°mini enregistrée entre mars et juillet)		-1	-2	1	-1	0	1	-3	0	1

L'année 2020 semble confirmée la tendance observée sur les différents sites. Ceux-ci semblent réagir de façon différente aux variations climatiques annuelles. Les sites de la forêt d'Iraty (le site d'Estérençuby plus précisément, c.a.d. le seul qui présente un nombre important de têtard chaque année) semblent ainsi fortement corrélés positivement aux froids hivernaux et printaniers (hauteur de neige hivernale, etc.). À l'inverse, les stations de la vallée d'Aspe semblent principalement corrélées négativement par les crues printanières (Fig. 199).

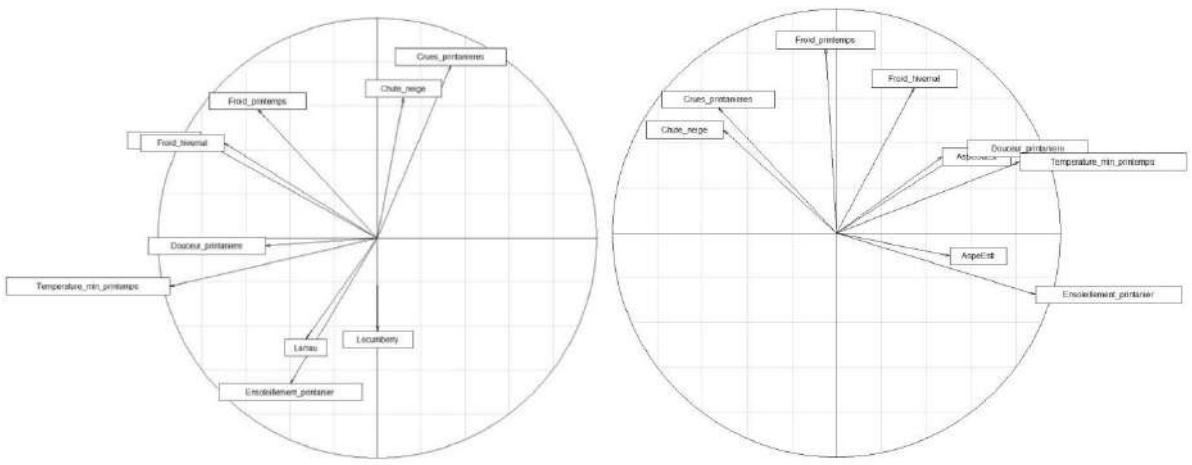


Fig. 199. Analyse par Composantes Principales pour les sites de la forêt d'Iraty (à gauche) et la vallée d'Aspe (à droite) sur la base des résultats des années 2012 à 2020.

8.3.3 Caractérisation du microclimat et de la variabilité spatio-temporelle du milieu des différents habitats utilisés lors du cycle vital

Sur les quatre sites équipés depuis 2017, seules les sondes étanches installées sur les sites d'Estérençuby et d'Aspe ouest ont continué à livrer des résultats, avec des imperfections en 2018. En effet, les autres sondes installées, que ce soient des Hobo Water Temp Pro v2 Logger (OnsetTM), sur les sites de Lecumberry I et d'Aspe Est I et Aspe Est II ont été perdues, emportées par les crues importantes de l'année hydrologique 2018 ou enfouies sous plusieurs m3 de sédiments mobilisés par ces crues. Les relevés effectués en 2017 et 2018 étaient émaillés de nombreux artefacts de mesure (matérialisées par les variations importantes (pointillés rouges notamment sur la courbe des températures de la Figure 22.2. page 44 du rapport 2018, Mallard (2018a)) en raison d'exondations passagères de la sonde thermique. Compte tenu des leçons du passé, une meilleure sécurisation et une amélioration de l'installation des sondes dans le lit mineur ont permis d'éviter tout phénomène parasite d'exondation passagère des sondes et donc d'obtenir des séries chronologiques dénuées d'erreurs.

Les séries chronologiques pour chacun des deux sites sécurisés sont présentées sous forme de 3 séries (Fig. 200), chacune couvrant le cycle considéré ici comme démarrant le 01 septembre (marquant ainsi le début de la vie adulte pour les individus les plus tardifs après leur métamorphose) et finissant le 31 août (marquant ainsi la fin de la vie larvaire pour les individus les plus tardifs après leur métamorphose). Les trois séries sont donc :

- cycle 1 : 01/09/2017 à 31/08/2018
- cycle 2 : 01/09/2018 à 31/08/2019
- cycle 3 : 01/09/2019 à 31/08/2020

Pour chaque cycle annuel (n= 17280 mesures), les statistiques des températures dans chaque cours d'eau sont les suivantes, exprimées en °C :

T_{Q1}= premier quartile (noté Q1) des températures, valeur d'une série qui est supérieure ou égale à au moins 25 % des données de la série ordonnée de valeurs statistiques (exprimé en °C),

T_{moy} = moyenne des températures et,

T_{Q3}= troisième quartile (noté Q3) des températures, valeur d'une série qui est inférieure ou égale à au moins 75 % des données de la série ordonnée de valeurs statistiques (exprimé en °C).

Les températures minimales et maximales ne sont pas mentionnées, en raison des artefacts de mesure jusqu'au 26/09/2018.

Site d'Estérençuby (en bordure nord-ouest du massif forestier d'Iraty au pays basque) : au moment de la rédaction du rapport, la série chronologique couvre la période du 23/08/2017 au 24/09/2020 (avec comme indiqué plus haut, des artefacts de mesure jusqu'au 26/09/2018).

- cycle 1 : 01/09/2017 à 31/08/2018 TQ1 = 6,23 °C, Tmoy = 8,69 °C, TQ3 = 10,96 °C
- cycle 2 : 01/09/2018 à 31/08/2019 TQ1 = 6,33 °C, Tmoy = 8,87 °C, TQ3 = 11,54 °C
- cycle 3 : 01/09/2019 à 31/08/2020 TQ1 = 6,96 °C, Tmoy = 9,29 °C, TQ3 = 11,43 °C

Site d'Aspe ouest : pour cette rivière béarnaise, la série chronologique couvre la période du 16/08/2017 au 08/09/20 (avec comme indiqué plus haut, des artefacts de mesure jusqu'au 26/08/2018).

- cycle 1: 01/09/2017 à 31/08/2018 TQ1 = 6,81 °C, Tmoy = 9,98 °C, TQ3 = 12,75 °C
- cycle 2: 01/09/2018 à 31/08/2019 TQ1 = 7,65 °C, Tmoy = 10,36 °C, TQ3 = 13,36 °C
- cycle 3: 01/09/2019 à 31/08/2020 TQ1 = 8,44 °C, Tmoy = 10,80 °C, TQ3 = 13,09 °C

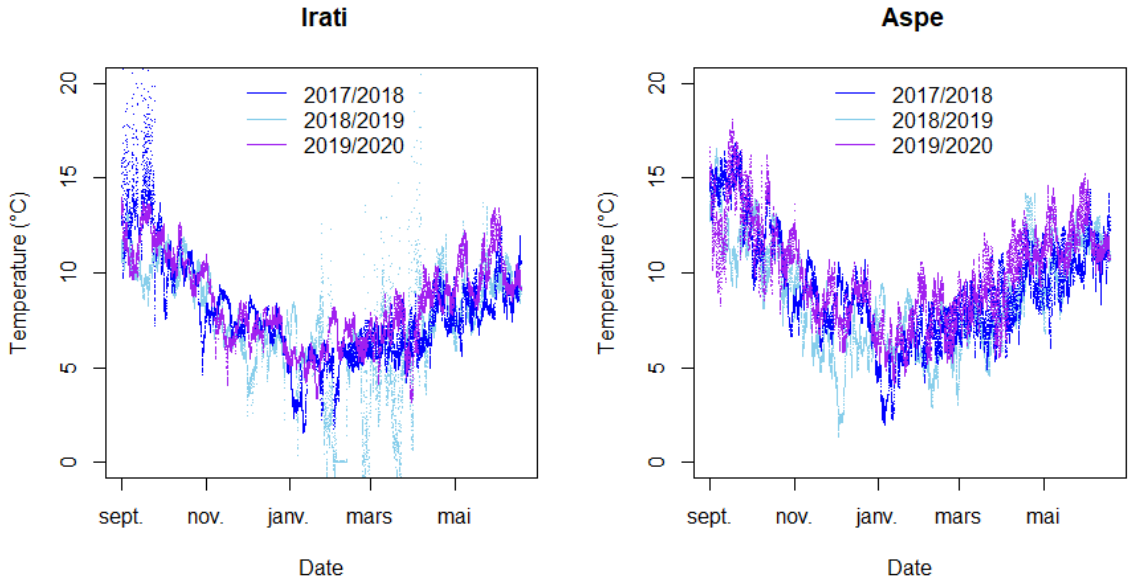


Fig. 200. Séries chronologiques de température enregistrée dans le lit mineur de deux sites de présence connue de Rana pyrenaica : en bas pour le site Aspe ouest pour la période du 16/08/2017 au 08/09/20; en haut pour le site d'Estérençuby (massif d'Iraty au pays basque) pour la période du 23/08/2017 au 24/09/20. Les artefacts de mesure jusqu'au 26/09/2018 sont particulièrement visibles.

Comme pour les cycles hydrologiques précédents (2017–2018 et 2018–2019), dont la métrologie était entachée de valeurs artéfactuelles liées à des exondations, le suivi réalisé sur le cycle confirme que la température moyenne de l'eau est plus élevée sur le site de la vallée d'Aspe en Béarn (Tmoy = 9,98°C à 10,80 °C de 2018 à 2020 respectivement) par rapport au site d'Estérençuby au Pays basque (Tmoy = 8,69°C à 9,29 °C de 2018 à 2020 respectivement), ce qui est un résultat attendu compte tenu de l'altitude différente de ces sites (Aspe : 750 m versus Pays basque = 900 mètres).

En comparant chaque site d'un cycle à l'autre, de 2018 à 2020, toutes les statistiques indiquent une augmentation des températures (sans préjuger de l'existence d'artefacts sur le cycle 1).

Les variations de température des cours d'eau sur les sites de présence de *Rana pyrenaica* au cours d'un cycle annuel suivent la variation saisonnière attendue sous ce type de climat atlantique, avec des températures minimales pendant l'hiver 2019–2020 plus nettement plus élevées que les années précédentes car bien supérieures à 2°C (4,11 °C sur le site d'Aspe ouest ; 3,14 °C sur le site d'Estérençuby) et des températures maximales au cours de l'été 2020 de l'ordre de 20 °C (18.89 °C sur le site d'Aspe ouest ; 16,94 °C sur le site d'Estérençuby).

Les graphes superposés, cycle après cycle, pour les deux sites sont fournis à la Fig. 201 ci-dessous. Attention, il s'agit des températures journalières moyennes cette fois-ci.

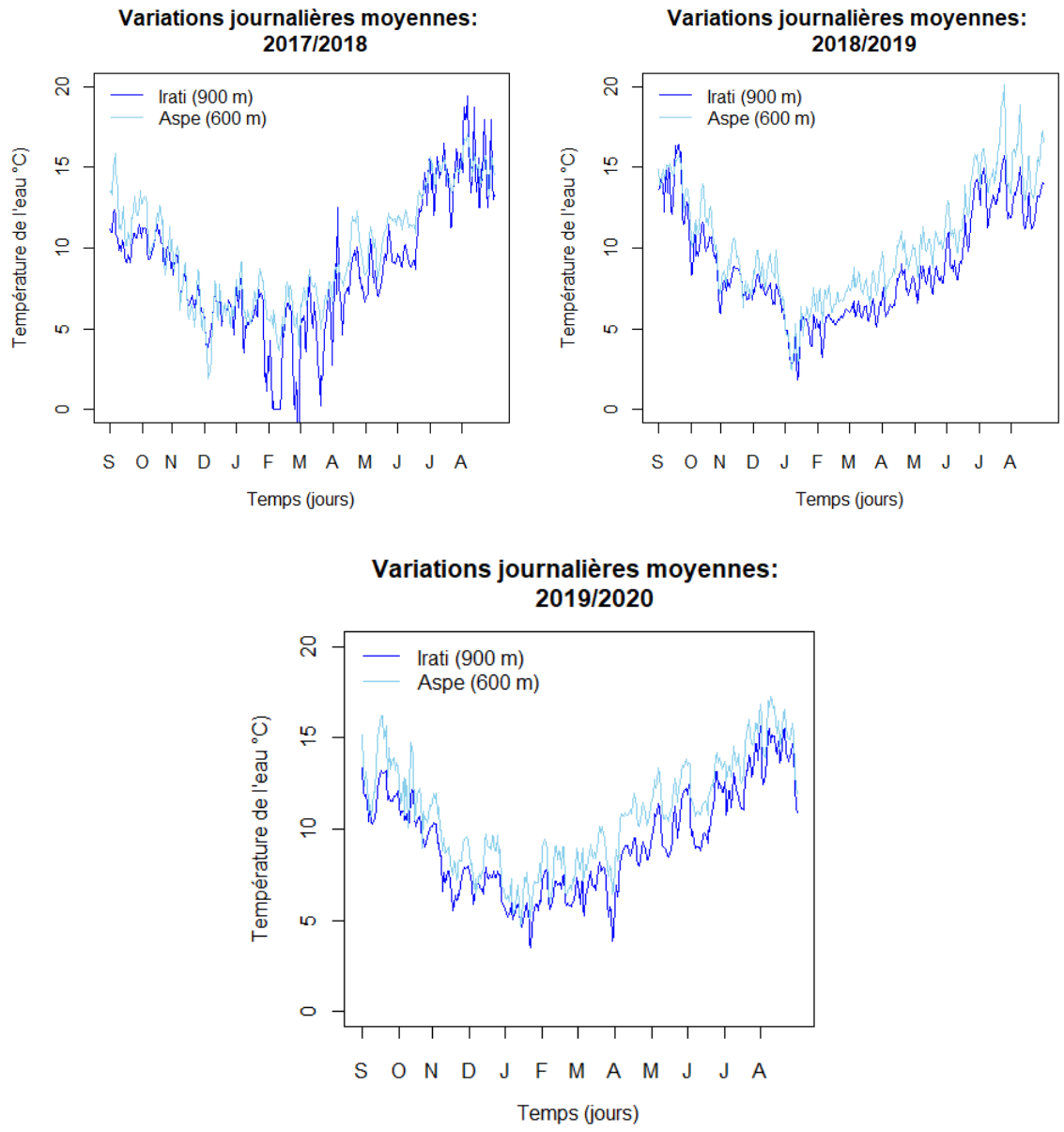


Fig. 201. Comparaison inter-sites, année après année, des températures journalières moyennes enregistrées dans le lit mineur de deux sites de présence connue de Rana pyrenaica. Aspe et Irati indiquent le nom des sites de présence de Rana pyrenaica. En haut : cycle 1 (01/09/2017 à 31/08/2018), au milieu : cycle 2 (01/09/2018 à 31/08/2019) et en bas : cycle 3 (01/09/2019 à 31/08/2020).

8.3.4 Répartition contemporaine de l'espèce et scenarii futurs

Les données du programme et des programmes précédents (BERRONEAU *et al.*, 2015) ont permis d'obtenir 85 observations et celles issues de GBIF pour la période 1991–2020 étaient de 230 observations. La sélection d'une donnée par maille de 1 km a conduit à obtenir un jeu de données de 20 mailles occupées. L'étude des corrélations par un test de corrélation (méthode Pearson) en deux à deux a permis de sélectionner 22 variables. À l'issue de la première modélisation, l'évaluation a conduit à l'élimination de la méthode ANN et les courbes de réponses ont conduit à l'élimination des méthodes CTA, RF et GBM. Les 10 variables sélectionnées par ordre d'importance étaient l'indice mensuel d'aridité de Martonne (Mar), la quantité de neige totale (TotN), la pente, l'humidité relative moyenne mensuelle (MoyHR), le nombre de jours de gel (NjGel), la vitesse moyenne mensuelle du vent (MoyV), le nombre de nuits tropicales (NnTropique), le pourcentage de surface occupée par de la pelouse, le rayonnement moyen mensuel (MoyR) et le nombre de jours de pluie (NjP).

Parmi les 400 modèles construit dans la seconde modélisation, 117 ont un critère TSS inférieur à 0,7 et n'ont donc pas été retenu pour la modélisation d'ensemble. Les scores d'évaluation indiquent qu'il s'agit majoritairement de modèles GAM ; 39 modèles étaient « corrects » contre 83, 92 et 69 modèles GLM, FDA et MARS. Les courbes de réponse montrent que les 10 variables retenues sont explicatives quel que soit la méthode de modélisation (GLM, GAM, FDA ou MARS). La variable indice de Martonne « Mar » contribue le plus, à hauteur de 30,9 %. Elle est suivie par la quantité totale de neige « TotN » qui contribue à plus d'un cinquième (22,3%), puis par la pente (10,3 %) et l'humidité relative (9,5%). Les autres variables contribuent entre 2,8 (nombre de jours de pluie « NjP ») et 6,2 % (nombre de jours de gel « NjGel »)

La modélisation d'ensemble a été réalisée à partir des 283 « bons modèles ». Les scores TSS variaient entre 0,992 et 0,993 indiquant que les quatre méthodes étaient « correctes ». La sensibilité – capacité à détecter les vraies présences parmi les présences est égale à 100 pour les quatre méthodes et la spécificité – capacité à détecter les vraies absences parmi les absences est égale à 99,3 % (Annexe 14). Les courbes de réponses sont similaires pour les méthodes moyenne, moyenne pondérée et « committee averaging ». Pour la méthode médiane, elles sont souvent d'équation y=1 sauf pour les variables « MoyHR » et « NjGel ». Ces courbes représentent la probabilité de présence en fonction du gradient de la variable étudiée. Elles indiquent que la probabilité de présence est plus importante dans diverses conditions : l'indice de Martonne est proche de 2,6, la quantité de neige tombée sur la période d'hivernation est de 8 à 30 centimètres, la pente est supérieure à 20°C et l'humidité relative moyenne est proche de 82 %. Également, la présence de la Grenouille des Pyrénées semble favorisée par un vent inférieur à 2km/h, un nombre de jours de gel inférieur à 50 et une à quatre tropicales (Fig. 202).

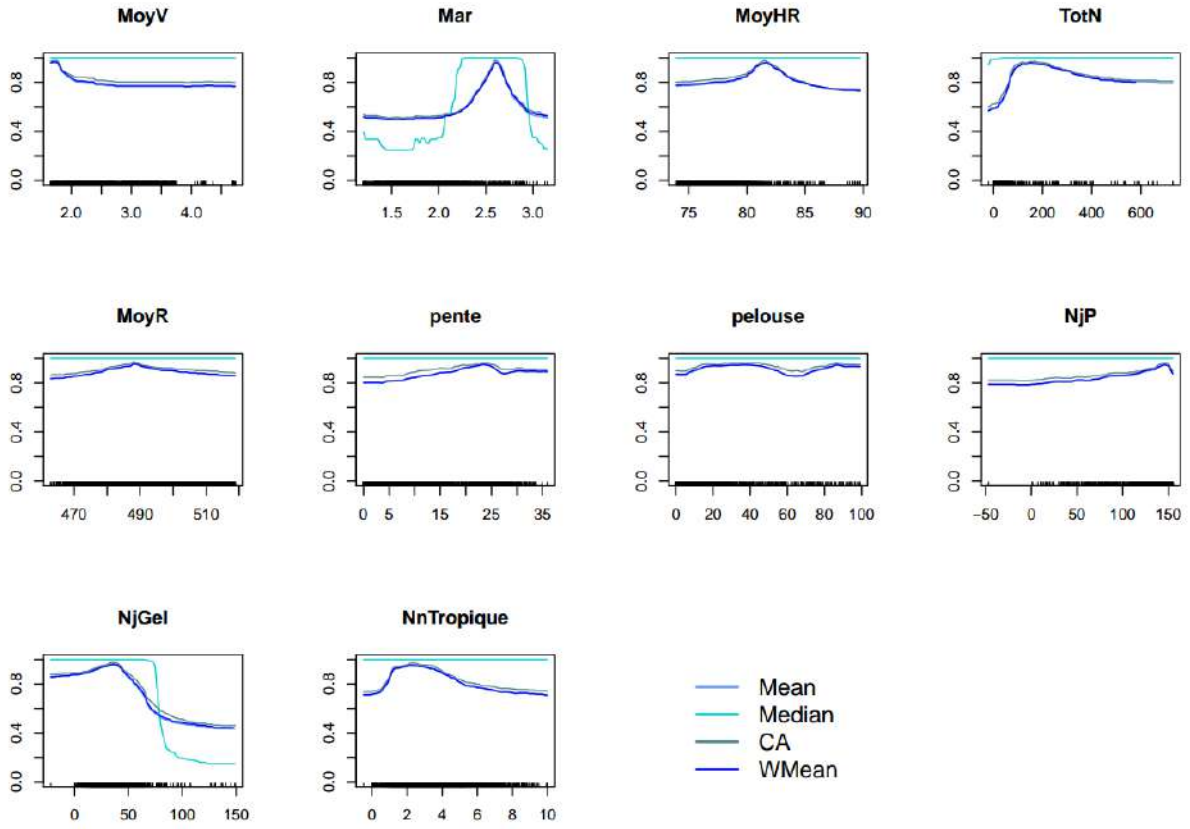


Fig. 202. Courbes de réponses issues de la modélisation d'ensemble.

Les projections pour la période contemporaine (« présent ») reflètent les points d'observation de l'espèce, ils indiquent la présence dans la zone de la forêt d'Iraty et en vallée d'Aspe. La méthode coefficient de variation indique que les 283 modèles sont en accord (Fig. 203). Les projections futures indiquent toutes une perte d'habitat quasi totale selon les couples scénario RCP 4.5 – horizon moyen (perte nette de -92,2%) et RCP 8.5 – horizons lointain (perte nette de -95,15%). Sous les scénarios RCP 4.5 – horizon lointain et RCP 8.5 – horizon moyen, la même perte d'habitat est projetée mais un gain d'habitat au sud-est du département est également projeté (+43,3 % et +15,3%). Ce gain tamponne partiellement la perte ce qui aboutit à une perte nette de -55,5 % et -81,8 %. Sous les scénario RCP 2.6 et scénario 4.5 à l'horizon proche, les pertes sont minimales (34,4 % et 36,6%) et les gains relativement « importants » (28,7 % et 24,6%), notamment entre les deux patchs existants et au sud du département. Ces deux couples scénario-horizon sont les plus favorables (Fig. 204, Tab. LXXX). Enfin, les couples RCP 2.6 – horizon moyen, RCP 2.6 – horizon lointain et RCP 8.5 – horizon proche sont intermédiaires à ces deux « extrêmes ».

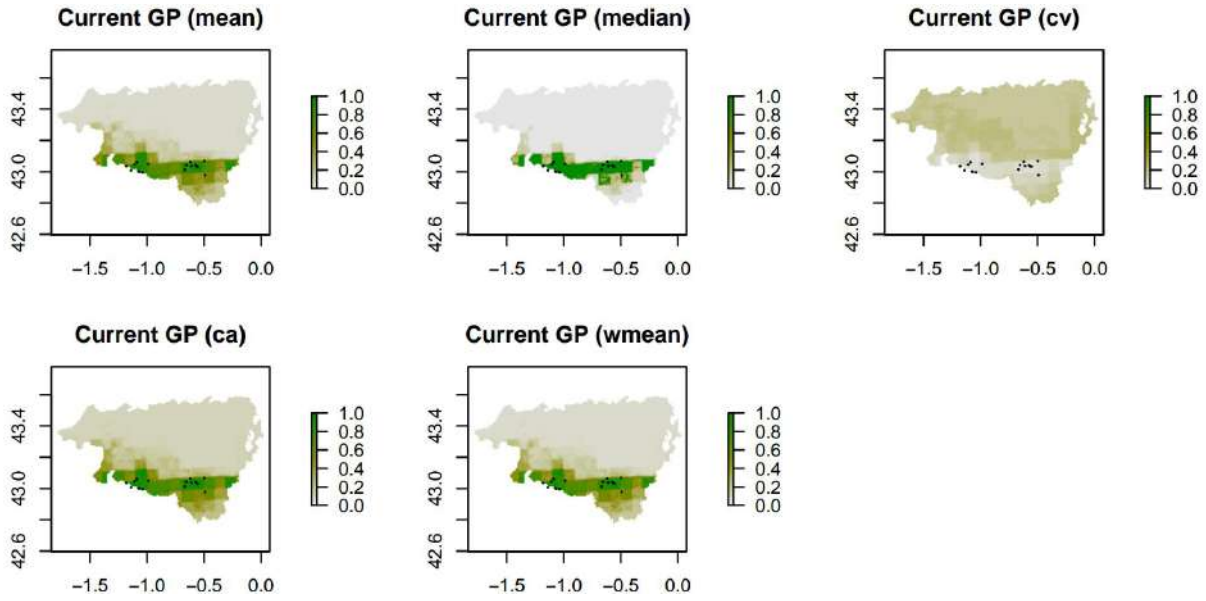


Fig. 203. Projection de la répartition potentielle de Rana pyrenaica dans le présent en Pyrénées-Atlantiques.

Tab. LXXX. Changement de répartition

Scénario-Horizon	Perte (%)	Gain (%)	Changement Total (%)
RCP26h1	34,49	28,73	-5,76
RCP26h2	77,08	36,06	-41,02
RCP26h3	51,40	19,66	-31,74
RCP45h1	36,62	24,56	-12,06
RCP45h2	92,96	0,76	-92,20
RCP45h3	98,84	43,29	-55,54
RCP85h1	48,01	19,97	-28,04
RCP85h2	97,04	15,26	-81,78
RCP85h2	99,92	4,77	-95,15

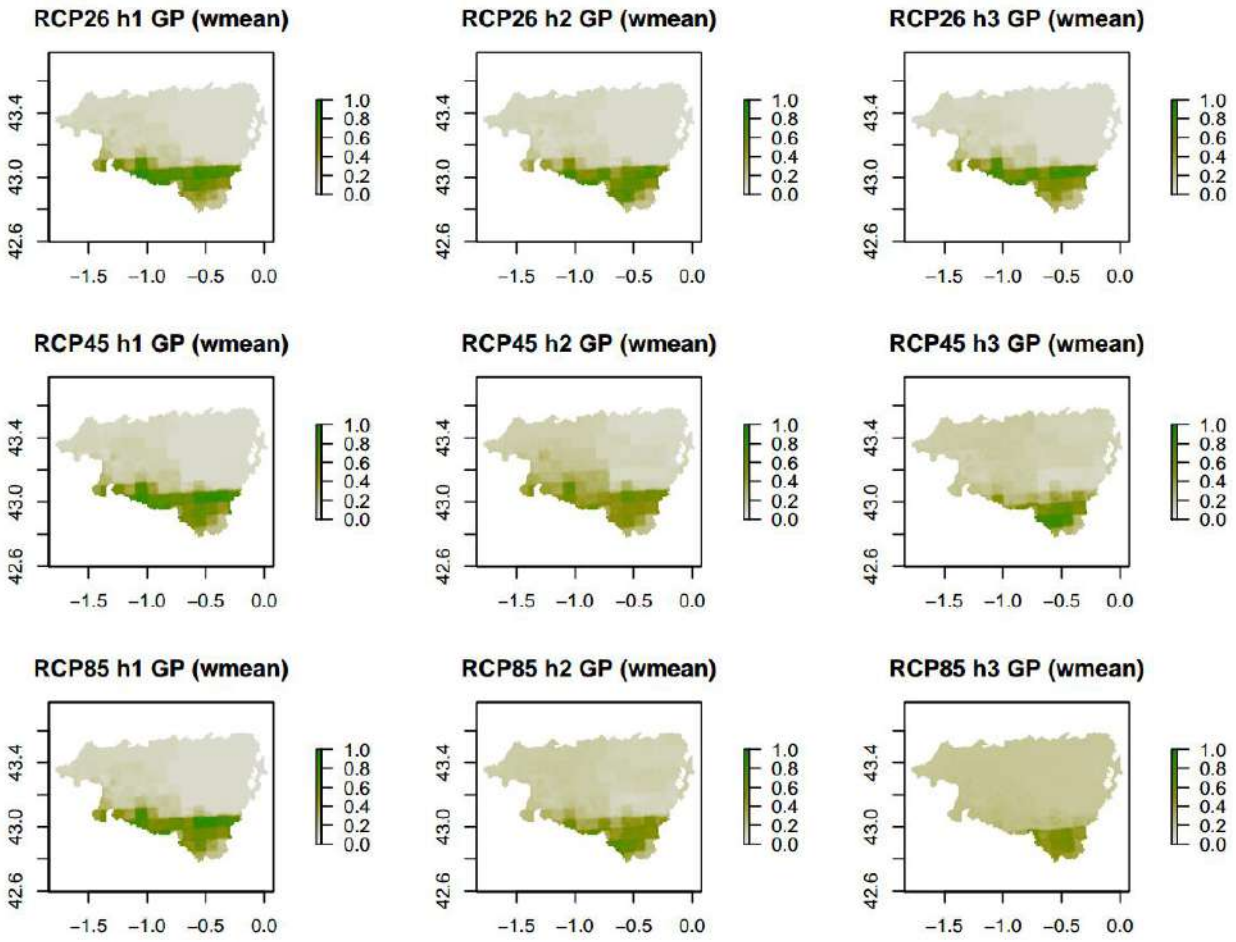


Fig. 204. Projection des répartitions futures selon la méthode moyenne pondérée de Rana pyrenaica en Pyrénées-Atlantiques.

8.4 Discussion

8.4.1 Changement climatique et réussite de la reproduction chez Rana pyrenaica

Les résultats sont corrélés en fonction des sites à diverses variables climatiques. Les sites de la forêt d'Iraty semblent donc fortement corrélés positivement aux froids hivernaux et printaniers (hauteur de neige hivernale, etc.). Quand les stations de la vallée d'Aspe semblent principalement corrélées négativement par les crues printanières.

Les résultats de comptage mettent en évidence de fortes variations dans la réussite de reproduction annuelle. Le constat est assez inquiétant dans le secteur de la forêt d'Iraty : la reproduction est en forte baisse sur les sites historiques de Larrau (pas de reproduction depuis 2018) et de Lecumberry. Seul le site d'Estérençuby continue de se maintenir en effectifs a priori importants.

En vallée d'Aspe, le constat semble meilleur, avec des effectifs en hausse sur les trois sites suivis. Attention toutefois à l'analyse aux résultats obtenus sur « Aspe Ouest », probablement biaisé. Les

phénomènes de crues impactent en effet de façon différente les comptages en fonction des sites, ce qui s'explique aisément par leurs dispositions respectives :

- Aspe Ouest correspond en effet à un transect situé en marge d'une population plus importante en amont. Des phénomènes de crues printaniers entraînent donc des phénomènes de lessivage et de dévalaison probablement défavorables à l'échelle de la population. Mais à l'échelle du site et d'un point strictement comptable, ce phénomène entraîne une corrélation positive entre crues et nombres de têtards, puisque le transect « reçoit » alors des individus venant de l'amont, qui, s'ils survivent, finissent leur croissance plus en aval (Fig. 205).
- C'est exactement l'inverse qui se produit en Aspe Est, où les sites suivis sont situés en tête de bassin. Les phénomènes de lessivage font donc baisser mécaniquement le nombre de têtards sur le site suivi, sans recrutement possible en aval.

Ces deux phénomènes ont à nouveau été observés en 2020 (Fig. 205).

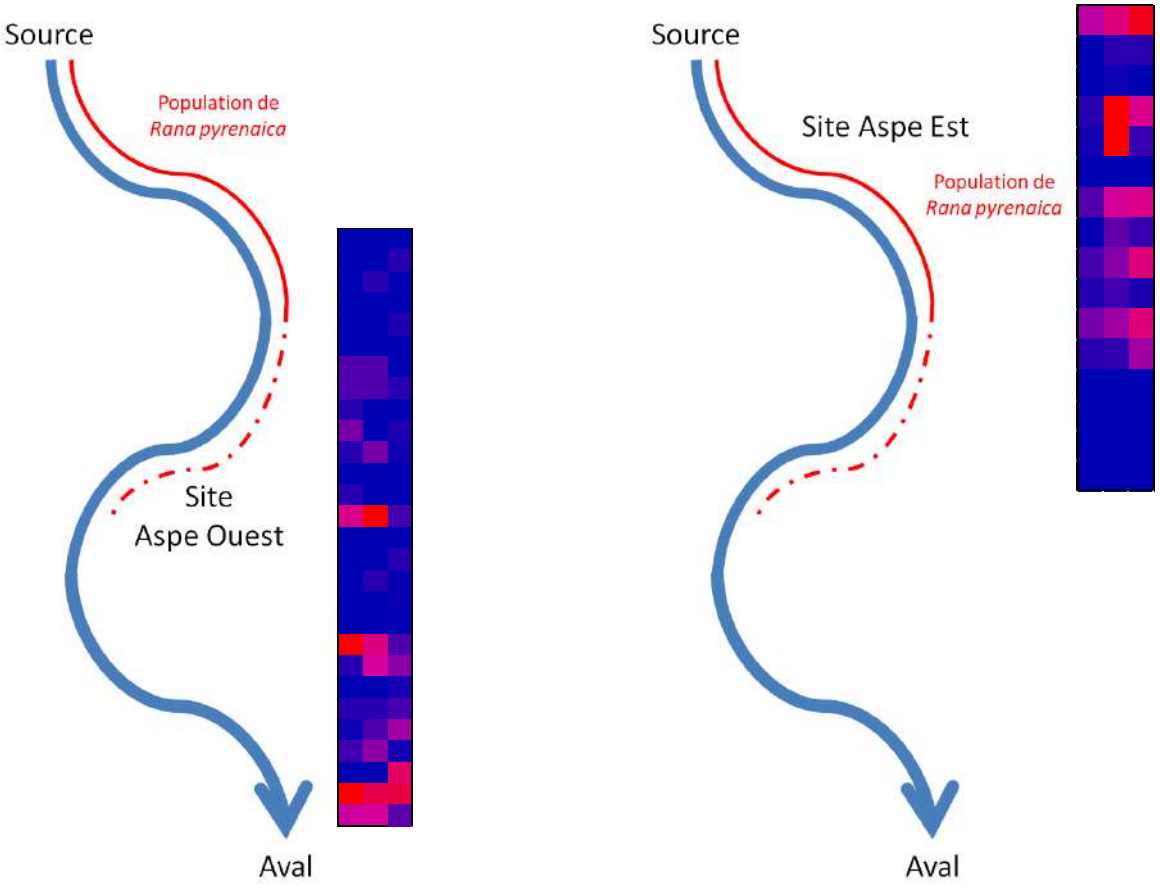


Fig. 205. Représentation schématique des placettes de suivi sur les sites Aspe Ouest et Aspe Est.

Les couleurs indiquent l'abondance des têtards (bleu = absence, rouge = présence) sur les différentes placettes de suivis et les trois colonnes indiquent les trois passages de l'année 2020. L'apport depuis l'amont de têtards est très visible aux passages 2 et 3 sur Aspe Ouest. La disparition progressive des têtards au cours des passages est visible sur Aspe Est.

Les conséquences de cette dérive vers l'aval peuvent être importantes sur les estimations d'abondance au moyen des modèles à N-mélanges, déjà assorties d'une incertitude non négligeable (traduite par un grand intervalle de confiance). Ces aspects ont été discutés en détail par Berroneau *et al.* (2015). Rappelons que ces modèles à N-mélanges (décrits initialement par (ROYLE, 2004) requièrent un certain nombre de conditions d'application, qui, lorsqu'elles ne sont pas respectées, peuvent conduire à des biais importants (COUTURIER *et al.*, 2013) et évoquent des sous-estimations possibles d'un facteur x 2.19 comparées aux estimations par CMR pour une population de Tortue d'Hermann). Cela ne remet pas en question l'intérêt des modèles à N-mélanges (BERRONEAU *et al.*, 2015), qui restent incontournables pour l'étude d'espèces aussi menacées que *Rana pyrenaica* et ne peuvent être remplacées par des méthodes alternatives comme les méthodes de CMR (COUTURIER *et al.*, 2013). Ces modèles fournissent des éléments solides sur la dynamique à moyen et long terme permettant une analyse de tendances ; toutefois, l'existence de crues plus ou moins importantes selon les années, et selon les sites (vallée d'Aspe versus forêt d'Iraty), pourrait donc amener un biais dont l'ampleur reste à apprécier avant la fin du programme en 2021.

8.4.2 Répartition de la Grenouille des Pyrénées face au changement climatique

En matière de répartition spatiale, les impacts du changement global sur la Grenouille des Pyrénées, comme pour les lézards (et la biodiversité en général) peuvent être estimés à l'aide de modèles qui peuvent être classés en deux grandes catégories : 1/ les modèles phénoménologiques et 2/ les modèles basés sur des processus biologiques. La plupart des modèles phénoménologiques sont des modèles corrélatifs (« correlative models » en anglais) qui reposent sur l'établissement de relations statistiques entre les répartitions actuelles des espèces et les variables climatiques pour projeter la répartition future d'une espèce dans le cadre d'un changement environnemental prévu. Les modèles mécanistiques (« mechanistic models » en anglais), autrement dit ceux qui sont basés sur des processus biologiques ou écophysiologiques, déterminent les interactions mécanistes entre la croissance ou l'aptitude d'un organisme et son environnement, en utilisant des inférences théoriques, des expériences, ou les deux. La fiabilité des prévisions des SDM corrélatifs a été mise en doute car les modèles manquent souvent du fondement mécanistique (basé sur l'écophysiologie et les traits de vie sélectifs) qui apporte le réalisme biologique et évolutif requis. Ces SDM corrélatifs reposent d'ailleurs souvent sur des hypothèses qui ne sont pas tenables dans le contexte du changement climatique. Beaucoup de travaux divergent quant à la cohérence des prévisions issues de stratégies de modélisation fondamentalement différentes (le long du continuum corrélatif – mécanistique). Certains concluent que les deux approches font des prévisions congruentes et précises de la distribution actuelle et des prévisions similaires sur l'impact d'un scénario de réchauffement (KEARNEY *et al.*, 2010) mais d'autres défendent que ces modèles puissent être utilisés seuls ou de manière complémentaire (MEINERI *et al.*, 2014 ; GUILLERA-ARROITA *et al.*, 2015 ; PETERSON *et al.*, 2015 ; HIGGINS *et al.*, 2020).

Au plan méthodologique et épistémologique, l'idéal reste néanmoins que des lignes convergentes de preuves indépendantes issues de méthodes indépendantes (MUNAFÒ & DAVEY SMITH, 2018), pour une discussion sur la "triangulation" des résultats de recherche à travers de multiples sources de preuves) fournissent une base solide pour la prévision et la prise de décision en matière de risques d'extinction dans le cadre du changement climatique (GUISAN *et al.*, 2013 ; SOFAER *et al.*, 2019).

Jusqu'à ce jour, aucun travail de modélisation n'a été entrepris pour établir des scénarios de changement dans la répartition spatiale de la Grenouille des Pyrénées face aux impacts du changement global. Les connaissances récentes pour les autres amphibiens pyrénéens sont basées sur des modèles prédictifs pour l'Europe et pour la péninsule ibérique (ENRIQUEZ-URZELAI *et al.*, 2019); ils confirment que l'impact futur du changement climatique sur les amphibiens dépendra de leur capacité à modifier leur répartition en suivant le réchauffement climatique et que les montagnes constitueront des zones refuges cruciales. Pour la péninsule ibérique, Enriquez-Urzelai et ses collègues (2019) ont comparé les répartitions des amphibiens entre deux périodes (1901–1990 vs. 2000–2015), à l'exclusion de la Grenouille des Pyrénées. Ils suggèrent que, bien que les conditions climatiques aient changé entre les deux périodes, les amphibiens ibériques ont à peine déplacé leurs aires de répartition vers le nord, à l'exception de l'espèce la plus méridionale (*Alytes dickhilleni*) alors que la plupart des espèces semble avoir déplacé leurs limites d'altitude vers le haut, dans les montagnes. En outre, ces auteurs émettent l'hypothèse que la disparition des conditions climatiques froides (par exemple celles que l'on trouve au sommet des montagnes) limite la répartition potentielle des espèces adaptées au froid, notamment les espèces européennes répandues dont la marge méridionale se trouve dans la péninsule ibérique, et les espèces endémiques. La combinaison d'une capacité limitée à déplacer leurs aires de répartition et de profonds changements climatiques pourrait constituer un défi pour la persistance à long terme des populations d'amphibiens ibériques (ENRIQUEZ-URZELAI *et al.*, 2019).

Jusqu'à ce jour donc, il était impossible de savoir si ces hypothèses s'appliqueront également à la Grenouille des Pyrénées, en l'absence de modèles construits. Les résultats de modélisation corrélative présentés dans ce rapport constituent le premier pas vers ce travail de projection essentiel. Pour les couples scénarios–horizons les plus favorables (RCP 2.6 – horizon proche, moyen et lointain, RCP 4.5 et RCP 8.5 horizon proche), les modélisations futures suggèrent un gain d'habitat de 19,7 à 36,1% entre les deux patchs et pour certains une colonisation vers le sud des Pyrénées. Ce résultat semble contre-intuitif de prime abord, puisque les répartitions des espèces sont supposées se déplacer plutôt vers le nord. Cependant, comme indiqué par Enriquez-Urzelai *et al.* (2019) ce ne semble pas être le cas pour la Péninsule ibérique, et un déplacement vers le sud doit être interprété comme un déplacement vers les sommets, ce qui est cohérent avec les observations pour les autres amphibiens de la Péninsule ibérique. Ce gain ne compense pas la perte observée sur ces mêmes scénarios, estimée entre 34,5 et 77,1% ; le bilan net du changement d'aire de répartition reste négatif. Pour le scénario le plus pessimiste (RCP 8.5), ce bilan net atteint –95,2 % et suggère la quasi extinction de l'espèce en 2100 en Nouvelle-Aquitaine. Le mouvement modélisé de populations pour la Grenouille des Pyrénées en tant que conséquence directe du changement climatique, serait à nuancer (ou à explorer par modélisation impliquant adaptation et interactions interspécifiques) car il paraît de façon intrigante moindre sur l'horizon moyen du scénario RCP 4.5 et lointain du scénario RCP8.5 que sur les autres couples scénario–horizon. Bien d'autres variables exogènes influentes (comme l'introduction de poissons ou arthropodes dans les torrents, la dégradation des habitats, etc.), non prises en compte dans le travail de modélisation, viennent inéluctablement compliquer l'effort de projection consenti.

Toutefois, il importe de rappeler que l'interprétation des sorties des modèles corrélatifs doit toujours se faire avec prudence car il y a de nombreuses sources d'incertitude techniques – variables climatiques, techniques de modélisation, seuils permettant le passage de la probabilité de présence à la binarité présence–absence (THUILLER, 2003 ; THUILLER *et al.*, 2009). Il faut considérer que ces sorties de modèles restent des hypothèses probables mais en aucun cas une vérité en soi (HARRIS *et al.*, 2013 ; JARNEVICH *et al.*, 2015). Cette modélisation ne prend pas en compte les éventuels processus d'adaptation qui pourrait permettre la persistance des populations ni les processus importants de dispersion des individus. L'influence des interactions entre espèces (parasites, proies, prédateurs, compétiteurs) ne

sont également pas pris en compte. Les aspects liés à la transférabilité sont aussi importants à considérer (ZANINI *et al.*, 2009 ; WERKOWSKA *et al.*, 2016 ; MANZOOR *et al.*, 2018).

Certains traits de vie des amphibiens, comme la diversité du cycle de vie (avec stades œuf, larves et adultes occupant des micro-habitats différents) et l'étendue du cycle nycthéméral (activité nocturne importante, contrairement aux lézards), ne sont pas pris en compte dans la modélisation non plus. Un trait de vie caractéristique de la Grenouille des Pyrénées, à savoir l'utilisation stricte du milieu torrenticole au moment de sa reproduction, n'est pas intégré non plus dans la modélisation car aucune des trois variables d'habitat renseignant la présence d'eau ou de zones humides n'a été retenue dans l'analyse pour les raisons discutées plus haut. Des questions restent d'ailleurs en suspens quant à la pertinence de certaines variables : l'humidité du milieu est-elle bien reflétée par l'indice d'aridité, les chutes de neiges et l'humidité relative qui font partie des quatre variables les plus importantes dans la modélisation (pour mémoire elles contribuent respectivement à 30,9 %, 22,3 % et 9,5 % de. Les difficultés de modélisation de la répartition d'espèces d'amphibiens spécialisées, dans des habitats rares et éphémères, ont été rapportées récemment par Filer *et al.* (2020), et le challenge est encore plus grand quand l'espèce est endémique, comme l'est la Grenouille des Pyrénées. En outre, le faible nombre d'observations et la résolution de 1 km² ne facilitent pas l'interprétation des résultats ; il pourrait être pertinent de réaliser ces cartes à la résolution de 100 mètres sur les Pyrénées-Atlantiques uniquement, ce qui permettrait de conserver toute la variabilité de l'habitat (HEIKKINEN *et al.*, 2006 ; KRITICOS & LERICHE, 2010) et d'identifier peut-être des liens plus forts entre la présence et les variables explicatives, notamment d'habitat.

Comme expliqué précédemment, en rapport avec le paradoxe soulevé (décalage entre grandeurs statistiques caractéristiques des cours d'eau exploités et température optimale des larves), si les conditions thermiques rencontrées actuellement sont suboptimales, il est possible que les pertes estimées via la modélisation corrélative ne soient que fictives. Pour le vérifier, il reste à construire les modèles mécanistiques évoqués en utilisant l'information croisée inédite entre températures environnementales dans l'eau et température préférée de l'espèce, à l'état larvaire.

L'idéal aurait été de pouvoir développer un modèle hybride, complet, tenant compte des changements ontogéniques (œufs→têtards→adultes) mais cela ne sera pas possible. En effet, l'absence de données pour le stade adulte répond à une triple réalité : i/ absence de données de températures environnementales compte tenu du manque d'informations sur l'utilisation spatio-temporelle des différents types d'habitat disponibles, ii/ difficulté à mettre en place un protocole spécifique de terrain pour ce stade en raison de la rareté et de la haute vulnérabilité des individus adultes et iii/ impossibilité de réaliser des expérimentations ex situ pour des raisons déontologiques en premier lieu mais aussi en raison de l'absence totale de connaissance sur les possibilités de maintien en captivité des individus adultes (ce qui vaut aussi pour les larves).

8.5 Conclusion

Au cours de son cycle biologique*, Rana pyrenaica* exploite différents milieux et affronte des changements importants liés de façon directe ou indirecte au changement climatique. L'eau de la rivière est l'unique environnement pour les œufs et les têtards, mais cet environnement connait d'importantes modifications dont on commence seulement à envisager l'importance : impact des crues sur la dispersion et la survie des têtards vers l'aval d'une part, et importance des événements extrêmes chauds précoces (printemps et hivers plus chauds) d'autre part semblent déterminants. Les informations sont lacunaires encore pour le premier élément, mais la connaissance progresse pour le second aspect. L'étude du stade "œuf", véritable défi au plan méthodologique et déontologique, difficile et délicate, est écartée. Pour les têtards, la compréhension des effets directs et indirects relève d'observations comportementales et de comptages directs sur le terrain tandis que pour les adultes, le choix a été fait pour des raisons méthodologiques et déontologiques surtout, d'envisager une approche indirecte basée sur le comportement d'avatars, autrement dit de modèles biophysiques imitant les propriétés thermo- et hydro-régulatrices des amphibiens adultes. Ces expérimentations faites en 2018 et 2019 indiquent que la thermorégulation comportementale devrait conduire tout individu adulte, d'une part à fuir les habitats très exposés à la chaleur extrême et d'autre part, à limiter leur activité en passant plus de temps dans un micro-habitat refuge. En 2019, il était établi (et ce fait est de nouveau confirmé en 2020) que le développement des têtards de *Rana pyrenaica* s'effectue dans des eaux bien plus froides que les analyses écophysiologiques et comportementales l'indiqueraient *a priori*, en soulevant une question cruciale : comment expliquer que des têtards se développent dans une eau qui n'atteint jamais la température optimale d'activité mesurée sur le terrain ? De même, avec la baisse observée des effectifs sur certains sites, les observations de 2020 confirment celles de 2019 sur l'impact négatif (printemps et hivers chauds, crues printanières) d'un changement du climat sur les populations de Grenouille des Pyrénées.

Réalisées en 2020, les projections faites à partir des travaux de modélisation corrélative, qui reposent sur l'établissement de relations statistiques entre les répartitions actuelles des espèces et les variables climatiques pour projeter la répartition future d'une espèce dans le cadre d'un changement environnemental prévu, constituent un élément supplémentaire ; en effet, selon le scénario climatique le plus pessimiste, elles suggèrent l'extinction des populations de Nouvelle-Aquitaine d'ici 2100.

En perspective, pour l'année 2021, il s'agira de se concentrer sur l'apport des modèles mécanistiques, ceux qui sont basés sur des processus biologiques ou écophysiologiques et déterminent les interactions mécanistes entre la croissance ou l'aptitude d'un organisme et son environnement, en utilisant des inférences théoriques, des expériences, ou les deux. En l'occurrence, pour la Grenouille des Pyrénées, il s'agira de mettre en regard l'information acquise sur les températures de l'eau (maintenant qu'une série chronologique s'étalant sur 3 cycles annuels, de 2018 à 2020, est obtenue, en permettant la prise en compte de la variabilité inter-annuelle *a minima*) et sur les préférences thermiques de cette espèce (notamment la température optimale notée T_{opt} bâtie autour de deux approches complémentaires : la courbe de performance thermique (abrégées en TPC) et la vigueur d'activité (abrégées en EAVC), comme alternative à la performance sur la niche thermique des adultes. Pour mémoire, la première approche (basée sur les TPCs) conduisait à une T_{opt} estimée de 13,1 °C et une gamme de tolérance de 26,4 à 37,4°C (selon la performance testée) tandis que la deuxième approche (construite autour des EAVCs) fournissait une T_{opt} estimée supérieure de 1,1 °C (à savoir 14,2 °C) et une fenêtre thermique d'activité de 11,6 °C. La plus petite fenêtre thermique obtenue à partir de l'EAVC contraste avec la plus grande gamme de tolérance thermique révélée par les TPCs. Les différences

s'expliquent simplement par le fait que les organismes ne se livrent pas à des activités sur toute la gamme de température qu'ils peuvent tolérer et que les deux approches ne mesurent pas exactement les mêmes phénomènes. Des deux informations, seule la deuxième correspond à une mesure de l'activité volontaire, plus révélatrice de la réalité biologique ; son intégration dans un modèle écophysiologique mécanistique inédit, en cours de développement, devrait être plus pertinente et plus à même de construire des scenarii réalistes (plus que les modèles corrélatifs présentés ci-dessus). De façon ultime, il s'agit de combiner les approches existantes car il n'est pas toujours facile de faire une distinction claire entre ces deux types de modèles, et encore moins de les mettre en opposition, car la plupart des modèles sont intermédiaires en ce qui concerne l'inclusion explicite des processus. Il est donc envisagé, comme compromis, d'intégrer les résultats d'un modèle physiologique spatialement explicite d'extinction et de modèles corrélatifs de distribution des espèces pour évaluer les changements de répartition induits par le changement climatique. Au plan technique, le challenge passe par l'intégration numérique continue (ou discrète) de tous les processus biologiques et physiques énumérés ci-dessus, au stade larvaire en tout cas, et pour lesquels la variabilité pourra être intégrée a minima (2018 – 2020).

Partie IV. Les reptiles

Chapitre 9. Timon lepidus (Daudin, 1802) – Lézard ocellé des dunes grises du littoral aquitain

Auteurs : *Florèn Hugon, Maud Berroneau, Oscar Hadj-Bachir*
Contributeurs : *Michaël Guillon, Frank D'Amico, Mégane Chapelet, Maximilien Lavagna, Chloé Dugast*

Résumé : L'écophysiologie du Lézard ocellé – espèce indicatrice du changement climatique en milieu dunaire littoral – est dépendante de nombreux facteurs abiotiques. Dans l'étude de l'impact du changement climatique sur l'activité biologique de ces lézards ectothermes, il est intéressant d'étudier leur répartition sur le littoral aquitain ainsi que leur rythme d'activité. Le suivi 2020 des populations de Lézard ocellé constitue la 4ème année d'observations. Ce chapitre présente les différents constats exploratoires de 2017 à 2020 et apporte des pré-analyses des observations face aux conditions abiotiques. Le suivi des espèces permet aussi la modélisation de carte de répartition, en premier lieu par une méthode corrélative. Selon les scénarios, la modélisation corrélative de l'espèce montre une expansion dans les terres, au Nord de la région et dans les Pyrénées-Atlantiques, les populations du littoral et de Dordogne pourraient se rejoindre. Parallèlement au suivi, un protocole de mesure de niche thermique apporte des connaissances sur les préférences thermiques pour les périodes d'activité et le temps d'activité journalier de référence. Ce protocole a permis de définir la fenêtre thermique d'activité qui sera bientôt utilisée pour calculer le temps d'activité, l'indice de persistance associé et produire ainsi un modèle mécanistique de répartition de l'espèce en région Nouvelle-Aquitaine. Les sorties de ce modèle seront comparées à celle du modèle corrélatif.

Mots-clés : Écophysiologie, Lézard ocellé, changement climatique, fenêtre thermique d'activité, modèle corrélatif, modèle d'occupation, modèle mécanistique, niche thermique.

8.6 Introduction

Le Lézard ocellé a été sélectionné comme reptile indicateur du changement climatique dans le cadre du programme les Sentinelles du Climat car il s'agit d'une espèce thermophile qui colonise la quasi-totalité du milieu dunaire entre l'embouchure de l'Adour et la pointe du Verdon-sur-Mer. C'est aussi une espèce ectotherme particulièrement sensible aux modifications thermiques de son environnement. Avec de faibles capacités de dispersion, cette espèce ne peut pas coloniser facilement d'autres milieux ce qui l'astreint à un secteur de quelques kilomètres sur le cordon dunaire (ARAÚJO *et al.*, 2006 ; HUEY *et al.*, 2012). Ces caractéristiques écologiques en font un parfait modèle pour étudier les capacités d'adaptation aux modifications des conditions abiotiques de l'habitat (RUGIERO *et al.*, 2013 ; KENNETH DODD JR, 2016).

Les habitats préférentiels du Lézard ocellé en dune grise sont fragiles et soumis à différents risques et perturbations dus au changement climatique (érosion, submersion marine, etc.) (LE TREUT, 2013). Ses habitats sont aussi soumis à l'urbanisation croissante et au dérangement touristique (LE TREUT, 2013). Le suivi de cet indicateur doit permettre l'évaluation de la répartition du Lézard ocellé en lien avec le changement climatique ; l'éco-physiologie de l'espèce sera intégrée dans la modélisation mécanistique. Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur le Lézard ocellé sont les suivantes :

- Mouvement de noyaux de populations et possibles extinctions locales suite à la disparition de stations remarquables
- Adaptation écophysiologique
- Mouvement de population

Pour évaluer l'occupation des sites et la qualité de l'habitat disponible, des suivis d'occupation ont été mis en place depuis 2017. Pour l'étude de l'adaptation écophysiologique et de la répartition future, un modèle mécanistique fondée sur les besoins thermiques pour l'activité est en cours de construction. Il sera mis en parallèle avec un modèle corrélatif construit cette année. Ses résultats seront intégrés dans le modèle corrélatif pour obtenir un modèle hybride qui permet de conserver les avantages des deux méthodes de modélisation (KEARNEY & PORTER, 2009 ; BUCKLEY *et al.*, 2011).

• Écologie du lézard Ocellé

Le Lézard ocellé, *Timon lepidus* (Daudin, 1802) est le plus grand lézard d'Europe. En Gironde, l'individu le plus imposant capturé mesurait 46 cm et pesait 164 grammes (BERRONEAU, 2012). Il arbore une robe jaune verdâtre voire noirâtre avec des ocelles bleues sur les flancs (BERRONEAU, 2015). Le Lézard ocellé hiverne d'octobre à m-mars puis se reproduit d'avril à juin (MATEO, 2011 ; BERRONEAU, 2012). Les femelles pondent entre fin mai et mi-juillet 5 à 24 œufs qui écloront en septembre (BUSASK & VISNAW, 1989). L'espèce est classée "quasi menacée" sur la liste rouge nationale de l'UICN (IUCN, 2008) et en danger sur la liste régionale de la Nouvelle-Aquitaine (LE MOIGNE & JAILLOUX, 2013).

En France, ce reptile de zone tempérée à méditerranéenne est largement représenté, du littoral aquitain aux Alpes Maritimes, en passant par la Dordogne, le Languedoc-Roussillon ou encore les causses (ASTRUC *et al.*, 2018 ; RENET *et al.*, 2018) ; dans le cadre du programme, il n'est suivi que sur le littoral Aquitain. Il est principalement présent sur des milieux ouverts avec un recouvrement nul à faible tels que les pelouses calcicoles, les landes sèches, les bois clairs et les affleurements rocheux. Sur la côte atlantique, son habitat de prédilection est la dune grise, entre dune blanche non stabilisée

et frange forestière. L'espèce apprécie particulièrement les milieux complexes qui lui procurent des abris et des zones d'insolation comme du branchage, des buissons, des cailloux (Doré *et al.*, 2011). Le Lézard ocellé ne fabrique pas son abri, il utilise les cavités existantes comme par exemple des souches d'arbres ou des terriers de lapin. Une étude sur l'île d'Oléron a montré que la présence du Lézard ocellé était corrélée à celle du Lapin de garenne (Doré *et al.*, 2014). Les juvéniles peuvent également s'abriter dans des trous de criquets, de rongeurs. Les pistes allemandes, vestiges de la seconde guerre mondiale présentes sur une grande partie du littoral girondin et landais offrent aussi de véritables lieux de vie, adaptés à la fois à l'insolation et au retrait en refuge. Tant ils sont attractifs, ces sites sont parfois colonisés par plusieurs individus mâles, alors même que ceux-ci sont territoriaux pendant la période de reproduction.

Les principales menaces pour les populations de Lézard ocellé du milieu dunaire sont la perte de l'habitat causée par la modification du trait de côte, l'urbanisation croissante et le dérangement touristique (Berroneau, 2012 ; Thirion & Doré, 2012 ; Thienpont, 2019). Tous ces mécanismes entraînent aussi la fragmentation des populations, une des causes majeures d'extinction. Il existe aussi d'autres menaces, l'utilisation de pesticides, la présence de gibier et de prédateurs domestiques (chiens et chats) ou encore les prélèvements illégaux pour la terrariophilie (Doré *et al.*, 2011 ; Thienpont, 2019). L'érosion et le risque de submersion marine sont amplifiés par le changement climatique. La submersion marine peut modifier brutalement le trait de côte en quelques heures, rognant le littoral jusqu'à la dune grise et emportant des populations lors des périodes d'hivernation.

Le climat en littoral aquitain est plutôt méditerranéen, chaud et sec. La succession dune blanche – dune grise – massif forestier offre une grande diversité de niches écologiques et thermiques permettant aux lézards ocellés de trouver sur quelques mètres la température et l'humidité ambiante optimales à leur activité biologique saisonnière. La modification de quelques degrés du climat global ou la perte de diversité d'habitats et de gammes de températures au sein du domaine vital peuvent affecter l'activité individuelle et plus largement la dynamique des populations.

• Suivre l'occupation sur le littoral aquitain

L'analyse de l'occupation pour une espèce permet d'évaluer le pourcentage de sites occupés, de sites non-occupés et la dynamique d'occupation au cours du temps. Cette analyse requiert un suivi protocolé par réplication spatiale (plusieurs sites) et temporelles (plusieurs visites) (Mackenzie *et al.*, 2003). La réplication permet de quantifier l'imperfection de la détection en estimant la probabilité de détection de l'espèce (Mackenzie *et al.*, 2002). Pour cette raison, les termes détection – non détection sont préférés aux termes présence – absence pour qualifier les données, une donnée absente pouvant résulter d'une détection imparfaite. Afin d'estimer la dynamique d'occupation, soit les probabilités d'extinction et de colonisation, le suivi doit être réalisé sur plusieurs années (Mackenzie *et al.*, 2003). Le suivi des sites permet d'obtenir des données de détection – non détection ou de comptage lorsque plusieurs individus sont observés. Les données de comptage permettent de réaliser des analyses d'abondance, plus complètes que les analyses d'occupation (Royle, 2004). Il est ainsi préférable de relever des données de comptage qui pourront être converties en données de détection – non détection, l'inverse n'étant pas vrai (Zipkin *et al.*, 2017). Lors des suivis, des covariables d'échantillonnage et de site peuvent aussi être relevées, elles permettront d'intégrer la variabilité spatiale et temporelle des suivis (Zipkin *et al.*, 2017 ; Bötsch *et al.*, 2019). Les covariables d'échantillonnage varient à chaque visite sur chaque site alors que les covariables de sites varient

seulement entre les sites et sont considérées stables au cours de temps (MACKENZIE *et al.*, 2002 ; ROYLE, 2004).

• Modéliser la répartition d'une espèce

La répartition d'une espèce correspond à la niche écologique réalisée, c'est à dire à la niche fondamentale réduite ou agrandie par les interactions inter-espèces. La niche fondamentale est un hypervolume à n-dimensions, chacune correspondant à un état de l'environnement qui permettrait à une espèce d'exister indéfiniment (JORCIN & CHEYLAN, 2017 ; SOBERÓN & ARROYO-PEÑA, 2017). Les interactions entre espèces réduisent la niche fondamentale par les interactions compétitrices, prédatrices et les facteurs limitants ou l'agrandissent par les interactions bénéfiques telles que la symbiose ou le mutualisme (SOBERÓN & ARROYO-PEÑA, 2017 ; GVOŽDÍK, 2018). Ainsi, la niche réalisée est souvent incluse dans la niche fondamentale (SOBERÓN & ARROYO-PEÑA, 2017). La modélisation mécanistique explicite la niche fondamentale alors que la modélisation corrélative explicite la niche réalisée, les données d'occurrence offrant un aperçu de cette niche en intégrant de manière implicite les interactions entre espèces (KEARNEY *et al.*, 2009b ; FELDMEIER *et al.*, 2018).

Pour modéliser la répartition d'une espèce, deux approches sont communément utilisées, la modélisation corrélative, très répandue, et la modélisation mécanistique, plus difficile à mettre en œuvre mais plus robuste. Les modèles corrélatifs établissent un lien statistique entre des données de présence-absence et des variables environnementales. Faciles d'utilisation, ils permettent d'identifier les variables environnementales qui explicitent la répartition (DORMANN *et al.*, 2012). Les modèles mécanistiques expliquent la répartition de l'espèce en incluant des paramètres propres à celles-ci (KEARNEY & PORTER, 2009 ; SINERVO *et al.*, 2010). L'approche mécanistique est ici développée à partir du modèle de Sinervo *et al.* (2010) fondé sur les temps d'activité et de restriction au cours de la période de reproduction. Le modèle mécanistique sera mis en relation avec la modélisation corrélative puis une modélisation hybride sera produite, elle intégrera la sortie du modèle mécanistique dans la modélisation corrélative (KEARNEY & PORTER, 2009 ; BUCKLEY *et al.*, 2011). La confrontation des trois cartes obtenues permettra de discuter des similitudes et des différences (CEIA-HASSE *et al.*, 2014).

• Modélisation corrélative

Les modèles corrélatifs de répartition permettent de construire des liens entre des données de présence-absence et des variables environnementales. Ils favorisent l'identification des variables qui orientent la répartition (DORMANN *et al.*, 2012). Les processus qui définissent les limites d'aires sont fixes dans le temps et l'espace, les modèles effectuent des projections statiques (EVANS *et al.*, 2015) et décrivent plutôt un habitat, soit la niche réalisée, plutôt que la niche fondamentale (KEARNEY & PORTER, 2009). La définition de l'espace spatio-temporel sur lequel la niche réalisée est modélisée n'est pas triviale puisque l'environnement change au cours du temps et que les données d'occurrence collectées sur différentes années ne sont pas soumises aux mêmes conditions.

Ce type de modélisation a permis d'obtenir un atlas de la répartition européenne des amphibiens et des reptiles qui a été actualisé en 2014 (SILLERO *et al.*, 2014). Un atlas a également été réalisé sur la Nouvelle-Aquitaine par Cistude Nature (BERRONEAU, 2014a). La modélisation de la répartition du Lézard ocellé en France a été réalisée en 2017 sur les régions PACA et Languedoc-Roussillon dans le cadre du plan inter-régional d'actions Lézard ocellé de 2013 à 2017 (ASTRUC *et al.*, 2017). Les auteurs disposaient

d'un jeu de données de présence seulement. Ils ont effectué une modélisation à la résolution un hectare et n'ont retenu qu'une seule donnée par pixel de cette maille pour réduire l'effet des biais d'échantillonnage (ASTRUC *et al.*, 2017). La modélisation a été réalisée via l'utilisation de modèles additifs généralisés (GAM). Des variables autres qu'environnementales peuvent être intégrées, telle que la dispersion, la couverture végétale ou les degrés-jours (HEIKKINEN *et al.*, 2006). Le lien habitat – paysage – démographie peut également permettre une amélioration des projections réalisées (KEITH *et al.*, 2008).

- **Modélisation mécanistique à partir des besoins écophysiologiques pour l'activité**

L'objectif de l'étude écophysiologique est de projeter des cartes de répartition les plus fiables possibles en utilisant une méthodologie originale qui prend en compte la variabilité des événements climatiques ; notamment les variations de température. Pour répondre à cet objectif, un modèle mécanistique écophysiologique inspiré du modèle de Sinervo *et al.* (2010) est utilisé. Les modèles mécanistiques permettent d'obtenir des cartes de répartition en explicitant les processus qui définissent les limites des aires de répartition des espèces (KEARNEY & PORTER, 2009 ; EVANS *et al.*, 2015). Les données écophysiologiques sont des variables propres à l'espèce et sous dépendance de l'environnement ; par exemple une gamme de température sur laquelle l'individu peut se reproduire. Chez les ectothermes, le temps d'activité, en particulier pendant la période de reproduction est déterminant pour la fitness de l'organisme (SINERVO *et al.*, 2010). Lors de périodes d'inactivité, l'individu est contraint de rester dans son refuge, ne peut pas rechercher de l'énergie via le foraging ou un partenaire sexuel (Fig. 206). Cette réduction du temps d'activité résultant de l'augmentation des températures entraîne une réduction de l'énergie acquise en vue de la reproduction qui conduit à une baisse du succès reproducteur et enfin participe à l'augmentation de la probabilité d'extinction de la population (SINERVO *et al.*, 2010).

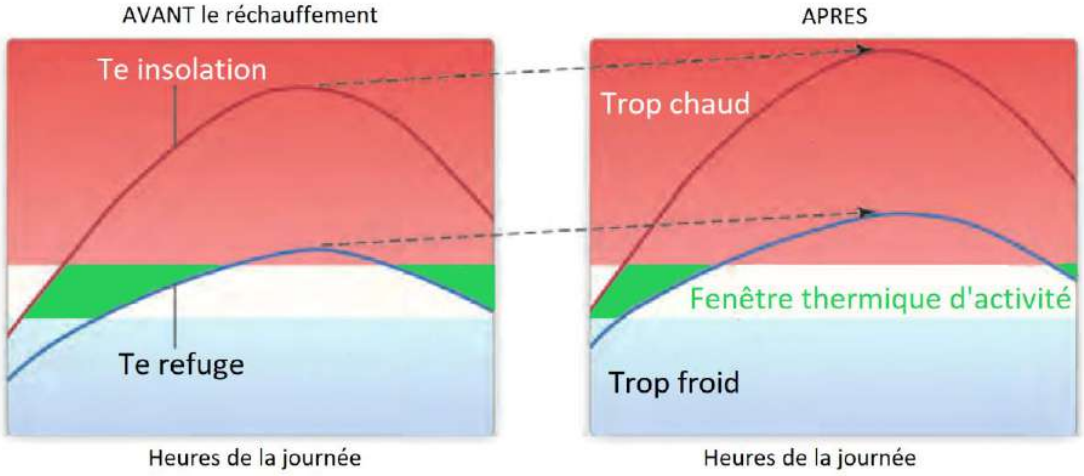


Fig. 206. Fenêtre d'activité thermique en fonction des températures opérantes d'insolation (courbe rouge) et de refuge (courbe bleue), modifié de Huey et al. 2010.

Sinervo *et al.* (2010) ont proposé un modèle mécanistique fondé sur le calcul des temps de restriction d'activité. Ce modèle calcule sur la période de reproduction le temps pendant lequel les températures extérieures ressenties par un lézard en insolation sont trop élevées – supérieures au

seuil de la température préférée (Tpref) – pour lui permettre d'être actif. Par comparaison des temps calculés sur les sites étudiés avec le seuil limite de temps de restriction conduisant à l'extinction (Hr–limit), la persistance ou l'extinction de l'espèce sur le site étudié est définie (HUEY *et al.*, 2010 ; SINERVO *et al.*, 2010). Pour projeter le calcul des heures de restriction dans le futur et donc établir l'extinction ou la persistance des populations, l'équation Hr=a*(Tmax–Tpref)+b est proposée. Les coefficients a et b sont déterminés selon l'espèce étudiée. Tmax correspond à la température maximale de l'air et Tpref correspond à la température préférée de l'espèce étudiée. Le seuil Hr–limit n'est pas connu pour toutes les espèces, il résulte de l'observation de l'extinction d'espèces à cause du changement climatique seul (SINERVO *et al.*, 2010) ou est obtenu en calculant le 95ème percentile de la distribution des Hr au cours de la saison de reproduction (CEIA–HASSE *et al.*, 2014).

Ce modèle très simpliste a été critiqué sur divers aspects, notamment l'absence de prise en compte de la variabilité et de la structure des micro–habitats qui pourraient apporter des zones de refuges climatiques (CLUSELLA–TRULLAS & CHOWN, 2011). La variabilité temporelle n'est pas prise en compte, puisque l'équation se fonde sur une unique valeur de Tmax, qui correspond à une température moyennée sur toute la période de reproduction. Or, la variabilité des températures joue un rôle clé dans la réponse des organismes au changement climatique et sur leurs performances (VASSEUR *et al.*, 2014 ; BUCKLEY & HUEY, 2016 ; HERRANDO–PÉREZ *et al.*, 2019). Dans Sinervo et al. 2018, la modélisation est réalisée à une résolution plus fine, celle du kilomètre, ce qui permet d'observer que les sites les plus frais pourraient devenir des refuges thermiques. La relation entre Hr, Tmax et Tpref est améliorée à l'aide d'une fonction sinusoïdale et les erreurs de prédiction sont quantifiées (SINERVO *et al.*, 2018). Cependant, il reste encore de nombreuses améliorations à proposer pour intégrer la variabilité temporelle et spatiale des données (KEARNEY *et al.*, 2012 ; FELDMEIER *et al.*, 2018).

Également critiquées, les notions d'activité et d'inactivité sont réduites à un processus on–off alors que c'est un processus continu (GUNDERSON & LEAL, 2015). Gunderson et ses collaborateurs considèrent l'activité comme un processus qui a lieu sur une certaine gamme de température et qui peut varier en intensité. Ils définissent ainsi un cadre conceptuel pour comprendre les contraintes thermiques sur l'activité à l'aide de quatre composantes ; des seuils pour définir la fenêtre d'activité thermique ; le type d'activité; une distribution de probabilité d'activité selon la température et une vigueur d'activité qui définit l'intensité de l'activité et qui varie également selon la température (GUNDERSON & LEAL, 2015 ; GUNDERSON & LEAL, 2016). Selon le type d'activité, les seuils, la distribution de probabilité et la vigueur d'activité sont susceptibles d'être modifiés. Ce modèle permet ainsi d'être plus précis sur les définitions des temps d'activité et d'inactivité et semblerait plus approprié pour projeter les extinctions liées à cette réduction du temps d'activité. Cependant, les définitions des distributions de probabilité et des vigueurs d'activité nécessitent des données issues de nombreux suivis comportementaux et sont donc difficiles à obtenir. D'autres études définissent l'activité selon deux seuils, VTmin et VTmax, ce qui offre un compromis entre la méthode continue de Gunderson et Leal 2015 et la méthode de Sinervo et al. 2010. Ces températures correspondent aux températures corporelles minimales et maximales mesurées sur des individus actifs observés sur le terrain (GUNDERSON & LEAL, 2015) ou aux 5ème et 95ème quantiles de la distribution des températures préférées (CAMACHO & RUSCH, 2017 ; CAETANO *et al.*, 2020).

• Problématiques

Ce chapitre tente de répondre aux questions suivantes : Quels sont les variations d'occupation le long du littoral ? Quelle est la répartition actuelle du Lézard ocellé ? Quelle sera sa répartition future

selon la modélisation corrélative pour les différents scénarios de changement climatique (RCP 2,6, 4,5 et 8,5) et les horizons (proche 2050, moyen 2070 et lointain 2100) ? Quelles sont les préférences thermiques associées à l'activité de l'espèce ? Quels paramètres seront pris en compte pour modéliser son temps d'activité et sa persistance dans la modélisation mécanistique ?

Le changement climatique contraindrait de plus en plus l'habitat dunaire sans cesse soumis aux modifications du trait de côté. Sous l'hypothèse d'une possible dispersion, il serait attendu une colonisation d'autres habitats, plus à l'intérieur de la région. Nous n'avons pas encore suffisamment d'éléments pour produire des hypothèses sur les éventuelles capacités adaptatives de l'espèce en terme d'écophysiologie.

D'abord, les suivis naturalistes et les analyses des noyaux de population et d'occupation sont présentées. Puis, la modélisation corrélative est abordée. Ensuite, les paramètres pour réaliser la modélisation mécanistique sont explicités. Enfin, ce rapport discute des résultats obtenus et indique les derniers objectifs à réaliser au cours de l'année 2021.

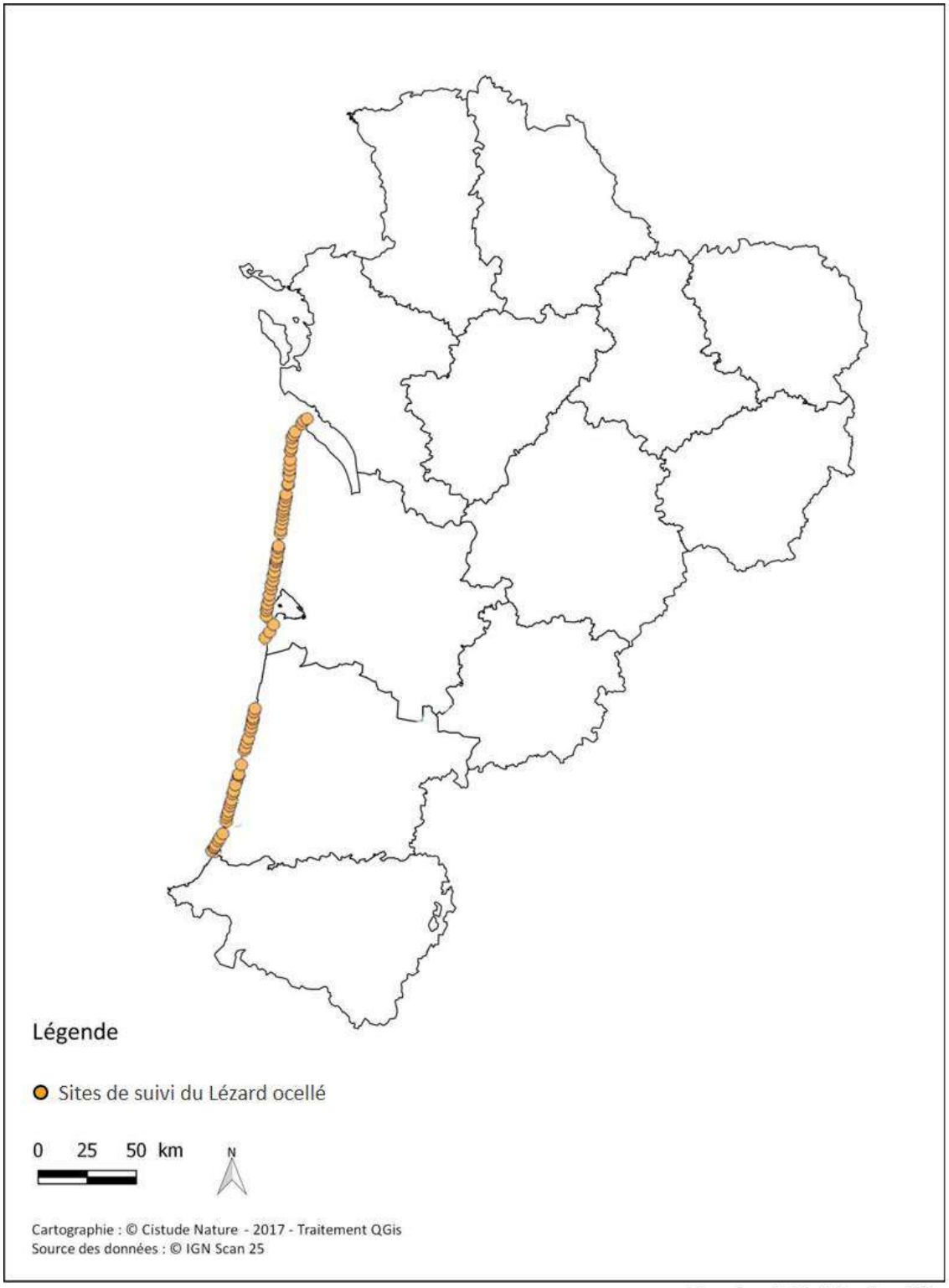
8.7 Matériel et Méthodes

8.7.1 Sites d'étude

Les sites sont répartis selon la distribution connue du Lézard ocellé entre les départements de la Gironde et des Landes : 79 placettes sur l'ensemble du cordon dunaire (depuis la dune blanche jusqu'à la frange forestière) (MALLARD, 2018a). Dans ce chapitre, le terme « site » équivaut à une « placette ».

Une partie du littoral en nord Landes ne comporte pas de placette car il s'agit d'une zone militaire dont l'accès est restreint voire interdit pour essai de munitions, malgré les populations connues de lézards ocellés sur ce secteur. Ne permettant pas le respect du protocole (nombre et fréquence des passages d'observation), ce secteur n'a pu être retenu pour l'étude. Une absence d'information est donc visible cartographiquement pour cette zone, bien que les populations de Lézard ocellé y soient importantes (Fig. 207).

Les visites de terrain du début de saison printanière sont l'occasion de faire état de la situation de chacune des placettes et de leur qualité d'accueil pour le Lézard ocellé, suite aux potentiels événements climatiques hivernaux : modification drastique de la placette par mouvement de la dune blanche sur la végétation de la dune grise, disparition de l'habitat par érosion ou submersion marine, etc. Si suite à ces intempéries, la placette se trouve profondément modifiée au niveau de ses habitats et de sa disponibilité en gîtes, un décalage de quelques mètres jusqu'à la zone jouxtant la plus propice à l'accueil du Lézard ocellé est effectuée. Dans les tableaux ci-après sont synthétisées les placettes concernées par une modification des coordonnées GPS en 2018 (17 placettes dont 5 identifiés à la fin de la saison 2017) et en 2019 (2 placettes) ; il n'y a pas eu de déplacement de placettes en 2020 (Tab. LXXXI, Tab. LXXXII)



Sites de suivi du Lézard ocellé :
Situation géographique des sites d'étude en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 207. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi Lézard ocellé en milieu littoral dunaire.

Tab. LXXXI. Localisation des placettes repositionnées en début de saison 2018

Placettes	Coord NO Lat	Coord NO Long	Coord NE Lat	Coord NE Long	Coord SO Lat	Coord SO Long	Coord SE Lat	Coord SE Long
LO_33_47	45,56316	-1,08817	45,5631	-1,08753	45,56273	-1,08839	45,56268	-1,08776
LO_33_42	45,46024	-1,15092	45,46019	-1,15032	45,45978	-1,15104	45,45977	-1,15039
LO_33_40	45,41784	-1,15773	45,41788	-1,15709	45,4174	-1,15768	45,41743	-1,15703
LO_33_38	45,35088	-1,15717	45,35087	-1,15651	45,35128	-1,15711	45,35131	-1,15648
LO_33_23	45,04677	-1,19564	45,04667	-1,195	45,04633	-1,19566	45,04625	-1,19508
LO_33_22	45,03053	-1,1969	45,03049	-1,19634	45,03009	-1,19698	45,03006	-1,19641
LO_33_19	44,94278	-1,20809	44,94278	-1,2075	44,9423	-1,20813	44,94231	-1,2075
LO_40_32	44,20478	-1,29836	44,20476	-1,29778	44,20432	-1,29833	44,20433	-1,29776
LO_40_30	44,16604	-1,3062	44,16597	-1,30556	44,16561	-1,30635	44,16545	-1,30576
LO_40_29	44,15475	-1,15475	44,15479	-1,3067	44,15432	-1,3073	44,15434	-1,30667
LO_40_28	44,13713	-1,31161	44,13704	-1,31099	44,13672	-1,31181	44,13662	-1,3112
LO_40_26	44,10085	-1,32032	44,10071	-1,31969	44,10041	-1,32036	44,10027	-1,31974
LO_40_22	44,00604	-1,34763	44,00604	-1,34701	44,00562	-1,34787	44,00562	-1,34743
LO_40_09	43,68977	-1,43805	43,6897	-1,43742	43,68932	-1,43814	43,68926	-1,43753
LO_40_08	43,6702	-1,44022	43,67028	-1,43955	43,66973	-1,44017	43,66973	-1,43955
LO_40_07	43,61438	-1,46027	43,6143	-1,45965	43,61395	-1,46044	43,61387	-1,45983
LO_40_06	43,59125	-1,4759	43,59102	-1,47538	43,59087	-1,47623	43,59063	-1,47569

Tab. LXXXII. Localisation des placettes repositionnées en début de saison 2019

Placettes	Coord NO Lat	Coord NO Long	Coord NE Lat	Coord NE Long	Coord SO Lat	Coord SO Long	Coord SE Lat	Coord SE Long
LO_33_16	44,897479	-1,214332	44,897961	-1,213623	44,897479	-1,214332	44,897479	-1,214332
LO_33_04	44,639852	-1,259694	44,639835	-1,259059	44,639506	-1,259887	44,639379	-1,259157

8.7.2 Prospection des placettes et comptages des individus

Le Lézard ocellé est une espèce dont le principal comportement observable est l'activité d'insolation. Cette espèce ectotherme a besoin de se chauffer au soleil afin de réguler sa température interne (HUEY *et al.*, 2010). La prospection du Lézard ocellé consiste en l'observation directe de l'espèce, mais également en la recherche de ses indices de présence (traces de pattes dans le sable et fèces caractéristiques), et de ses abris potentiels.

L'application du protocole type « POP Reptile » (élaboré au niveau national par un collège scientifique : SHF, MNHN, EPHE Montpellier, ONF, Lourdais et Miaud 2016) (LOURDAIS & MIAUD, 2016) permet une estimation fine de la présence ou de l'abondance du Lézard ocellé. Cette occupation peut être mise en relation avec des facteurs extérieurs (évolution des températures, etc.) et peut être comparée d'une année sur l'autre.

Il est préconisé d'attendre 10 minutes après l'arrivée de l'observateur sur la placette pour commencer l'observation effective et les relevés en cas de perturbations et/ou fuite des lézards présents à l'arrivée de l'observateur.

Les placettes ont une dimension de 50X50 mètres (Fig. 208), elles sont visitées 3 fois entre avril et juin ce qui correspond à la période d'activité la plus importante de l'espèce, avec au minimum deux semaines d'intervalles entre chaque visite successive. Chaque observation doit se dérouler dans les meilleures conditions possibles pour maximiser la probabilité de détection, c'est-à-dire, une faible densité nuageuse, une température de l'air comprise entre 15 et 27 °C et un vent faible.



Fig. 208. Exemple de disposition des placettes littorales (Lézard ocellé)

En début de saison, et en fonction de la météorologie, les relevés peuvent être réalisés toute la journée. Les horaires optimaux préconisés se situent après 10h en début de saison (mars à mai) et entre 9h30 et 11h ou entre 16h30 et 19h en fin de saison (juin à septembre).

La prospection se déroule en deux temps sur une période totale de 20 minutes, scindée en deux périodes de 10 minutes (MALLARD, 2017b):

- Observation aux jumelles, durant les dix premières minutes, l'observateur recherche la présence d'un individu (observation directe). L'observateur ne rentre pas à l'intérieur de la placette, il se contente d'en faire le tour afin d'observer la placette sur différents angles.
- Recherche d'indices de présence (observation indirecte), durant les dix minutes restantes. L'observateur entre dans la placette et recherche de manière aléatoire des traces, fèces ou mues (Fig. 209).



Fig. 209. Trace d'adulte de Lézard ocellé (à gauche) ; mues (au centre) ; fécès (à droite)

L'observateur remplit deux fiches de terrain. Sur la première, les caractéristiques de la placette, soit les covariables de sites sont notées : le nom de la placette, le faciès, le taux de recouvrement, le nombre d'abris et les zones de thermorégulation potentielles (MALLARD, 2017b). Ces covariables sont considérées stables au cours de la saison et selon les différentes années de suivi. Sur la seconde, les variables de détection et de comptage sont notées ainsi que les covariables d'échantillonnage, la période de prospection (date, heure), les observations indirectes, les conditions climatiques (nébulosité, température, humidité, vent) et les observations d'autres espèces (MALLARD, 2017b). Les covariables d'échantillonnage permettent d'affiner la modélisation de la probabilité de détection, elles varient selon chaque visite.

8.7.3 Noyaux de population et occupation le long du trait de côte

Les noyaux de population sont identifiés en calculant l'indice d'observation qui correspond à la somme des contacts directs et indirects divisés par le nombre de passages. Cet indice est calculé pour chaque placette.

Les données d'observation pour les modèles d'occupation se présentent sous forme d'un tableau avec une placette par ligne et une colonne par visite. À l'intérieur du tableau, le système binaire est utilisé, 1 indique la détection de l'espèce et 0 indique sa non-détection, les observations directes et indirectes sont utilisées. L'occupation est analysée d'abord sur les données 2020 en uni-saison puis sur les données 2017-2018-2019-2020 en multi-saison, en ne prenant que les placettes qui n'ont pas été déplacées (60 placettes). Toutes les analyses sont réalisées avec le package unmarked sous R, version 3.6.3, sur une machine Linux.

Le modèle sur les données de 2020 est réalisé en prenant en compte trois covariables d'échantillonnage, le vent, la nébulosité et la température et l'humidité de l'air ; et des covariables de sites relatifs aux gîtes potentiels : nombre de terriers de lapins, de trous de rongeurs et de pin halomorphosé, et relatives aux sites d'insolation : nombre de structures en béton, pierre, dalle et couverture des différentes strates végétatives. Afin de simplifier la modélisation, seuls les effets additifs entre les covariables ont été testés. Pas à pas, les différents modèles sont construits et

comparés. Après la sélection des meilleurs modèles dont le delta AIC est inférieur ou égal à 4, un test d'ajustement est réalisé avec 500 simulations. Une p-value non significative indique que le modèle est ajusté et un c-hat proche de 1 indique qu'il n'y a pas de sur-dispersion des données et que le modèle est ajusté. Le meilleur modèle sélectionné sur AIC et sur les tests d'ajustement est utilisé pour quantifier la probabilité d'occupation et la probabilité de détection.

Pour la modélisation multi-saison, seules les covariables d'échantillonnage nébulosité et visite sont homogènes sur les quatre années de suivi. Concernant les covariables de site, ce sont les mêmes que dans le modèle uni-saison ; elles sont considérées fixes entre les saisons, la moyenne de celles obtenues en 2019 et 2020 est retenue pour cette analyse. De la même façon que pour l'analyse uni-saison, les modèles sont construits au fur et à mesure afin de limiter le nombre de modèles à construire. Dans cette même logique, seuls les effets additifs des variables sont testés. Un test d'ajustement est également réalisé pour définir le modèle le plus ajusté parmi les meilleurs modèles sélectionnés. Enfin, les paramètres sont estimés, les probabilités de détection, d'occupation, de colonisation et d'extinction.

8.7.4 Modélisation corrélative

La modélisation corrélative se réalise selon plusieurs étapes, présentées brièvement ci-dessous, détaillées dans la méthodologie décrite dans la thèse de Florèn HUGON et dans le chapitre du rapport précédent (HUGON *et al.*, 2019 in Mallard, 2019).

« La période de référence est 1991-2020 et les projections futures sont étudiées sur trois horizons, proche 2021-2050 (horizon 1), moyen 2041-2070 (horizon 2) et lointain 2071-2100 (horizon 3) pour trois scénarios RCP, 2.6, 4.5 et 8.5. Pour décrire ces périodes futures, nous avons utilisé le terme "couple scénario-horizon", nous distinguons ainsi les couples RCP26h1, RCP26h2, RCP26h3, RCP45h1, RCP45h2, RCP45h3, RCP85h1, RCP85h2 et RCP85h3. »

Les points d'occurrence résultent du suivi de l'occupation du Lézard ocellé par le programme, des données issues des programmes précédents et de la base de données GBIF. Pour éviter la pseudo-réplication des données, un seul point d'observation est sélectionné dans chaque maille (ASTRUC *et al.*, 2017 ; GUISAN *et al.*, 2017 ; LIANG *et al.*, 2018).

Tab. LXXXIII. Indices climatiques pour les périodes d'activité et/ou d'hivernation et/ou annuelle. Les indices TotN et NjN ne sont pas calculés pour le lézard ocellé.

Indice	Description	Période	Méthode
MoyV	Moyenne mensuelle de la vitesse du vent	Activité	Moyenne
MoyR	Moyenne de la quantité d'énergie reçue à la surface via le rayonnement total	Activité	Moyenne
SdR	Écart-type de la quantité d'énergie reçue à la surface via le rayonnement total	Activité	Moyenne
TotR	Quantité totale d'énergie reçue à la surface via le rayonnement total	Activité	Somme
TotN	Quantité totale de neige tombée	Hivernation	Somme
NjN	Nombre de jours de neige	Hivernation	Somme
TotP	Cumul des précipitations liquides	Annuel	Somme
NjP	Nombre de jours de pluie	Annuel	Somme
NjS_Consec	Période de sécheresse la plus longue	Activité	Moyenne
NjPN_Consec	Période de précipitation la plus longue	Activité	Moyenne
MoyT	Moyenne des températures moyennes	Activité et Hivernation	Moyenne
SdT	Écart type des températures moyennes	Activité	Moyenne
MoyTmin	Moyenne des températures minimales	Activité	Moyenne
SdTmin	Écart type des températures minimales	Activité	Moyenne
MoyTmax	Moyenne des températures maximales	Activité	Moyenne
SdTmax	Écart type des températures maximales	Activité	Moyenne
ExF_Tmax	Extrême froid de la température maximale	Activité	Moyenne
ExC_Tmax	Extrême chaud de la température maximale	Activité	Moyenne
ExF_Tmin	Extrême froid de la température minimale	Activité	Moyenne
ExC_Tmin	Extrême chaud de la température minimale	Activité	Moyenne
NjGel	Nombre de jours de gel	Annuel	Somme
NjAbsDegel	Nombre de jours sans dégel	Annuel	Somme
NjForteC	Nombre de jours de forte chaleur	Activité	Somme
MoyHR	Moyenne mensuelle de l'humidité relative	Activité	Moyenne
MoyPtR	Moyenne mensuelle du point de rosée	Activité	Moyenne
SdPtR	Écart-type mensuel du point de rosée	Activité	Moyenne
Mar	Indice mensuel d'aridité de Martonne	Activité	Moyenne
TotDJ1035	Nombre de degrés jours métabolique	Activité	Somme

Les variables climatiques issues des simulations ALADIN52 (CNRM 2014) (Tab. LXXXIII) sont utilisées pour le calcul d'indices climatiques cohérents avec la biologie et le cycle de vie de l'espèce (GARDNER *et al.*, 2019). Ainsi, à partir de neuf variables – températures minimale et maximale journalière à 2 m en °C, précipitations liquides en mm, chutes de neige en mm, rayonnements infra-rouge et visible incident à la surface en W.m-2, humidité spécifique en g.kg-1, vitesse du vent à 10 mètres en m.s-1, vitesse

maximum du vent à 10 m en m.s-1 – 61 indices climatiques dont 59 mensuels et 2 annuels ont été calculés.

Nous avons sélectionné des indices climatiques qui nous semblaient pertinents par rapport au cycle de vie des espèces. Le cycle de vie des lézards que nous étudions est scindé en deux périodes, une période d'activité et une période d'hivernation définies par les conditions environnementales (WINGFIELD, 2008). Pour le lézard ocellé, la période d'activité est bornée par la fin de l'hiver et le milieu de l'automne (BERRONEAU, 2012 ; THIENPONT, 2019), nous avons définis la période d'activité du 01 mars au 31 octobre et la période d'hivernation du 01 novembre au 31 mars. Nous n'avons pas distingué la période de reproduction et la période d'activité car la période post-reproduction permet le renouvellement des réserves énergétiques pour la période de reproduction de l'année suivante (KUHN, 1994 ; BONNET, 2011). Ainsi, 27 indices climatiques ont été sélectionnés pour la modélisation de la répartition du lézard ocellé.

Les variables environnementales ont été choisies selon l'écologie de l'espèce. Le lézard ocellé est présent sur des habitats ouverts ou semi-ouverts (BUSASK & VISNAW, 1989 ; DORÉ *et al.*, 2011 ; ASTRUC *et al.*, 2018) et semble éviter ceux trop urbanisés (BERRONEAU, 2014a ; THIENPONT, 2019). En Nouvelle-Aquitaine, il est présent sur le littoral dunaire et les coteaux secs de Dordogne (BERRONEAU, 2012 ; BERRONEAU, 2014a). En France, l'espèce est aussi présente en régions PACA et Languedoc Roussillon, sur les causses et en altitude dans les Alpes du Sud (ASTRUC *et al.*, 2018 ; RENET *et al.*, 2018) – un contexte particulier puisque ces montagnes sont en continuité avec le littoral méditerranéen ce qui n'est pas le cas en Nouvelle-Aquitaine (comm. pers. Maud Berroneau). Ainsi, nous avons sélectionné pour cette espèce les variables exposition et ombrage issues d'un MNT 100 mètres puis calculées pour la résolution 1km et les variables d'occupation du sol calculées par le CESBIO (CESBIO, 2020), pourcentages en taux d'occupation urbain, cultures, prairies, forêts, pelouses et dunes.

L'ensemble des 35 variables a été obtenu à la résolution 1km² ce qui représente un compromis entre les données climatiques et les données d'habitat et projeté dans le système géodésique mondial WGS84. Les tests de corrélation ont été réalisés en deux en deux en ne conservant que les variables ayant un coefficient inférieur à 0,7.

Pour modéliser la répartition, nous avons utilisé le package BIOMOD2 (GUISAN *et al.*, 2017 ; THUILLER *et al.*, 2020) qui est une version plus aboutie de BIOMOD (THUILLER, 2003 ; THUILLER *et al.*, 2009). Ce package, facile d'utilisation, permet de sélectionner les variables selon leur importance, i.e. leur pouvoir explicatif, et les méthodes selon les courbes de réponses des variables, puis de projeter les répartitions au présent et au futur selon différents scénarios (CEIA-HASSE *et al.*, 2014).

Les méthodes de régression (GAM, GLM, MARS), de classification (ANN, FDA) et de ré-échantillonnage (CTA, GBM, RF) ont été utilisées. Toutes ces méthodes requièrent un jeu de pseudo-absence. À l'issue d'une étude bibliographique (WISZ & GUISAN, 2009 ; BARBET-MASSIN *et al.*, 2012), nous avons décidé de générer 10 fois 1000 pseudo-absences afin de réduire l'effet du jeu de pseudo-absences (ITURBIDE *et al.*, 2015 ; CHAPMAN *et al.*, 2019).

Pour évaluer la qualité des modèles, il est nécessaire d'utiliser soit un autre jeu de données indépendant, soit la validation croisée, soit un jeu de données indépendant issu de notre jeu de données en scindant celui-ci en deux parties (GUISAN *et al.*, 2017 ; HAO *et al.*, 2019). Nous ne disposions pas d'un autre jeu de données, ainsi, nous avons scindé notre jeu de données à 70% pour l'apprentissage et 30% pour l'évaluation selon 10 runs (ASTRUC *et al.*, 2018 ; LIANG *et al.*, 2018 ; SOUSA-GUEDES *et al.*, 2020). Les modèles ont été évalués selon le critère TSS – True Skill Statistic (LYONS & KOZAK, 2020), un modèle

était « bon » si le critère était supérieur à 0,7 (GUISAN *et al.*, 2017 ; FOURCADE *et al.*, 2018). Enfin, pour déterminer l'importance des variables, nous avons réalisé 10 permutations.

Une première modélisation a été réalisée à partir des 8 méthodes et des variables sélectionnées selon le critère de corrélation maximal de 0,7. Les sorties obtenues ont permis d'effectuer une sous-sélection des variables et des méthodes selon les coefficients d'importance des variables et les courbes de réponses. Les méthodes dont les courbes de réponses étaient lisses ou en escalier ont été supprimées. Les 10 premières variables par ordre d'importance pour les méthodes retenues ont été sélectionnées.

Les différentes méthodes de modélisation sont régulièrement comparées entre elles (ELITH *et al.*, 2006 ; HEIKKINEN *et al.*, 2006 ; HAO *et al.*, 2019). Les papiers comparatifs indiquent l'importance de tester plusieurs fois le modèle et ses erreurs de projection (ELITH *et al.*, 2006). Il est également souvent proposé de combiner plusieurs modèles entre eux pour obtenir un modèle d'ensemble et diminuer ainsi les incertitudes (HEIKKINEN *et al.*, 2006). Les modèles d'ensemble peuvent être obtenus en calculant la moyenne des probabilités des modèles, la médiane, la moyenne pondérée et par « commitee averaging » (transformation des probabilités de présence en système binaire 0/1 puis moyenne) (GUISAN *et al.*, 2017). La méthode coefficient de variation des probabilités permet d'estimer l'incertitude, une valeur élevée indique que l'incertitude est importante ; cette méthode n'est pas bornée dans l'intervalle [0,1] comme le sont les autres (THUILLER *et al.*, 2020). Ici, les 5 méthodes ont été réalisées avec les modèles ayant un critère TSS au-dessus de 0,7.

À partir du modèle d'ensemble, les projections du présent et futures ont été obtenues. Enfin, les pourcentages de changement d'aire de répartition entre la projection au temps présent et les projections futures ont été calculés, c'est à dire les pourcentages de perte et de gain d'habitat ainsi que les pourcentages d'habitat qui restait inoccupé ou occupé.

8.7.5 Niche thermique et détermination de VTmin et VTmax

Les niches thermiques réalisées et fondamentales sont mesurées par un protocole mis en place en 2018 par Frank D'AMICO et réalisé par les différents observateurs qui effectuent les suivis de l'espèce (D'AMICO, 2018). Dès lors qu'un individu est observé, qu'il soit sur une placette ou hors placette, l'observateur tente de s'approcher au maximum pour prendre 5 mesures de température sur le corps du lézard. S'il a fui, il prend ces 5 mesures sur la zone où le lézard se chauffait, très rapidement après son départ afin de faire l'hypothèse que la température mesurée soit la température corporelle de l'individu (D'AMICO, 2018). Ensuite, il décrit un cercle de 50 centimètres de rayon autour de l'individu et prend 5 mesures de températures, ces mesures correspondent à la niche réalisée. Enfin, il décrit un cercle de 5 mètres de rayon et prend 10 mesures de température, ces mesures correspondent à la niche fondamentale (D'AMICO, 2018). Toutes les mesures de température sont réalisées avec un thermomètre infrarouge. Cette méthode présente l'avantage d'être non invasive et fiable (BARROSO *et al.*, 2016).

En premier lieu, ces données permettent de comparer les niches réalisées et les niches fondamentales par un test de comparaison de moyenne, Wilcoxon pour données appariées. Pour que la puissance soit assez élevée, il est nécessaire de réaliser ce protocole sur 64 individus au minimum (D'AMICO, 2018). Les jeux de données comparés sont les moyennes des 5 mesures de niche réalisée et les moyennes des 10 mesures de niche fondamentale pour chaque individu. Pour le moment, seulement 42 individus ont fait l'objet de ce protocole. Les températures des niches sont également comparées aux moyennes des températures corporelles.

En second lieu, la distribution des températures corporelles peut être utilisée pour quantifier VTmin et VTmax. La moyenne des 5 mesures par individu est calculée puis les seuils sont déterminés en calculant les quantiles 5 et 95 de la distribution obtenue. Seuls des comportements d'insolation ont été observés, les individus ne sont pas considérés actifs selon la définition de Ferri-Yanez et al. 2007, ce pourquoi nous avons privilégié cette méthode de calcul.

8.7.6 Modélisation mécanistique, des températures opérantes au temps d'activité

L'enregistrement des températures opérantes, un proxy de la température corporelle est réalisé à partir de sondes thermiques placées dans des tubes en PVC mimant les caractéristiques thermiques d'un lézard. Ce tube reproduit les échanges de chaleur par convection, conduction et radiation. La température est aussi enregistrée dans les refuges avec le même dispositif, le tube est enfoui à 15 cm en dessous de la surface. Pour le lézard ocellé, 4 couples de modèles sont déployés, un premier sur la placette n° 04 à Tarnos (LO4004), un second sur celle de Contis (LO4026), un troisième sur la placette de Carcans (LO3324) et un dernier sur celle de Montalivet (LO3338). Ces quatre placettes s'étendent le long du littoral aquitain ce qui permet l'étude de l'effet du gradient nord-sud. Selon les placettes et les années, les sondes effectuent des mesures toutes les 10 à 30 minutes. Également, la température de l'air et l'humidité relative sont mesurées à 1m30 du sol depuis 2017 sur les 4 placettes et à 20 centimètres depuis 2018 sur Tarnos, Contis et Carcans. Le déploiement des sondes plus proches du sol a été réalisé afin de mesurer les conditions météorologiques que pourraient ressentir les espèces vivant au sol (Tab. LXXXIV).

Tab. LXXXIV. Déploiement des sondes biomimétiques et des stations météorologiques mesurant la température et de l'humidité relative pour l'étude écophysiologique du Lézard ocellé

(HR-T = humidité relative et température de l'air à 1 mètre, HR-T-bas = idem HR-T à 20 centimètres, TeSup = températures opérantes en insolation et en refuge)

	Data, Localité, Id sonde	Mise en place, pas de temps
Tarnos	TeSup et TeInf, LO4004, 43,560874 ; -1,497497	Annuelle de 2016 à 2019, 15 min
	HR-T, LO4002, 10957016	À partir de Novembre 2016, 1 heure
	HR-T-bas, LO4002, 20323826	À partir de Juin 2018, 1 heure
Contis	TeSup et TeInf, LO4026, 44,10067 ; -1,31969	2018, 10 min // 2019, 15 min
	HR-T, LO4026, 20106507	À partir d'Avril 2017, 1 heure
	HR-T-bas, LO4026, 20323820	À partir de Juin 2018, 1 heure
Carcans	TeSup et TeInf, LO3324, 45,07447 ; -1,19126	2018, 10 minutes // 2019, 15 min
	HR-T, LO3324, 10953474 puis 10957022	À partir de Novembre 2016, 1 heure
	HR-T-bas, LO3324, 20323834	À partir d'Avril 2018, 1 heure
Montalivet	TeSup et TeInf, LO3338, 45,35106 ; -1,15682	2018, 10 minutes
	HR-T, LO3338, 20114878	À partir d'Avril 2017, 1 heure

Les déploiements réalisés de 2016 à 2019 sur Tarnos permettent l'étude de la variabilité annuelle. Ceux réalisés en 2019 sur Contis, Carcans et Tarnos (sonde Montalivet volée) permettent l'étude de la variabilité inter-site. Les déploiements de 2018 ont été réalisés trop tardivement (début juin), bien après le début de la période de reproduction pour le lézard ocellé (début avril), les données ne sont donc pas exploitables pour notre étude. Les 3 sites retenus sont sur un gradient nord-sud, ce qui permettra d'étudier cet effet sur le temps d'activité et la probabilité de persistance (Fig. 210).

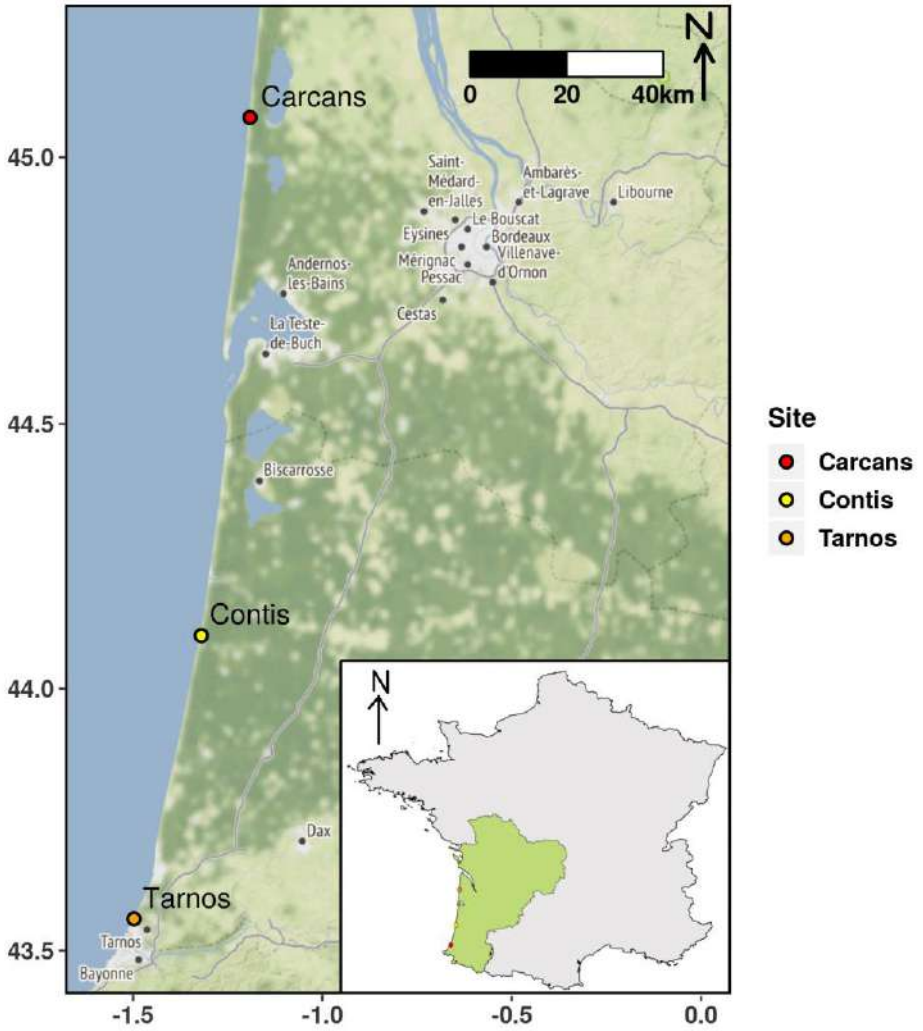


Fig. 210. Sites retenus pour l'étude de la variabilité des températures opérantes et le calcul du temps d'activité et de la probabilité de persistance dans le cadre de la modélisation mécanistique.

Les premières étapes de la modélisation mécanistique consistent à définir la méthode de calcul du temps d'activité / d'inactivité au cours de la saison de reproduction et définir le lien entre temps d'activité / d'inactivité et probabilité de persistance. Ensuite, le temps d'activité est lié à une variable environnementale, communément le maximum de la température de l'air (SINERVO *et al.*, 2010). Cette équation permet de projeter le temps d'activité selon différents scénarios climatiques. À partir du temps d'activité, la probabilité de persistance peut ensuite être calculée pour obtenir une carte de probabilité de présence.

Pour le calcul du temps d'activité, nous utilisons la méthode « low-constraint » (GUNDERSON & LEAL, 2015) qui définit que l'individu est actif si sa température corporelle est comprise dans la fenêtre thermique d'activité définie par VTmin et VTmax (CAMACHO & RUSCH, 2017 ; CAETANO *et al.*, 2020). Chaque

donnée de température opérante (15 ou 30 minutes) est comparée à ces deux seuils. Pour chaque journée de la période de reproduction, les heures d'activité journalières (HaDaily) sont obtenues par somme pour obtenir ensuite le nombre total d'heures d'activité (HaTot) (Eq. 1) (HUGON *et al.*, 2020).

$$\mathrm{HaDaily}_j = 10 \times \mathrm{HaCount}_j / 60$$

où $\mathrm{HaCount}_j = \sum_i \mathbb{1}_{\{\mathrm{Te}_{ij} \in [\mathrm{VTmin}, \mathrm{VTmax}]\}}$, avec $\mathbb{1}_{\{\cdot\}}$ une fonction indicatrice et Te_{ij} la $i^{\text{ème}}$ mesure du jour j. Ainsi, le temps d'activité total est :

$$\mathrm{HaTot} = \sum_j \mathrm{HaDaily}_j \tag{3.1}$$

Équation 1 : Calcul du temps d'activité total

L'indice de persistance (PI) a été défini à partir d'un seuil de persistance (Tpersist) qui représente le temps d'activité total minimum nécessaire au recrutement sur un site au cours d'une période de reproduction. Tpersist est calculé en multipliant la durée d'activité quotidienne de référence (HaDailyref), c'est-à-dire le nombre moyen d'heures d'activité quotidienne, par le nombre de jours de la période de reproduction. PI est le rapport entre HaTot et Tpersist, il fournit une estimation ponctuelle, comparable au sein d'un site, entre les sites et entre les années, ce qui permet l'étude de la variabilité. S'il est compris dans l'intervalle [0,1], il représente une probabilité d'extinction (extP) alors que s'il est supérieur à 1, il représente une marge de sécurité de temps d'activité (HaSM), par rapport à l'augmentation prochaine de la température moyenne et de sa variabilité (Eq. 2) (HUGON *et al.*, 2020).

$$\begin{cases} \mathrm{Tpersist} & = \mathrm{HaDaily}_{ref} \times \text{nombre de jours de la période de reproduction} \\ \mathrm{PI} & = \mathrm{HaTot}/\mathrm{Tpersist} \\ \mathrm{extP} & = 1 - \mathrm{PI} \text{ si } \mathrm{PI} \in [0,1] \\ \mathrm{HaSM} & = (\mathrm{PI} - 1) \times \mathrm{Tpersist} \text{ si } \mathrm{PI} > 1 \end{cases} \tag{3.2}$$

Équation 2 : Calcul de l'indice PI

Les observations naturalistes et la connaissance du cycle de vie du Lézard ocellé permettent de définir la période de reproduction du 01 avril au 15 juillet (début des accouplements – dernières pontes). À partir de la distribution des températures corporelles moyennes, nous avons obtenu VTmin = 5eme percentile = 20,3°C et VTmax = 95ème percentile = 40,4°C. La littérature est limitée, seule une étude indique que les températures d'individus actifs variaient entre 21,1 et 34,5°C (BUSASK & VISNAW, 1989), la valeur de VTmax semble élevée, elle est cependant conservée.

Cette méthodologie a été mise en place pour le Lézard de Bonnal (HUGON *et al.*, 2020), elle sera prochainement utilisée pour le Lézard ocellé et le Lézard catalan.

8.8 Résultats

8.8.1 Observations directes des modifications d'habitats et de structure des placettes

Tout d'abord, il convient de faire état des déplacements de placettes de comptage survenus au cours des 4 années de suivis (2017-2020).

Les déplacements de placettes se justifient par le fait que l'objectif des suivis est d'étudier les réponses de l'espèce face aux pressions météorologiques : il est donc important que l'habitat reste favorable chaque année. Cependant, comme le milieu dunaire est peu stable face aux aléas climatiques, il a été décidé de déplacer les placettes de quelques mètres lorsque celles-ci se trouvaient modifiées morphologiquement et drastiquement d'une année à l'autre. La disparition d'une placette est aussi envisageable si l'habitat original a disparu sur une distance importante autour du centroïde de la placette. Les données historiques de toutes les placettes d'une saison à une autre sont prises en compte.

Ainsi, pour la première année de suivi (2017), les placettes venaient du réseau élaboré lors du programme 2008-2012. Très peu d'entre elles avaient été déplacées par manque de connaissances du contexte local et des mouvements des habitats qu'il y avait pu avoir durant ce laps de temps de 5 ans.



Fig. 211. Photographies du recul de la dune blanche dans l'hiver 2017-2018 sur placette LO_33_24 en Gironde (à gauche) et sur placette LO_40_11 dans les Landes (à droite)

Lors de la deuxième année (2018), un réajustement non négligeable s'est imposé d'une part suite à la connaissance acquise du terrain en 2017 et d'autre part suite à des intempéries violentes survenues durant l'hiver 2017-2018, induisant de fortes modifications d'habitats sur 17 placettes (Fig. 211). En 2019, pour la 3ème année de suivi, peu d'incidents hivernaux ont été rapportés, seulement 2 placettes

ont été décalées légèrement de leurs coordonnées d'origine afin de retrouver un contexte favorable à l'observation du Lézard ocellé (Tab. LXXXII). En 2020, aucune placette n'a été déplacée.

8.8.2 Répartition des noyaux de population

Les quatre années d'observation (2017, 2018, 2019 et 2020) permettent d'apporter un état de référence de la situation du Lézard ocellé sur le littoral aquitain.

La variation de l'indice d'abondance ou indice d'observation (indice observation = nombre observations / nombre de passages) apporte une information sur les tendances évolutives des populations suivies sur plusieurs années et met en lumière les événements annuels qui justifieraient les tendances du nombre d'observations selon les années. Les indices d'observations obtenus sur les 79 placettes de suivi du Lézard ocellé en milieu dunaire ont été comparés entre 2017, 2018 et 2019 et 2020, ceci permet de visualiser la dynamique annuelle des noyaux d'occupation en Gironde et dans les Landes (Fig. 212–Fig. 213). En Gironde, nous constatons que les noyaux les plus importants détectés en 2017 sont toujours présents et que les indices d'observations ont nettement augmenté. Depuis 2018, il est constaté une progression de l'indice d'observation situé au nord du département (Fig. 214). Dans les Landes, une augmentation des zones de présence au sud du département est constatée. En 2018, le nombre de contacts avec l'espèce était plus important sur la zone de Soustons qu'en 2019, mais de niveau équivalent à celui de 2020 (Fig. 213). Les moyennes d'indices d'observations (Fig. 214) montrent que les indices d'observations ont augmenté au cours des 4 années. De plus, le nombre d'observations a augmenté en 2019 sur des zones déjà connues en 2018.

Quel que soit les années, les contacts directs sont faibles par rapport aux contacts indirects, notamment les traces (Fig. 215). Ce résultat soulève l'importance de la prise en compte des indices d'observations indirects afin de ne pas sous-estimer la répartition de l'espèce. Dans les deux départements, les détections indirectes sont plus importantes en 2019 et 2020 par rapport à 2017 et 2018. Le nombre d'observations directes est également plus important sur ces deux mêmes années dans le département de Gironde. À l'inverse, dans les Landes, une forte diminution a été constatée en 2018 et 2019, en 2020 le nombre d'observations directes se rapproche de celui de 2017.

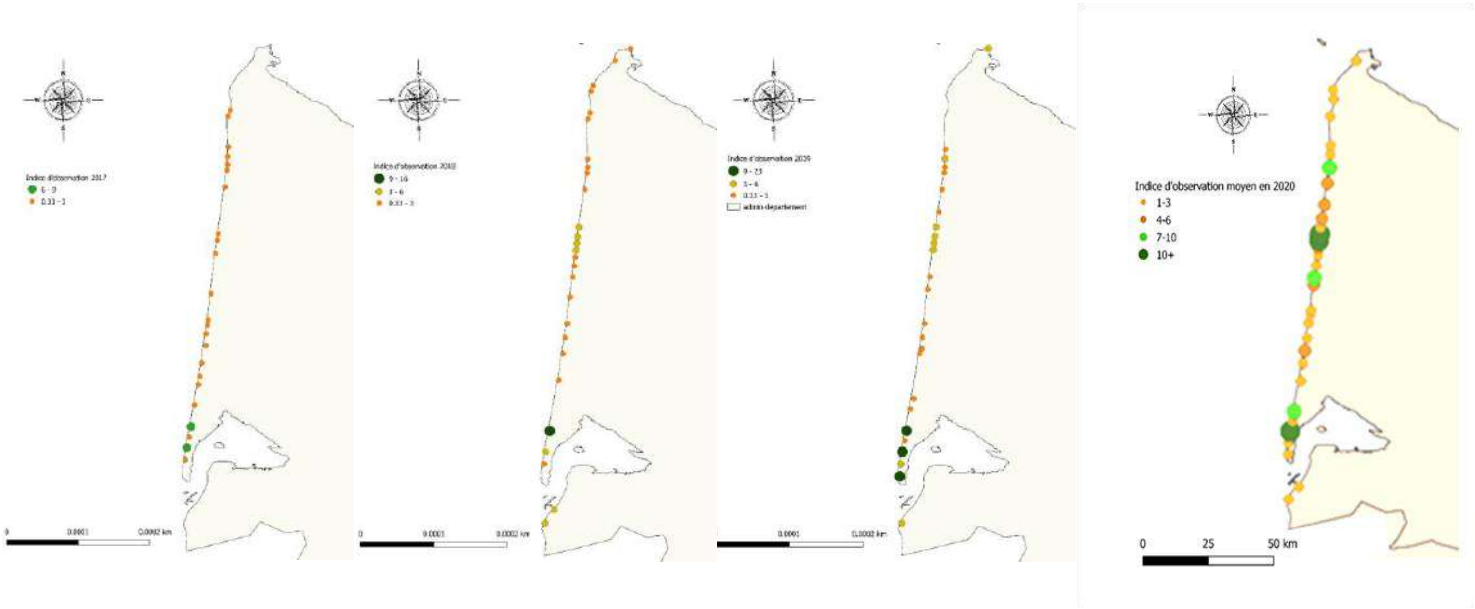


Fig. 212. Comparaison interannuelle des indices d'observation du Lézard ocellé en milieu dunaire, partie girondine, entre 2017 et 2020

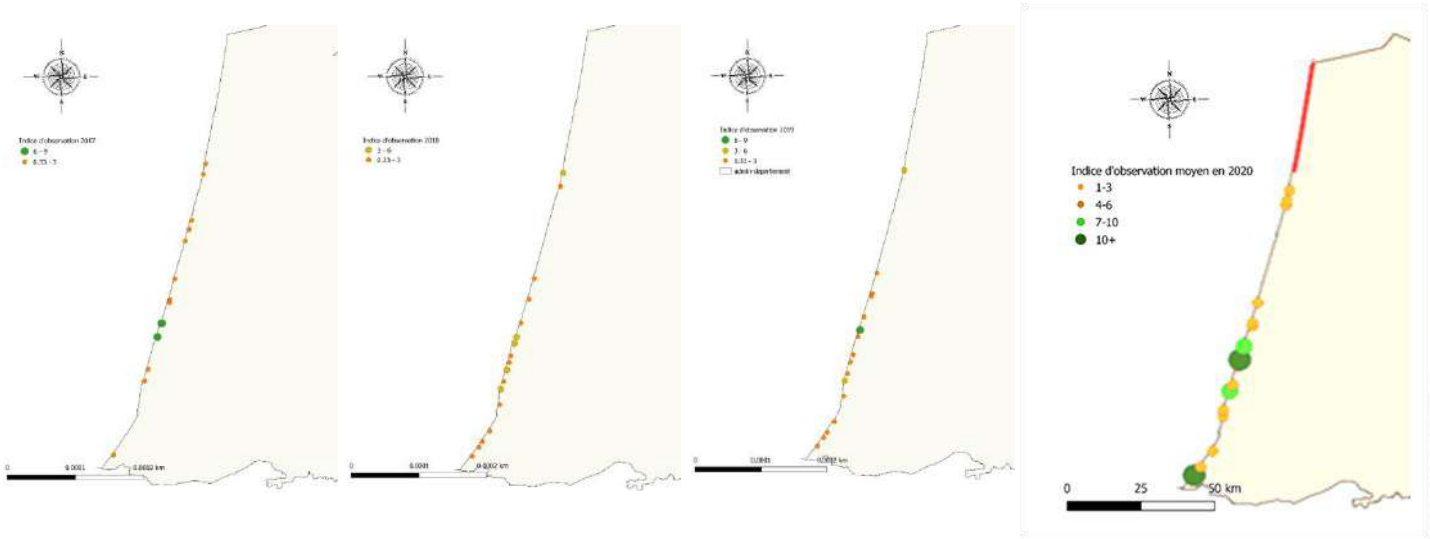


Fig. 213. Comparaison interannuelle des indices d'observation du Lézard ocellé en milieu dunaire, partie landaise, entre 2017 et 2020

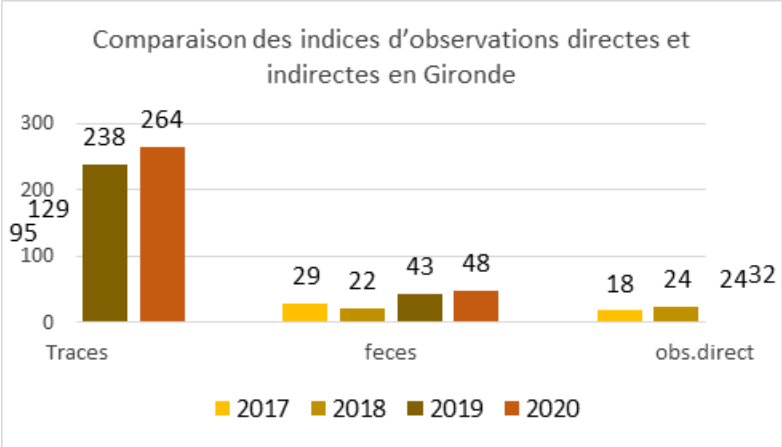


Fig. 214. Comparaison des moyennes d'indices d'observations entre 2017 et 2020

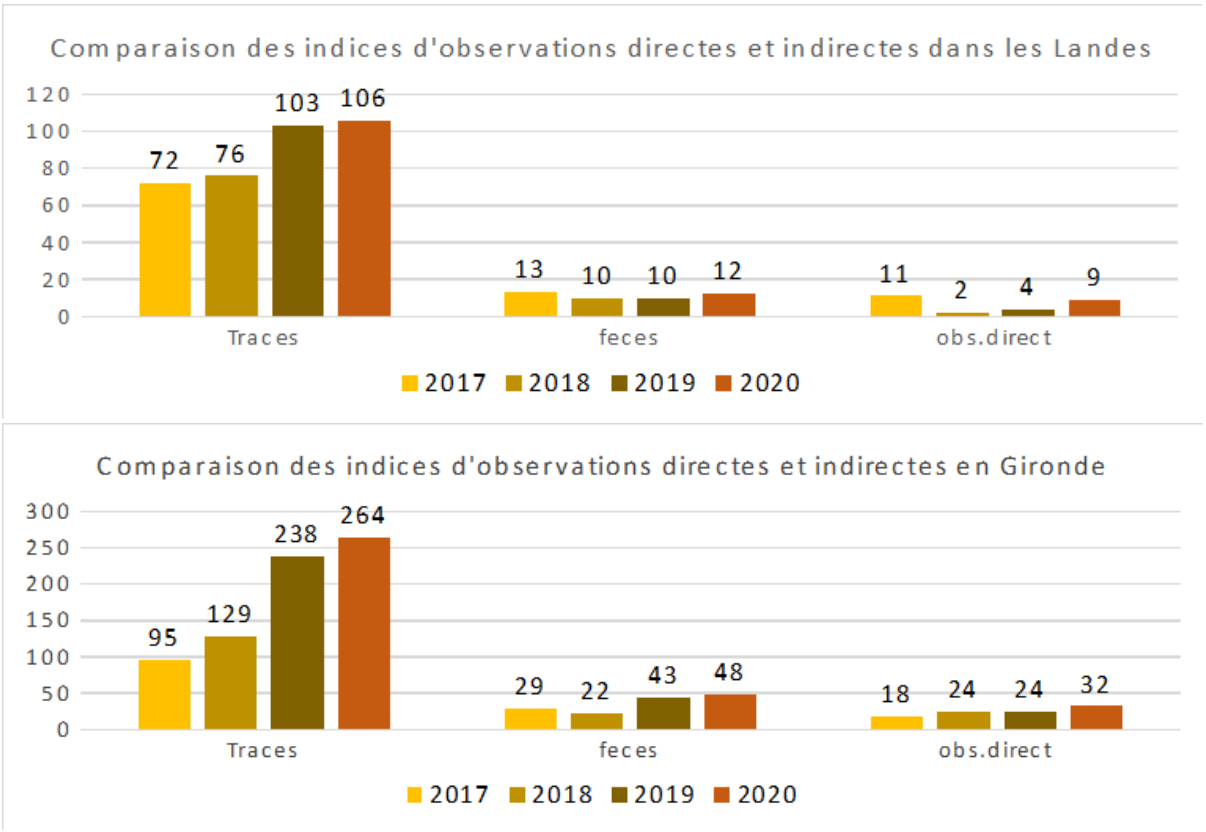


Fig. 215. Comparaison du nombre d'observations directes et indirectes cumulées entre 2017, 2018 et 2019, dans les Landes (en haut) et en Gironde (en bas)

8.8.3 Modélisation de l'occupation

La modélisation uni-saison 2020 a permis d'identifier un meilleur modèle (AIC = 301,81). La probabilité d'occupation varie en fonction des pourcentages en sable et buisson et du nombre de terriers et la probabilité de détection varie en fonction des visites. Les estimations des probabilités d'occupation issues du meilleur modèle varient de 0,00 [IC = 0,00 ; 0,32] à 1,00 [IC = 0,78 ; 1,00] et les estimations des probabilités de détection sont p1=0,50, p2=0,60 et p3=0,41 (Tab. LXXXV). Ce modèle n'est pas ajusté – comme ceux « moins bons » – et présente de la sur-dispersion, p<0,002 et c-hat=4,62.

Tab. LXXXV. Modèles d'occupation uni-saison pour 2020

Modèle	AIC	ΔAIC	p-value	c-hat
p(visite) psi(terriers+sable+buisson)	301,81	0,00	<0,002	4,62
p(.) psi(terriers+sable+buisson)	302,80	0,99	0,006	3,37

Pour la modélisation multi-saison, les deux meilleurs modèles retenus (AIC=868,65 et AIC=869,89) indiquent que les probabilités de détection et de colonisation sont constantes et que la probabilité d'occupation varie selon le nombre de terriers et le pourcentage de sable sur la placette. Ils diffèrent sur la variabilité de la probabilité d'extinction, selon le nombre de terriers, les pourcentages de sable et de buisson et la présence ou non de pins halomorphosés. Les deux modèles ne sont pas ajustés, les données sont un peu sur-dispersées (Tab. LXXXVI). Les estimations issues du meilleur modèle sont les suivantes. La probabilité de détection est égale à 0,493 et la probabilité de colonisation à 0,346. La probabilité d'occupation varie entre 0,289 et 1,000 avec respectivement un intervalle de confiance de 0,061 à 0,857 et de 0,688 à 1,000. Enfin, la probabilité d'extinction varie selon les sites entre 0 et 1.

Tab. LXXXVI. Modèles d'occupation multi-saison pour 2017-2020

Modèle	AIC	ΔAIC	p-value	c-hat
p(.) psi(terriers + sable) gamma(.) eps(terriers + sable + buisson + pin)	868,65	0,00	<0,002	2,04
p(.) psi(terriers + sable) gamma(.) eps(terriers + sable + buisson)	869,89	1,24	<0,002	1,97

8.8.4 Projections des répartitions présent et futures à partir de la modélisation corrélative

Lors de cette modélisation, nous avons suivi les indications du livre de Guisan *et al.* (2017), en particulier celle du chapitre 19.1.

Les données du programme et des programmes précédents ont permis d'obtenir 1057 observations (SHF, ONCFS, Cistude Nature) et celles issues de GBIF (GBIF, 2020) pour la période 1991-2020 étaient de 269 observations. La sélection d'une donnée par maille de 1 km a conduit à obtenir un jeu de données de 270 mailles occupées.

L'étude des corrélations par un test de corrélation en deux à deux a permis de sélectionner 18 variables.

À l'issue de la première modélisation, l'évaluation a conduit à l'élimination de la méthode ANN et les courbes de réponses ont conduit à l'élimination des méthodes CTA, RF et GBM. Les 10 variables sélectionnées par ordre d'importance étaient le rayonnement moyen mensuel (MoyR), l'indice

mensuel d'aridité de Martonne (Mar), le pourcentage de surface occupée par les dunes, l'extrême chaud de la température minimale (ExC_Tmin), le pourcentage de surface occupée par de la pelouse, la vitesse moyenne mensuelle du vent (MoyV), le nombre de jours de pluie (NjP), l'humidité relative moyenne mensuelle (MoyHR), la rayonnement total (TotR) et le pourcentage de surface occupée par les cultures (Tab III).

Au cours de la seconde modélisation, 2 modèles GAM n'ont pas été construit et 11 autres modèles présentaient un critère TSS inférieur à 0,7. Les scores d'évaluation indiquent que les modèles exclus sur critère TSS sont 10 GLM et 1 GAM et qu'il n'y a pas de différence importante entre les runs et entre les jeux de pseudo-absence. Les courbes de réponse montrent que les 10 variables retenues sont explicatives quel que soit la méthode de modélisation (GLM, GAM, FDA ou MARS). Les variables "dunes", rayonnement moyen "MoyR" et "pelouse" sont celles qui contribuent le plus, respectivement 20,3%, 17,1% et 13,9% ; la variable extrême chaud de la température minimale "ExC_Tmin" et l'indice de Martonne "Mar" contribuent aussi à plus de 10% ; les autres variables contribuent de 4,0% à 7,2%.

La modélisation d'ensemble a été réalisée à partir des 387 « bons » modèles. Les scores TSS variaient entre 0.851 et 0.857 indiquant que les quatre méthodes – moyenne, médiane, « committee averaging », moyenne pondérée – étaient correctes. La sensibilité – capacité à détecter les vraies présences parmi les présences et la spécificité – capacité à détecter les vraies absences parmi les absences – étaient correctes pour toutes les méthodes, nous avons obtenu la sensibilité entre 92,59 et 95,56 et la spécificité entre 89,58 et 93,10. Les courbes de réponses sont également cohérentes entre les quatre méthodes. Ces courbes représentent la probabilité de présence en fonction du gradient de la variable étudiée. La probabilité de présence augmente avec le rayonnement moyen et total et diminue avec la hausse du pourcentage de cultures. La présence de surface dunaire à hauteur de 5% minimum et celle de pelouse entre 10 et 50% est favorable à la présence de l'espèce. La présence est également favorisée par des extrêmes chauds de la température minimale supérieurs à 15°C et un indice d'aridité entre 1.5 et 2. Un nombre de jours de pluie trop important, au-delà de 130 jours sur l'année, est défavorable à la présence de l'espèce. Enfin, l'humidité relative moyenne ne semble pas influencer grandement la présence de l'espèce (Fig. 216).

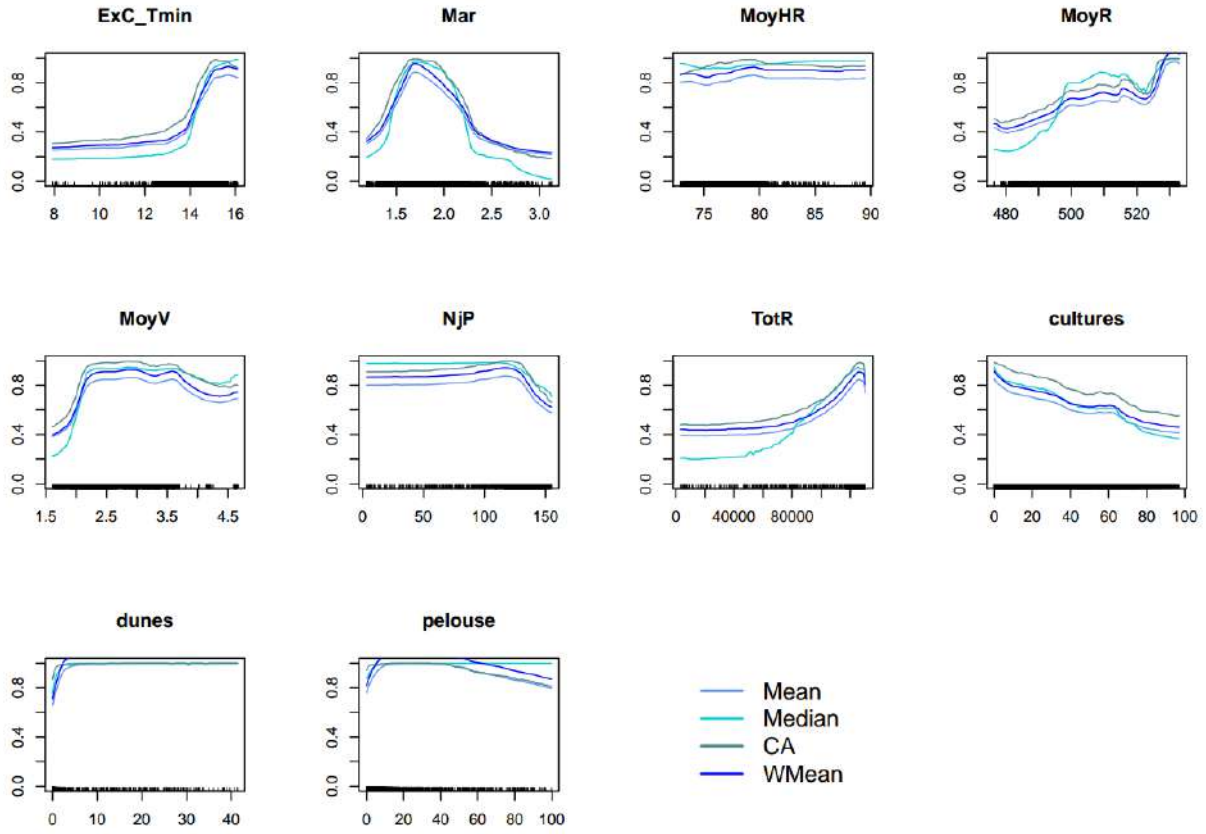


Fig. 216. Courbes de réponses issues de la modélisation d'ensemble

Les projections au temps présent reflètent les points d'observation de l'espèce et indiquent la présence le long du littoral Aquitain de Tarnos à l'Ile d'Oléron et en Dordogne. La méthode coefficient de variation indique que les quatre méthodes sont en accord (Fig. 217). Les projections futures indiquent des tendances similaires selon la méthode coefficient de variation (Annexe 15) ; nous décrivons ici celles obtenues avec la méthode médiane, la meilleure des 4 selon l'évaluation. Les projections suggèrent un déplacement progressif des populations du littoral dans les terres (scénario RCP 2.6) et de celles de Dordogne plus au centre (scénario RCP 4.5 – horizons proche et moyen et scénario RCP 8.5 – horizon proche). Par rapport à la surface de l'habitat présent, il y aurait des gains de 150 à 250% et des pertes de 32 à 44%. Les projections obtenues selon les couples RCP 4.5 – horizon lointain et RCP 8.5 – horizons moyen montrent en plus une colonisation du nord des Pyrénées-Atlantiques, de la Dordogne ainsi que de la Corrèze (gain de 397 et 363% respectivement) et une extinction restreinte au littoral (perte de 13 et 16% respectivement). Enfin, les projections obtenues pour le scénario RCP 8.5 – horizon lointain indiquent que la Haute Vienne et la Creuse seront également colonisées comme la quasi-totalité des Pyrénées-Atlantiques ; ce scénario présente le pourcentage de gain le plus important de 560% (Fig. 218, Tab. LXXXVII). Les projections futures sont disponibles pour les 4 méthodes en Annexe 15.

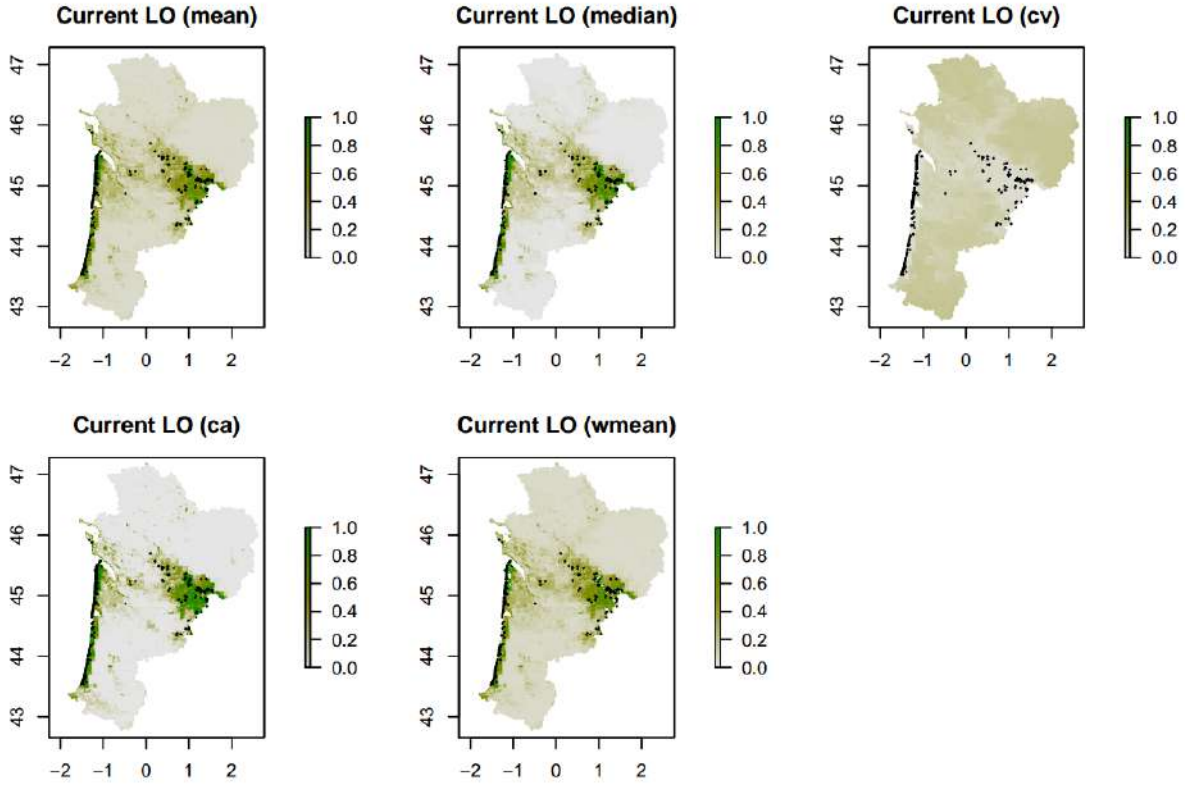


Fig. 217. Projection au temps présent obtenues à partir de la modélisation d'ensemble

Tab. LXXXVII. Changement de répartition selon la méthode médiane

Scénario-Horizon	Perte (%)	Gain (%)	Changement Total (%)
RCP26h1	44.30	144.25	99.95
RCP26h2	35.34	198.98	163.64
RCP26h3	36.31	190.87	154.56
RCP45h1	33.63	148.90	115.27
RCP45h2	19.92	257.67	237.75
RCP45h3	13.48	397.91	384.43
RCP85h1	32.19	193.93	161.74
RCP85h2	15.89	363.99	348.10
RCP85h3	25.80	559.98	534.17

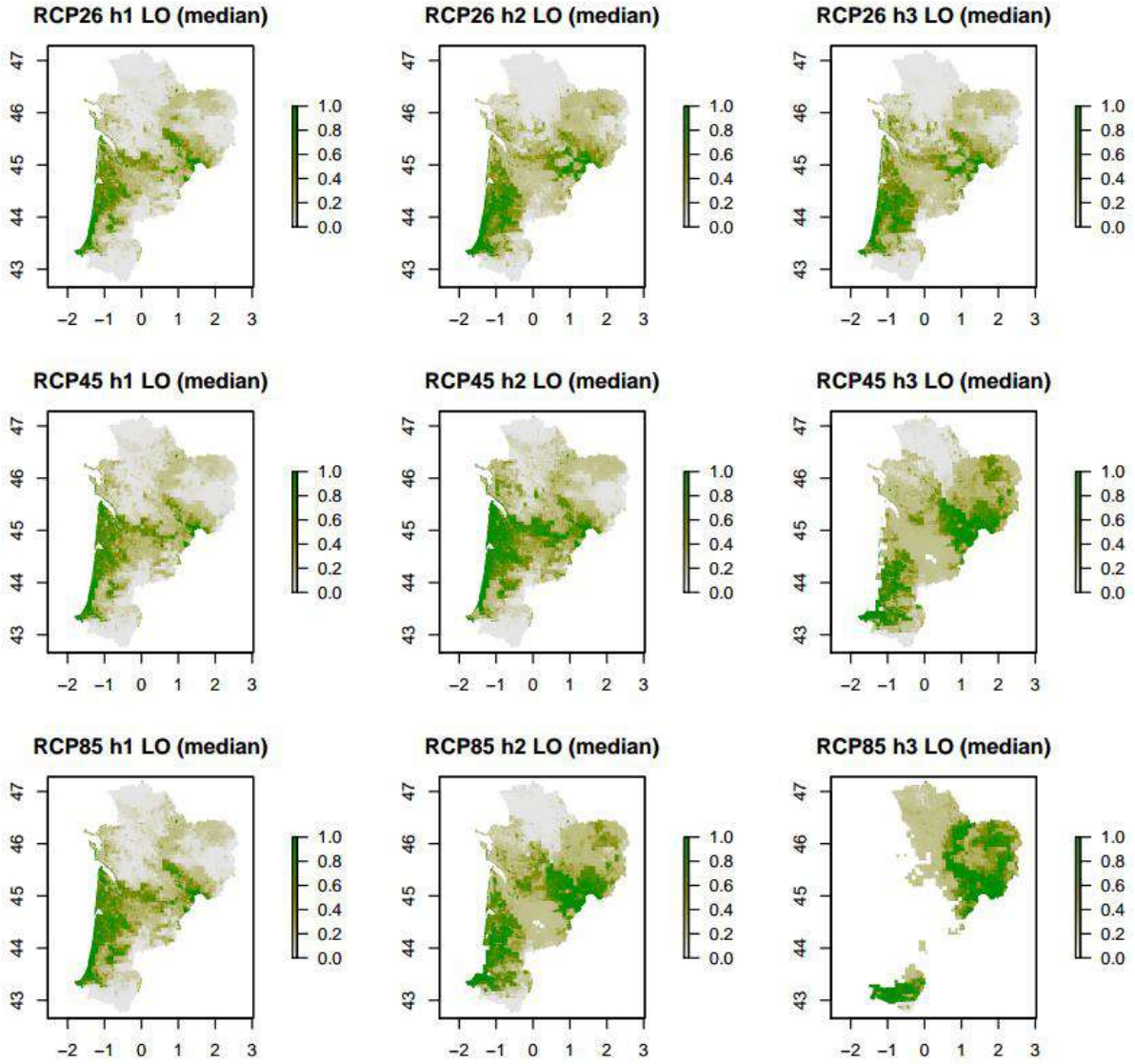


Fig. 218. Projections futures selon la méthode médiane.

8.8.5 Niches thermiques, VTmin et VTmax

Un total de 42 individus (données récoltées en 2018, 2019 et 2020) a fait l'objet de prises de mesures, seulement 9 de plus que l'année dernière. Les tests de différence niche thermique / niche fondamentale requièrent un minimum de 64 individus pour être robustes, ils n'ont donc pas été réalisés cette année, ils seront réitérés en fin d'année prochaine.

Les résultats exploratoires obtenus l'année dernière à partir de 33 individus indiquaient qu'il n'y avait pas de différence significative entre la niche thermique réalisée et la niche thermique fondamentale (p-value = 0,2472), la moyenne des différences était de −1,02°C [IC = −2,77 ; 0,74]. Il y avait une différence significative (p-value = 0,0216) entre la niche thermique réalisée et la température corporelle avec une moyenne des différences de −1,95°C [IC = −3,59 ; −0,31]. Il n'y avait pas de différence significative (p-value = 0,4225) entre la niche thermique fondamentale et la température corporelle, moyenne des différences −0,97°C [IC = −3,41 ; 1,47] (Hugon et al., 2019).

À partir des données déjà analysées en 2019, le pic d'observation de Lézard ocellé est obtenu lorsque la température corporelle est comprise entre 29 et 33°C. Le PTR50 définit par les quartiles 25% et 75% est [25,85 ; 33,95°C] et le PTR80 définit par les quantiles 10% et 90% est [21,10 ; 38,86]. Les quantiles 5 % et 95 % qui définissent la fenêtre thermique d'activité sont VTmin = 20,3°C et VTmax = 42,1°C (Fig. 219) (Hugon et al., 2020).

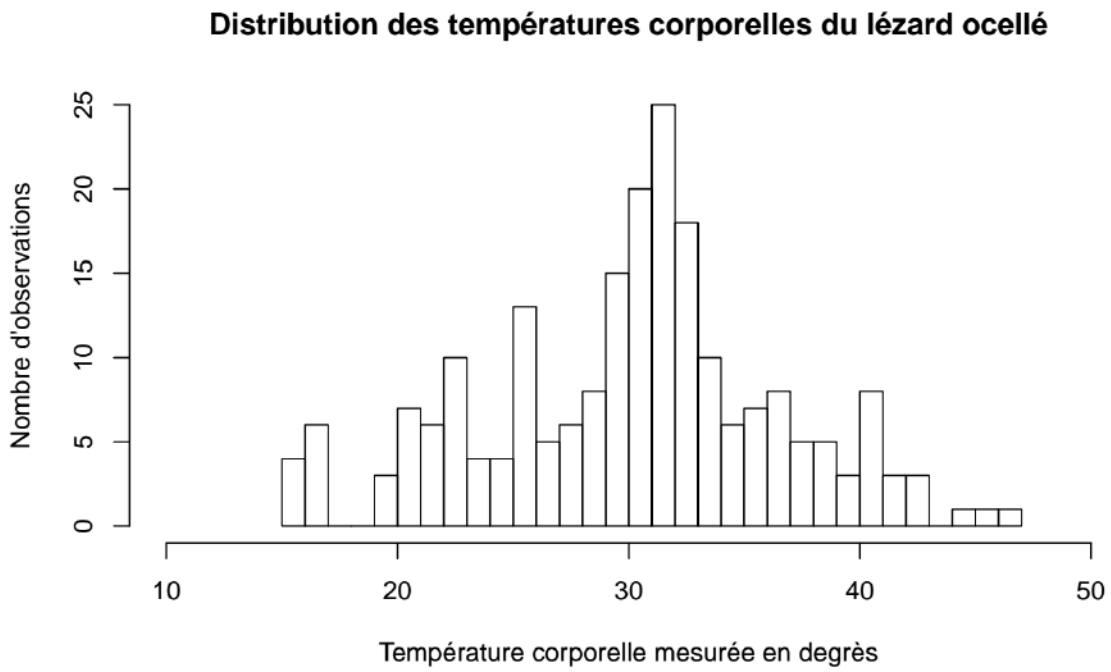


Fig. 219. Températures corporelles des Lézards ocellés

8.9 Discussion

8.9.1 Méthodologie d'observation et déplacements de placettes

Le positionnement des placettes de suivi sur l'intégralité des faciès du cordon dunaire girondin et landais était primordial pour obtenir une gamme d'habitats dunaires potentiellement accueillants pour le Lézard ocellé. Cette diversité permet au fil du temps de valider des hypothèses portant sur l'écologie de l'espèce. La dune grise étant un habitat vulnérable, sa disparition impose à l'espèce de s'adapter et d'utiliser d'autres habitats. L'apparition du Lézard ocellé sur un habitat qui est dit défavorable permettrait de conclure à un changement écophysiologique lié à une modification importante des paramètres climatiques comme la hausse des températures.

Le fait de déplacer les placettes lorsque celles-ci ont été modifiées drastiquement au niveau de leur structure végétale par les aléas climatiques implique une connaissance morphologique des différentes placettes originelles afin de replacer la placette sur le faciès similaire et de ne pas biaiser le protocole. Un premier passage « P0 » en amont de la saison d'activité et post saison hivernale (en mars par exemple), effectué par une même personne sur l'ensemble des années de suivi permettrait de vérifier l'état des placettes et de les déplacer si cela est nécessaire avant le suivi. Cela permettrait aussi d'étudier l'évolution des faciès et de pouvoir conclure à un lien de cause à effet de la chute d'observation avec la perte d'habitats favorables directement liée aux aléas climatiques. En 2020, au cours du premier passage, les placettes ont été vérifiées par la référente naturaliste Maud Berroneau. Au deuxième passage, l'observateur en charge du suivi était accompagné de la référente pour cette évaluation et la prise de décision d'un éventuel déplacement de la placette. Malgré les événements climatiques brusques et ponctuels survenus au cours de l'hiver 2019-2020, aucune placette n'a nécessité de déplacement. Cependant, l'érosion du trait de côte suite à des phénomènes de tempêtes durant l'hiver 2019-2020 a une nouvelle fois été constatée, particulièrement sur les placettes girondines. Certaines placettes se trouvent désormais en bordure de falaise entre dune grise et dune blanche, laissant imaginer une disparition prochaine ou du moins un rognage imminent, ce qui pourrait conduire au déplacement de certaines placettes en 2021.

L'autre réflexion est la prise en compte du déplacement des placettes dans les traitements et analyses statistiques. Il a été acté qu'une placette déplacée changeait alors de coordonnées GPS mais gardait la même dénomination avec un ajout de l'année à son codage pour archiver l'information de l'année de changement. La placette déplacée est censée contenir le même type d'habitat qu'à son origine, au lancement du programme. Mais les modélisations des aléas climatiques à venir amènent l'hypothèse d'une disparition totale de la dune blanche et de la dune grise pour certains secteurs littoraux. Une question persiste donc : jusqu'à quand le déplacement raisonnable des placettes sera-t-il envisageable ? Nous envisageons de tester l'analyse de répartition de l'espèce en gardant en mémoire les placettes historiques et les déplacements annuels afin d'obtenir une cartographie dynamique de l'évolution du trait de côte et des populations de Lézard ocellé contiguës.

8.9.2 Noyaux de populations face au changement climatique

Les indices d'observations calculés sur les 4 années montrent que les populations girondines sont plus fastes que celles des Landes ou que la détection y est meilleure. Dans les Landes certaines placettes sont plus près des villes et des routes, moins sauvages que celles positionnées en Gironde, les corridors écologiques sont réduits. Il est possible que l'artificialisation de la côte et le dérangement

dû aux activités touristiques soient des obstacles à l'expansion de l'espèce. Également, le réajustement des placettes par déplacements légers vers les zones les plus favorables en 2018 pourrait expliquer les plus grands indices calculés en Gironde. L'augmentation des indices d'observation indiquerait une hausse de l'abondance de l'espèce sur les secteurs présentant des populations stables. L'augmentation de l'indice d'observation en 2020 peut aussi s'expliquer par une fin d'hiver douce et ensoleillée et un printemps précoce, augmentant la détectabilité et offrant des plages horaires d'observations plus importantes.

En 2020, en Gironde, la présence du Lézard ocellé a été observée sur un plus grand nombre de placettes que les années précédentes. Les zones présentant un grand nombre d'indices de présence lors des années 2017, 2018, 2019, ont été conservées en 2020. Deux forts noyaux de population ont été observés sur le littoral girondin, probablement en raison de la présence d'habitats d'origine anthropique tels que les « blockhaus ».

Concernant le département des Landes, le profil de l'indice d'observation moyen sur le littoral est sensiblement similaire d'une année à l'autre. Une différence notable est l'apparition d'une zone avec un fort indice dans le Sud des Landes, à Tarnos. La population de Lézard ocellé y est pourtant bien connue et étudiée lors de programmes précédents, mais la placette de suivi n'était pas positionnée sur le secteur à haute abondance. Elle est positionnée quelque peu à l'écart, sur un exclos mis en place par l'ONF en 2017, c'est-à-dire dans un périmètre protégé de tout dérangement. La forte présence de Lézard ocellé en 2020 sur cette zone peut être liée à cette protection fonctionnelle, les lézards ayant progressivement conquis ce secteur protégé. La mise en place d'exclos similaires sur des zones à forte densité pourrait être envisagée pour protéger les noyaux de populations. En revanche, l'absence d'observation au nord des Landes est inquiétante depuis 2017. Aucune observation n'a été réalisée sur les communes de Lit-et-Mix et Contis-les-bains, ce qui pourrait sous-entendre une discontinuité des populations nord et sud.

Les quatre premières années du programme sont significativement différentes en termes de météorologie sur le milieu dunaire. L'année 2017 est plus sèche que 2018, 2019 et 2020. Les moyennes d'indices d'observations montraient une différence significative entre 2017 et les trois autres années, ainsi, il semblerait que des conditions de sécheresse trop importantes nuiraient à l'observation de l'espèce. Ceci soulève la pertinence de considérer des paramètres hydriques dans la modélisation de la répartition de l'espèce. En 2017, les individus auraient été moins actifs et moins de traces auraient été laissées au cours de leurs nombres de passages réduits. Cela serait corroboré par les constats de 2020 où la température a été élevée dès le début de la saison d'activité, plus qu'en 2017, constante entre les 3 passages de comptage, mais où l'hygrométrie a été également élevée entre avril et mai 2020. Les contacts avec l'espèce en 2020 ont été significativement plus nombreux qu'en 2017. L'étude réalisée au Mexique par Sinervo (Sinervo *et al.*, 2010) a montré que lors de fortes chaleurs les lézards ne pouvaient pas réaliser leurs activités journalières de risque d'atteindre la surchauffe et qu'ils se retiraient dans des abris frais pour éviter une exposition extérieure dangereuse. Il est possible qu'en 2017 les lézards ocellés aient adopté ce comportement, contrairement à 2018, année plus fraîche et pluvieuse, 2019, année intermédiaire, relativement sèche mais pas caniculaire au moment des suivis et 2020, année précocement chaude mais humide.

L'année 2020 a été caractérisée par un printemps particulièrement chaud, le 2ème le plus chaud depuis 1981 d'après Météo France. La température a été identique lors des trois sessions d'observation. L'hygrométrie importante du printemps semble avoir contrebalancé les fortes températures. L'étude plus poussée des données recueillies par stations météorologiques permettront d'affirmer ou non ses

hypothèses. Malgré un nombre important d'observations, les chaleurs précoces ont probablement impacté le rythme de vie du Lézard ocellé, en entraînant une sortie d'hivernation précoce et en avançant la période de reproduction. Habituellement, le pic d'activité du Lézard ocellé est entre mai et juin (DORÉ *et al.*, 2011), cette année, les premières observations ont été rapportées en février 2020. Des années aussi précocement chaudes seront peut-être récurrentes avec le changement climatique. Le décalage de phénologie pourrait épuiser les individus et provoquer à terme l'extinction des populations.

Malgré ces fluctuations d'indices d'observations interannuels entre 2017 et 2020, les noyaux de populations identifiés dès la première année de suivi persistent les années suivantes, au Cap ferret (33), à Carcans (33), à Soustons (40) et à Tarnos (40). Les 3 années de suivi ne permettent pas pour l'heure d'apporter de conclusion quant à la colonisation ou à l'inverse à la disparition de populations. Les intempéries de l'hiver 2017-2018 ayant modifié drastiquement plus d'une dizaine de placettes de suivi, n'ont pas pour autant coupé la continuité des habitats sur la dune, permettant probablement un glissement des populations de Lézard ocellé sur les habitats favorables en proximité directe. C'est sur ce phénomène de discontinuité écologique liée aux intempéries et aléas climatiques qu'une attention particulière sera portée ces prochaines années afin de suivre l'évolution des noyaux de populations de Lézard ocellé.

Bien qu'il soit encore tôt pour démontrer l'existence d'une pression climatique sur le Lézard ocellé par les suivis naturalistes seuls, la menace du changement climatique est bien présente. La prédiction de la montée du niveau des océans et l'augmentation des tempêtes accentuent le risque de la destruction d'habitat sur le relief littoral. La dernière actualisation du rapport de l'Observatoire Aquitain conclut à une hausse globale de ces valeurs et fait état de reculs moyens du trait de côte de 2,5 m/an en Gironde et de 1,7 m/an dans les Landes. Sur la côte sableuse (de la Pointe du Médoc à l'embouchure de l'Adour), l'érosion chronique estimée est de l'ordre de 20 et 50 mètres en moyenne respectivement pour les horizons 2025 et 2050 à laquelle s'ajoute un recul lié à un événement majeur en général de l'ordre de 20 mètres (BRGM, 2016). En comparant la carte des prédictions des zones d'érosion d'ici 2050 publiée par le BRGM avec celles des noyaux de population de Lézard ocellé identifiés lors des suivis des Sentinelles du Climat, deux noyaux de population ressortent particulièrement et se trouvent alors situés sur une zone à fort risque d'érosion (Fig. 220). Le site de Biscarosse, au sud des Landes, ne rentre pas dans la zone d'étude mais le programme réalisé par Cistude Nature en 2011 avait mis en avant l'existence d'une forte population. Ce secteur est fortement concerné par les prédictions d'érosion à l'horizon 2050. De la même manière, le secteur de Lacanau en Gironde est aussi une zone à haut risque d'érosion : bien que les indices d'abondance ne soient pas excessifs en 2019, de nombreuses observations indirectes ont été relevées aux abords des placettes sur la dune ainsi qu'en frange forestière.

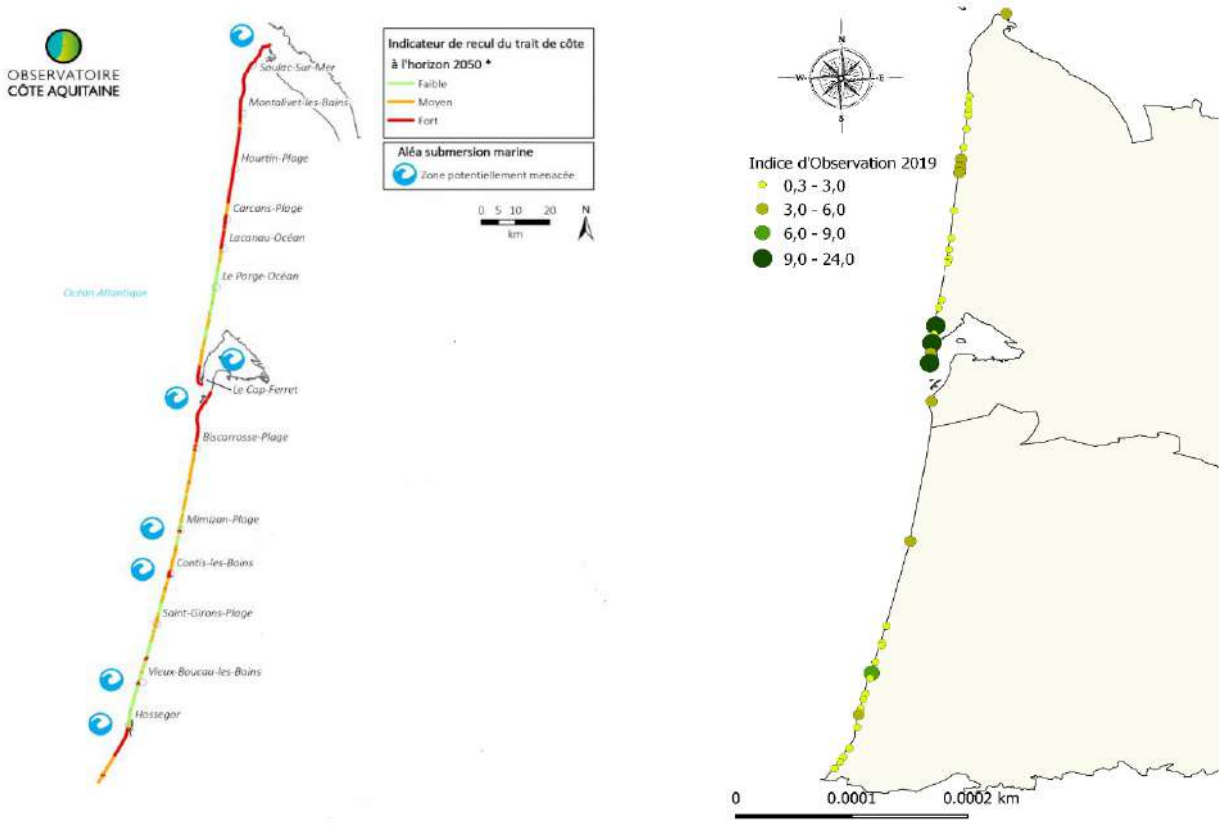


Fig. 220. Modélisation 2019 du risque d'érosion dunaire d'ici 2025-2050 par l'Observatoire du Littoral Aquitain (à gauche) et Distribution des noyaux de populations de Lézard ocellé en 2019 par les suivis Sentinelles du Climat (à droite)

8.9.3 Occupation du littoral, dynamique d'extinction et de colonisation

Les résultats montrent que la probabilité de détection est très imparfaite ce qui soulève l'importance de l'estimer pour ensuite modéliser correctement l'occupation sur les sites d'étude. Les analyses pour les données 2017, 2018, 2019 et 2020 ont été menées avec des covariables de sites et d'échantillonnage différentes ce qui ne permet pas d'effectuer de comparaison entre les années de suivis. La modélisation multi-saison, menée uniquement sur les placettes non déplacées, montre une probabilité de colonisation constante non nulle, cela pourrait être bénéfique à l'espèce. La probabilité d'extinction varie entre 0 et 1 ce qui suggère que certains sites se sont « éteints » et que d'autres ont été colonisés. De manière surprenant, la probabilité de détection ne varie pas. Cependant, ce modèle n'est pas ajusté aux données et présente une sur-dispersion importante, il faut donc rester prudent quant aux interprétations. Pour la dernière année, il serait profitable de refaire toutes les modélisations d'occupation selon la même méthodologie afin de comparer les résultats entre les années et conclure sur l'évolution de l'occupation du littoral aquitain.

Suite aux observations réalisées de Lézard ocellé en frange forestière depuis plusieurs années, il est envisagé de travailler en collaboration avec l'ONF et avec les gestionnaires de réserves naturelles en arrière-dune dans le but de réaliser un plan stratégique de protection de l'espèce, englobant des secteurs dans les terres à la potentialité d'accueil forte et après identification d'entrées et corridors possibles entre dune et terre. C'est le cas notamment sur la Réserve naturelle nationale de l'Étang de Cousseau dans le Médoc girondin. Suite à quelques observations ponctuelles mais régulières de lézards ocellés depuis 2017, un suivi a été engagé en 2019. Une placette de suivi ainsi qu'une station météorologique ont été mis en place cette année-là. De nouvelles données d'observations se sont ajoutées aux abords de la Réserve, ouvrant vers la recherche des continuités écologiques et la compréhension du fonctionnement de ces populations sur des habitats similaires aux milieux dunaires mais non soumis aux aléas climatiques côtiers.

8.9.4 Modélisation corrélative de la répartition

L'interprétation des sorties des modèles corrélatifs doit toujours se faire avec prudence car il y a de nombreuses sources d'incertitude – variables climatiques, techniques de modélisation, seuils permettant le passage de la probabilité de présence à la binarité présence-absence (THUILLER, 2003 ; THUILLER *et al.*, 2009). Il faut considérer que ce sont des hypothèses probables mais pas une vérité en soi (HARRIS *et al.*, 2013 ; JARNEVICH *et al.*, 2015).

Les projections futures obtenues sont cohérentes avec la biologie de l'espèce. Elles suggèrent cependant de grandes capacités de dispersion, qui sont assez faibles pour le Lézard ocellé. Si la dispersion est possible, l'espèce devrait coloniser l'intérieur des terres et les populations du littoral et de Dordogne pourraient se rejoindre. Pour le moment, peu d'individus ont été observés à quelques kilomètres du littoral, à 5km vers Le Porge et à 3km vers Mimizan (BERRONEAU, 2012).

La modélisation réalisée en région PACA-Languedoc Roussillon indiquait que les variables degrés-jours, milieux ouverts et forêts étaient particulièrement importantes (contributions à 55 %, 20 % et 10%) (ASTRUC *et al.*, 2017). Dans notre modélisation, la variable rayonnement moyen mensuel est la deuxième la plus importante (contribution à 16,9 %), la probabilité de présence est plus importante quand le rayonnement est plus élevé ; elle représente comme les degrés-jours une quantité d'énergie dépendante des températures. D'autres variables, surface occupée par les dunes (19,9 %) et les pelouses (13,8 %) renseignent l'importance des habitats ouverts pour la présence de l'espèce. La présence de gîte, qui explique en partie l'occupation, ne peut être incluse dans la modélisation corrélative (ASTRUC *et al.*, 2018) ; elle est cependant certainement corrélée aux habitats ouverts qui abritent des populations de lapins de Garenne. Les variables d'indice d'aridité de Martonne (10,8%) et l'extrême chaud de la température minimale (10,7%) sont également importants. Les travaux de Guillon *et al.* (2017) et de Ceia-Hasse *et al.* (2014) avaient considérés des variables liées à l'humidité, respectivement le bilan hydrique et les précipitations entre juillet et septembre. Dans notre cas, seul l'indice de Martonne semble fortement contribuer, les variables humidité relative moyenne et nombre de jours de pluie contribuent seulement à 4,2 et 5,5 %.

De nombreux points de méthodes sont discutables bien que nous les ayons tous justifiés. Les méthodes utilisées, GAM et GLM, sont fréquentes (ASTRUC *et al.*, 2018 ; DAY *et al.*, 2018 ; FELDMEIER *et al.*, 2018) alors que les méthodes MARS et FDA sont plus rares. La résolution de 1km pourrait être inadaptée pour des espèces inféodées à un habitat précis, ceci pourrait expliquer la projection d'une expansion importante de l'espèce bien que l'habitat soit très différent de l'habitat actuel. La modélisation menée en région PACA avait été réalisée à la résolution de l'hectare (ASTRUC *et al.*, 2018), cela semble plus

judicieux mais requière des méthodes améliorées pour la désagrégation des variables climatiques initialement à la résolution 8km. Le choix d'une résolution spatiale plus fine permettrait aussi de mieux considérer la variabilité de l'habitat (HEIKKINEN *et al.*, 2006 ; KRITICOS & LERICHE, 2010).

8.9.5 Niche thermique, fenêtre thermique d'activité

Dans le rapport précédent, les différents tests entre niche thermique réalisée, fondamentales et températures corporelles indiquaient que l'individu choisirait un endroit précis pour se chauffer au sein de la niche réalisée, qui représenterait un échantillon de la niche fondamentale. La température corporelle n'étant pas significativement différente de la niche fondamentale, cela suggère que l'individu a accès à un large panel de température et qu'il « choisit » son aire d'insolation. Cela renforce l'hypothèse du calcul de VTmin et VTmax selon la méthode des percentiles de la distribution des températures préférées.

Nous avons déterminé VTmin = 20,3°C et VTmax = 40,4°C. Peu d'études ont été menées sur le Lézard ocellé, seul l'article de BUSASK & VISNAW (1989) ce qui est aussi en accord avec nos mesures.

8.9.6 Vers la construction du modèle mécanistique

Les séries des températures opérantes en insolation enregistrées en 2018 présentaient de la variabilité. Le site de Contis présentait des températures plus élevées que les trois autres sites et Carcans présentait les températures les plus faibles. Les temps de restriction calculés sur la période de post reproduction du 24 juillet au 30 septembre, à partir du seuil de la température préférée Tpref avait également mis en lumière les différences inter-sites. Contis et Montalivet présentait les heures de restriction les plus importantes, Tarnos était intermédiaire, Carcans ne présentait aucune heure de restriction. Carcans est un site à latitude intermédiaire qui présenterait peut-être des températures de l'air permettant une activité importante des lézards, Tarnos et Contis pourraient être des sites trop chauds et Montalivet trop froid. Ces hypothèses seront à vérifier avec les résultats des analyses des données de 2019.

Précédemment, nous avions exploré le lien Hr=a(Tmax-Tpref)+b sur les données de 2018 avec Hr = heures de restriction. Les relations linéaires obtenues pour chacun des sites étaient très différentes ce qui mettait en exergue la variabilité existante en inter-site. Les relations linéaires obtenues pour chacun des sites étaient très différentes ce qui met en exergue la variabilité existante en inter-site. Les pentes variaient entre 0,07 et 0,71, le temps de restriction n'était pas vraiment corrélé à la température maximum de l'air pour Carcans alors qu'il semblait l'être fortement pour Contis, Tarnos et Montalivet.

Désormais, nous orientons le travail mécanistique sur le calcul du temps d'activité Ha en fonction de VTmin et VTmax. La variabilité sera étudiée selon trois prédicteurs, la température opérante, le temps d'activité et l'indice de persistance ; en inter-année à partir des enregistrements sur Tarnos de 2016 à 2019 et en inter-site à partir des enregistrements sur Contis, Carcans et Tarnos en 2019. Les comparaisons entre les températures de l'air mesurées en 2018 sur Contis et Carcans à 20 cm et à 1m30 du sol avaient montré que les températures étaient significativement plus importantes proche du sol (0,31°C sur Contis, 6,65°C sur Carcans) (HUGON *et al.*, 2019 in Mallard, 2019). Cette analyse n'a pas été réitérée en 2019, elle mettait cependant en exergue la complexité du lien Te et Tair, que nous devons établir indirectement dans le modèle mécanistique. Nous tenterons de construire un lien entre Ha et

Tmax, tout en prenant en compte la variabilité inter-année et inter-site. Pour cela, nous utiliserons certainement des modèles GAM qui permettront un meilleur ajustement aux données.

8.10 Conclusion

Les 4 premières années de suivi du Lézard ocellé en milieu dunaire apportent des informations concrètes sur l'existence de phénomènes climatiques intenses, assez localisés et variés d'une année à l'autre. Les données récoltées permettent la modélisation de la répartition et de l'occupation, ces modèles convergent vers l'importance des milieux ouverts et d'un habitat tempéré bien exposé au rayonnement. Les indices d'observations de l'espèce sont relativement stables mais faibles, l'impact des événements climatiques – érosion et submersion marine en hiver, températures excessives et sécheresse en été – se visualise directement par le changement de faciès de certaines placettes et par conséquent agit sur la dynamique des populations de Lézard ocellé inféodées. La modélisation de l'occupation en multi-saisons pour l'ensemble des années de suivis permet également d'étayer les phénomènes de colonisation et d'extinction au cours du temps.

La poursuite du suivi et le développement d'axes de travail tels que la mise en place de suivis sur les zones forestières en arrières dunes ou encore les reliquats dunaires autour des grands lacs médocains permettront d'élargir la connaissance de la répartition actuelle du Lézard ocellé en Nouvelle-Aquitaine et de son adaptabilité face à des conditions d'accueil différentes du cordon dunaire littoral. Il serait également pertinent de prospecter les habitats futurs potentiels mis en exergue par les modélisations.

Les premières analyses écophysiologiques montrent que le Lézard ocellé choisit au sein de la niche réalisée un endroit précis pour se chauffer. Ce comportement permet aux individus d'atteindre des températures leur permettant d'être performants métaboliquement. La température préférée de la population du littoral aquitain serait de 30,90°C et la fenêtre thermique d'activité de 20,3 à 42,1°C. Ces données permettent d'établir les préférences thermiques de l'espèce et seront prochainement intégrées dans la modélisation mécanistique de la répartition. En particulier, elles permettront de moduler le calcul du temps d'activité afin de définir l'extinction ou la persistance des populations sur les zones d'étude. Également, nous réfléchirons comment inclure la variabilité spatiale inter-site et temporelle inter-année.

Chapitre 10. Zootoca vivipara (Lichtenstein, 1823) – Lézard vivipare des landes humides et tourbières de Nouvelle-Aquitaine

Auteurs : *Olivier Lourdais, Michaël Guillon, Maud Berroneau, Matthieu Berroneau,* ***Contributeurs :*** *George Brusch, Rodrigo Gavira, Robin Viton, Jean-François le Galliard, Chloé Chabaud, Andréaz Dupoué, Jean Clobert*

Résumé :

Le Lézard vivipare est une espèce d'affinité climatique froide. Abondante en altitude, l'espèce est beaucoup plus rare en plaine où elle se cantonne à des milieux de landes humides. Le changement climatique pourrait impacter fortement l'espèce sur ce dernier type d'habitat, et notamment la réussite de sa reproduction. Afin d'étudier les relations entre changement climatique, modification de niche écologique et dynamique de population de lézards vivipares, des suivis naturalistes sont mis en place en premier lieu. Les relations fonctionnelles entre la physiologie des espèces et leurs traits de vie apportent des éléments de compréhension sur les réponses des organismes face aux variations spatiales et temporelles de leur environnement. C'est l'intérêt des approches expérimentales et de modélisations corrélatives qui permettent de tester l'impact de facteurs proximaux sur la persistance locale des organismes ou la répartition d'une espèce. Parallèlement, il est essentiel de comprendre les facteurs historiques qui ont façonné la distribution actuelle des espèces. En Nouvelle-Aquitaine, deux formes de reproductions existent chez la même espèce, la forme ovipare (*Z. vivipara louislantzi*) présente dans le sud-ouest de la région et la forme vivipare (*Z. vivipara vivipara)*.

En parallèle des suivis populationnels longitudinaux des sites sentinelles, nous avons développé des approches complémentaires. Tout d'abord en 2018 nous avons étudié la structure génétique des populations (42) le long d'un gradient climatique chez la forme ovipare depuis Bordeaux jusqu'aux Pyrénées. En 2019 et 2020 nous avons comparé l'écophysiologie des populations (pertes hydriques, métabolisme, thermorégulation) le long de ce gradient. Enfin nous avons étudié la reproduction chez la forme vivipare en manipulant les conditions thermiques et hydriques de gestation. Nos résultats soulignent une forte structuration génétique avec les populations de plaine plus diversifiées car plus proches du refuge climatique glacière mais aussi comme étant les plus menacées face aux changements globaux. Les données physiologiques montrent des pertes hydriques très élevées chez les deux formes de lézards vivipares en comparaison avec le lézard des murailles. Enfin les données expérimentales sur la forme vivipare soulignent l'importance de l'accès à l'eau pendant la gestation.

La dernière année du programme permettra de prédire la répartition de ces deux formes de reproduction et tester la possible réponse contrastée de celles-ci face aux changements globaux (climat, habitat) sur leur répartition dans deux secteurs différents (sud-ouest *vs.* Limousin).

Mots-clés : affinité climatique, dynamique de populations, adaptations, physiologie, climat, perte hydrique, relique glaciaire, *Zootoca vivipara*

10.1 Introduction

Le lézard vivipare est une espèce à affinité climatique froide et particulièrement vulnérable face au réchauffement climatique (Dupoué et al., 2017). Abondante en altitude, l'espèce est beaucoup plus rare en plaine où elle est principalement observée au sein de milieux de landes humides (DUPOUÉ *et al.*, 2020). Le changement climatique pourrait impacter fortement l'espèce sur ce dernier type d'habitat, et notamment la réussite de sa reproduction. Afin d'étudier les relations entre changement climatique, modification de niche écologique et dynamique de population de lézards vivipares, des suivis naturalistes sont mis en place en premier lieu.

Depuis 2017, des suivis naturalistes sont menés sur les reliques de landes humides du Massif landais et du plateau Limousin afin de vérifier deux hypothèses de l'impact du changement climatique sur le Lézard vivipare de plaine :

- Hypothèse 1 : extinction locale possible des populations suite à la disparition de stations remarquables en plaine
- Hypothèse 2 : une entrée progressive du Lézard des murailles indiquant une modification microclimatique des sites et un remplacement possible entre « Lézards gris »

L'objectif des suivis naturalistes est par conséquent d'obtenir des tendances évolutives de l'occurrence du Lézard vivipare en lien avec d'éventuelles variations climatiques sur différents sites témoins du massif landais mais également des zones humides de basse altitude et des tourbières des plateaux limousins.

L'un des enjeux majeurs en écologie est de comprendre la répartition et l'abondance des organismes dans l'espace et dans le temps (MACARTHUR, 1984). Cette problématique est au cœur des préoccupations actuelles de nos sociétés faisant face au changement climatique (IPCC, 2014b) et à l'érosion de la biodiversité (THOMAS *et al.*, 2006). Afin d'évaluer l'impact des perturbations du climat sur la biodiversité, il est nécessaire de connaitre les réponses des espèces tout en prenant en compte leur sensibilité propre. La répartition peut donc se définir comme étant le résultat d'une réponse dynamique d'une espèce face à un environnement donné (BROENNIMANN *et al.*, 2007).

Dans ce contexte il est important :

i) De comprendre les déterminants de l'activité dans les sites sentinelles et l'influence des contraintes météorologiques
ii) D'identifier les paramètres physiologiques proximaux qui sous-tendent les adaptations climatiques,
iii) D'examiner les aspects historiques qui peuvent expliquer les distributions actuelles,
iv) D'explorer les déterminants climatiques de la répartition et de l'importance des gradients environnementaux.

Les relations fonctionnelles entre la physiologie des espèces et leurs traits de vie apportent des éléments de compréhension sur les réponses des organismes face aux variations spatiales et temporelles de leur environnement. C'est l'intérêt des approches expérimentale et de modélisations corrélatives qui permettent de tester l'impact de facteurs proximaux sur la persistance locale des organismes ou la répartition d'une espèce. Parallèlement, il est essentiel de comprendre les facteurs historiques qui ont façonné la distribution actuelle des espèces. L'existence de deux modes de reproduction (formes ovipares et vivipares) est aussi une composante unique à considérer pour tester la sensibilité aux changements climatiques (Foucart et al., 2014).

Trois axes de recherches complémentaires ont été développés sur les deux formes (ovipares et vivipares) de Zootoca :

(1) Étude de la forme ovipare (*Z.vivipara louislantzi*):

– Suivi naturaliste de l'évolution des populations de plaine
– Etude génétique comparative à l'échelle de la répartition de plaine et d'altitude
– Etude physiologique comparative à l'échelle de la répartition de plaine et d'altitude

(2) Étude de la forme vivipare (*Z.vivipara vivipara*):

– Suivi naturaliste de l'évolution des populations du plateau limousin
– Etude expérimentale des conditions thermiques et hydriques de la gestation

(3) Comparaisons entre formes :

– Comparaison de la sensibilité aux pertes hydriques entre espèce et en comparaison avec le Lézard des murailles, moins vulnérables
– Modélisations corrélative de la répartition en Nouvelle-Aquitaine

Le programme les sentinelles du climat a eu un rôle clé en permettant de regrouper plusieurs équipes avec une importante expertise sur le Lézard vivipare. Les travaux de recherche réalisés sur les lézards vivipares dans le cadre du programme les sentinelles du climat s'inscrivent dans une démarche collaborative avec plusieurs partenaires : le CNRS de Chizé (Olivier Lourdais, Michaël Guillon), le CEREEP Ecotron (Jean-François Le Galliard, Andréaz Dupoué, Chloé Chabaud, ANR Aquatherm), le SETE Moulis (Andréaz Dupoué, programme Ectopyr). Une attention particulière a été portée sur les populations reliques de plaine de Nouvelle-Aquitaine supposée très sensibles aux aléas météorologiques et modifications de leur milieu.

10.2 Matériel et Méthodes

10.2.1 Forme ovipare (Z. vivipara louislantzi)

- **Sites d'étude pour les suivis naturalistes et méthodologies de suivi**

La forme ovipare du Lézard vivipare a été suivie sur les secteurs de plaines, au biotope et aux réponses écologiques face aux changements climatiques différentes des populations montagnardes. Les populations enclavées dans le Massif landais sont d'autant plus intéressantes à suivre du fait de leur caractère isolées et réfugiées dans les derniers secteurs de lagunes fraiches de Gironde et des Landes.

En 2020, aucun ajout ou suppression de site du Massif Landais n'a été opéré, ainsi 12 sites ont fait l'objet des suivis naturalistes durant cette 4ème année du programme (Tab. LXXXVIII).

Tab. LXXXVIII. Localisation et bilan des sites du triangle landais suivis de 2017 à 2020

Lieu_dit	Longitude	Latitude	Suivi Lv 2017	Suivi Lv 2018	Suivi Lv 2019	Suivi Lv 2020
Captieux - Lucmaysouau	44,22372	-0,23059	oui	oui	oui	oui
Hostens - Gât Mort	44,51779	-0,61312	oui	oui	oui	oui
Houeillès	44,19964	-0,07166	oui	oui	oui	oui
Le Pian Médoc	44,95297	-0,73967	oui	oui	oui	oui
Lubiosse-Ychoux - Capdejus	44,39832	-1,03054	oui	oui	oui	oui
Martillac	44,69270	-0,58963	oui	oui	oui	oui
Saint-Magne - Lagune du Cam	44,54098	-0,65374	oui	oui	oui	oui
Le Porge - Saumos	44,89185	-1,03937	oui	oui	oui	oui
Pindères	44,24436	-0,017334	oui	oui	oui	oui
Saint Médard - Lagunasse	44,89429	-0,80347	oui	oui	oui	oui
Illats	*44,601894*	*-0,425097*	oui	**X**	**X**	**X**
Brocas	*44.044383*	*-0,5418166*	oui	**X**	**X**	**X**
Landiras	44,540264	-0,464071	-	oui	oui	oui
Luxey - Gaouchey	44,242632	-0,478874	-	oui	oui	oui

Pour le suivi du Lézard vivipare, chaque « site » de suivi correspond à une « lagune » et ses environs immédiats ou à un milieu de landes humides à molinies. Les sites sont matérialisés par des carrés de 100 mètres sur 100 mètres et contiennent chacun 5 placettes d'échantillonnage de 10m*10m (Fig. 221) positionnées aléatoirement sur habitat favorable et avec une exposition raisonnable : le Lézard vivipare doit pouvoir trouver au sein de la placette des zones d'ombres ou de fraicheur dans l'habitat composant cette placette ou au cours de la journée par le simple déplacement du soleil.

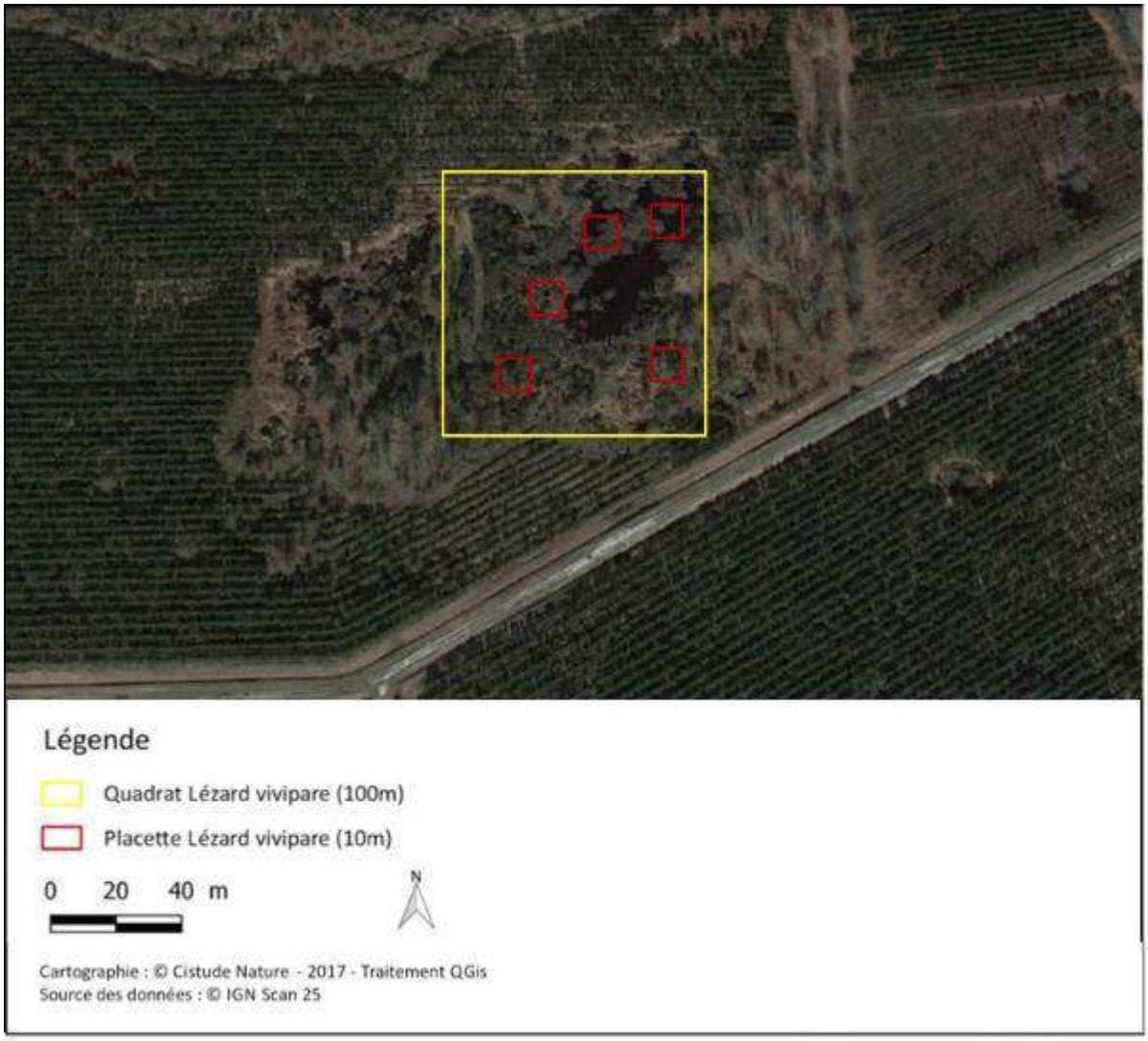


Fig. 221. Un exemple de situation de quadrat et placettes du suivi Lézard vivipare en Gironde

L'application du protocole type POP Reptile (LOURDAIS & MIAUD, 2016) permet une estimation fine de la présence et de l'abondance de l'espèce. Le protocole peut se résumer ainsi : 3 passages par site et donc par placette par an, de préférence entre avril et juin. L'observateur passe 20 min par placette à noter la présence et le nombre de Lézard vivipare ainsi que d'autres données propres aux placettes et aux autres espèces observées. Les conditions météorologiques ne sont pas particulièrement difficiles à respecter. Il convient d'éviter les jours à couverture nuageuse importante (>80%) et les jours pluvieux. Aussi à l'inverse, il convient d'éviter les jours trop ensoleillés et/ou à température trop élevée. Trois campagnes de relevés sont requises pour chaque site au cours de la saison (mars à juin), avec un espace-temps d'au moins 2 semaines entre deux passages de prospection (LOURDAIS & MIAUD, 2016).

• Étude génétique comparative à l'échelle de la répartition de plaine et d'altitude

Ce travail a été piloté par Andréaz Dupoué en post-doctorat à SETE Moulis (Ecotpyr) puis IEES Sorbone (aquatherm). Un total de 42 populations a été échantillonné sur un gradient d'altitude en considérant quatre grandes unités. Les populations de plaine situées en Nouvelle-Aquitaine sont considérées comme la marge arrière (en rétractation) alors que celles d'altitude sont en marge avant (expansion) (BERRONEAU, 2014a). Ces populations ont été échantillonnées avec l'aide de Maud Berroneau et Matthieu Berroneau ainsi qu'Olivier Lourdais. Un nombre total de 632 individus a été échantillonné (prélèvements salivaires par écouvillon, Fig. 222). L'extraction et l'analyse de l'ADN a été réalisé au SETE Moulis.



Fig. 222. Prélèvement salivaire pour analyse génétique réalisé par écouvillonnage

• Étude physiologique comparative à l'échelle de la répartition de plaine et d'altitude

Ce travail a été piloté par Jean-François le Galliard en collaboration avec le CEBC-CNRS (O. Lourdais et M. Guillon). Une étudiante (Chloé Chabaud) a été recrutée en Master 2 en 2019 par le CEREEP sur le projet. Un total de 15 populations (Fig. 224) a été échantillonné sur un gradient de 0 à 1500m (capture de 140 mâles adultes). Le choix des populations a été guidé par l'exploration préalable des conditions climatiques au sein de la répartition de l'espèce dans la région. Cette analyse de la température et pluviométrie a été menée par Michaël Guillon. L'habitat a été classé selon le degré d'ouverture du milieu et l'accès permanent à l'eau libre. Les individus ont été capturés et ramenés au CEBC pour des mesures de morphologie et de physiologie (consommation d'oxygène, pertes hydriques totales et cutanées, Fig. 223)



Fig. 223. Illustrations des différentes approches écophysiologiques mobilisées

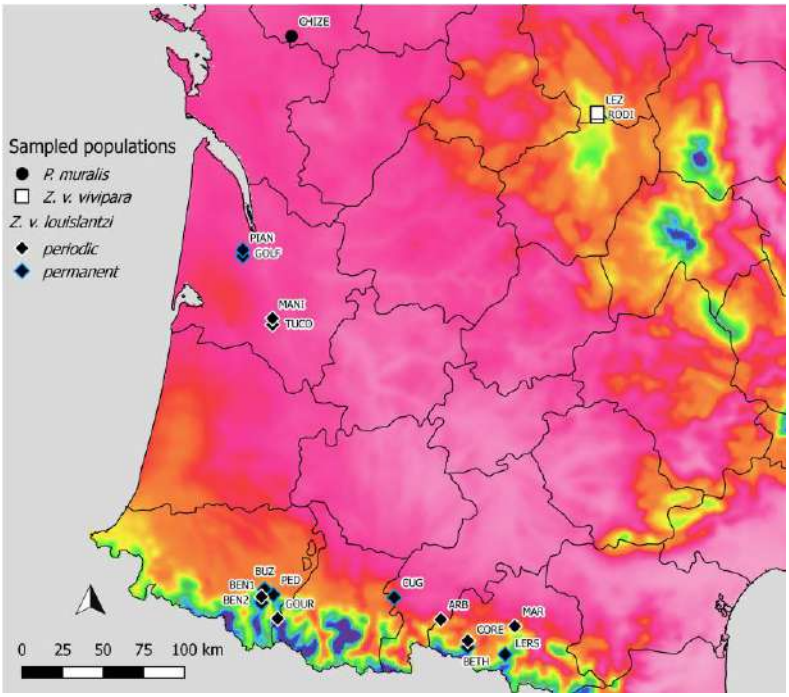


Fig. 224. Carte des 15 populations échantillonnées Z. vivipara louislantzi (clade B2) dans le sud de la France à différents niveaux de quotient de pluviométrie (couleurs de fond, rouge-rose: pluviométrie basse, bleu-violet: pluviométrie élevée) et avec un accès à l'eau permanent (losange avec contour bleu) ou périodique (losange avec contour blanc). Deux populations de Z. vivipara vivipara et une population de Podarcis muralis ont été ajoutées pour des aspects comparatifs supplémentaires aux niveaux inter-espèces et espèces.

10.2.2 Forme vivipare (Z. vivipara vivipara)

- **Sites d'étude pour les suivis naturalistes en Limousin**

La forme vivipare du Lézard vivipare a été suivie sur les secteurs de plateaux limousins, au biotope et aux réponses écologiques face aux changements climatiques différentes des populations du triangle landais. En Limousin, les sites ont été choisis afin de mettre en évidence une possible disparité entre les populations des tourbières et landes humides de basse altitude en Creuse et en Haute-Vienne et celles des tourbières des plateaux de Creuse et de Corrèze. Ces sites sont majoritairement gérés par le Conservatoire d'Espaces Naturels du Limousin. Trois sites sont gérés par des exploitants agricoles souhaitant conserver leurs zones humides en bon état écologique.

En 2020, 9 sites ont fait l'objet des suivis naturalistes durant cette 4ème année du programme (Tab. LXXXIX-Tab. XC).

Tab. LXXXIX. Description des sites suivis en Limousin de 2017 à 2020

Département	Dénomination	Type d'habitat	Propriétaire/ gestionnaire	Accord	Structure de suivi et nom de l'observateur	Altitude (m)
Haute-Vienne (87)	Moulin de Rousset	tourbière	Hugo BOURDIN	oui	GMHL—Cristian Esculier	296
Haute-Vienne (87)	Tourbière desDauges	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL — Cristian Esculier	546
Corrèze (19)	Etang de Chabannes bas	tourbière	CEN Limousin	oui	Gaëlle Caublot et Aurore Rety	794
Corrèze (19)	Sources de la Vienne	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL — Gaëlle Caublot et Aurore Rety	850
Haute-Vienne (87)	la Fontaine	prairie humide	Loup FRESSINAUD MAS DE FEIX	oui	GMHL — Cristian Esculier	367
Corrèze (19)	Tourbière de la Ferrière	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL — Gaëlle Caublot et Aurore Rety	882
Creuse (23)	la Rabouillère	prairie humide	Association la Rabouillère	oui	GMHL — Gaëlle Caublot et Aurore Rety	440
Creuse (23)	Landes et tourbières de la Mazure	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL — Gaëlle Caublot et Aurore Rety	810
Corrèze (19)	Landes de Marcy	Landes humides			GMHL — Gaëlle Caublot et Aurore Rety	810

Tab. XC. Bilan des sites du plateau limousin suivis de 2017 à 2020

Lieu_dit	Longitude	Latitude	Suivi Lv 2017	Suivi Lv 2018	Suivi Lv 2019	Suivi Lv 2020
Moulin de Rousset	46,01945	1,07558	ND	18/04/2018 04/06/2018 28/06/2018	09/04/2019	Oui mais nul
Tourbière desDauges	46,01159	1,41771	ND	Oui mais nul	19/04/2019 13/06/2019	09/04/2020 06/05/2020 28/05/2020
Etang de Chabannes bas	45,648	2,01033	ND	Oui mais nul	14/05/2019 04/07/2019	07/04/2020 04/05/2020
Sources de la Vienne	45,66198	2,08357	ND	Oui mais nul	14/05/2019 15/05/2019	04/05/2020
la Fontaine	46,00046	1,47289	ND	17/04/2018 30/05/2018 18/06/2018	19/04/2019	09/04/2020 28/05/2020
Tourbière de la Ferrière	45,51597	2,03543	ND	Oui mais nul	17/07/2019	04/05/2020
la Rabouillère	45,07859	1,74618	ND	Oui mais nul	Oui mais nul	Oui mais nul
Landes et tourbières de la Mazure	45,879295	1,92198	ND	20/04/2018 07/06/2018	18/04/2019 04/06/2019 24/06/2019	10/04/2020 07/05/2020
Landes de Marcy	45,64866	2,02122	ND	14/06/2018 21/05/2018	15/05/2019 17/07/2019	04/05/2020

- **Étude expérimentale des conditions thermique et hydriques de la gestation**

Ces travaux ont été pilotés par George Brusch en post-doctorat au CEBC-CNRS (ANR Aquatherm). Un total de 136 femelles gestantes a été capturé en Limousin (plateau de Millevaches) au printemps 2019. Les femelles ont ensuite été allouées dans 4 traitements thermiques expérimentaux croisés avec 2 traitements hydriques. Cette approche permet de tester les effets des conditions climatiques chaudes et des contraintes d'accès à l'eau. Les femelles ont été suivies pendant la gestation jusqu'à la mise-bas. Les nouveaux nés ont été mesurés et leurs performances locomotrices ont été décrites.

10.2.3 Comparaisons entre espèces

• Comparaison de la sensibilité aux pertes hydriques entre espèces

À titre exploratoire nous avons comparé les pertes hydriques des lézards vivipares ovipares avec la forme vivipare et le Lézard des murailles (*Podarcis muralis*). Ces données permettent de comparer la sensibilité entre espèces.

• Modélisation corrélative de la répartition en Nouvelle-Aquitaine

Les travaux de modélisation corrélative ont été déployés à différentes échelles spatiales et temporelles : i) Au niveau Europe pour modéliser la répartition passée (paléodistribution) durant le dernier maximum glaciaire et valider les grands déterminants climatiques à l'échelle spécifique, ii) au niveau France/Espagne pour définir précisément la niche climatique actuelle des deux formes ovipares et vivipares ainsi que leurs réponses aux changements climatiques et iii) au niveau Nouvelle-Aquitaine modéliser à fine résolution spatiale l'importance relative du climat et des habitats sur la répartition et la persistance dans le temps des deux formes.

Base de données de répartition

- Niveau Europe

Nous avons utilisé les données d'occurrence actuelles de l'atlas Societas Europaea Herpetologica (SHE) (GASC *et al.*, 1997) et les données mises à jour (SILLERO *et al.*, 2014) à une résolution de grille de 50 × 50 km (grille UTM officielle de l'Agence européenne de l'environnement ; www.eea.europa.eu (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2020)). Les données d'occurrence ont été utilisées comme coordonnées du barycentre de la grille. Les données correspondent à 1472 mailles dont seules 1327 ont été finalement utilisées pour les modélisations (longitude inférieure à 30° ouest) (Fig. 225).

- Niveau Espagne France

Nous avons pu créer un partenariat avec l'AHE (Asociación Herpetológica Española) afin d'avoir accès à l'ensemble des observations disponible à une échelle spatiale de 1 km² représentant 205 observations réalisé entre 1997 et 2019. Nous avons également pu avoir accès aux données européennes publiées de Horreo *et al.* (2018) et devons mettre en place un partenariat pour avoir accès aux données issues des travaux Yann Surget-Grobas notamment dans le cadre de sa thèse (SURGET-GROBA, 2002).

À l'échelle France, en plus des données Nouvelle-Aquitaine (Fig. 227), nous avons pu bénéficier des données de Jean-François Le Galliard issues de l'extraction SINP (données transmises par l'INPN-plateforme nationale du SINP – 16/02/2018), les données du CEBC-CNRS (années 2009/2010 ; Laure Isaac, Marc-Antoine Marchand et Michaël Guillon), des données des travaux de recherche de David Rozen-Rechels (24 populations, Rozen-Rechels *et al*. (2020b)) et d'Andréaz Dupoué (126 observations, Dupoué *et al.* (2020)).

Nous allons ou sommes déjà en cours de prise de contact/partenariat avec Nature Midi Pyrénées, avec l'Observatoire des Reptiles d'Auvergne, avec le CEFE – EPHE ainsi que Yann Surget-Grobas afin de pouvoir une densité d'observation comparable à l'échelle de l'ensemble de l'aire d'étude (Fig. 226).

- Niveau Nouvelle-Aquitaine

Nous avons pu réaliser un conventionnement avec l'ensemble des partenaires associatifs de la région Nouvelle-Aquitaine qui sont : Cistude nature (Ex région Aquitaine), Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin (Ex région Limousin). Sur l'ensemble du territoire, cela représente 495 données pour la forme ovipares (dont 495 données précises) et 1139 données pour la forme vivipare (dont 478 données précises) (Fig. 225, Tab. XCI).

Tab. XCI. Bilan des données d'observations disponibles pour les travaux de modélisation à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine

Forme de reproduction du Lézard vivipare	Propriétaire donnée	Zone géographique	Nombre d'observations					
			Totales	Précises	Jardin	Lieu-dit	Commune	Maille
Forme ovipare	Cistude Nature	Aquitaine	495	495				
Forme vivipare	GMHL	Limousin	1139	478		661		

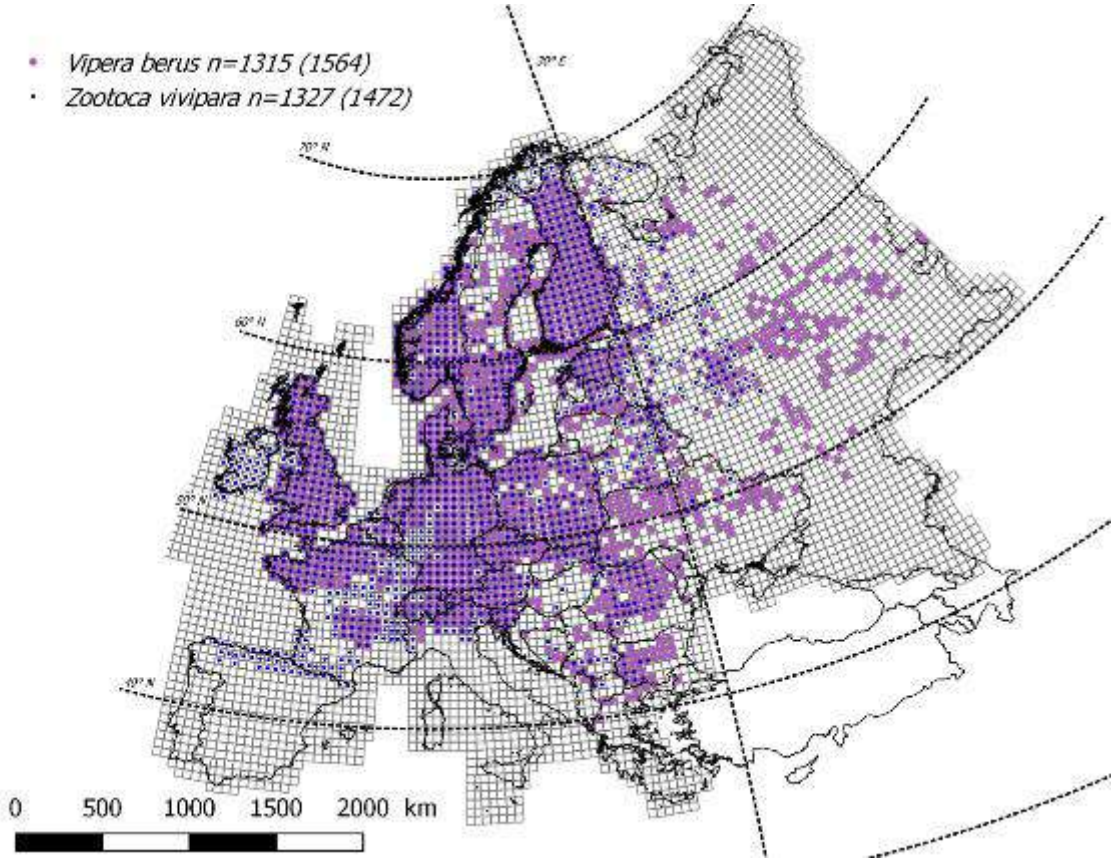
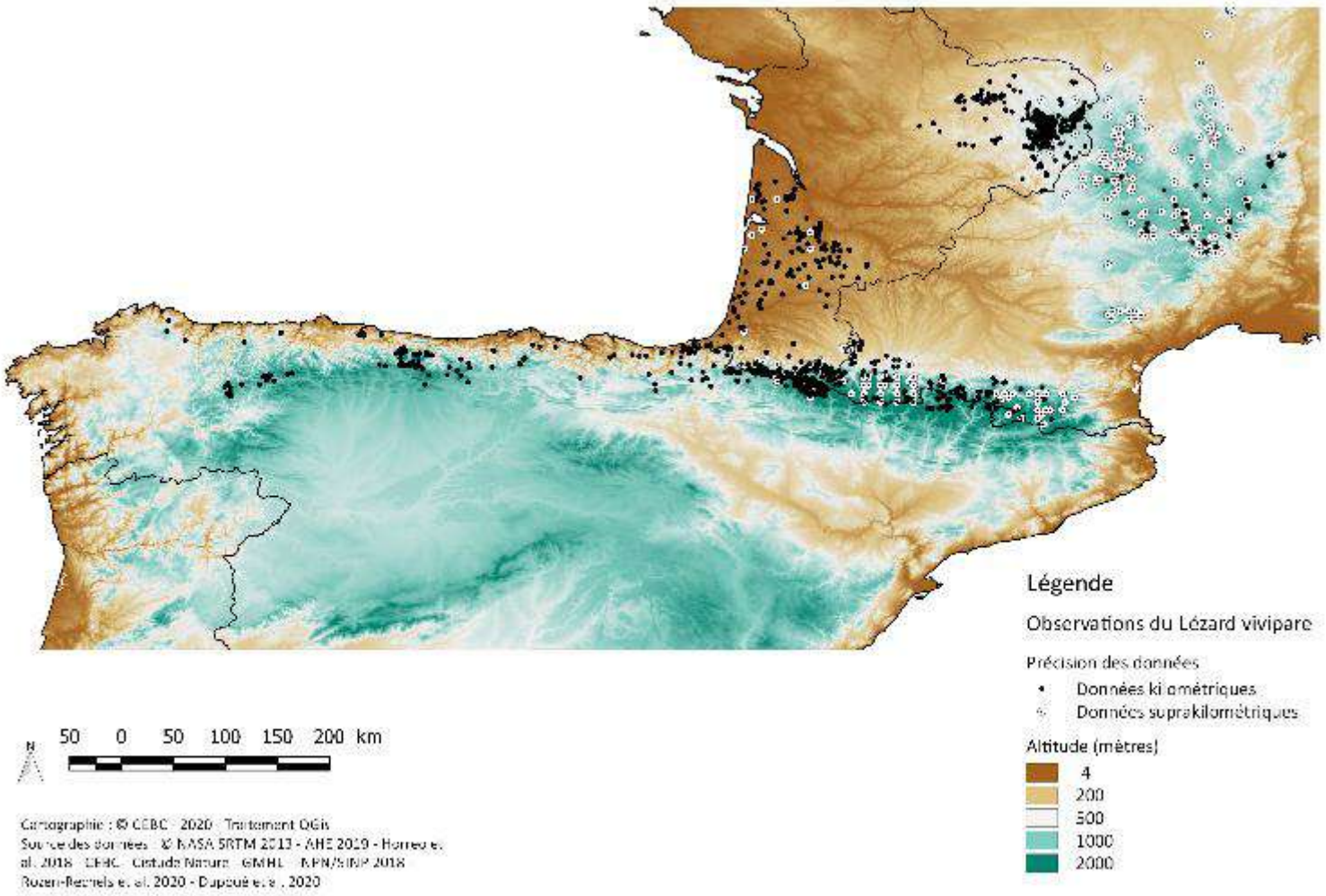
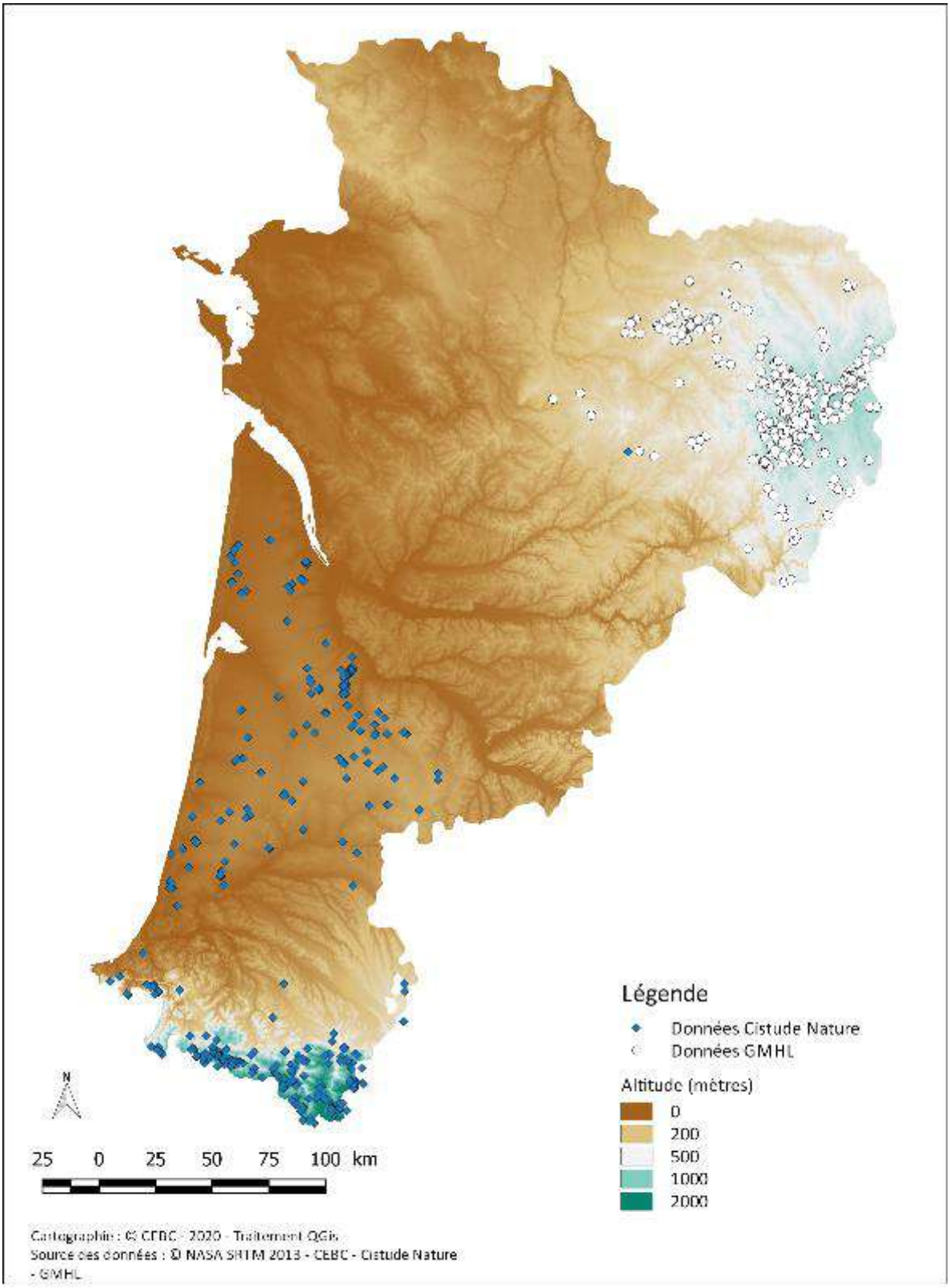


Fig. 225. Base de données de présence (Sillero et al., 2014) utilisée pour modéliser la répartition du Lézard vivipare à l'échelle européenne (Guillon et al., in prep. d)



Répartition des observations des formes ovipare et vivipare du Lézard vivipare en Espagne et France (Aquitaine, Pyrénées, Massif central)

Fig. 226. Répartition des observations des formes ovipare et vivipare du Lézard vivipare en Espagne et France (Aquitaine, Pyrénées, Massif central) (GUILLON *et al.*, in prep. d).



Répartition des observations du Lézard vivipare

Fig. 227. Base de données de présence utilisée pour modéliser la répartition du lézard vivipare à l'échelle régionale (Nouvelle-Aquitaine) (GUILLON *et al.*, in prep. d).

Base de données de données climatiques

Niveau Europe

Nous avons utilisé des simulations à haute résolution spatiale basées sur le modèle LMDZHR (PMIP2), qui a reconstruit le climat actuel (période avant 2000) et du dernier maximum glaciaire (LGM, environ –21 k années avant présent) en utilisant un modèle de circulation générale avec une grille étirée sur l'Europe (résolution d'environ 60 km) (JOST *et al.*, 2005). Cette simulation offre une grande échelle de variables climatiques mensuelles et a été validée par une reconstruction basée sur le pollen qui permet d'avoir des prévisions solides sur les conditions climatiques LGM (KAGEYAMA *et al.*, 2006).

Nous avons utilisé uniquement les variables estivales comme période cruciale pour l'activité biologique et la dynamique des populations. Seules trois variables climatiques ont été retenues comme facteurs pertinents et en lien directe avec les contraintes physiologiques et comportementales des espèces : (i) la température maximale quotidienne moyenne à deux mètres du sol (t2m_maxS, °C), (ii) le rayonnement solaire quotidien moyen incluant la nébulosité à la surface (solsS, W / m²) et (iii) le bilan hydrique quotidien moyen (wabS, kg / (s * m²) est calculé comme la différence entre les précipitations totales quotidiennes moyennes et l'évaporation effective quotidienne moyenne (SVENNING *et al.*, 2008).

Niveau Espagne France et Nouvelle-Aquitaine

L'ensemble des variables climatiques disponibles et issues de différentes sources : Météo France (méthode AURELHY 1971–2000, Canellas *et al.* (2014); simulations ALADIN 52, Ouzeau et al. (2014)), simulations ALADIN 63 v2 (version EUROCORDEX Daniel *et al.* (2019), version FR adjust par la méthode Verfaillie *et al.* (2017)), Chelsa (CHELSA, 2020) et PVGIS (© European Communities, 2001–2020, Huld *et al.* (2012)) pourront être utilisées. L'ensemble représente des variables possédant une résolution spatiale de 12 km à 1 km. Le travail de sélection de variable est en cours de finalisation mais concernera vraisemblablement, la température estivale (tmax et tmin), l'irradiation estivale, les précipitations annuelles et l'humidité spécifique.

Afin de maximiser à la fois la qualité temporelle et spatiale des modélisations et ainsi valoriser l'ensemble des variables disponibles, notamment dans un objectif de projection temporelle, nous allons appliquer l'approche dites du « delta change method » d'après Mosier *et al.* (2018). Cette approche permet d'utiliser à la fois les simulations ALADIN 52 et ALADIN 63 pour avoir les meilleurs scénarios de changements du climat en cohérence avec le programme et d'utiliser également les variables climatiques (décrivant le climat du passé récent) les plus précises spatialement. Par exemple, au niveau des Pyrénées (Fig. 228), l'utilisation de cette méthode de descente d'échelle permet de conserver la résolution spatiale la plus fine (1km²) montrant l'effet du relief sur le climat alors que ces subtilités ne s'expriment pas dans les simulations ALADIN (8 km de résolution). Cette méthode permet au terme de faire une descente d'échelle spatiale des simulations ALADIN 52 dans le futur de 8 km à 1km de résolution spatiale en intégrant les effets du relief ainsi que les subtilités régionales présentes sur la période de référence du passé récent (Fig. 228).

Niveau Nouvelle-Aquitaine

Afin d'intégrer des variables d'habitats, deux informations seront également utilisées spécifiquement à l'échelle de la région afin d'avoir les données d'observations les plus précises spatialement : la fermeture du milieux et l'humidité des sols. La fermeture du milieu est issue de la densité de la biomasse ligneuse vivante aérienne pour l'année 2000 avec une précision de 30 m, dérivée de nombreuses études (GLOBAL FOREST WATCH, 2020). La probabilité pour l'habitat d'être une zone humide allant de 0 à 3, 4 étant les zones inondées, a été obtenu avec une précision de 50 m, calculé à partir d'informations pédologiques et hydrogéologiques (BERTHIER *et al.*, 2014).

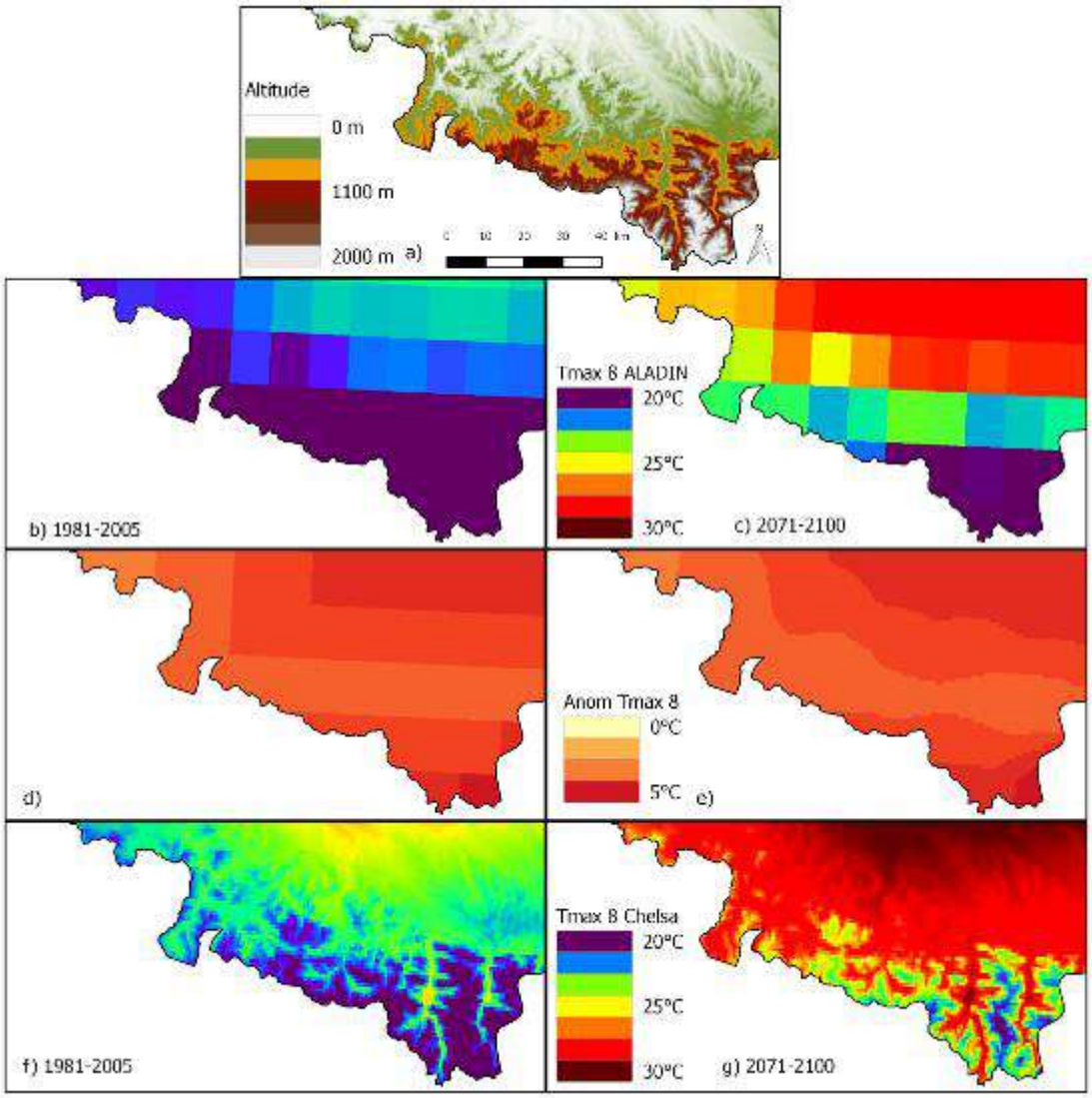


Fig. 228. Exemple de « delta change method » pour produire la température maximale mensuelle du mois d'août pour le scénario RCP8.5 dans la région Nouvelle-Aquitaine au niveau des Pyrénées. Les cartes sont (a) un modèle numérique d'altitude GTOP030 pour la région test, (b) la simulation ALADIN pour la période 1981-2005, (c) la simulation ALADIN pour la période 1971-2100, (d) anomalie entre (b) et (c), (e) anomalie de (d) interpolée à la grille spatiale de Chelsa, (f) climatologie Chelsa 1981-2005, et (g) la simulation ALADIN à échelle réduite pour la période 2071-2100.

Modélisation corrélative

Niveau Europe, Espagne, France

Nous avons utilisé une méthode se basant sur un ensemble de différentes méthodes statistiques se basant sur un consensus de prédictions prenant en compte les incertitudes liées aux choix des méthodes (MARMION *et al.*, 2009). BIOMOD est une plateforme de calcul donnant un ensemble de prédictions et d'incertitudes de la répartition des espèces (THUILLER *et al.*, 2009). Cette méthode est implémentée dans R 2.15.3 (R Development Core Team 2011) dans le pack "BIOMOD". Nous avons utilisé 8 techniques de modélisation différentes : 1) les modèles linéaires généralisés ou GLM, 2) les modèles généralisés additifs ou GAM, 3) les régressions adaptatives multivariées de spline ou MARS, 4) l'analyse d'arbre de classification ou CTA, 5) l'analyse discriminante en mélange ou MDA, 6) les réseaux de neurones artificiels ou ANN, 7) les modèles généralisés fortifiés ou GBM et 8) les « random forests » ou RF.

Niveau Nouvelle-Aquitaine

En parallèle avec les axes précédents, la modélisation préliminaire de la répartition à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine a été développée en 2018 et mise à jour en 2019 sur l'ensemble de la Nouvelle-Région Nouvelle-Aquitaine. De forts gradients climatiques ont été mis en évidence à l'échelle de la Région.

Ce travail préliminaire de modélisation de niche écologique a été réalisé par l'intermédiaire du logiciel MaxEnt (Maximum Entropy Species Distribution Modeling, Version 3.4.1) (PHILLIPS *et al.*, 2017). De par l'objectif exploratoire de cette étude, l'utilisation du logiciel s'est basée sur des répétitions d'analyses. Cette méthode utilise les répétitions d'une même analyse mais en sélectionnant au hasard à chaque fois parmi les observations de présence un nouveau jeu de données équivalent en nombre nommé « Bootstrap ». Cette méthode permet de conserver l'ensemble du jeu de données d'observations par l'accumulation des répétitions mais également de juger de l'incertitude des prédictions liée notamment aux variables environnementales. Cette approche peut calculer les probabilités de présence calculée à partir de toutes les répétitions (min, médiane, moyenne, max, écart type) sans pouvoir déterminer un seuil sur des prédictions binaires (présence/absence). Ainsi, dans le souci de compris entre le temps de calcul et la qualité des prédictions, 10 réplicas ont été réalisés par la méthode de « Bootstrap ». Les prédictions des 10 modèles sont exprimées en probabilités de présence. La répartition potentielle de l'espèce a été assimilée aux valeurs maximums des probabilités de présence obtenues sur les 10 prédictions.

Des modélisations définitives seront produites en 2021 en reprenant la méthode développée et décrite dans ce document pour les échelles Europe et France.

10.3 Résultats

10.3.1 Forme ovipare (Z. vivipara louislantzi)

- **Observations directes des modifications d'habitats des placettes**

En premier lieu, il convient de faire état des observations concrètes effectuées au cours des saisons de suivi sur le faciès des placettes de suivis entre 2017 et 2020, et par conséquent la probabilité de détection de l'espèce dans son habitat. Les systèmes lagunaires du Massif landais sont des reliques de zones humides maintenant discontinues, alimentées par la nappe phréatique qui affleure et par la pluviométrie annuelle. Le déficit en eau et l'augmentation des amplitudes thermiques saisonnières modifie drastiquement les habitats, voir rendent durant certaines saisons, l'habitat défavorable au cycle d'activité du Lézard vivipare ou du moins impacte fortement sur son comportement d'insolation et de déplacement, induisant un biais sur sa détectabilité lors des comptages (ROZEN-RECHELS *et al.*, 2020a).

Ainsi, pour la première saison de suivi (2017), les placettes ont connu en quasi-totalité un assèchement important réduisant fortement les micro-habitats disponibles pour le Lézard vivipare. L'hiver 2016-2017 avait effectivement été particulièrement sec, suivi d'un printemps sec et aux températures au-dessus des normales de saison. Le Lézard vivipare a dû alors adapter son comportement par des déplacements restreints sous le couvert végétal encore quelque peu humide et ne pas s'exposer directement au soleil en journée. Les effectifs des comptages protocoles en ressortent donc très faibles.

En 2018, la pluviométrie a été très abondante de l'hiver à l'automne, un effet inverse a été observé sur l'activité de surface des Lézards vivipares. Il est à noter cependant que concernant l'habitat type des placettes comme la lande à molinies, celui-ci a nécessité près d'une année pour se restaurer après ce fort assèchement de 2017.

Pour la saison 2019, les observations des lézards vivipares ont été plus caractéristiques de l'activité attendue sur une année au réchauffement climatique en cours de saison. L'étude des amplitudes thermiques saisonniers mais également jour/nuit reste à mettre en lien avec le dénombrement des lézards vivipares effectués.

L'année 2020 a connu une fin d'hiver très doux et sec, suivi d'un printemps très précoce (de premières fortes chaleurs enregistrées dès le mois de Février) mais très humide (des évènements climatiques soudains de crues en Avril-Mai). Les lagunes ont connu un assec qu'en début d'été et les températures ont été estivales dès le printemps. Cela a été propice à l'observation de l'activité des lézards vivipares. Cependant, la première session de comptages a été avancée au vu de l'activité déjà engagée des lézards dès février. Nous avons donc pu constater un léger décalage de la phénologie sur 2020.

Ces modifications d'habitats et taux d'hygrométrie ont été annotés et feront l'objet d'une étude plus précise lors de la dernière année du programme, mais le constat visuel donne déjà les premiers éléments d'interprétation (Fig. 229).



Fig. 229. Photographies de la placette « Saint-Médard – Lagunasse » en 2017 (à gauche) et en 2018 (à droite)

• Comparaison interannuelle des indices d'abondance

En 2017, une cartographie représentant le rapport Lézard vivipare / Lézard des murailles observés sur les sites d'études avait été proposée avec l'idée que les prochaines années permettraient d'avoir une image instantanée de la détection différentielle entre le Lézard vivipare et le Lézard des murailles sur les sites d'études. Lorsque la balance penchera en faveur du Lézard des murailles, cela indiquera que l'habitat et les conditions microclimatiques (température, hygrométrie) auront été modifiées. Les études écophysiologiques permettront également de mettre en avant les seuils de tolérance des fluctuations hygrométriques des Lézards vivipares.

Suite aux quatre premières années de suivis (2017 à 2020), l'étude des indices d'abondance (ou indices d'observation = io) entre les populations de Lézard vivipare et de Lézard des murailles est possible.

Une représentation cartographique des indices d'observation de 2017 à 2020 (Fig. 230) permet d'identifier facilement des secteurs avec les plus grandes observations ainsi que la variation interannuelle.

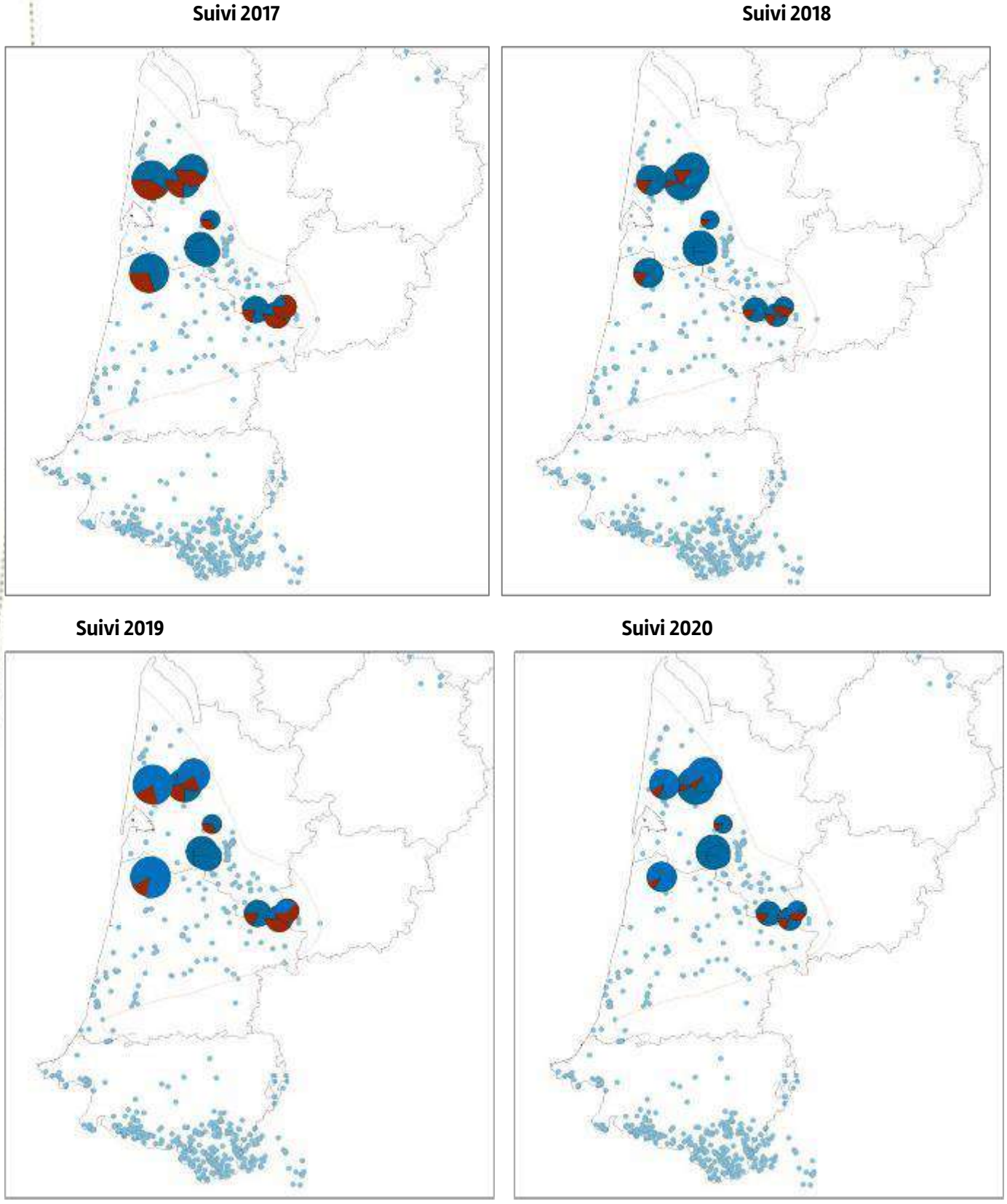


Fig. 230. Comparaison interannuelle des indices d'observation du Lézard vivipare (bleu) et du Lézard des murailles (rouge) en plaine entre 2017 et 2020. Données de répartition du Lézard vivipare (points bleu ciel) en fond de carte.

En comparant les indices d'observation (io) des sites entre 2017 et 2020, il est intéressant de regarder l'évolution interannuelle qui nous amène à chercher les évènements ou modification qui justifieraient notamment une progression négative sur un site (progression négative = diminution des observations).

Les ratios moyens annuels entre lézards vivipares et lézards des murailles sur sites d'étude mettent en exergue les fluctuations interannuelles de la détection des lézards vivipares et par conséquent indiquent les années où les conditions météorologiques et abiotiques étaient favorables ou non à une activité de surface par exemple (Fig. 231.).

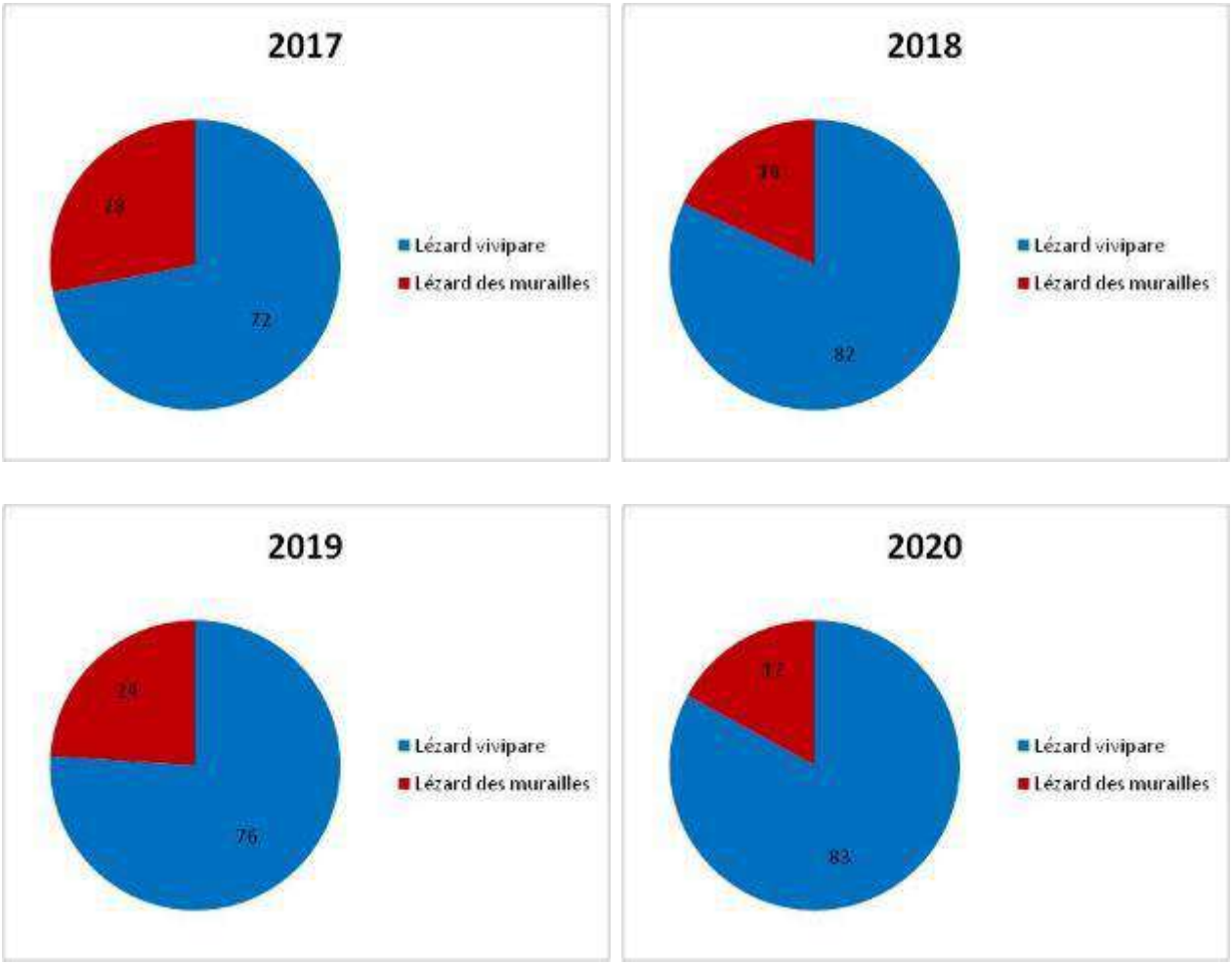


Fig. 231. Ratios moyens annuels entre Lézard vivipare (bleu) et Lézard des murailles (rouge) sur l'ensemble des sites de suivi en plaine entre 2017 et 2020

- Étude génétique comparative à l'échelle de la répartition de plaine et d'altitude

Les résultats de cette étude (DUPOUÉ *et al.*, 2020) mettent en évidence un impact combiné des contraintes climatiques et de la qualité de l'habitat suffisant sur les profils démographiques et génétiques du lézard vivipare. En effet, l'abondance de lézards s'effondre à basse altitude, surtout au sein des lagunes Landaises, là où le climat est le plus chaud. À cet indicateur démographique s'ajoute des empreintes moléculaires puisqu'on observe dans cette zone limite une augmentation considérable de la consanguinité, une plus forte différentiation génétique ainsi qu'une interruption du flux de gènes entre les populations (Fig. 232, Fig. 233). Cette observation est en accord avec nos prédictions et suggère que ces populations sont les plus proches du refuge glaciaire de la forme ovipare (GUILLON *et al.*, in prep. d). Ces trois paramètres sont le signe d'un risque imminent d'extinction pour les populations de plaine. A l'inverse, les profils génétiques des populations de hautes altitudes suggèrent que cette espèce puisse étendre sa distribution via des 'effets fondateurs', à savoir des petits groupes de lézards émigrant et gravissant les montagnes.

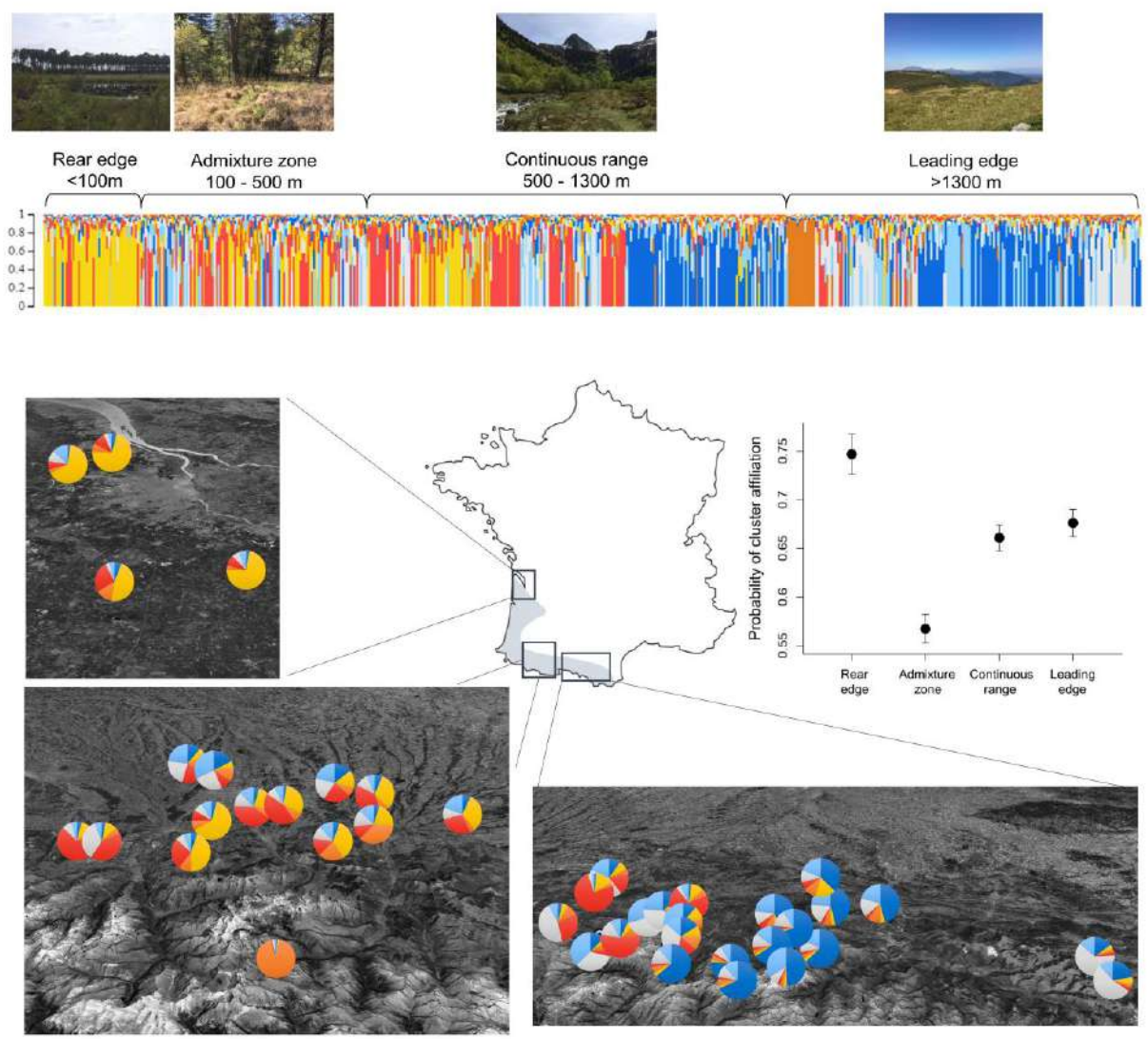


Fig. 232. Structuration génétique des 42 populations naturelles de Lézard vivipare (Z. v. louislantzi) réparti au sein de 4 unités écologiques associé à un changement récent de la répartition du clade ouest.

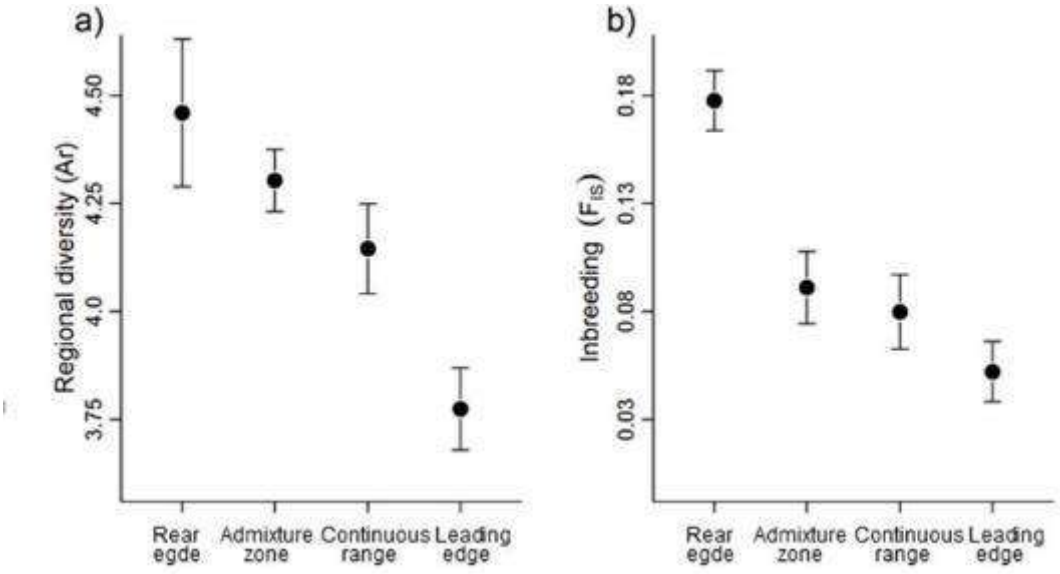


Fig. 233. Variation de diversité génétique et de consanguinité selon les 4 groupes populationnels situés le long du gradient d'altitude

Nous avons utilisé des simulations bayésiennes (ABC) pour tester différents scénarios de colonisation pyrénéenne à l'aide de DIYABC 2.1.0 (CORNUET *et al.*, 2010).Trois scénarios ont été proposés (Fig. 234) : une scission simultanée entre les quatre contextes écologiques (scénario 1), une colonisation progressive altitudinale (scénario 2); scission simultanée dans les régions pyrénéennes et différent de la marge arrière (scénario 3).Les résultats indiquent que le scénario 2 est le plus probable.

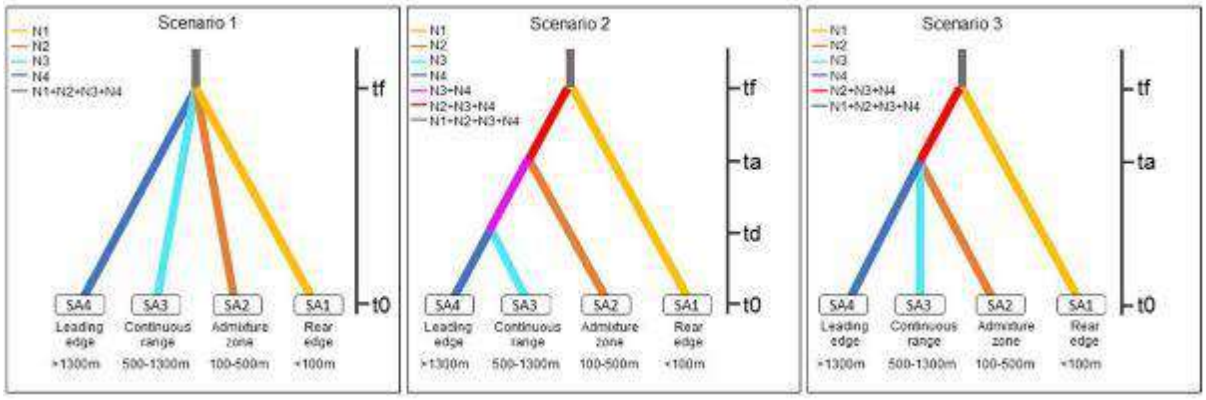


Fig. 234. Illustration des 3 scenarios possible pour la colonisation des Pyrénées par Z vivipara louislantzi (DUPOUÉ et al., in prep.).

• Étude physiologique comparative à l'échelle de la répartition de plaine et d'altitude

Ce travail a été piloté par Jean-François le Galliard en collaboration avec le CEBC-CNRS (O. Lourdais et M. Guillon). Les données obtenues ont permis de mettre en évidence des gradients climatiques (pluviométrie et température) qui expliquent les variations morphologiques. La masse corporelle des individus est corrélée au coefficient de pluviométrie (Fig. 235). La taille corporelle est, quant à elle, inversement corrélée à la température. Ces résultats soulignent l'importance de la ressource en eau et des basses températures pour l'espèce.

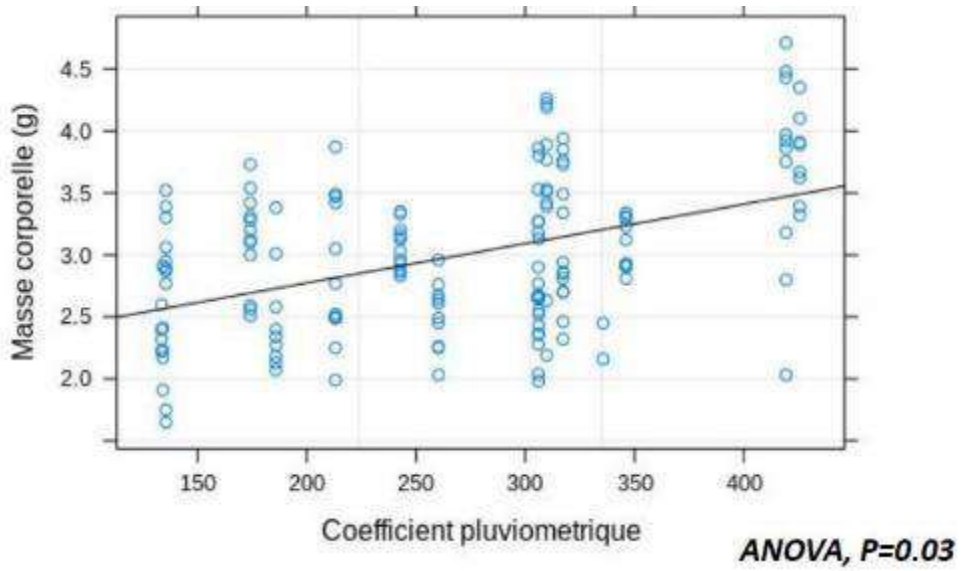


Fig. 235. Relation entre coefficient pluviométrique et masse corporelle des individus.

Concernant les pertes hydriques, nous n'avons pas trouvé de lien avec les conditions climatiques des populations. En revanche l'habitat semble jouer un rôle clé. Ainsi les individus issus de populations avec un accès à l'eau permanent ont des pertes hydriques plus importantes (Fig. 236).Les analyses sont en cours de finalisation (CHABAUD *et al.*, in prep. b).

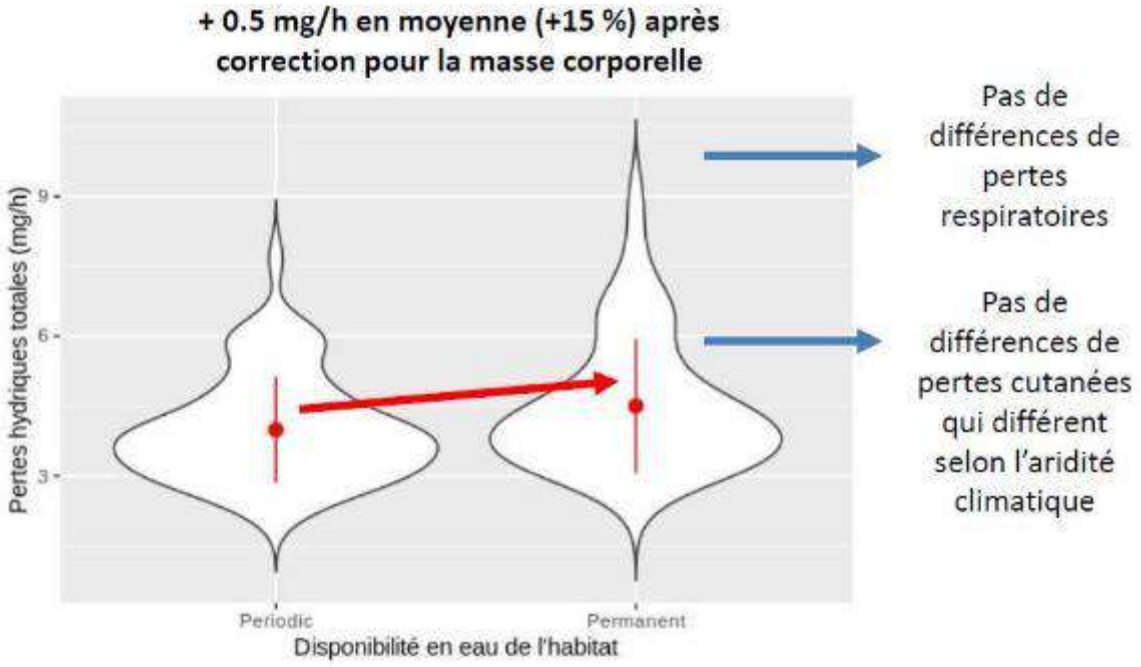


Fig. 236. Influence de la disponibilité en eau dans l'habitat sur les pertes hydriques.

10.3.2 Forme vivipare (Z. vivipara vivipara)

- **Observations des suivis en Limousin**

Les résultats de comptages en Limousin (GMHL) ne permettent pas pour l'heure d'établir des indices d'abondance ou des ratios entre Lézard vivipare et Lézard des murailles. Nous faisons donc état des comptages seuls (Tab. XCII et Tab. XCIV).

Tab. XCII. Nombre d'observations de Lézard vivipare par site et par année de suivi

Site	Nb observations en 2018	Nb observations en 2019	Nb observations en 2020
Moulin de Rousset	3	1	0
Tourbière des Dauges	0	6	14
Etang de Chabannes bas	0	2	2
Sources de la Vienne	0	2	1
la Fontaine	4	1	4
Tourbière de la Ferrière	0	3	1
la Rabouillère	0	0	0
Landes et tourbières de la Mazure	6	39	3
Lande de Marcy	2	3	1

Tab. XCIII. Nombre d'individus de Lézard vivipare par site et par année de suivi

Site	Nb individus en 2018	Nb individus en 2019	Nb individus en 2020
Moulin de Rousset	3	1	0
Tourbière des Dauges	0	6	16
Etang de Chabannes bas	0	2	5
Sources de la Vienne	0	2	1
la Fontaine	5	1	4
Tourbière de la Ferrière	0	3	2
la Rabouillère	0	0	0
Landes et tourbières de la Mazure	6	42	3
Lande de Marcy	6	4	1

Les années 2019 et 2020 sont les plus favorable à l'observation du Lézard vivipare avec respectivement un total de 65 et 32 individus observés contre seulement 20 en 2018. Certains sites abritent des populations relictuelles difficiles à contacter. On note de très fortes variations sur les sites de la Tourbière des Dauges et plus particulièrement sur les Landes et tourbières de la Mazure. Plusieurs facteurs peuvent être en cause : soit les conditions liées au micro-habitat ont connu de grandes fluctuations (les années humides étant logiquement favorables à l'espèce), soit les conditions au cours des passages n'étaient pas optimales ou soit un effet observateur a induit un biais dans nos résultats. On note également un déclin général fort sur les sites à tourbières, ceci est constaté depuis quelques années par des agents de RNN. Les sites connus pour leur forte densité de Lézard vivipare sont ainsi à surveiller de près.

Tab. XCIV. Nombre d'observations de Lézard vivipare par site et par année de suivi

Mois	Nb observations en 2018	Nb observations en 2019	Nb observations en 2020
Avril	6 (20)	9 (19)	17 (25)
Mai	3(19)	4 (28)	15 (22)
Juin	5 (14)	25 (32)	-
Juillet	-	6 (14)	-

Les nombres entre parenthèses figurent le nombre d'individus total pour le Lézard vivipare sur tous les sites suivis dans le cadre de Sentinelles du climat.

• Étude expérimentale des conditions thermique et hydriques de la gestation

Ces travaux ont été pilotés par George Brusch en post-doctorat au CEBC-CNRS (ANR Aquatherm) (BRUSCH *et al.*, 2020). À l'aide d'enceintes climatiques, il a été possible d'imposer des conditions thermiques et hydriques contrastées (journée chaude ou froide/ accès à l'eau ou non). Les données obtenues montrent un fort effet des conditions expérimentales sur la physiologie et la morphologie des femelles. Ainsi, les conditions hydriques contraintes (HD) sont associées à une déshydratation significative (augmentation de l'osmolalité plasmatique) et gain de masse moindre. On observe également une plus grande mobilisation des réserves corporelles caudales (Fig. 237). Les données sur les performances locomotrices des jeunes sont en cours d'analyse.

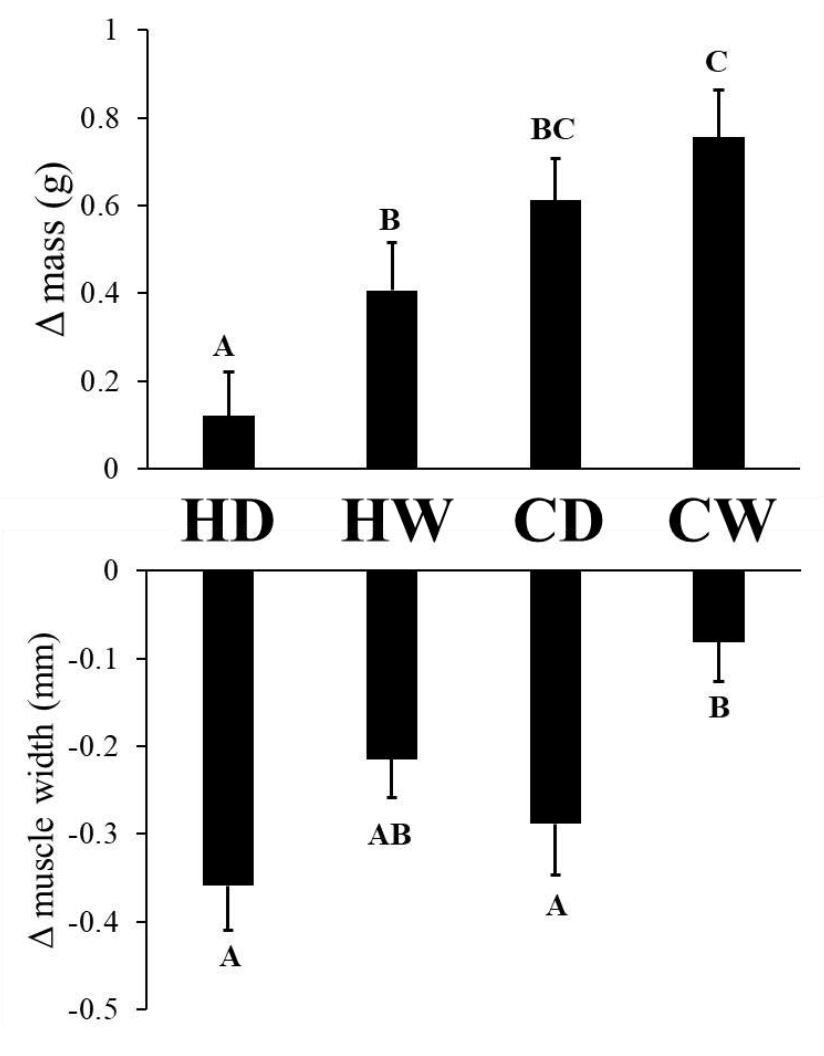




Fig. 237. Influence du traitement expérimental sur les variations de masse et de musculatures des femelles en cours de gestations. H : Hot / C : Cold / W : Wet / D : Dry HD : chaud et privation d'eau. HD Chaud et accès à l'eau. CD : froid et privation d'eau CW : froid et accès à l'eau.

10.3.3 Comparaisons entre espèces

- **Comparaison de la sensibilité aux pertes hydriques**

À titre exploratoire nous avons comparé les pertes hydriques entre les formes ovipare et vivipare du Lézard vivipare et le Lézard des murailles. Ces données mettent clairement en évidence des variations entres espèces. En particulier les lézards vivipares des deux formes ont des pertes hydriques cutanées significativement plus fortes (+70%) que le Lézard des murailles (Fig. 238–Fig. 239). Cette vulnérabilité aux pertes hydriques est probablement une composante importante de la sélection de l'habitat chez les lézards vivipares.

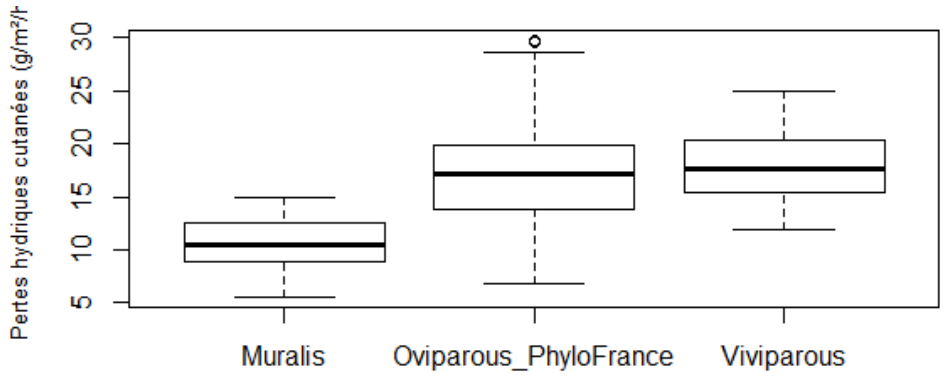




Fig. 238. Comparaison des pertes hydrique cutanées chez le Lézard des murailles (Podarcis muralis), la forme ovipare (Oviparous) et vivipare (Viviparous) du Lézard vivipare.

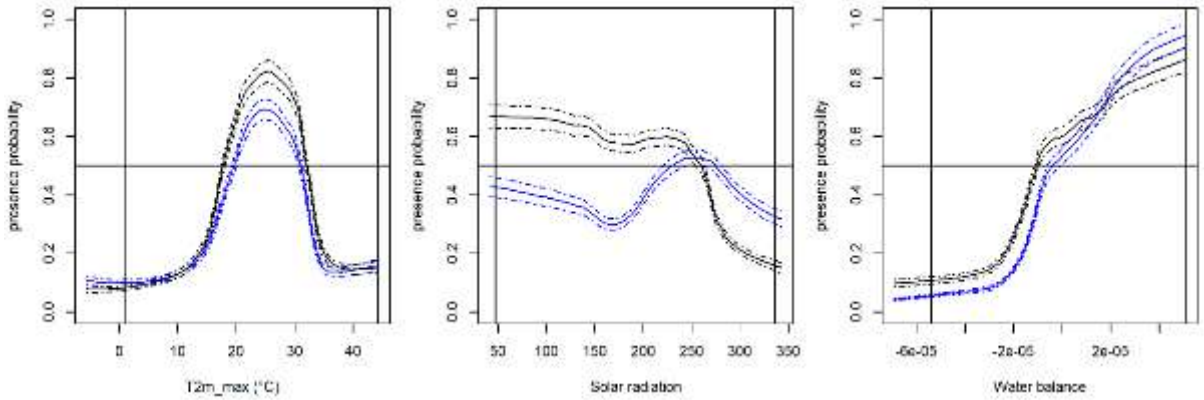


Fig. 239. Courbes de réponses pour Zootoca vivipara (en noir) issues des modélisations corrélatives réalisées au niveau Europe. Les courbes solides sont la réponse du modèle moyen pondéré et l'écart type est représenté par des courbes en pointillés. Les gradients climatiques actuels sont sous les lignes verticales. Les conditions climatiques n'apparaissant que pendant le LGM et à l'intérieur de la zone d'étude sont représentées dans ces gradients à l'extérieur de ces lignes verticales.

• Modélisation corrélative de la répartition

À l'échelle spécifique

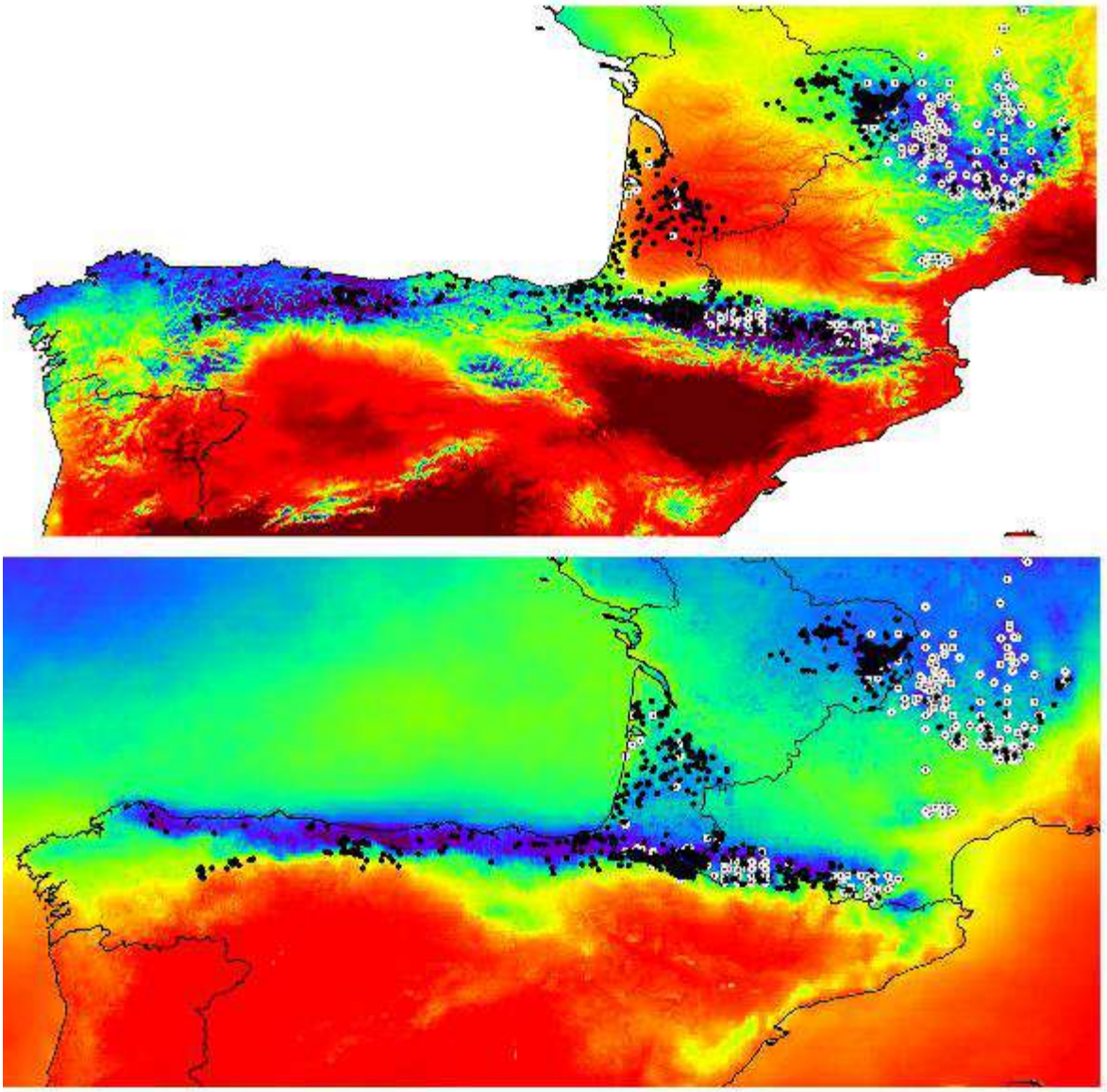
Nos analyses de modèles corrélatifs mettent en évidence que la répartition du Lézard vivipare est étroitement dépendant des conditions estivales et notamment des températures maximales, des faibles radiations solaire et d'une balance hydrique (bilan précipitation/évaporation) positive (GUILLON *et al.*, in prep. d). Grâce à ces modélisations, il est possible de prédire la répartition de l'espèce durant le dernier maximum glaciaire. Les zones de plaines accueillant actuellement les populations relictuelles des « lagunes » du triangle landais sont des secteurs prédits comme un potentiel refuge glaciaire (GUILLON *et al.*, in prep. d) (Fig. 240).

Selon le mode de reproduction

L'analyse préliminaire de la répartition à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine réalisé en 2018 a été mise à jour en 2019 (Fig. 241). De forts gradients climatiques ont été mis en évidence à l'échelle de la Région et confirmé par cette mise à jour au niveau de l'ensemble de la Région Nouvelle-Aquitaine. En particulier les paramètres de pluviométrie, thermique et de nébulosité sont largement explicatifs de la répartition des deux formes dans la région Nouvelle-Aquitaine. Par ailleurs, les populations de la forme ovipare en Gironde sont étroitement associées à des conditions climatiques spécifiques (pluviométrie plus élevée). Les spécificités climatiques du triangle landais ont probablement une importance majeure dans le maintien de cette forme dans un secteur de basse altitude exposé à des températures élevées.

Les premières comparaisons visuelles à l'échelle de la répartition globale des deux formes de reproduction confirment l'importance des variables climatiques notamment thermique et d'irradiation solaire (Fig. 241). Elles montrent également, et en cohérence avec l'échelle Européenne, l'importance de la période estivale. Elle semble aussi montrer l'interaction entre les contraintes thermiques et de nébulosité où les populations soumissent aux conditions les plus chaudes sont aussi associées à des conditions nébuleuses (triangle Landais, Limousin). Inversement, les populations soumissent aux plus fortes irradiations sont en même temps des populations d'altitude qui présentent par conséquent des températures maximales basses (Chaines Cantabrique et Pyrénées, Mont Lozère).

D'un point de vu climatique, il semble que la niche de la forme ovipare soit plus large que la forme vivipare car elle est capable d'exploiter des conditions plus chaudes (triangle landais). De manière concomitant, ce secteur est également une région très dense en zones humides (Fig. 242) mais sans savoir pour le moment si la présence de ces populations reliques du triangle landais est liée à une adaptation locale et/ou à l'avantage du mode de reproduction ovipare et/ou à la présence de zones humides. Les modélisations à venir permettront de dissocier l'effet des variables climatiques et d'habitat sur la répartition actuelle des deux formes.



Gradients climatiques observés pour la température maximale (en haut) et l'irradiation du mois d'août (en bas) à l'échelle de la répartition des formes ovipare (Aquitaine, Pyrénées,Espagne) et vivipare (Massif central).

Fig. 240. Gradients climatiques observés pour la température maximale (en haut) et l'irradiation du mois d'août (en bas) à l'échelle de la répartition des formes ovipare (Aquitaine, Pyrénées, Espagne) et vivipare (Massif central) (GUILLON et al., in prep. c)

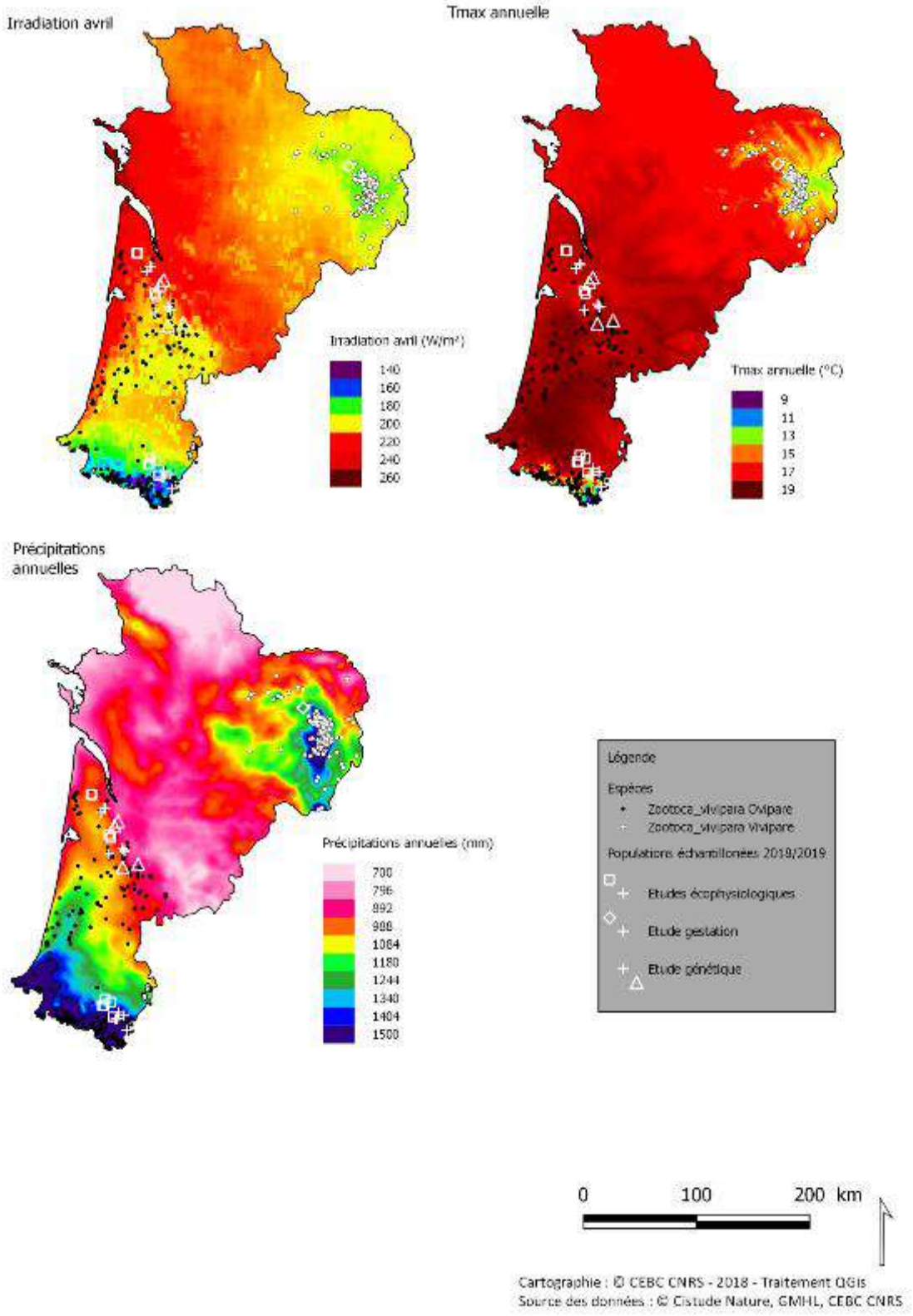


Fig. 241. Distribution de la forme vivipare (cercle noire) et ovipare (cercle blanc) en Nouvelle-Aquitaine selon différent paramètres climatiques (radiation solaire en avril, température maximale annuelle, précipitation annuelle.

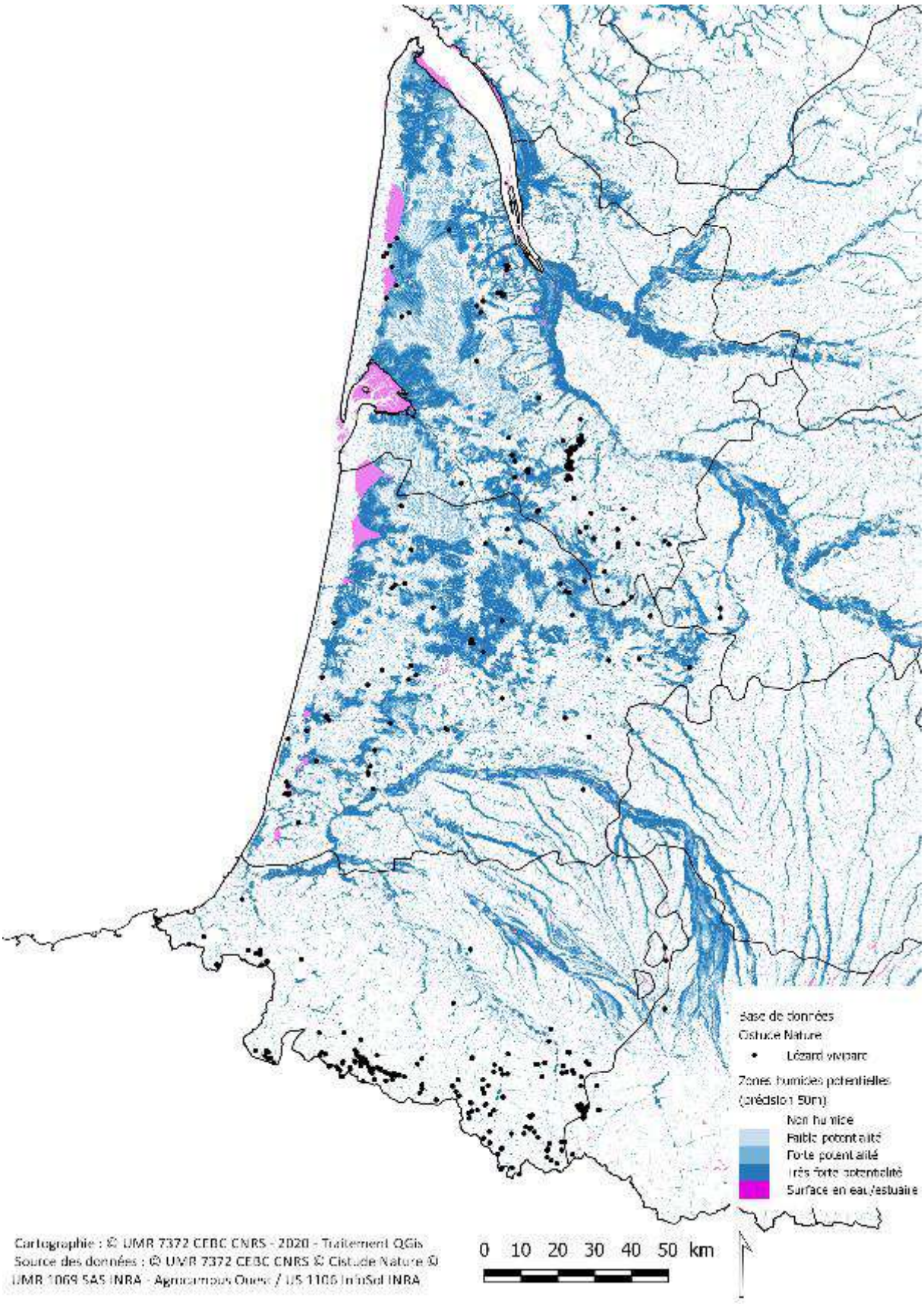


Fig. 242. Répartition des zones humides à l'échelle de la répartition de la forme ovipare en Nouvelle-Aquitaine (Guillon et al., in prep. c).

10.4 Discussion

Au vu des indices d'abondances observés au cours des 4 années de suivis (2017 à 2020), la détectabilité des lézards vivipares et donc leur activité biologique saisonnière ressortent comme très variables selon les conditions météorologiques et l'état de l'habitat des sites suivis. La mise en corrélation des données hydriques et microclimatiques des placettes est prévue pour les populations de plaine. Cette approche permettra de clarifier les effets des conditions de température et d'hygrométrie sur le comportement et les capacités de réponse aux modifications climatiques (ROZEN-RECHELS *et al.*, 2020a).

Les résultats d'observations de terrain décrites ci–dessus tendent à montrer que 2017 était une année représentative d'un changement climatique en défaveur du Lézard vivipare (forte sécheresse sur 3 saisons, hausse des températures printanières et estivales, etc.), qu'à l'inverse, 2018 est représentative d'une année plutôt favorable pour l'activité des populations de Lézard vivipare, que 2019 s'inscrit comme une année intermédiaire (proche de 2017 niveau température, humide en début de printemps mais assèchement progressif vers l'été), et que pour finir 2020 était une année assez proche sur le point hydrique de 2018 mais durant laquelle la saison printanière a été amorcée précocement, la phénologie du Lézard vivipare s'en est vue décalée dans le temps. L'hypothèse est que la répétitivité d'évènements climatiques extrêmes comme en 2017 et 2019, puis des décalages saisonniers comme 2020 affaiblissent les organismes et impactent la dynamique des populations en modifiant drastiquement les habitats d'accueil.

En parallèle de ces suivis naturalistes, trois axes de recherches ont été réalisés sur les deux formes (ovipares et vivipares) de *Zootoca*. Ces travaux ont mobilisé trois équipes de recherches du CNRS (CEBC, CEREEP, SETE Moulis) avec des expertises complémentaires.

– Les résultats sur la forme ovipare soulignent l'importance des populations de plaine qui présentent une plus grande diversité génétique mais qui font également face à aux contraintes climatiques (DUPOUÉ *et al.*, 2020) et démographiques les plus fortes. Elles sont particulièrement exposées aux risques d'extinction locale (WIENS, 2016) notamment en cas de dégradation de la qualité de ses habitats. Ces données génétiques apportent des informations convergentes sur la position des refuges climatiques passés (HAMPE & PETIT, 2005) tels que prédits dans les modélisations de la répartition de l'espèce durant le dernier maximum glaciaire. En outre, elles pourront contribuer à l'optimisation des modélisations de répartitions et de réponses au réchauffement (IKEDA *et al.*, 2017).

– L'étude écophysiologique a permis de mettre en évidence des liens entre la morphologie et le climat avec une taille et une masse plus élevée dans les populations exposées à des conditions fraiches et humides. L'accès à l'eau dans le milieu semble être un facteur important qui façonne le niveau de pertes hydriques (CHABAUD *et al.*, in prep. a).

– Les résultats des travaux expérimentaux menés sur la forme vivipare montrent également une forte sensibilité thermique et hydrique pendant la phase de gestation (BRUSCH *et al.*, 2020). Les femelles exposées à des conditions chaudes et desséchantes prennent moins de masse pendant la gestation et mobilise leurs protéines musculaires pour compenser les manques d'eau (BRUSCH *et al.*, 2020).

– La comparaison de la sensibilité aux pertes hydriques entre espèce souligne la vulnérabilité des *Zootoca vivipara* aux pertes hydriques. Ces données sont associées à des répartitions très fortement dépendantes des conditions climatiques et notamment de la pluviométrie ou balance hydrique comme le montre également Rozen-Rechels *et al.* (2020a ; 2020b).

– Le travail de modélisation soulève la problématique des niches climatiques entre la forme ovipare et vivipare. Notamment la forme ovipare semble capable d'exploiter des environnements thermiques plus chauds notamment en plaine (triangle Landais). Il est possible que la reproduction vivipare soit plus contraignante avec des besoins en eau plus élevés. Dans ce contexte nous allons comparer les niches climatiques des deux formes à des échelles complémentaires. Nous allons travailler à l'échelle de la Nouvelle–Aquitaine mais également en incluant les massifs montagneux associés (Massif Central pour la forme vivipare et Pyrénées/Cantabrique pour la forme ovipare). Pour cela, une modélisation plus globale est en cours de développement à l'échelle des populations ovipares (modélisation de l'ensemble de la répartition de la sous espèce *Z. vivipara louislantzi* : Nouvelle–Aquitaine, Occitanie, Auvergne–Rhône–Alpes et Espagne) et du groupe de Lézard vivipare à forme vivipare isolé au niveau du massif central (régions Nouvelle–Aquitaine, Occitanie et Auvergne–Rhône–Alpes).

La prise en compte de l'ensemble de la répartition actuelle de ces deux groupes présents en Nouvelle–Aquitaine est un élément primordial afin de i) bien définir la niche de chacune des deux formes aussi bien d'un point de vue climatique que méso/microclimatique (habitats) en ii) intégrant l'ensemble des configurations environnementales que ces formes sont capables d'exploiter dans ces deux situations géographiques isolées. De cette manière, il sera possible de comparer les enveloppes climatiques à des échelles biogéographiques pertinentes pour notamment dissocier l'importance relative des zones humides (habitat) sur la présence des populations en conditions climatiques chaudes. Cette étape de définition de la niche actuelle de ces deux formes de Lézard vivipare permettra de réaliser une analyse descriptive et comparative que nous pourrons mettre en lien avec les études écophysiologiques menées en parallèles. La modélisation de la niche de ces deux groupes permettra également de réaliser des prédictions de changement de répartition à l'échelle de la Nouvelle–Aquitaine grâce aux scénarios régionalisés fourni par Météo France (ALADIN) mais aussi en intégrant s'ils sont disponibles des éléments d'évolution de l'occupation du sol pour la Nouvelle–Aquitaine.

10.5 Conclusion

Nos travaux ont permis d'apporter un éclairage majeur sur les lézards du genre *Zootoca* et l'importance des populations de Nouvelle-Aquitaine. Chez la forme ovipare, les populations de plaine présentent une grande diversité génétique car elles sont les plus proches du refuge climatique glaciaire. Ces populations ont offert un support pour la colonisation des Pyrénées. En parallèle, elles subsistent dans des milieux reliques et sont particulièrement exposées à des conditions climatiques défavorables. Elles sont isolées les unes des autres et avec des individus moins nombreux qu'en altitude. L'accès à l'eau dans l'habitat semble un élément important qui façonne les pertes hydriques. Les habitats de type lagunes et tourbières sont essentiels au maintien de l'espèce en plaine et à la préservation des populations reliques avec un fort intérêt génétique. La forme vivipare est également très sensible et le mode de reproduction vivipare impose probablement des contraintes physiologiques additionnelles avec de forts besoins en eau. Les prochaines étapes vont désormais êtres :

1) La modélisation corrélative de la répartition des deux formes d'une part à l'échelle Régionale et d'autre part à l'échelle des ilots climatiques respectifs (Pyrénées/Cantabrique versus Massif central)
2) La clarification des microhabitats et notamment du rôle tampon et d'accès à l'eau des zones humides.
3) L'étude de l'influence des conditions météorologiques sur l'activité de surface (sites sentinelles suivis par Maud Berroneau)

Les travaux réalisés résultent d'une démarche partenariale (CEBC-CNRS, CEREEP Ecotron, SETE Moulis) qui a été facilitée par le programme les sentinelles du climat.

Chapitre 11. Iberolacerta bonnali (Lantz, 1927) – Lézard de Bonnal et Podarcis liolepis (Boulenger, 1905) – Lézard catalan des affleurements et éboulis rocheux de montagne

Auteurs : *Florèn Hugon, Matthieu Berroneau,* ***Contributeurs :*** *Anthony Prevost, Frank D'Amico, Valentin Lasserre, Claire Caldier, Loreyna Grégoire*

Résumé :

Le Lézard de Bonnal (*Iberolacerta bonnali*) et le Lézard catalan (*Podarcis liolepis*) sont deux espèces ectothermes, ce qui explique en partie leur sensibilité au changement climatique, notamment à l'augmentation des températures. Le Lézard de Bonnal est une espèce d'altitude, et une augmentation des températures laissent à penser que ses populations s'exposent à une contraction de leur aire de répartition. Le Lézard catalan est une espèce d'affinité méridionale. Une augmentation des températures pourrait à l'inverse entrainer une extension de son aire de répartition. Leur étude dans les Pyrénées a pour objectif de quantifier l'évolution des effectifs et de projeter leur répartition sous différents scénarios climatiques à différents horizons. Les suivis sont répliqués dans le temps et dans l'espace ce qui permet de comparer les effectifs des différents sites selon leurs caractéristiques. Les outils utilisés sont les cartes de chaleur et la modélisation de l'abondance. Pour les deux espèces, les cartes de chaleur montrent que les aires de répartition semblent fixes de 2017 à 2020. En revanche, le Lézard des murailles, qui vit en syntopie avec les deux espèces, semblent s'étendre en altitude sur un des sites d'étude du Lézard de Bonnal. Concernant le Lézard catalan, l'abondance estimée sur les sites suivis en placette semble augmenter sur le site de Mendive et rester stable sur le site d'Esterençuby. Les projections obtenues par les modèles corrélatifs montrent que le Lézard de Bonnal va subir une contraction massive de son aire de répartition en Pyrénées-Atlantiques jusqu'à un habitat résiduel tout au sud-est du département aux frontières de l'Espagne et des Hautes-Pyrénées. A contrario, le Lézard catalan sera bénéficiaire du changement climatique sous le scénario RCP 4.5 jusqu'en 2070 ou sous le scénario RCP 8.5 jusqu'en 2050. L'étude écophysiologique menée en parallèle des suivis permet la construction d'un modèle mécanistique qui explique la répartition des espèces en se basant sur leurs caractéristiques écophysiologiques. Ce modèle est fondé sur le temps d'activité au cours de la saison de reproduction et est inspiré du modèle de Sinervo et al. 2010 en intégrant les variabilités spatiales et temporelles. Les premiers éléments d'analyse démontrent que la microtopographie offre un large panel de micro-habitats qui pourront être colonisés préférentiellement par les espèces dans les années à venir. En 2021, le modèle mécanistique sera mis en relation avec le modèle corrélatif et une modélisation hybride sera produit.

Mots-clés : abondance, carte de chaleur, changement climatique, écophysiologie, *Iberolacerta bonnali*, modèle corrélatif, modèle mécanistique, modèle N-mélange, *Podarcis liolepis, Podarcis muralis*, température opérante, variabilité spatiale et temporelle.

11.1 Introduction

11.1.1 Espèces étudiées et changement climatique

Le Lézard de Bonnal et le Lézard catalan sont deux espèces pyrénéennes étudiées dans le cadre du programme les Sentinelles du Climat porté par l'association Cistude Nature. Le Lézard de Bonnal, *Iberolacerta bonnali* est endémique des Pyrénées. Le Lézard catalan, *Podarcis liolepis* est principalement présent en Espagne mais pénètre dans les Pyrénées-Atlantiques par le Pays basque et le Béarn (BERRONEAU, 2014a). Ces deux espèces sont probablement sensibles au changement climatique et semblent être des sujets d'étude pertinents. Ectothermes, leur température corporelle dépend grandement des conditions climatiques extérieures, de la température de l'air mais aussi de l'humidité relative (ROZEN-RECHELS *et al.*, 2019).

Avec l'augmentation des températures, des changements d'aires de répartition des espèces sont observés, notamment des migrations vers des altitudes plus hautes ou vers des latitudes plus élevées (WINGFIELD, 2003). Cependant, l'étendue de ces migrations est sous dépendance directe des capacités de dispersion des espèces. Les deux espèces de lézards gris étudiés ici ont de faibles capacités de dispersion (DATCHARRY, 2014), ainsi, il est possible qu'une migration vers des altitudes plus élevées soit difficile à réaliser. En réponse au changement climatique, les espèces peuvent également s'adapter (ROHR *et al.*, 2018). Par exemple, elles peuvent mettre en place des stratégies de thermorégulation adaptées à l'augmentation des températures. Enfin, si les individus peuvent ni s'adapter, ni changer d'aire de répartition, l'espèce finira par s'éteindre. L'extinction est parfois engendrée par la rapidité des changements, ce qui ne permet pas de laisser assez de temps aux espèces pour répondre à ceux-ci (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2016).

Le Lézard de Bonnal vit dans les pierriers de haute altitude. Sa limite ouest de répartition se situe au pic de Peyreget, où quelques individus sont observés au-dessus de 2300 mètres. Sa répartition est très limitée, il est présent sur des altitudes allant de 1991 à 2863 mètres en France et de 1560 à 3173 mètres sur la totalité de son aire (POTTIER *et al.*, 2008 ; BERRONEAU, 2014a). Dans l'éventualité où l'espèce pourrait se déplacer vers des altitudes plus hautes, les sommets ne sont pas infinis et l'altitude maximale constituerait la limite du changement d'aire de répartition. Le Lézard catalan, strictement rupicole, vit à des altitudes plus basses, allant de 0 à 2600 mètres sur son aire de répartition totale, mais ne dépassant pas 950 mètres dans les Pyrénées-Atlantiques (BERRONEAU, 2014a). Si ses capacités de dispersion le permettent, il pourrait être bénéficiaire du changement climatique en colonisant de nouveaux territoires plus en altitude. Ces deux espèces de lézards vivent parfois en syntopie avec le Lézard des murailles, *Podarcis muralis*. Il sera intéressant d'étudier d'éventuels phénomènes de compétition qui pourraient exister entre ces binômes d'espèces, notamment avec la probable colonisation de nouveaux milieux en réponse au changement climatique.

11.1.2 Suivi de la répartition pyrénéenne des deux espèces

Depuis 2017, des suivis naturalistes protocolés sont mis en place afin d'étudier les éventuels mouvements altitudinaux des trois différentes espèces. L'objectif est de mesurer l'évolution du rapport de force, en termes de répartition et d'abondance, entre les différentes espèces de lézards sur les sites d'étude. Ce protocole doit permettre, sur le long terme, de mettre en évidence l'évolution des répartitions altitudinales de ces trois lézards gris : le Lézard de Bonnal, le Lézard catalan et le Lézard des murailles. Les suivis, effectués sur des sites avec dénivelé permettront de réaliser des cartes de

chaleur représentant les noyaux de population selon l'altitude ainsi que les éventuels mouvements de population. Ces suivis permettront aussi d'estimer l'abondance des espèces sur les sites et de la comparer d'année en année.

11.1.3 Estimation d'abondance

Pour réaliser les estimations d'abondance, l'approche de Royle (2004) qui propose une méthode de modélisation hiérarchique, modèle N-mélange, est utilisée. Cette approche est dite hiérarchique car elle aborde deux processus. Un processus d'état qui décrit l'abondance réelle de la population et un processus d'observation qui décrit la probabilité de détecter l'espèce. Ce modèle permet ainsi de prendre en compte l'imperfection de la détection dans les estimations d'abondance

En effet, ce n'est pas parce que l'espèce est présente que l'observateur la verra, la probabilité de détection n'est pas égale à 1 et cela crée des « faux négatifs ». Si l'espèce n'est pas détectée, c'est soit parce qu'elle est réellement absente, soit parce que l'observateur ne l'a pas vu. Si l'imperfection de la détection n'est pas prise en compte et que les estimations ne reposent que sur les observations d'un suivi ponctuel, l'abondance dite « naïve » sera probablement sous-estimée. Cette analyse requiert un suivi protocolé par réplication spatiale (plusieurs sites) et temporelles (plusieurs visites) (ROYLE, 2004). La réplication permet de quantifier l'imperfection de la détection en estimant la probabilité de détection (MACKENZIE *et al.*, 2002). Le suivi des sites permet d'obtenir des données de comptage et des covariables d'échantillonnage et de site qui permettront d'intégrer la variabilité spatiale et temporelle des suivis (ZIPKIN *et al.*, 2017 ; BÖTSCH *et al.*, 2019). Les covariables d'échantillonnage varient à chaque visite sur chaque site alors que les covariables de sites varient seulement entre les sites et sont considérées stables au cours de temps (MACKENZIE *et al.*, 2002 ; ROYLE, 2004). Sur les sites suivis sous forme de transect, une méthode de découpage des transects en tronçon a été initiée en 2019. Nous avions mis en évidence le besoin de mesurer des covariables de site et d'échantillonnage le long du transect. Cette nouveauté n'a pas pu être mise en place cette année avec le contexte sanitaire Covid 19, nous envisageons de réaliser cet objectif en 2021.

11.1.4 Modélisation de la répartition

Pour modéliser la répartition des espèces, trois grandes catégories de modèles existent, les modèles corrélatifs, les modèles mécanistiques et les modèles hybrides. Les modèles corrélatifs établissent un lien statistique entre des données de présence-absence et des variables climatiques et environnementales (KEARNEY & PORTER, 2009 ; BUCKLEY *et al.*, 2011). Faciles d'utilisation, ils permettent d'identifier les variables environnementales qui explicitent la répartition (DORMANN *et al.*, 2012). Il existe aussi des modèles mécanistiques qui expliquent la répartition de l'espèce en intégrant des processus, ils établissent un lien entre les traits fonctionnels des organismes et leur environnement, ils expliquent la répartition en intégrant les sorties d'un modèle mécanistique dans un modèle corrélatif ou inversement (KEARNEY & PORTER, 2009 ; BUCKLEY *et al.*, 2011). La confrontation des trois cartes obtenues permettra de discuter des similitudes et des différences (CEIA-HASSE *et al.*, 2014).

11.1.5 Modélisation corrélative

Les modèles corrélatifs de répartition permettent de construire des liens entre des données de présence-absence et des variables environnementales. Ils favorisent l'identification des variables qui

orientent la répartition des espèces (DORMANN *et al.*, 2012). Les processus qui définissent les limites d'aires sont fixes dans le temps et l'espace, les modèles effectuent des projections statiques (EVANS *et al.*, 2015) et décrivent plutôt un habitat, soit la niche réalisée, plutôt que la niche fondamentale (KEARNEY & PORTER, 2009). La définition de l'espace spatio-temporel sur lequel la niche réalisée est modélisée n'est pas triviale puisque l'environnement change au cours du temps et que les données d'occurrence collectées sur différentes années ne sont pas soumises aux mêmes conditions.

Ce type de modélisation a permis d'obtenir un atlas de la répartition européenne des amphibiens et des reptiles qui a été actualisé en 2014 (Sillero et al., 2014). Un atlas a également été réalisé sur la Nouvelle-Aquitaine par Cistude Nature (BERRONEAU, 2014a). Cette modélisation requière des données de présence-absence et des variables explicatives ; qui peuvent être climatiques, d'habitat mais aussi la dispersion, la couverture végétale ou les degrés-jours (Heikkinen et al., 2006). Le lien habitat – paysage – démographie peut également permettre une amélioration des projections réalisées (Keith et al., 2008).

11.1.6 Modélisation mécanistique à partir des besoins écophysiologiques pour l'activité

L'objectif de l'étude écophysiologique est de projeter des cartes de répartition les plus fiables possibles en utilisant une méthodologie originale qui prendra en compte la variabilité des événements climatiques ; notamment les variations de température et de couverture neigeuse. Pour répondre à cet objectif, l'approche mécanistique est développée à partir du modèle de Sinervo *et al.* (2010) fondé sur les temps d'activité et de restriction au cours de la période de reproduction. Les modèles mécanistiques permettent d'obtenir des cartes de répartition en explicitant les processus qui définissent les limites des aires de répartition des espèces (KEARNEY & PORTER, 2009 ; EVANS *et al.*, 2015). Les données écophysiologiques sont des variables propres à l'espèce et sous dépendance de l'environnement ; par exemple une gamme de température sur laquelle l'individu peut se reproduire. Chez les ectothermes, le temps d'activité, en particulier pendant le printemps est déterminant pour la fitness de l'organisme (SINERVO *et al.*, 2010). Lors de périodes d'inactivité, l'individu est contraint de rester dans son refuge (dont certaines caractéristiques thermiques ont été étudiées de façon inédite en 2020 ; cf. paragraphe 11.2.9 Variation des températures opérantes en refuge), ne peut pas rechercher de l'énergie via le foraging ou un partenaire sexuel (Fig. 243). Cette réduction du temps d'activité résultant de l'augmentation des températures entraîne une réduction de l'énergie acquise en vue de la reproduction qui conduit à une baisse du succès reproducteur et enfin participe à l'augmentation de la probabilité d'extinction de la population.

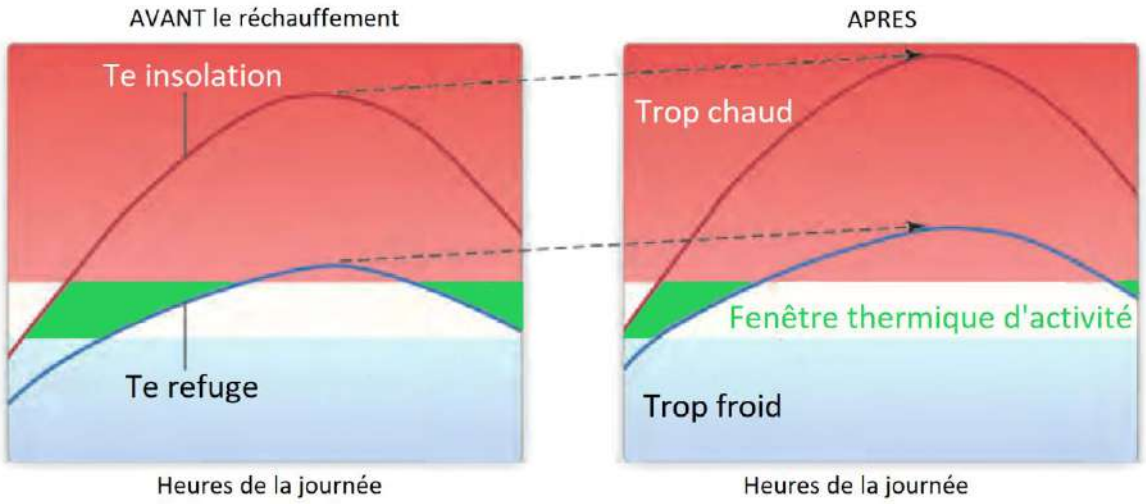


Fig. 243. Fenêtre d'activité thermique en fonction des températures opérantes d'insolation (courbe rouge) et de refuge (courbe bleue), modifié de Huey et al. 2010.

Sinervo *et al.* (2010) ont proposé un modèle mécanistique fondé sur le calcul des temps de restriction d'activité. Ce modèle calcule sur la période de reproduction le temps pendant lequel les températures extérieures ressenties par un lézard en insolation sont trop élevées – supérieures au seuil de la température préférée (Tpref) – pour lui permettre d'être actif. Par comparaison des temps calculés sur les sites étudiés avec le seuil limite de temps de restriction conduisant à l'extinction (Hr–limit), la persistance ou l'extinction de l'espèce sur le site étudié peut être définie (HUEY *et al.*, 2010 ; SINERVO *et al.*, 2010). Pour projeter le calcul des heures de restriction dans le futur et donc établir l'extinction ou la persistance des populations, l'équation Hr=a*(Tmax–Tpref)+b est proposée. Les coefficients a et b sont déterminés selon l'espèce étudiée. Tmax correspond à la température maximale de l'air et Tpref correspond à la température préférée de l'espèce étudiée. Le seuil Hr–limit n'est pas connu pour toutes les espèces, il résulte de l'observation de l'extinction d'espèces à cause du changement climatique seul (SINERVO *et al.*, 2010) ou est obtenu en calculant le 95ème percentile de la distribution des Hr au cours de la saison de reproduction

Ce modèle très simpliste a été critiqué sur divers aspects, notamment l'absence de prise en compte de la variabilité et de la structure des micro–habitats qui pourraient apporter des zones de refuges climatiques (CLUSELLA–TRULLAS & CHOWN, 2011). La variabilité temporelle n'est pas prise en compte, puisque l'équation se fonde sur une unique valeur de Tmax, qui correspond à une température moyennée sur toute la période de reproduction. Or, la variabilité des températures joue un rôle clé dans la réponse des organismes au changement climatique et sur leurs performances (VASSEUR *et al.*, 2014 ; BUCKLEY & HUEY, 2016 ; HERRANDO–PÉREZ *et al.*, 2019). Dans Sinervo et al. 2018, la modélisation est réalisée à une résolution plus fine, celle du kilomètre, ce qui permet d'observer que les sites les plus frais pourraient devenir des refuges thermiques. La relation entre Hr, Tmax et Tpref est améliorée à l'aide d'une fonction sinusoïdale et les erreurs de prédiction sont quantifiées (SINERVO *et al.*, 2018). Cependant, il reste encore de nombreuses améliorations à proposer pour intégrer la variabilité temporelle et spatiale des données (KEARNEY *et al.*, 2012 ; FELDMEIER *et al.*, 2018).

Également critiquées, les notions d'activité et d'inactivité sont réduites à un processus « on–off » alors que c'est un processus continu (GUNDERSON & LEAL, 2015). Gunderson & Leal considèrent l'activité comme un processus qui a lieu sur une certaine gamme de température et qui peut varier en intensité. Ils définissent ainsi un cadre conceptuel pour comprendre les contraintes thermiques sur l'activité à

l'aide de quatre composantes ; des seuils pour définir la fenêtre d'activité thermique ; le type d'activité; une distribution de probabilité d'activité selon la température et une vigueur d'activité qui définit l'intensité de l'activité et qui varie également selon la température (GUNDERSON & LEAL, 2015 ; GUNDERSON & LEAL, 2016). Selon le type d'activité, les seuils, la distribution de probabilité et la vigueur d'activité sont susceptibles d'être modifiés. Ce modèle permet ainsi d'être plus précis sur les définitions des temps d'activité et d'inactivité et semblerait plus approprié pour projeter les extinctions liées à cette réduction du temps d'activité. Cependant, les définitions des distributions de probabilité et des vigueurs d'activité nécessitent des données issues de nombreux suivis comportementaux et sont donc difficiles à obtenir. D'autres études définissent l'activité selon deux seuils, VTmin et VTmax, ce qui offre un compromis entre la méthode continue de Gunderson & Leal (2015) et la méthode de Sinervo *et al.* (2010). Ces températures correspondent aux températures corporelles minimales et maximales mesurées sur des individus actifs observés sur le terrain.

11.1.7 Problématiques

Le principal facteur qui semble menacer ces deux espèces de lézards est l'augmentation des températures. Des températures trop élevées pourraient entraîner une réduction des performances de la reproduction liée à des temps d'activité réduits (moins de temps dédiés à la recherche d'un partenaire sexuel, à la recherche de nourriture). Ainsi, le Lézard de Bonnal pourrait disparaître au profit du Lézard des murailles dont l'élévation des températures permettrait la remontée. Le Lézard catalan, espèce thermophile présente principalement en Espagne, pourrait à l'inverse profiter de l'élévation des températures pour coloniser des sites où seul le Lézard des murailles est présent aujourd'hui. Le protocole de suivi permet de mesurer l'évolution du rapport de force entre les différentes espèces sur les sites d'étude, c'est à dire la proportion de chaque espèce sur les sites au fil des années. Sur le long terme, ce protocole d'échantillonnage permettra de mettre en évidence l'évolution des répartitions altitudinales des trois lézards gris. Afin de caractériser la probabilité de persistance d'*I. Bonnali* et de *P. liolepis*, le modèle de Sinervo *et al.* (2010) est utilisé comme une base de travail. À partir de mesures de températures opérantes sur les sites d'étude, nous étudions comment la prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle permet de nuancer le calcul des temps d'activité. Cette variabilité sera intégrée dans le modèle mécanistique, ce dernier sera mis en relation avec le modèle corrélatif pour produire un modèle hybride.

Ainsi, ce chapitre s'articule d'abord sur les suivis naturalistes des espèces puis sur les modélisations corrélative et écophysiologique mises en œuvre. Tout d'abord, il présente les sites d'étude, les clés de détermination des espèces et les méthodes pour analyser les mouvements altitudinaux des espèces suivies. Ensuite, il aborde la modélisation corrélative puis les protocoles mis en place pour la modélisation mécanistique et les différentes approches utilisées. Il est attendu une contraction de l'aire du Lézard de Bonnal et une expansion de l'aire du Lézard catalan. Ce chapitre présente ensuite les résultats des études menées depuis 2017 puis discute de ceux-ci tout en proposant les derniers objectifs à réaliser au cours de la dernière année du programme en 2021.

11.2 Matériel et Méthodes

11.2.1 Sites d'étude pour les suivis naturalistes

Les sites d'étude sélectionnés présentent des caractéristiques distinctes en termes de densité d'individus et de syntopie et une variation altitudinale permettant d'étudier les mouvements d'aires de répartition en altitude. Les sites ont été déterminés en 2017 et ont été strictement reconduits en 2018, 2019 et 2020. Dans un souci d'optimisation des déplacements et sur la base de la disponibilité en habitat favorable, il a été choisi trois sites pour le Lézard catalan et quatre pour le Lézard de Bonnal. Deux sites sont situés au Pays Basque, sur les communes d'Esterençuby et de Mendive et concernent le Lézard catalan. Les autres sont situés en vallée d'Aspe et vallée d'Ossau, sur les communes d'Etsaut, de Laruns et d'Eaux-Bonnes Fig. 244, Tab. XCV)

– Site d'Esterençuby : densité moyenne de Lézard catalan sur la partie aval, densité moyenne de Lézard des murailles sur la partie amont, pas ou peu de chevauchement des deux espèces ;

– Site de Mendive : densité faible à moyenne de Lézard des murailles en aval et en amont, densité moyenne de Lézard catalan en zone intermédiaire, peu de chevauchement des deux espèces ;

– Site d'Etsaut : densité forte de Lézard des murailles en aval et en amont, densité forte de Lézard catalan en zone intermédiaire, chevauchement des deux espèces ;

– Site d'Ossau Nord : densité faible en aval du Lézard des murailles, densité faible en amont du Lézard de Bonnal, chevauchement des deux espèces ;

– Site d'Arrious : densité forte en aval du Lézard des murailles, densité forte en amont du Lézard de Bonnal, chevauchement des deux espèces ;

– Site d'Anglas : pas de Lézard des murailles en aval, densité forte de Lézard de Bonnal en amont ;

– Site de Peyreget : Lézard des murailles a minima en aval, densité très faible de Lézard de Bonnal en amont.

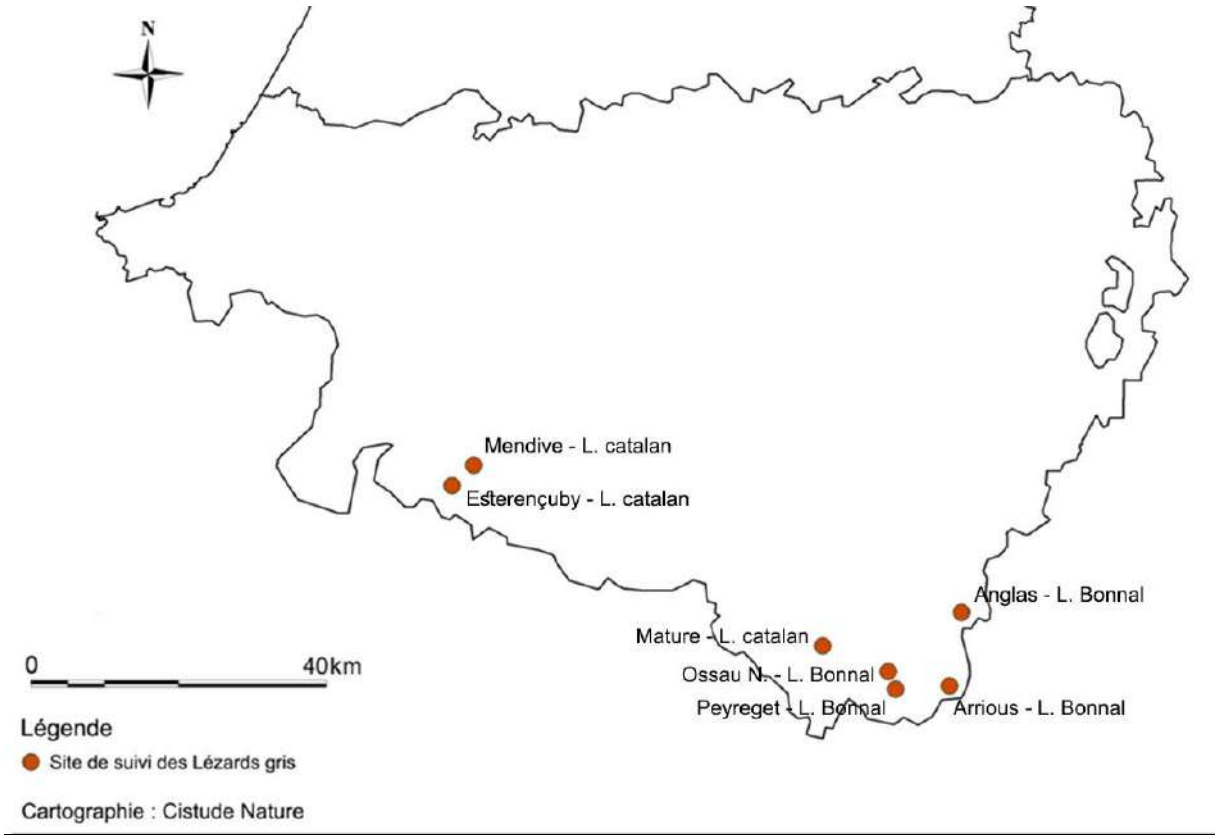


Fig. 244. Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi des "lézards gris"

Tab. XCV. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre des suivis "lézards gris"

Département Commune	Dénomination	Type d'habitat	Longueur du tronçon	Statut	Structure de suivi et nom de l'observateur
Pyrénées-Atlantiques - Esterençuby	Esterençuby	Série d'Affleurements rocheux	1800 m	N2000, ZNIEFF2	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Mendive	Mendive	Série d'Affleurements rocheux	2200 m	N2000	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Etsaut	Chemin de la Mâture	Falaise	1550 m	N2000,PNP	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Eaux-Bonnes	Ossau Nord	Pelouses alpines et éboulis	1250 m	N2000, PNP, ZNIEFF1	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Eaux-Bonnes	Anglas	Pelouses alpines et éboulis	1500 m	N2000, PNP	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Laruns	Arrious	Pelouses alpines et éboulis	2300 m	N2000, PNP, ZNIEFF1	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées-Atlantiques - Laruns	Peyreget	Pelouses alpines et éboulis	1220 m	N2000, PNP, ZNIEFF1	Cistude Nature -Matthieu Berroneau

11.2.2 Échantillonnage par pointage des individus

Le protocole de suivi des individus s'inspire du protocole POP reptiles reconnu au niveau national (LOURDAIS & MIAUD, 2016). Il consiste en un dénombrement systématique des différentes espèces, par prise de contact visuel des individus au sein des différentes placettes ou transect des sites d'étude. Les pointages sont effectués pour le Lézard de Bonnal, le Lézard catalan et le Lézard des murailles. Trois visites par an sont effectuées pendant lesquelles les individus vus sont pointés à l'aide d'un GPS. Ces visites sont espacées d'au moins une semaine. Les passages sur les sites à Lézard catalan ont été effectués mi-juin, mi-juillet et début août. Les passages sur les sites à Lézard de Bonnal sont réalisés aux mois de juin (dernière semaine), juillet et août (Tab. XCVI). À noter : En 2020, pour cause de conditions météorologiques défavorables, le dernier passage n'a pas plus être réalisé sur Ossau Nord. L'objectif du protocole est de mesurer l'évolution du rapport de force entre les différentes espèces de lézards sur les sites d'étude. Ce protocole doit permettre, sur le long terme, de mettre en évidence l'évolution des répartitions altitudinales de ces trois lézards gris. Les données d'observations seront également utilisées pour faire des estimations de l'abondance du Lézard catalan et du Lézard de Bonnal ainsi que la modélisation corrélative de la répartition.

Tab. XCVI. Dates de comptage sur l'ensemble des sites « lézards gris » en 2020 (MB : Matthieu Berroneau, AP : Anthony Prevost)

		Passage 1	Passage 2	Passage 3
Sites L. catalan	Esterençuby	20/06/2020 MB, AP	07/07/2020 AP	24/07/2020 AP
	Mendive	31/06/2020 MB, AP	07/07/2020 AP	25/07/2020 AP
	Etsaut	27/05/2020 MB, AP	27/06/2020 MB, AP	21/07/2020 AP
Sites L. de Bonnal	Anglas	19/07/2020 AP	31/07/2020 AP	27/08/2020 MB
	Arrious	10/07/2020 AP	23/07/2020 AP	05/08/2020 AP
	Ossau Nord	18/07/2020 MB, AP	28/07/2020 MB	Pas de passage 3
	Peyreget	17/07/2020 AP	27/07/2020 MB	04/08/2018 MB

Le choix de placettes ou de transect est justifié par les différentes configurations des sites, habitat favorable en patch (suivi placette) versus habitat favorable sur transect linéaire (suivi transect) (MALLARD, 2018a ; MALLARD, 2018b ; MALLARD, 2017b). Ainsi, pour le Lézard catalan, deux sites d'étude ont été suivis par placettes, Esterençuby et Mendive et le troisième, Etsaut, par transect. Pour le Lézard de Bonnal, tous les sites ont été suivis par transect. Chaque site d'étude est caractérisé par la longueur du transect et les altitudes de départ et d'arrivée. Les sites étudiés en placettes sont aussi caractérisés ainsi puisque les placettes ont été disposées le long d'un transect fictif (Tab. XCVII, Fig. 245 et Fig. 246).

Tab. XCVII. Caractéristiques des transects étudiés

Dénomination du site	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Coordonnées du point de départ	Coordonnées du point d'arrivée
Esterençuby	1800 m, 8 placettes	580-950	43,066622 ;-1,186156	43,059340 ;-1,162932
Mendive	2200 m, 8 placettes	640-890	43,110751 ;-1,109872	43,100705 ;-1,086815
Etsaut	1500 m, transect	765-1225	42,889828 ; -0,561778	42,888755 ; -0,547230
Ossau Nord	1250 m, transect	1850-2250	42,856213 ;-0,437084	42,847778 ;-0,441382
Anglas	1500 m, transect	1965-2400	42,936967 ;-0,320407	42,929141 ;-0,331722
Arrious	2300 m, transect	1800-2260	42,842209 ; -0,363153	42,848724 ;-0,342115
Peyreget	1220 m, transect	2030-2320	42,836458 ;-0,427902	42,834201 ; -0,439479

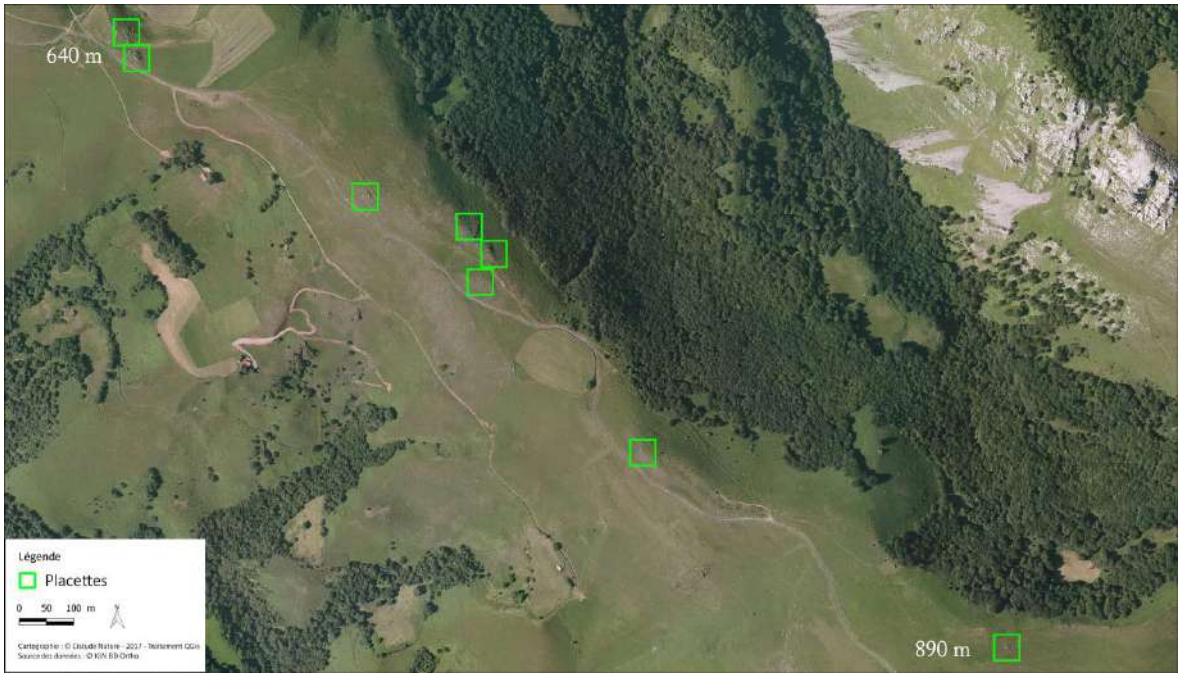


Fig. 245. Disposition des placettes du site « Mendive » (Lézard catalan)



Fig. 246. Disposition du transect du site « Anglas » (Lézard de Bonnal)

La prospection se résume de la façon suivante :

– Sur placette, observation et dénombrement des lézards avec une prospection lente et aléatoire. 10 minutes par placettes maximum. 3 passages par placettes espacés d'une semaine minimum.

– Sur transect, déplacement lent avec observation des lézards. Dénombrement et géolocalisation systématique des différents individus. Durée de prospection chronométrée et équivalente à chaque passage. 3 passages espacés d'une semaine minimum.

Le matériel nécessaire à l'observateur est le suivant : paire de jumelles, GPS, anémomètre, thermomètre, appareil photographique, carte du site et des placettes ou du transect et les fiches de relevés. Deux fiches sont complétées pour chaque site, une fiche covariables de site et une autre concernant les observations et les covariables d'échantillonnage. Les covariables de sites correspondent aux variables dépendant de la configuration du site (exposition, description de l'habitat, etc.). Les covariables d'échantillonnage correspondent aux variables relevées à chaque passage : données météorologiques, comptage, etc. (MALLARD, 2017b).

Pour chaque site, sont notés : l'heure du début et de fin, la durée de la prospection qui doit globalement être la même pour un même site ; la température, valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en degré Celsius) prise à hauteur d'homme ; le vent, valeur maximale indiquée par l'anémomètre (en m/s) sur une minute, à hauteur d'homme et face au vent ; la couverture nuageuse indiquée selon 5 coefficients ($1 \leq 20\%$; $20\% < 2 \leq 40\%$; $40\% < 3 \leq 60\%$; $60\% < 4 \leq 80\%$; $5 > 80\%$) ; et enfin le nom de l'observateur.

Pour chaque observation, sont notés : nom de l'espèce ; sexe (mâle, femelle, indéterminé) ; stade (adulte, juvénile) si le type d'observation le permet ; abondance « naïve » soit le nombre d'individus ; les coordonnées GPS, les champs renseignés sont de gauche à droite la latitude et la longitude (projection : WGS 84) ; l'altitude ; les photos si réalisées et d'éventuels commentaires.

La prospection est réalisée lors de conditions météorologiques permettant l'activité des lézards et donc leur détection. Les lézards gris d'Aquitaine sont tous relativement actifs et visibles en journée, en dehors des jours de fort vent, froid, ou des jours de pluie. Les conditions météorologiques optimales sont un ciel dégagé, une température de l'air comprise entre 15° et 25° et un vent faible voire nul. Les lézards sont invisibles par temps trop froid ou trop chaud (BERRONEAU, 2015).

11.2.3 Détermination des espèces

Le département des Pyrénées-Atlantiques présente la particularité d'abriter quatre espèces de lézards gris décrites ci-après (BERRONEAU, 2014a).

- Le Lézard des murailles, *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). Ce lézard est largement réparti en Nouvelle-Aquitaine et dans les Pyrénées-Atlantiques. Ubiquiste, il colonise tout type de milieu, avec une préférence pour les milieux rocailleux. Il atteint au moins 2360 m dans le département.

- Le Lézard catalan, *Podarcis liolepis* (Boulenger, 1905). Ce lézard ibérique traverse de part en part les Pyrénées et gagne notamment le Pays basque à l'ouest. Une unique station a également été découverte dans le Béarn. Cette espèce est strictement rupestre. Thermophile, elle ne dépasse pas 950 m d'altitude en Pyrénées-Atlantiques.

- Le Lézard de Bonnal, *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927). Endémique de l'ouest des Pyrénées, cette espèce est inféodée aux éboulis et autres structures rocheuses plus ou moins végétalisées d'altitude. Dans les Pyrénées-Atlantiques, sa répartition altitudinale s'étend entre 1991 et 2683 m.

- Le Lézard vivipare, Zootoca vivipara (Lichtentein, 1823). Le Lézard vivipare est une espèce adaptée aux milieux frais et humides. Rare et localisée en plaine, cette espèce devient relativement abondante en montagne. Le Lézard vivipare présente une nette préférence pour les habitats de landes et de tourbières, mais devient moins exigeant en altitude, où il atteint 2310 m.

La détermination du Lézard de Bonnal et du Lézard vivipare est relativement aisée. Le Lézard des murailles et le Lézard catalan présentent en revanche des similitudes morphologiques importantes nécessitant une certaine expérience. Une clé de détermination est proposée dans le protocole de Berroneau (2015) (Fig. 247, Tab. XCVIII).



Fig. 247. De gauche à droite, Lézard vivipare, Lézard des murailles, Lézard catalan, Lézard de Bonnal

Tab. XCVIII. Différents critères de détermination des quatre espèces de lézards gris d'Aquitaine

	Lézard des murailles	Lézard catalan	Lézard de Bonnal	Lézard vivipare
Forme générale	Lézard aplati horizontalement et robuste	Lézard aplati horizontalement, petit et peu robuste	Lézard aplati horizontalement	Lézard aplati verticalement, généralement petit et trapu
Forme de tête	Museau grand, long et droit	Museau court, fin et pointu	Museau grand et long, arcade sourcilière marquée (profil "crocodilien")	Museau très court et arrondi, tête haute
Ecaillure	Fine	Fine	Fine	Grossière, possibilité de compter les écailles dorsales
Motifs dorsaux	Mâle généralement marbré, ligne vertébrale et aspect ligné fréquents chez les femelles	Mâle généralement marbré, aspect ligné très marqué chez les femelles	Dos uni et flanc sombre, pas de ligne vertébrale sombre	Robe rarement marbré, ligne vertébrale sombre fréquente
Face ventrale	Parfois orangé, écailles latérales bleues fréquentes	Souvent orangé, écailles latérales bleues possibles	Jamais orangé, pas d'écailles latérales bleues	Parfois orangé, pas d'écailles latérales bleues
Ecaille internasale	Ne touche pas la rostrale	Ne touche pas la rostrale	Touche largement la rostrale	Ne touche pas la rostrale
Présence d'un ocelle blanc entourée de noir au-dessus de l'épaule	Oui	Non	Non	Non

11.2.4 Analyses des mouvements d'aire de répartition à l'échelle du site, cartes de chaleur et répartition altitudinale

Les observations sont reportées sur fond cartographique. La carte de chaleur ou carte de densité est un outil sous QGIS 2.18.14 qui simule la densité d'individus observés dans un périmètre donné. Plus le nombre d'observations est important, plus la couleur est intense. Cet outil permet ainsi de visualiser les zones de concentration au sein de chaque « population ». Les cartes de chaleur sont établies sur l'ensemble de chaque site, selon la somme des observations annuelles de chaque espèce. Les altitudes et coordonnées moyennes par espèce sont également calculées.

11.2.5 Estimation d'abondance

L'estimation d'abondance par la méthode N-mélange requière des suivis répliqués dans le temps et dans l'espace (ROYLE, 2004). Pour construire un modèle de mélange N, il est nécessaire de définir K, un paramètre de réglage sans sens biologique et de choisir la loi de distribution de densité la plus appropriée (COUTURIER *et al.*, 2013). Lorsque K augmente, l'abondance de l'estimateur augmente aussi jusqu'à sa stabilisation. Nous avons donc choisi la valeur de K au-delà de laquelle l'abondance se stabilisait. Parallèlement, nous avons défini la meilleure loi de distribution de densité pour les données de comptage étudiées. Dans le package unmarked utilisé (FISKE & CHANDLER, 2011 ; FISKE & CHANDLER, 2019), trois lois de densité ont été mises en œuvre, la loi de Poisson (P), la loi de Poisson avec inflation de zéros (ZIP) et la loi binomiale négative (NB). La distribution ZIP gère la quantité élevée de zéro dans

les données de comptage (TU, 2006) et la distribution NB gère la sur-dispersion des données (ROYLE & NICHOLS, 2003). En utilisant le modèle constant, p(.)lambda(.), nous avons défini la distribution la plus appropriée entre P, ZIP et NB à partir du critère corrigé d'Akaike (AICc). Ensuite, nous avons calibré la valeur K et réalisé des tests d'ajustement avec un test paramétrique bootstrap avec 1000 simulations. Ensuite, le modèle variable p(t)lambda(.) et les autres prenant en compte des covariables standardisées ont été construits. Tous les modèles ont été comparés selon les critères de l'AICc. L'ajustement des modèles avec un delta AICc inférieur à 10 a été testé. Le meilleur des meilleurs modèles a été sélectionné pour estimer l'abondance sur chaque placette.

Cette année, nous avons réalisé cette analyse pour les deux sites suivis sur placettes, Mendive et Esterençuby. Les covariables de site sont le pourcentage d'occupation du sol par les roches et l'altitude ; les covariables d'échantillonnage sont la température, la nébulosité et la visite, comme en 2019. Ces covariables n'ont été relevées qu'en 2019 et 2020, les modèles réalisés sur les données de 2017 et 2018 se restreignaient aux modèles simples p(.)lambda(.) et p(visite)lambda(.).

11.2.6 Modélisation corrélative

Lors de cette modélisation, les indications du livre de Guisan *et al.* (2017), en particulier celles du chapitre 19.1 sont respectées scrupuleusement. La modélisation corrélative se réalise selon plusieurs étapes, présentées brièvement ci-dessous, détaillées dans la méthodologie décrite dans la thèse de Florèn HUGON et dans le chapitre du rapport précédent (HUGON & BERRONEAU, 2019 in Mallard, 2019).

La période de référence est 1991-2020 et les projections futures sont étudiées sur trois horizons, proche 2021-2050 (horizon 1), moyen 2041-2070 (horizon 2) et lointain 2071-2100 (horizon 3) pour trois scénarios RCP, 2.6, 4.5 et 8.5. Pour décrire ces périodes futures, nous avons utilisé le terme "couple scénario-horizon", nous distinguons ainsi les couples RCP26h1, RCP26h2, RCP26h3, RCP45h1, RCP45h2, RCP45h3, RCP85h1, RCP85h2 et RCP85h3.

Les points d'occurrence résultent du suivi de l'abondance des deux lézards par le programme et de la base de données GBIF. Pour éviter la pseudo-réplication des données, un seul point d'observation est sélectionné dans chaque maille (ASTRUC *et al.*, 2017 ; GUISAN *et al.*, 2017 ; LIANG *et al.*, 2018).

Les variables climatiques issues des simulations ALADIN52 (CNRM 2014) sont utilisées pour le calcul d'indices climatiques cohérents avec la biologie et le cycle de vie des espèces (GARDNER *et al.*, 2019). Ainsi, à partir de neuf variables – températures minimale et maximale journalière à 2 m en °C, précipitations liquides en mm, chutes de neige en mm, rayonnements infra-rouge et visible incident à la surface enW.m-2, humidité spécifique en g.kg-1, vitesse du vent à 10 mètres en m.s-1, vitesse maximum du vent à 10 m en m.s-1 – 61 indices climatiques dont 59 mensuels et 2 annuels ont été calculés.

Tab. XCIX. Indices climatiques pour les périodes d'activité et/ou d'hivernation et/ou annuelle.

Indice	Description	Période	Méthode
MoyV	Moyenne mensuelle de la vitesse du vent	Activité	Moyenne
MoyR	Moyenne de la quantité d'énergie reçue à la surface via le rayonnement total	Activité	Moyenne
SdR	Écart-type de la quantité d'énergie reçue à la surface via le rayonnement total	Activité	Moyenne
TotR	Quantité totale d'énergie reçue à la surface via le rayonnement total	Activité	Somme
TotN	Quantité totale de neige tombée	Hivernation	Somme
NjN	Nombre de jours de neige	Hivernation	Somme
TotP	Cumul des précipitations liquides	Annuel	Somme
NjP	Nombre de jours de pluie	Annuel	Somme
NjS_Consec	Période de sécheresse la plus longue	Activité	Moyenne
NjPN_Consec	Période de précipitation la plus longue	Activité	Moyenne
MoyT	Moyenne des températures moyennes	Activité et Hivernation	Moyenne
SdT	Écart type des températures moyennes	Activité	Moyenne
MoyTmin	Moyenne des températures minimales	Activité	Moyenne
SdTmin	Écart type des températures minimales	Activité	Moyenne
MoyTmax	Moyenne des températures maximales	Activité	Moyenne
SdTmax	Écart type des températures maximales	Activité	Moyenne
ExF_Tmax	Extrême froid de la température maximale	Activité	Moyenne
ExC_Tmax	Extrême chaud de la température maximale	Activité	Moyenne
ExF_Tmin	Extrême froid de la température minimale	Activité	Moyenne
ExC_Tmin	Extrême chaud de la température minimale	Activité	Moyenne
NjGel	Nombre de jours de gel	Annuel	Somme
NjAbsDegel	Nombre de jours sans dégel	Annuel	Somme
NjForteC	Nombre de jours de forte chaleur	Activité	Somme
MoyHR	Moyenne mensuelle de l'humidité relative	Activité	Moyenne
MoyPtR	Moyenne mensuelle du point de rosée	Activité	Moyenne
SdPtR	Écart-type mensuel du point de rosée	Activité	Moyenne
Mar	Indice mensuel d'aridité de Martonne	Activité	Moyenne
TotDJ1035	Nombre de degrés jours métabolique	Activité	Somme

Nous avons sélectionné des indices climatiques qui nous semblaient pertinents par rapport au cycle de vie des espèces. « Le cycle de vie des lézards que nous étudions est scindé en deux périodes, une période d'activité et une période d'hivernation définies par les conditions environnementales (WINGFIELD, 2008). Chez le Lézard de Bonnal, la période d'activité débute dès la fonte des neiges et prend fin dès les premières chutes de neiges (ARRIBAS & GALAN, 2005 ; BERRONEAU, 2015). Cette période

varie selon l'altitude du site d'étude, nous avons défini la période d'activité du 01 mai au 31 octobre et la période d'hivernation du 01 octobre au 31 mai. Pour le Lézard catalan, la période d'activité est bornée par la fin de l'hiver et le milieu de l'automne (BERRONEAU, 2015), nous avons définis la période d'activité du 01 mars au 31 octobre et la période d'hivernation du 01 novembre au 31 mars. Nous n'avons pas distingué la période de reproduction et la période d'activité car la période post-reproduction permet le renouvellement des réserves énergétiques pour la période de reproduction de l'année suivante (KUHN, 1994 ; BONNET, 2011). De plus, chez le Lézard de Bonnal, il a été montré que l'activité n'est pas différente selon la période de reproduction et post-reproduction (ARRIBAS, 2009). Ainsi, pour les deux espèces, 29 indices climatiques ont été sélectionnés (Tab. XCIX).

Les variables environnementales ont été choisies selon l'écologie de l'espèce. Le Lézard de Bonnal est présent sur des habitats soumis aux vents avec de forts contrastes thermiques et hydriques. La pluviométrie est élevée, la neige est présente sur 6 à 8 mois de l'année (POTTIER, 2012). La température de l'air et le rayonnement solaire expliqueraient en partie son activité (DATCHARRY, 2014). Le Lézard catalan est soumis à des conditions climatiques similaires (CARNEIRO, 2012). Ainsi, nous avons sélectionné pour ces espèces, les variables « altitude », « exposition », « pente », « ombrage » issues d'un MNT 100 mètres puis calculées pour la résolution 1km, la variable « pourcentage de fragments grossiers dans le sol » (BALLABIO *et al.*, 2016), les variables « zone humide » (BERTHIER *et al.*, 2014), « cours d'eau » issue de la BD CARTHAGE, « plans d'eau » issue de la BD TOPO et enfin les variables occupation du sol, « prairies », « forêts » et « pelouses », calculées par le CESBIO (CESBIO, 2020) en pourcentage.

L'ensemble des 34 variables a été obtenu à la résolution 1km², ce qui représente un compromis entre les données climatiques et les données d'habitat et projeté dans le système géodésique mondial WGS84. Les tests de corrélation ont été réalisés en deux à deux en ne conservant que les variables ayant un coefficient inférieur à 0,7.

Pour modéliser la répartition, nous avons utilisé le package BIOMOD2 (GUISAN *et al.*, 2017 ; THUILLER *et al.*, 2020) qui est une version plus aboutie de BIOMOD (THUILLER, 2003 ; THUILLER *et al.*, 2009). Ce package, facile d'utilisation, permet de sélectionner les variables selon leur importance, i.e. leur pouvoir explicatif, et les méthodes selon les courbes de réponses des variables, puis de projeter les répartitions au présent et au futur selon différents scénarios (CEIA-HASSE *et al.*, 2014).

Les méthodes de régression (GAM, GLM, MARS), de classification (ANN, FDA) et de ré-échantillonnage (CTA, GBM, RF) ont été utilisées. Toutes ces méthodes requièrent un jeu de pseudo-absence. À l'issue d'une étude bibliographique(WISZ & GUISAN, 2009 ; BARBET-MASSIN *et al.*, 2012), nous avons décidé de générer 10 fois 1000 pseudo-absences afin de réduire l'effet du jeu de pseudo-absences (ITURBIDE *et al.*, 2015 ; CHAPMAN *et al.*, 2019).

Pour évaluer la qualité des modèles, il est nécessaire d'utiliser soit un autre jeu de données indépendant, soit la validation croisée, soit un jeu de données indépendant issu de notre jeu de données en scindant celui-ci en deux parties (GUISAN *et al.*, 2017 ; HAO *et al.*, 2019). Ne disposant pas d'un autre jeu de données, il a été décidé de scinder le jeu de données en deux, avec 70% pour l'apprentissage et 30% pour l'évaluation selon 10 runs (ASTRUC *et al.*, 2018 ; LIANG *et al.*, 2018 ; SOUSA-GUEDES *et al.*, 2020). Les modèles ont été évalués au moyen du critère TSS – True Skill Statistic (LYONS & KOZAK, 2020), un modèle étant considéré comme bon si ce critère est supérieur à 0,7 (GUISAN *et al.*, 2017 ; FOURCADE *et al.*, 2018). Enfin, pour déterminer l'importance des variables, 10 permutations ont été réalisées.

Une première modélisation a été réalisée à partir des 8 méthodes et des variables sélectionnées selon le critère de corrélation maximal de 0,7. Les sorties obtenues ont permis d'effectuer une sous-

sélection des variables et des méthodes selon les coefficients d'importance des variables et les courbes de réponses. Les méthodes dont les courbes de réponses étaient lisses ou en escalier ont été supprimées. Les 10 premières variables par ordre d'importance pour les méthodes retenues ont été sélectionnées.

Les différentes méthodes de modélisation sont régulièrement comparées entre elles (ELITH *et al.*, 2006 ; HEIKKINEN *et al.*, 2006 ; HAO *et al.*, 2019). Les articles scientifiques comparatifs indiquent l'importance de tester plusieurs fois le modèle et ses erreurs de projection (ELITH *et al.*, 2006). Il est également souvent proposé de combiner plusieurs modèles entre eux pour obtenir un modèle d'ensemble et diminuer ainsi les incertitudes de chacun (HEIKKINEN *et al.*, 2006). Les modèles d'ensemble peuvent être obtenus en calculant la moyenne des probabilités des modèles, la médiane, la moyenne pondérée et par « commitee averaging » (transformation des probabilités de présence en système binaire 0/1 puis moyenne) (GUISAN *et al.*, 2017). La méthode coefficient de variation des probabilités permet d'estimer l'incertitude, la variation entre tous les modèles pour la modélisation d'ensemble, une valeur élevée indique que l'incertitude est importante ; cette méthode n'est pas bornée dans l'intervalle [0,1] comme le sont les autres (THUILLER *et al.*, 2020). Ici, les 5 méthodes ont donc été réalisées avec les modèles ayant un critère TSS au-dessus de 0,7.

À partir du modèle d'ensemble, les projections au temps présent et aux horizons futurs ont été obtenues. Enfin, les pourcentages de changement d'aire de répartition entre la projection au temps présent et les projections futures ont été calculés, c'est à dire les pourcentages de perte et de gain d'habitat ainsi que les pourcentages d'habitat qui restaient inoccupés ou occupés.

11.2.7 Modélisation mécanistique, des températures opérantes au temps d'activité et indice de persistance

L'enregistrement des températures opérantes (Te) est réalisé à partir de sondes thermiques placées dans des tubes en PVC mimant les caractéristiques thermiques d'un lézard. L'ensemble est appelé modèle biomimétique, il mesure la température opérante, un proxy de la température corporelle d'un animal s'il était en équilibre thermique avec le milieu, en l'absence d'élévation de température métabolique ou de refroidissement par évaporation (ANGILLETTA *et al.*, 2002 ; DZIALOWSKI, 2005). En d'autres termes, Te est une approximation de la température corporelle du lézard si celui-ci restait à l'endroit où le modèle était déployé (GRBAC & BAUWENS, 2001 ; SINERVO *et al.*, 2010 ; HUEY *et al.*, 2012). La température est enregistrée en situation d'insolation et dans les refuges en enfouissant le tube dans les pierriers à 15 cm en dessous de la surface (cf. paragraphes 11.2.9 et 11.3.6 concernant la caractérisation des Te à différentes profondeurs d'un pierrier).

Plusieurs modèles sont déployés pour étudier la variabilité liée au micro-habitat, à l'altitude, à l'exposition, au site d'étude et à l'année. Pour le Lézard de Bonnal, les sites d'Anglas, d'Arrious et de Peyreget sont équipés. Pour le Lézard catalan, deux sites sont équipés, celui de Mendive et celui d'Etsaut (sauf en 2020, en raison des interdictions de déplacement imposées par l'état d'urgence sanitaire). Toutes les sondes sont mises en place en début de saison de reproduction et récupérées en fin de saison. Dans notre étude, la saison de reproduction est délimitée par les premiers accouplements et les dernières pontes. Pour le Lézard de Bonnal, elle s'étend du 15 juillet au 2 septembre (mais les modèles biomimétiques sont relevés plus tard, et avant les premières neiges) ; pour le Lézard catalan du 01 mars au 31 mai. La température de l'air et l'humidité relative sont mesurées au sol depuis 2017, ce déploiement permet de mesurer les conditions météorologiques que pourraient ressentir les espèces vivant au sol (Tab. C)

Pour le Lézard de Bonnal, la variabilité intra-site est étudiée à partir des enregistrements sur Anglas et Arrious, les variabilités inter-exposition et inter-altitude à partir des enregistrements sur Peyreget, la variabilité inter-sites à partir des enregistrements sur les trois sites en 2019 et la variabilité inter-année à partir des enregistrements sur Anglas et Peyreget. Pour le Lézard catalan, les variabilités intra-site et inter-sites sont étudiées à partir des enregistrements sur Estaut et Mendive et la variabilité inter-altitude à partir des enregistrements sur Mendive. Les enregistrements de 2018 et 2019 ne couvrent pas la totalité de la période de reproduction, ce pourquoi la variabilité inter-année ne peut être étudiée. Les différents niveaux de variabilité sont étudiés selon trois métriques, les températures opérantes, le temps activité et l'indice de persistance.

Les premières étapes de la modélisation mécanistique consistent à définir la méthode de calcul du temps d'activité / d'inactivité au cours de la saison de reproduction et définir le lien entre temps d'activité / d'inactivité et probabilité de persistance. Ensuite, le temps d'activité est lié à une variable environnementale, communément le maximum de la température de l'air (SINERVO *et al.*, 2010). Cette équation permet de projeter le temps d'activité selon différents scénarios climatiques. À partir du temps d'activité, la probabilité de persistance peut ensuite être calculée pour obtenir une carte de probabilité de présence.

En premier lieu, la représentation des séries de températures opérantes et le calcul de statistiques descriptives permet l'observation des variabilités spatiales et temporelles. Les statistiques calculées sont l'étendue, les quartiles, les quantiles 0,025 et 0,975, l'écart type et la moyenne.

Tab. C. Déploiement des sondes biomimétiques et enregistreuses de la température et de l'humidité relative pour l'étude écophysiologique du Lézard de Bonnal et du Lézard catalan

(N et S pour Nord et Sud, B et H pour Bas et Haut, HR = humidité relative, Tsol = température du sol, TeSup et TeInf = températures opérantes en insolation et en refuge, R1 et R2 = réplicats 1 et 2)

	Data, Localité	Coordonnées, Altitude	Déploiement
Peryreget	TeSup et TeInf, NB	42,83451 ; -0,43808 ; 2280m	2017-2021
	TeSup et TeInf, NH	42,83168 ; -0,4416 ; 2420m	2017-2021
	TeSup et TeInf, SB	42,82992 ; -0,44694 ; 2285m	2017-2021
	TeSup et TeInf, SH	42,83052 ; -0,44199 ; 2440m	2017-2021
	TeSup et TeInf,	42,85586 ; -0,436685 ; 2065m	2019
	Tsol et HR, NH	42,83168 ; -0,4416, 2420m	2017-2021
	Tsol et HR, SH	42,83052 ; -0,44199 ; 2440m	2017-2021
Anglas	TeSup et TeInf, R1	42,93306 ; -0,32621 ; 2035m	2017-2021
	TeSup et TeInf, R2	42,93317 ; -0,32609 ; 2035m	2017-2021
	Tsol et HR	42,93287 ; -0,32624 ; 2030m	2017-2021
	TeInf – Hiver	42,93317 ; -0,32609 ; 2035m	2018-2019
Arrious	TeSup et TeInf, R1	42,8542 ; -0,34826 ; 2070m	2019
	TeSup et TeInf, R2	42,8544 ; -0,34814 ; 2070m	2019
	Tsol et HR	42,8544 ; -0,34814 ; 2070m	2019
Etsaut	TeSup et TeInf, R1	42,88832 ; -0,56133 ; 850m	2017-2019
	TeSup et TeInf, R2	42,88756 ; -0,55928 ; 850m	2017-2019
Mendive	TeSup et TeInf, R1, H	43,10875 ; -1,08236 ; 1045m	2017-2019
	TeSup et TeInf, R2, H	43,10875 ; -1,08236 ; 1045m	2017-2019
	Tsol et HR, H	43,10875 ; -1,08236 ; 1045m	2017-2019
	TeSup et TeInf, R1, B	43,1067 ; -1,10039 ; 735m	2017-2019
	TeSup et TeInf, R2, B	43,1067 ; -1,10039 ; 735m	2017-2019
	Tsol et HR, B	43,1067 ; -1,10039 ; 735m	2017-2019

Pour le calcul du temps d'activité, nous utilisons la méthode « low-constraint » (Gunderson & Leal, 2015) où le temps d'activité est défini lorsque la température corporelle est incluse dans la fenêtre thermique d'activité bornée par VTmin et VTmax (CAMACHO & RUSCH, 2017 ; CAETANO *et al.*, 2020).

Pour chaque journée de la période de reproduction, les heures d'activité journalières (HaDaily) sont obtenues par somme pour obtenir ensuite le nombre total d'heures d'activité (HaTot) (Eq. 1) (HUGON *et al.*, 2020). La méthode « organismal » permettant de considérer l'activité comme une grandeur continue est en cours de développement et sera abordé dans la partie suivante.

Équation 1 : Calcul du temps d'activité total

$$\mathrm{HaDaily}_j = 10 \times \mathrm{HaCount}_j / 60$$

où $\mathrm{HaCount}_j = \sum_i \mathbb{1}_{\{\mathrm{Te}_{ij} \in [\mathrm{VTmin}, \mathrm{VTmax}]\}}$, avec $\mathbb{1}_{\{\cdot\}}$ une fonction indicatrice et Te_{ij} la $i^{\text{ème}}$ mesure du jour j. Ainsi, le temps d'activité total est :

$$\mathrm{HaTot} = \sum_j \mathrm{HaDaily}_j \tag{3.1}$$

L'indice de persistance (PI) a été défini à partir d'un seuil de persistance (Tpersist) qui représente le temps d'activité total minimum nécessaire au recrutement sur un site au cours d'une période de reproduction. Tpersist est calculé en multipliant la durée d'activité quotidienne de référence (HaDailyref), c'est-à-dire le nombre moyen d'heures d'activité quotidienne, par le nombre de jours de la période de reproduction. PI est le rapport entre HaTot et Tpersist, il fournit une estimation ponctuelle, comparable au sein d'un site, entre les sites et entre les années, ce qui permet l'étude de la variabilité. S'il est compris dans l'intervalle [0,1], il représente une probabilité d'extinction (extP) alors que s'il est supérieur à 1, il représente une marge de sécurité de temps d'activité (HaSM), par rapport à l'augmentation prochaine de la température moyenne et de sa variabilité (Eq. 2) (HUGON *et al.*, 2020).

Équation 2 : Calcul de l'indice PI

$$\begin{cases} \mathrm{Tpersist} & = \mathrm{HaDaily}_{ref} \times \text{nombre de jours de la période de reproduction} \\ \mathrm{PI} & = \mathrm{HaTot}/\mathrm{Tpersist} \\ \mathrm{extP} & = 1 - \mathrm{PI} \text{ si } \mathrm{PI} \in [0,1] \\ \mathrm{HaSM} & = (\mathrm{PI} - 1) \times \mathrm{Tpersist} \text{ si } \mathrm{PI} > 1 \end{cases} \tag{3.2}$$

Le seuil de persistance peut être défini sur la base d'observations naturalistes énoncées dans la littérature. Pour le Lézard de Bonnal, d'après les observations de terrain effectuées sur les populations proches de nos sites d'étude, HaDailyref serait environ égal à 4,5 heures. Arribas (2009) indique un pic d'activité de 10h30 à 12h et une baisse importante de 13h à 18h. L'étude de Pérez-Mellado (1982) indique également un pic matinal puis un second pic en fin d'après-midi. Enfin, Pottier (2012) indique que les individus sont actifs entre 8h et 12h30 seulement avec un pic également de 9h à 11h. Ainsi, nous avons défini Tpersist = 225 heures (4,5 heures multipliées par 50, le nombre de jours de la période de reproduction).

Pour le Lézard catalan, Martin-Vallejo *et al.* (1995) montrent que le nombre de captures est plus important le matin de 8h à 12h puis aux alentours de 18h. Carneiro (2012) souligne également que le pic d'activité du matin est plus long que celui de l'après-midi. D'après Matthieu BERRONEAU, le naturaliste qui suit les Lézards catalan et de Bonnal au cours du programme, le temps d'activité journalier du Lézard catalan devrait être plus long que celui du Lézard de Bonnal. Enfin, le développement d'un modèle de rythme d'activité journalier par Ferri-Yanez (2007) montrait un temps journalier de 8h34min où l'individu atteignait VTmin et de 5h45 où l'individu atteignait la température optimale Topt comprise entre VTmin et VTmax. Ces temps incluent tous deux les moments où les individus sont en dessous de VTmin et où l'activité n'est pas possible. Compte tenu de l'ensemble de

ces éléments, nous pouvons faire l'hypothèse que HaDailyref serait égal à 5 heures et déduire Tpersist = 460 heures (5 heures multipliées par 92, le nombre de jours de la période de reproduction).

Ce travail a été réalisé cette année pour le Lézard de Bonnal (HUGON *et al.*, 2020) et sera prochainement réalisé pour le Lézard catalan. Les séries chronologiques HaDaily ont été comparées par paires pour étudier les différents types de variabilité. La variabilité spatiale a été étudiée au niveau intra-site (4 tests), inter-exposition (6 tests), inter-altitude (6 tests) et inter-site (8 tests). La variabilité temporelle a été étudiée uniquement au niveau inter-annuel (18 tests). Pour comparer les séries, nous avons utilisé les tests bilatéraux de Wilcoxon de rangs signés pour échantillons appariés avec la fonction wsrTest du paquet asht (FAY, 2018). Les p-values estimées étaient associées à l'estimateur de Hodges-Lehmann et à son intervalle de confiance à 95 %, il correspond à la pseudo-médiane de la série de différences (HODGES & LEHMANN, 1963 ; HODGES & LEHMANN, 1983). Toutes les p-values ont été corrigées par la méthode FDR pour identifier des comparaisons réellement significatives (PIKE, 2011 ; WHITE *et al.*, 2019). Enfin, nous avons tracé les valeurs p transformées en base décimale logarithmique et les avons comparées au seuil de 1,30 correspondant à -log10(0,05). Les indices de persistance ont été comparés en intra-site, inter-pente, inter-altitude, inter-site et inter-année. Nous avons également calculé la moyenne et l'écart-type interannuel de l'indice de persistance pour quantifier le risque d'erreur dans les estimations de la persistance si les études sont menées sur une seule année.

11.2.8 Définir les temps d'activité et de restriction

L'intégration de la notion continue de l'activité est fastidieuse car elle requière la définition d'une probabilité d'activité en fonction de la température corporelle. Ce travail a été débuté en 2019 en utilisant de manière novatrice les résultats de la modélisation de l'abondance (HUGON & BERRONEAU, 2019 in Mallard, 2019). Il est attendu une courbe en cloche avec un maximum d'activité sur la gamme de température préférée (Fig. 248). L'activité serait possible dans la fenêtre d'activité thermique définie par VTmin et VTmax (GUNDERSON & LEAL, 2015), VTmin étant la température qui signale à l'organisme qu'il faut rechercher des températures plus chaudes ou aller en refuge et VTmax celle qui permet d'éviter le comportement de surchauffe (CAMACHO & RUSCH, 2017). Les estimations d'abondance répondent ainsi à deux questions, y a-t-il une variation des effectifs au cours du temps et quelle est la relation entre le taux d'activité et la température ?

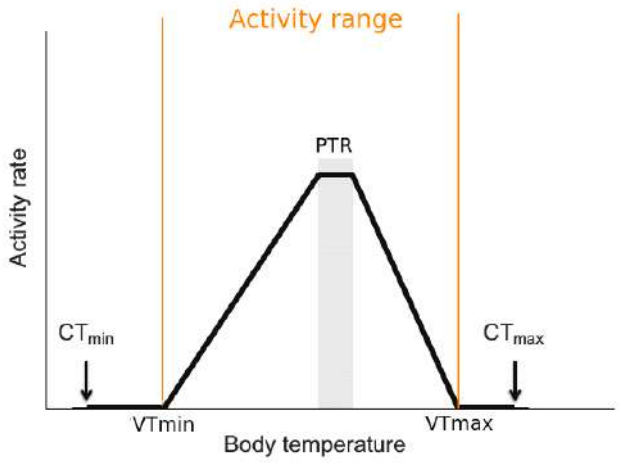


Fig. 248. Taux d'activité selon la température corporelle, modifié de Gunderson & Leal (2015)

Pour calculer les proxys d'activité, nous devons d'abord estimer la probabilité de détection pour chaque couple visite – placette (pij) et l'abondance pour chaque placette (Ni). Pour calculer le proxy sur la placette i à la visite j (pAij), nous avons défini l'équation suivante : pAij = (nij / pij) / Ni. Cette équation prend en compte le nombre d'individus disponibles pour la détection et la probabilité de détection. Par exemple, un comptage de dix individus avec une abondance estimée à cinquante et une probabilité de détection estimée à 0,25 donne un proxy d'activité de 0,8. Si nous observons le même nombre d'individus avec la même probabilité de détection et une abondance de cent individus, le proxy d'activité ne sera que de 0,4. De même, si nous comptons toujours le même nombre d'individus avec une probabilité de détection de 0,5 sur un site où l'on trouve cent individus, l'indicateur de l'activité ne sera que de 0,2. Ceci illustre la pertinence de quantifier l'abondance réelle sur chaque placette d'étude et la probabilité de détection pour chaque visite sur chaque placette. Pour obtenir les proxys de l'activité en termes de probabilités dans l'intervalle [0,1], notés pA(ij scaled, les pAij ont été divisés par la valeur la plus élevée.

Les proxys d'activité ont ensuite été associés à la température corporelle Tbij plutôt qu'à la température de l'air mesurée sur chaque placette à chaque visite. Pour cela, nous avons établi une relation linéaire Te=f(Tair) à partir des données de températures opérantes et de l'air mesurées sur Mendive à 730 mètres (modèle biomimétique) et 727 mètres (station météo), sur la période du 1er mai au 31 août 2018. À l'aide de cette relation, nous avons calculé les températures corporelles dépendantes des températures de l'air mesurée au moment de l'échantillonnage. Puis, nous avons couplé les proxy d'activité pA(ij scaled) avec la température corporelle Tbij pour chaque placette et visite. Nous avons modélisé cette courbe avec une fonction polynomiale du troisième degré. Nous n'avons utilisé que la première et la dernière valeur zéro car la pertinence des autres zéros pouvait être discutée (le zéro ne serait pas lié à l'activité, l'espèce serait réellement absente de la placette).

Cette méthodologie, dite « organismal » (GUNDERSON & LEAL, 2015) a été réalisée à partir des données de 2019 du site de Mendive, elle sera réitérée très prochainement à partir des données 2020. Cependant, elle est encore en développement et ne peut donc pas être utilisée pour la modélisation mécanistique dans notre étude. Une méthodologie plus simple à mettre en œuvre a été retenue (présentée dans la partie précédente), c'est la méthode dite « low constraint » (GUNDERSON & LEAL, 2015) où le temps d'activité est défini lorsque la température corporelle est incluse dans la fenêtre thermique d'activité bornée par VTmin et VTmax.

Pour le Lézard de Bonnal, aucun protocole au sein du programme ne permet de déterminer ces grandeurs. D'autres études ayant été menées sur des populations spatialement proches des nôtres, nous avons privilégié l'utilisation de leurs résultats en faisant l'hypothèse « raisonnable » que nos populations d'étude présentaient les mêmes caractéristiques thermiques que la population la plus proche spatialement étudiée dans la bibliographie (CASTILLA *et al.*, 1999). Nous avons défini VTmin et VTmax en utilisant l'étude d'Arribas (2009) menée sur le Lac Bleu du massif de Bigorre. Cette étude était le meilleur compromis entre la distance géographique avec nos sites d'étude et la disponibilité des données mesurées sur le terrain. Ainsi, VTmin = 20,8°C et VTmax = 35,2°C.

Pour le Lézard catalan, les températures préférées de 7 individus capturés sur le site du chemin de la Mature (altitude 850 mètres) ont été mesurées toutes les minutes pendant une heure en 2016 par Barry Sinervo et Frank D'Amico. Le calcul des quantiles 5ème et 95ème permet d'obtenir VTmin = 26,1°C et VTmax = 38,4°C. Ces résultats sont en accord avec d'autres études, Arnold (1987) avait déterminé que les températures corporelles d'individus actifs variaient de 25,4 à 38,4°C pour des populations vivant au nord de Madrid à 1400 mètres d'altitude et Carretero *et al.* (2006) avaient indiqué que les

températures préférées variaient de 26 à 37.3°C pour des populations proches de Barcelone à 150 mètres d'altitude.

11.2.9 Variation des températures opérantes en refuge

Dans le contexte sanitaire Covid 19 particulier de l'année 2020, les modèles biomimétiques n'ont pas pu être déployés sur les sites du Lézard catalan. Nous avons profité de leur disponibilité pour étudier les variations des températures opérantes (Te) dans les pierriers utilisés par le Lézard de Bonnal, là où se réfugient les individus lorsque les températures de l'air sont trop faibles ou trop élevées pour leur permettre de maintenir leur température interne dans la fenêtre de tolérance thermique, bornée par CTmin = 6,10°C et CTmax = 42,20°C. La fenêtre thermique d'activité, comme vue précédemment est définie par VTmin = 26,1°C et VTmax = 38,4°C. Selon une étude très préliminaire, la température d'activité minimale (Tb MinActivity sensu Sinervo) pourrait s'abaisser à 14.0°C (Sinervo unpub.) mais cette hypothèse n'est considérée pour le moment.

Les modèles ont été déployés du 21/07/2020 à 18h00 au 15/08/2020 à 06h00 sur un pierrier au nord du col d'Aubisque (Latitude : 42,985186° ; Longitude : −0,335362° ; Altitude : 1695 m) à la surface et à 3 profondeurs dans le pierrier, −10 cm, −20 cm et −30 cm. Deux réplicats ont été réalisés, soit un total de 8 modèles déployés.

Connaissant la gamme de températures au sein de laquelle un animal est actif naturellement, gamme encadrée par les températures volontaires d'activité mini et maxi (VTmin = 20,8°C et VTmax = 35,2°C), il est possible d'estimer le temps d'activité journalier théorique. Par définition ce temps d'activité correspond à la période de temps, pendant une journée du cycle d'activité (nuit exclue donc, puisque l'espèce est diurne), durant laquelle la température opérante enregistrée est comprise dans la fenêtre [VTmin, VTmax]. Il peut être exprimé en nombre d'heures d'activité, notées Ha ou en pourcentage. Le temps de restriction est alors le temps restant, lorsque Te>VTmax ou Te<VTmin. Ces valeurs aux différentes profondeurs du pierrier (versus celle de surface) ont été comparées pour la journée la plus chaude de la période, la journée la plus froide et une journée "moyenne".

Nous avons d'abord caractérisé les variations de températures opérantes (Te) en calculant leurs statistiques descriptives. Puis nous avons étudié les éventuelles journées remarquables, celles où les températures atteignaient VTmax et celles où les températures descendaient en dessous de VTmin. Enfin, nous avons calculé les pourcentages de temps d'activité et de restriction encadré par VTmin et VTmax comme expliqué plus haut.

11.3 Résultats

11.3.1 Répartition altitudinale du Lézard de Bonnal

Le tableau et les cartes de chaleur suivants récapitulent les données relevées chaque année sur l'ensemble des sites du Lézards de Bonnal (Tab. CI, Fig. 249 à Fig. 251)

Sur le site Ossau Nord, le manque d'observations empêche toujours de mettre en évidence une quelconque tendance. La rareté des lézards des murailles et lézards de Bonnal confondus sur ce site rend délicat toute extrapolation.

Sur le site de Peyreget, le Lézard de Bonnal n'a toujours pas été contacté sur le transect en 2020. Ce transect a légèrement été étendu en altitude, en direction du pic, mais les passages de cette année n'ont pas permis de confirmer la présence du Lézard de Bonnal. Le Lézard des murailles est quant à lui toujours présent sur l'ensemble du site, jusqu'au col.

Sur le site d'Anglas, la population de Lézard de Bonnal est importante. Il y semble relativement stable et ne montre pas de migration altitudinale marquée. La moyenne altitudinale a été mesurée à 2 174m en 2017, 2 156m en 2018, 2 149m en 2019 et 2 152m en 2020. Le record d'altitude minimale a été amélioré en 2020, avec un lézard observé à 1 982 m seulement, contre 1 996m en 2018 et 2 011m en 2019. Le Lézard des murailles n'a toujours pas été observé sur la totalité du secteur et est absent dès 1400 m.

Sur le site d'Arrious, les deux espèces sont présentent en forte densité. La population de Lézard de Bonnal est toujours relativement stable. Une légère migration altitudinale est peut-être en cours : la moyenne atteint 2 114m 2020, contre 2 103m en 2017, 2 104m en 2018 et 2 111m en 2019. L'altitude minimale varie mais ne semble pas évoluer ; 2 046m en 2011, puis 2 025m en 2016, 2 030m en 2017, 2 047m en 2018, 2 028m en 2019 et 2 035m en 2020. Les déplacements d'aire chez le Lézard des murailles, avec une forte colonisation de l'espèce en altitude, sont clairement visibles depuis le début de suivi. Entre 2011 et 2017, l'altitude maximale du Lézard des murailles est passée de 2 045m à 2 082m. Entre 2017 et 2019, cette hauteur maximale est passée de 2 082m à 2 167m. Cette hausse s'est poursuivie cette année avec un Lézard des murailles observé à 2 175m. La hauteur moyenne était de 1 899m en 2017, 1 924m en 2018, 1 910m en 2019 et 1979m en 2020. Attention, la hauteur moyenne doit être pondérée par un manque d'acquisition de données à basse altitude (transect de comptage qui a démarré trop haut en 2020). Le Lézard des murailles est toujours bien présent à basse altitude mais étend sa répartition en hauteur. Ainsi, le Lézard des murailles a progressé de 23 m par an en quatre ans et de 130 m en 9 ans sur la base des données historiques. Au-delà de 2065 m d'altitude, seuls trois individus de l'espèce avaient été vus en 2017, contre 9 en 2018, 23 en 2019 et 10 en 2020.

Tab. CI. Tableau synthétique des relevés du Lézard de Bonnal

			2011*	2016**	2017	2018	2019	2020
Arrious	Podarcis muralis	Nombre total lors des 3 passages	–	–	60	77	127	54
		Altitude moyenne	1915	1898	1899	1924	1910	1979
		Nombre max. lors d'un passage	28	28	23	58	56	42
		Altitude Ecart-type	79	78	89	86	102	83
		Altitude maximale	2045	2087	2082	2096	2167	2175
	Iberolacerta bonnali	Nombre total lors des 3 passages	59	50	104	214	235	124
		Altitude moyenne	2147	2119	2103	2104	2111	2114
		Nombre max. lors d'un passage	59	50	64	113	116	45
		Altitude Ecart-type	56	68	54	49	55	51
		Altitude minimale	2046	2025	2030	2047	2028	2035
Anglas	Podarcis muralis	Nombre total lors des 3 passages	–	–	–	–	–	–
		Altitude moyenne	–	–	–	–	–	–
		Nombre max. lors d'un passage	–	–	–	–	–	–
		Altitude Ecart-type	–	–	–	–	–	–
		Altitude maximale	–	–	–	–	–	–
	Iberolacerta bonnali	Nombre total lors des 3 passages	–	–	78	70	94	36
		Altitude moyenne	–	–	2174	2156	2149	2151
		Nombre max. lors d'un passage	–	–	44	42	47	27
		Altitude Ecart-type	–	–	101	92,9	104	106
		Altitude minimale	–	–	1998	1996	2011	1982
Ossau Nord	Podarcis muralis	Nombre total lors des 3 passages	–	–	6	4	16	3
		Altitude moyenne	–	–	1893	1889	1882	1871
		Nombre max. lors d'un passage	–	–	3	3	8	3
		Altitude Ecart-type	–	–	69	29	41	4
		Altitude maximale	–	–	2034	1918	2017	1874
	Iberolacerta bonnali	Nombre total lors des 3 passages	–	–	11	7	9	6
		Altitude moyenne	–	–	2053	2004	2110	2046
		Nombre max. lors d'un passage	–	–	6	4	4	4
		Altitude Ecart-type	–	–	124	118	82	72
		Altitude minimale	–	–	1998	1871	1979	1961
Peyreget	Podarcis muralis	Nombre total lors des 3 passages	–	–	–	15	17	30
		Altitude moyenne	–	–	–	2051	2108	2103
		Nombre max. lors d'un passage	–	–	–	13	12	13
		Altitude Ecart-type	–	–	–	35	75	66
		Altitude maximale	–	–	–	2128	2264	2212
	Iberolacerta bonnali	Nombre total lors des 3 passages	–	–	–	–	–	–
		Nombre max. lors d'un passage	–	–	–	–	–	–
		Altitude moyenne	–	–	–	–	–	–
		Altitude Ecart-type	–	–	–	–	–	–
		Altitude minimale	–	–	–	–	–	–

* Selon Thirion et al. 2018 ** Seulement 1 passage (année test)

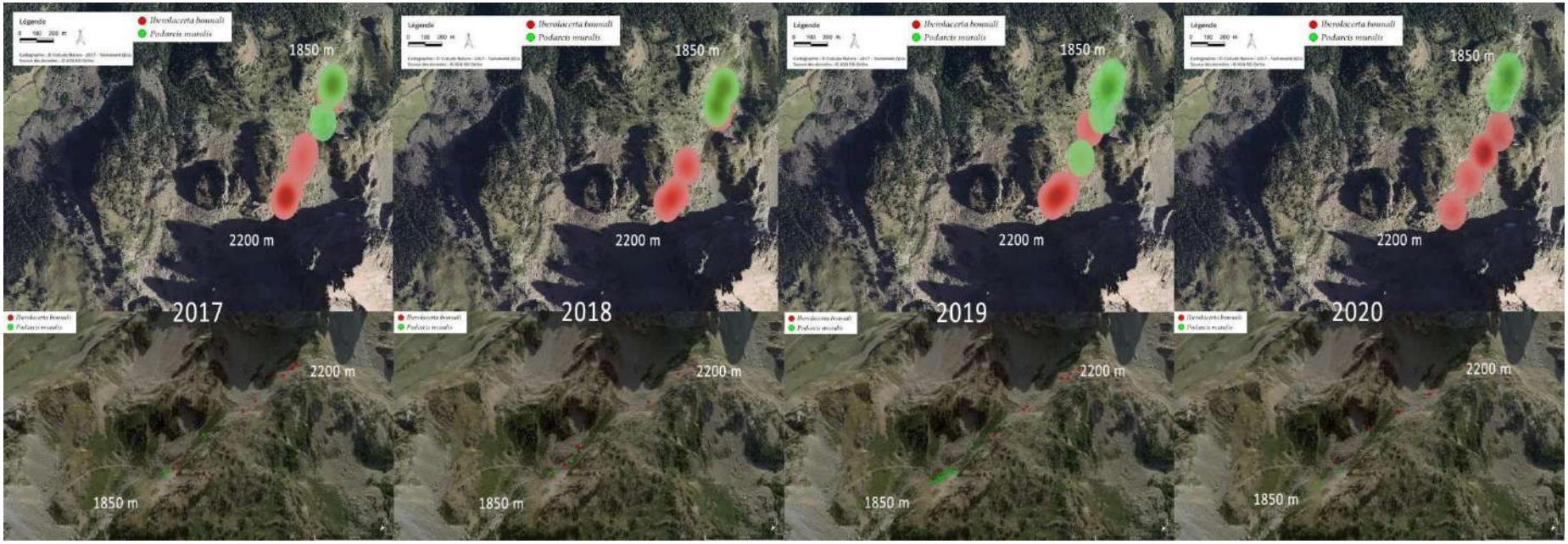


Fig. 249. Site d'Ossau Nord — répartition des observations et cartes de chaleur

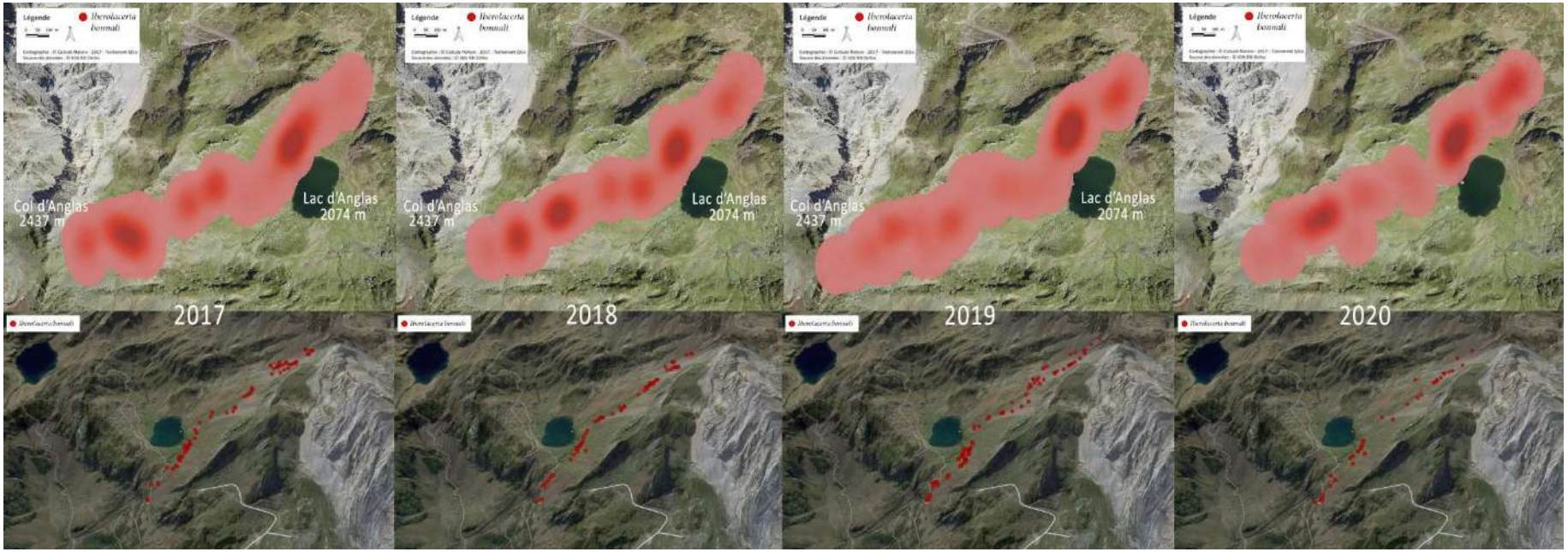


Fig. 250. Site d'Anglas — répartition des observations et cartes de chaleur

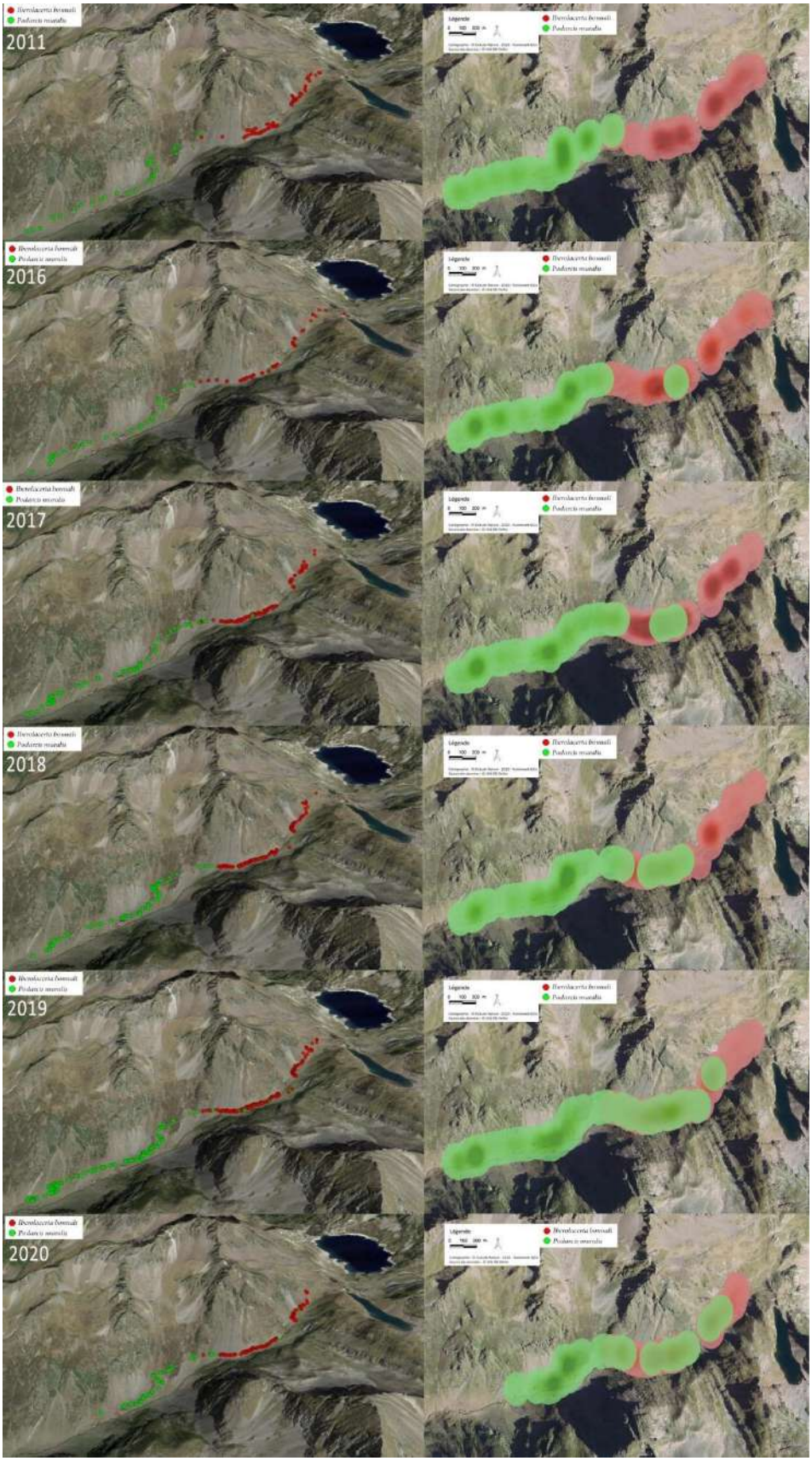


Fig. 251. Site d'Arrious – répartition des observations et cartes de chaleur

11.3.2 Répartition altitudinale du Lézard catalan

Les tableaux suivants rapportent les pourcentages d'observations de Lézard catalan (PL) et Lézard des murailles (PM) sur chacune des placettes de Mendive et d'Esterençuby. Ces résultats sont également reportés sur les deux cartes suivantes (Tab. CII, Fig. 252 et Fig. 253). Pour le transect d'Etsaut, les résultats sont présentés sur la carte de chaleur uniquement (Fig. 254).

Les suivis sur les sites de Mendive et d'Esterençuby ne mettent pas en évidence, à l'heure actuelle, une modification des répartitions des deux espèces de lézards sur ces trois années de suivi. Sur Mendive, le rapport de force est passé de 72% en 2017 à 65% en 2018 puis 79% en 2019 et 2020, toujours en faveur du Lézard catalan. Sur Esterençuby, ce rapport a varié entre 54% en 2017, 72% en 2018, 51% en 2019 et 60% en 2020, toujours en faveur du Lézard des murailles.

Sur le site d'Etsaut, l'hypothèse proposée en 2019 d'une désaffection progressive de la partie centrale du transect par le Lézard des murailles semble se confirmée. Le Lézard des murailles semble ainsi de plus en plus rare sur la partie centrale du transect, qui est aussi la zone la plus chaude et la plus sèche, de loin la plus thermophile. 3 lézards des murailles ont été observés en 2017 en zone centrale, 8 en 2018, seulement 1 en 2019 et aucun en 2020.

Tab. CII. Tableaux synthétiques des relevés du Lézard catalan

Mendive	Placette 1		Placette 2		Placette 3		Placette 4		Placette 5		Placette 6		Placette 7		Placette 8		Total	
Altitude	630 m		640 m		715 m		730 m		730 m		730 m		770 m		890 m			
	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM
2017	0%	100%	0%	100%	80%	20%	100%	0%	100%	0%	93%	7%	75%	25%	0%	100%	72%	28%
2018	0%	100%	0%	100%	50%	50%	100%	0%	67%	33%	95%	5%	88%	12%	0%	100%	65%	35%
2019	0%	100%	100%	0%	100%	0%	90%	10%	0%	100%	100%	0%	100%	0%	0%	100%	79%	21%
2020	0%	100%	70%	30%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	77%	23%	100%	0%	0%	100%	79%	21%
Esterençuby	Placette 1		Placette 2		Placette 3		Placette 4		Placette 5		Placette 6		Placette 7		Placette 8		Total	
Altitude	590 m		650 m		670 m		730 m		740 m		745 m		822 m		955 m			
Espèce	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM	PL	PM
2017	100%	0%	100%	0%	71%	29%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	46%	54%
2018	50%	50%	44%	56%	100%	0%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	28%	72%
2019	100%	0%	100%	0%	88%	12%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	49%	51%
2020	77%	23%	81%	19%	92%	8%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	40%	60%

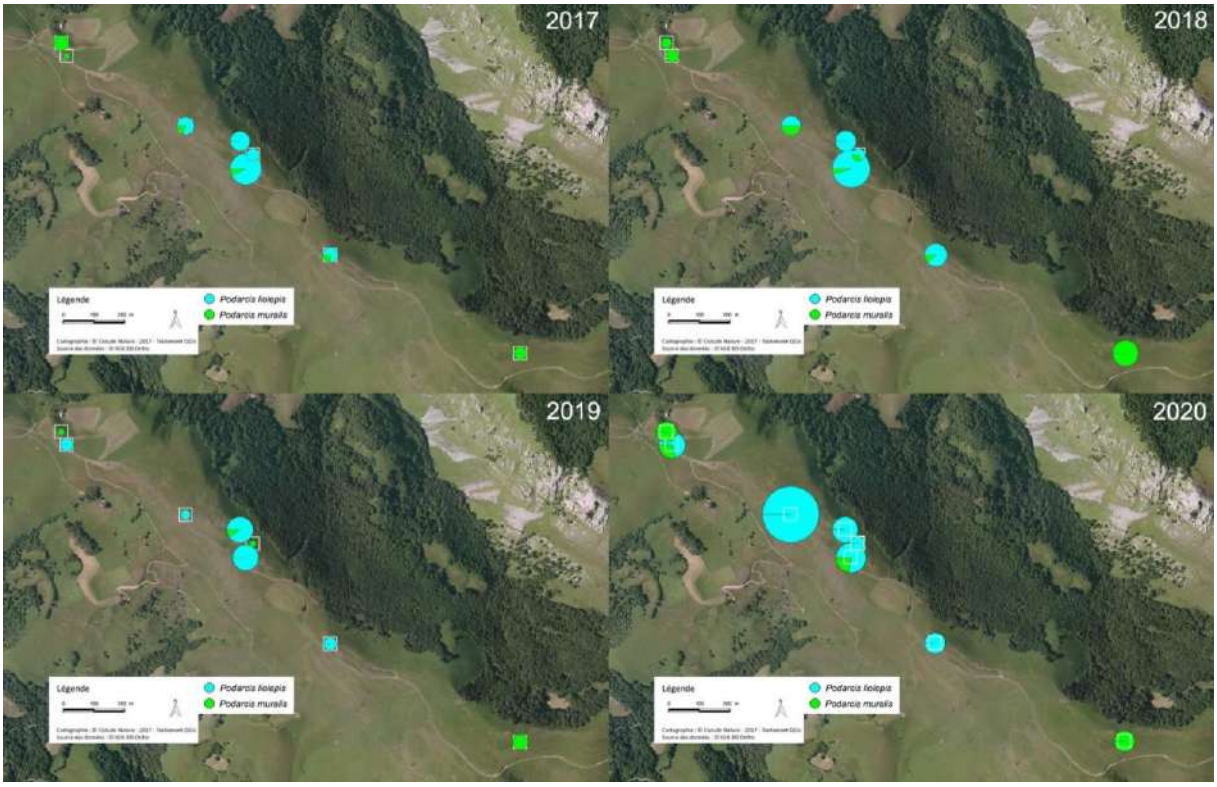


Fig. 252. Mendive, années 2017 à 2020, proportion d'observation du Lézard catalan et du Lézard des murailles.



Fig. 253. Esterençuby, années 2017 à 2020, proportion d'observation du Lézard catalan et du Lézard des murailles.

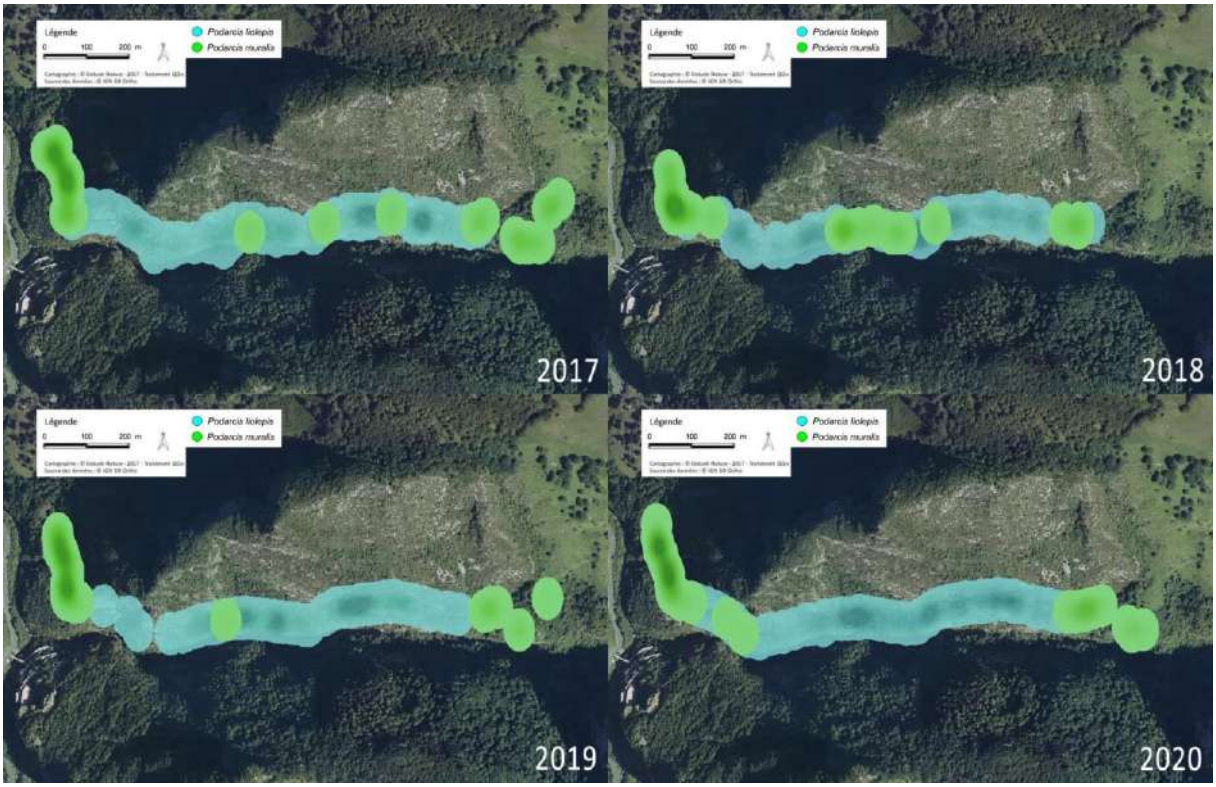


Fig. 254. Etsaut, années 2017 à 2020, proportion d'observation du Lézard catalan et du Lézard des murailles.

11.3.3 Estimation d'abondance

L'abondance a été estimée sur les sites de Mendive et d'Esterençuby qui sont tous les deux suivis sur placettes. La modélisation de l'abondance sur les autres sites requière le découpage fictif du transect en placettes, ce développement ayant été présenté dans le rapport 2019 (HUGON & BERRONEAU, 2019 in Mallard, 2019), nous ne l'avons pas réitéré cette année.

Le meilleur modèle sur le site de Mendive intègre la température de l'air comme covariable de la détection (modèle noté : p(Tair)lambda(.) en faisant l'hypothèse d'une distribution de Poisson avec inflation de zéros et avec le paramètre K=40). Ce modèle est ajusté avec une p-value de 0,058 et présente peu de sur-dispersion, le c-hat étant proche de 1 (1,52). La probabilité de détection varie entre 0.038 et 0.199, avec un écart type variant entre 0.063 et 0.296. L'abondance sur le site est de 70 individus avec l'intervalle de confiance [36 ; 124]. Sur le site d'Esterençuby, le meilleur modèle est p(.)lambda(alti) en faisant l'hypothèse d'une distribution de Poisson et avec le paramètre K=15. Ce modèle est ajusté avec une p-value de 0,144 et présente peu de sur-dispersion, le c-hat étant égal à 1,59. L'abondance est de 10 individus avec l'intervalle de confiance [8 ; 13]. La probabilité de détection est constante, égale à 0,716.

11.3.4 Projections des répartitions présent et futures à partir de la modélisation corrélative

- **Modélisation de la répartition du Lézard de Bonnal**

Les données du programme ont permis d'obtenir 787 observations et 181 observations étaient disponibles sur GBIF pour la période 1991–2020. La sélection d'une donnée par maille de 1 km a conduit à obtenir un jeu de données de 18 mailles occupées.

L'étude des corrélations par un test de corrélation en deux à deux a permis de sélectionner 21 variables (Tab. XCIX).

À l'issue de la première modélisation, l'évaluation a conduit à l'élimination de la méthode ANN et les courbes de réponses ont conduit à l'élimination des méthodes CTA, RF et GBM. Les 10 variables sélectionnées par ordre d'importance étaient l'extrême chaud de la température minimale (ExC_Tmin), l'humidité relative moyenne mensuelle (MoyHR), l'indice mensuel d'aridité de Martonne (Mar), la quantité totale de neige (TotN), l'écart type mensuel des températures (SdT), le nombre de jours de pluie (NjP), la pente, le pourcentage de fragments grossiers dans le sol (rocheSol), le pourcentage de surface occupée par les pelouses puis par les prairies (Tab. XCIX).

Parmi les 400 modèles construit dans la seconde modélisation, 119 ont un critère TSS inférieur à 0,7 et n'ont donc pas été retenu pour la modélisation d'ensemble. Les scores d'évaluation indiquent qu'il s'agit majoritairement de modèles GAM et GLM ; 62 et 61 modèles GLM et GAM étaient "corrects" contre 77 et 81 modèles FDA et MARS. Les courbes de réponse montrent que les 10 variables retenues sont explicatives quel que soit la méthode de modélisation (GLM, GAM, FDA ou MARS). La variable quantité de neige totale "TotN" contribue à presque un tiers (31,8%), elle est suivie par l'humidité relative moyenne "MoyHR" qui contribue à plus d'un quart (25,5%) puis par l'extrême chaud de la température minimale "ExC_Tmin" et l'indice de Martonne "Mar" qui contribuent respectivement à 11,3% et 10,9%

La modélisation d'ensemble a été réalisée à partir des 281 « bons modèles ». Les scores TSS sont de 0,997 indiquant que les quatre méthodes – moyenne, médiane, « committee averaging », moyenne pondérée – étaient correctes. Les proportions de sensibilité (capacité à détecter les vraies présences parmi les présences) et de spécificité (capacité à détecter les vraies absences parmi les absences) étaient correctes pour toutes les méthodes, nous avons obtenu la sensibilité égale à 100 et la spécificité égale à 99,736. Les courbes de réponses sont confondues entre les méthodes moyenne, « committee averaging » et moyenne pondérée. La courbe associée à la méthode médiane ne permet pas de dissocier les présences/absences selon les variables. Ces courbes représentent la probabilité de présence en fonction du gradient de la variable étudiée. La probabilité de présence est importante dans diverses conditions : le 90ème percentile de la température minimale (extrême chaud) est inférieur à 12°C, l'indice de Martonne est au-dessus de 2,5, l'humidité relative est supérieure à 85 %, le nombre de jours de pluie est supérieur à 110. La probabilité de présence augmente de manière continue avec la quantité totale de neige tombée et diminue avec la hausse de la variabilité des températures. Les variables d'habitat semblent peu influencer la présence, l'espèce privilégierait un habitat avec une pente proche de 30°C, moins de 60 % de pelouse, très peu de prairies et 20 à 25 % de roche dans le sol (Fig. 255).

Les projections pour le temps « présent » reflètent les points d'observation de l'espèce dans le sud-est des Pyrénées-Atlantiques. La méthode coefficient de variation indique que les 281 modèles sont en accord (Fig. 256).

Les projections futures indiquent toutes une contraction progressive de l'habitat disponible, d'abord à l'ouest puis à l'est, quel que soit le scénario climatique. Nous décrivons plus particulièrement les projections obtenues avec la méthode moyenne pondérée. Sous les scénarios RCP 2.6 et 4.5 (sauf horizon lointain), il y a une perte d'habitat de 18,2 à 27,6%. De manière surprenante, l'horizon moyen est plus pessimiste que l'horizon lointain. L'horizon lointain du scénario RCP 4.5 indique une perte de 65% de l'habitat alors que les scénarios RCP 8.5 à l'horizon proche et moyen indiquent une perte inférieure, respectivement de 40,9 et 52,8%. Enfin, à l'horizon lointain, la perte est maximale à hauteur de 89,2% de l'habitat ; seules les populations inféodées tout au sud-ouest du département proche du lac d'Arrious pourraient survivre (Fig. 257, Tab. CIII). Les projections futures et des changements de répartition sont disponibles pour les 4 méthodes en Annexe 16.

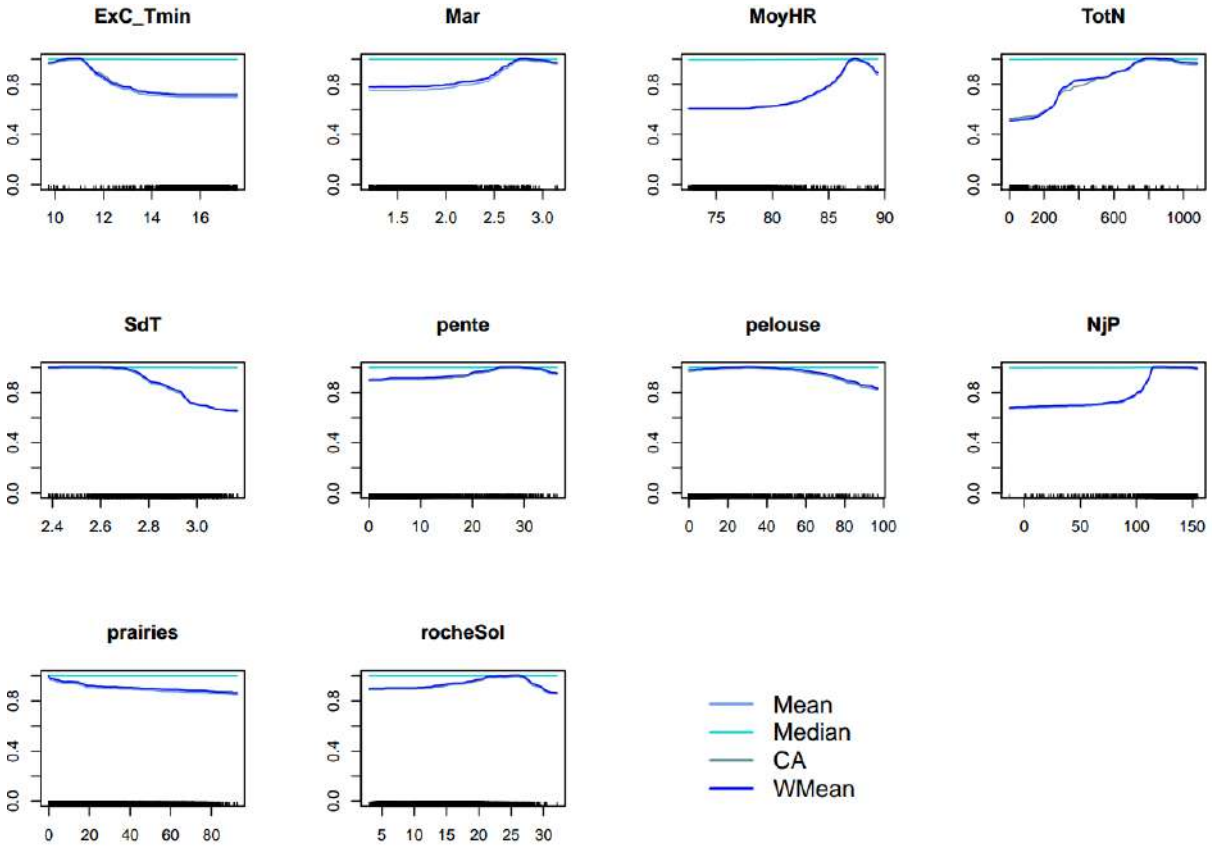


Fig. 255. Courbes de réponses issues de la modélisation d'ensemble pour le Lézard de Bonnal

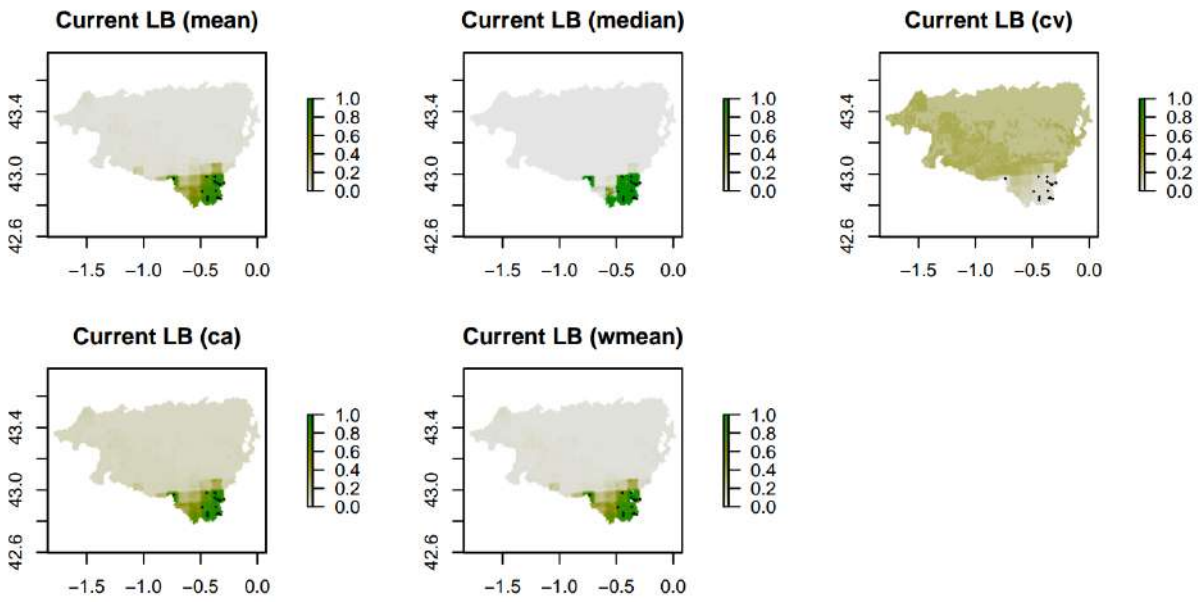


Fig. 256. Projections de la répartition présent pour le Lézard de Bonnal en Pyrénées-Atlantiques

Tab. CIII. Changement de répartition pour le Lézard de Bonnal

Scénario-Horizon	Perte (%)	Gain (%)	Changement Total (%)
RCP26h1	22.38	0.00	-22.38
RCP26h2	26.92	0.00	-26.92
RCP26h3	22.03	0.00	-22.03
RCP45h1	27.62	0.00	-27.62
RCP45h2	18.18	2.10	-16.08
RCP45h3	65.03	0.00	-65.03
RCP85h1	40.91	0.00	-40.91
RCP85h2	52.80	0.00	-52.80
RCP85h3	89.16	0.00	-89.16

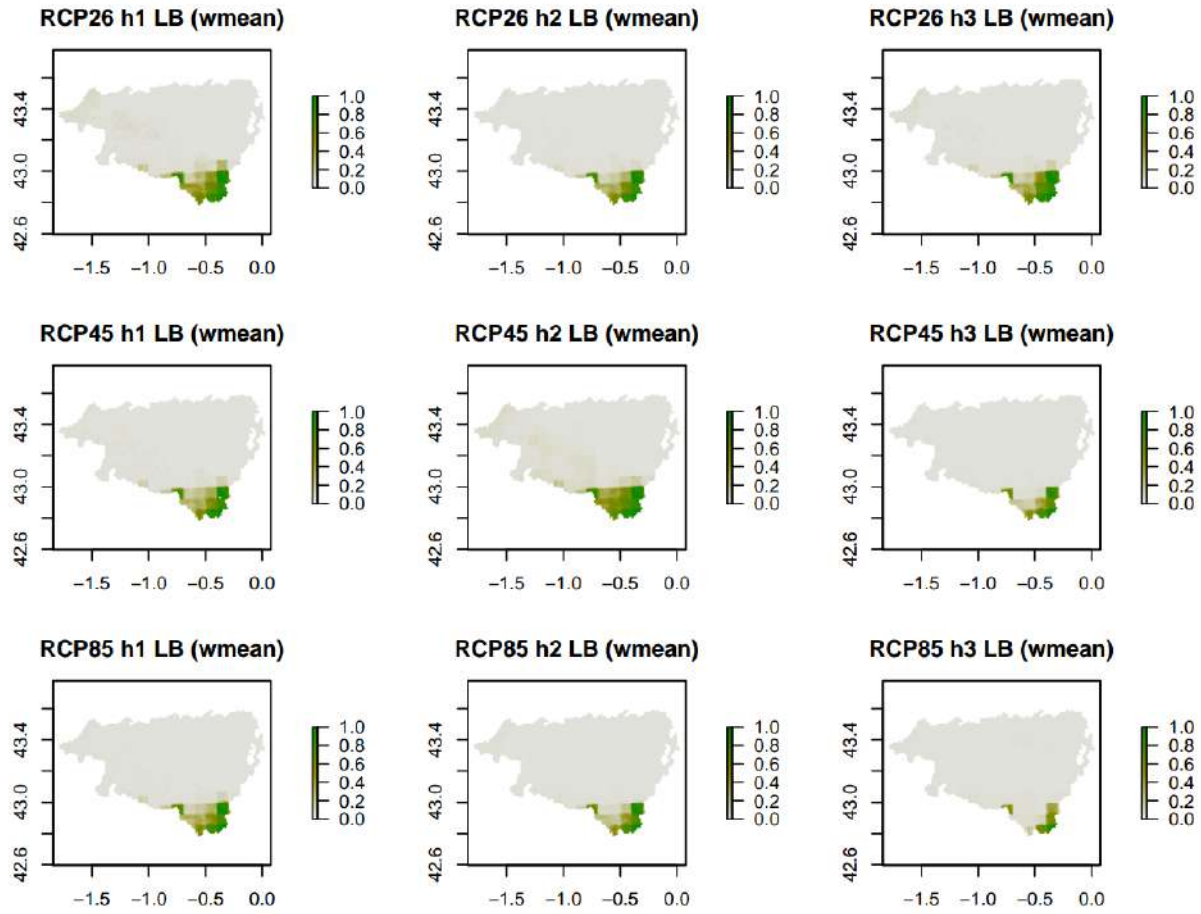


Fig. 257. Projections des répartitions futures du Lézard de Bonnal (méthode moyenne pondérée) en Pyrénées-Atlantiques

- Modélisation de la répartition du Lézard catalan

Les données du programme ont permis d'obtenir 411 observations alors que 44 observations étaient disponibles sur GBIF pour la période 1991–2020. La sélection d'une donnée par maille de 1 km a conduit à obtenir un jeu de données de 26 mailles occupées.

L'étude des corrélations par un test de corrélation en deux à deux a permis de sélectionner 21 variables.

À l'issue de la première modélisation, l'évaluation a conduit à l'élimination de la méthode ANN et les courbes de réponses ont conduit à l'élimination des méthodes CTA, RF et GBM. Les 10 variables sélectionnées par ordre d'importance étaient l'indice mensuel d'aridité de Martonne (Mar), l'extrême chaud de la température minimale (ExC_Tmin), l'humidité relative moyenne mensuelle (MoyHR), la quantité totale de neige (TotN), le nombre de jours de pluie (NjP), le nombre de jours de forte chaleur

(NjForteC), le pourcentage de surface occupée par les pelouses, le pourcentage de fragments grossiers dans le sol (rocheSol), la moyenne mensuelle de la vitesse du vent (MoyV) et la pente (Tab. XCIX).

Lors de la seconde modélisation, 2 modèles GAM n'ont pas été réalisés et 122 modèles avaient un critère TSS inférieur à 0,7. Les scores d'évaluation indiquent qu'il s'agit majoritairement de GAM ; seulement 23 GAM étaient "corrects contre 75 GLM, 92 FDA et 86 MARS. Les courbes de réponse montrent que les 10 variables retenues sont explicatives quel que soit la méthode de modélisation (GLM, GAM, FDA ou MARS). La variable "indice de Martonne" est trois fois plus explicative (36,8%) que les quatre variables suivantes par ordre de contribution, nombre de jours de pluie "NjP" (12,3%), extrême chaud de la température minimale "ExC_Tmin" (10,2%), surface occupée par de la pelouse (9,7%) et quantité de neige totale "TotN" (9,4%). Les cinq autres variables contribuent de 2,7% à 6,2%.

La modélisation d'ensemble a été réalisée à partir des 276 bons modèles. Les scores TSS pour l'évaluation des méthodes de modélisation d'ensemble sont compris entre 0,976 et 0,978. La sensibilité est égale à 100 pour toutes les méthodes alors que la spécificité varie entre 97,6 et 97,8\%. Ces trois paramètres indiquent que les méthodes peuvent toutes être considérées "correctes". Les courbes de réponse sont explicatives pour les quatre méthodes ; les résultats des méthodes moyenne et moyenne pondérée sont confondus. La probabilité de présence est proche de 1 lorsque l'indice de Martonne est supérieur à 2,3, l'extrême chaud de la température minimale au-dessus de 14°C et un nombre de jours de pluie sur l'année supérieur à 130. La probabilité de présence semble aussi plus importante sur un habitat présentant une couverture neigeuse de 5 centimètres et une humidité relative proche de 79\%. La présence est également favorisée par une couverture végétale composée majoritairement de pelouse et de roche dans le sol, l'optimum de la probabilité de présence est atteint pour 60\% de pelouse et 15 à 20\% de roche dans le sol (Fig. 258).

Les projections au temps « présent » indiquent que la probabilité de présence est importante sur toute la chaîne des Pyrénées françaises mais aussi sur la côte en Pyrénées-Atlantiques. La méthode reposant sur le coefficient de variation indique que les 276 modèles sont en accord Fig. 259). Les projections futures obtenues avec les quatre méthodes sont similaires (Annexe 17), nous décrivons plus particulièrement celles obtenues avec la méthode médiane, la meilleure d'après l'évaluation. Le scénario RCP 4.5 à l'horizon moyen est le plus favorable avec aucune perte et un gain de 91,2%. Les couples RCP 2.6 – horizon lointain, RCP 4.5 – horizon proche et RCP 8.5 – horizon proche projettent des pertes très souvent compensées par des gains, le bilan gain-perte est respectivement +4,7%, -0,9% et +19,9%. Sous le scénario RCP 8.5, les pertes sont de plus en plus importantes et les gains de plus en plus faibles au cours des trois horizons. À l'horizon proche, le bilan est un gain net de +19,8% ; aux horizons moyen et lointain, le bilan est une perte nette de -38,9 et -75,6%. Les projections obtenues à l'horizon lointain sous le scénario RCP 4.5 sont similaires à celles obtenues sous le scénario RCP 8.5 au même horizon avec une perte nette de -70,8%. De la même façon, les projections obtenues à l'horizon moyen sous le scénario RCP 2.6 sont proches de celles obtenues sous le scénario RCP 8.5 au même horizon avec une perte nette de -42,7% (Fig. 260 et Tab. CIV).

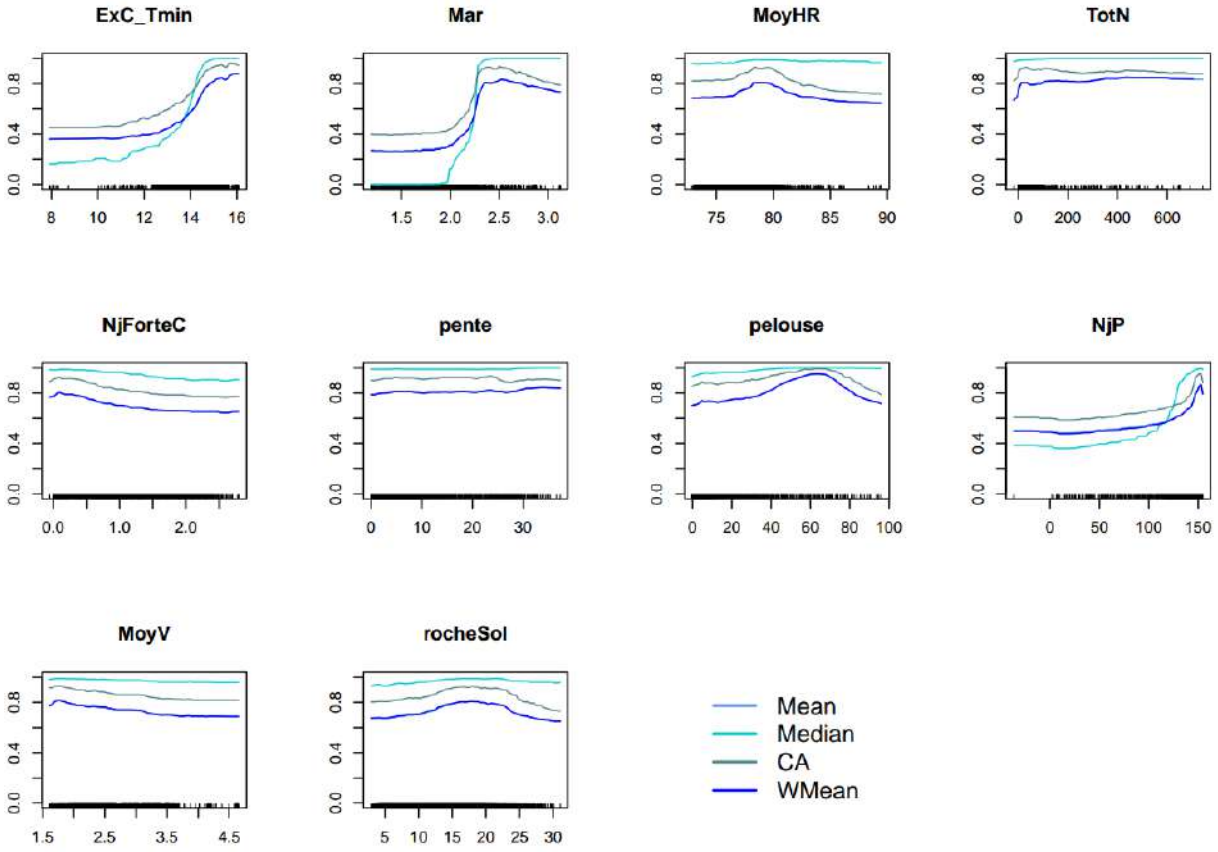


Fig. 258. Courbes de réponses issues de la modélisation d'ensemble pour le Lézard catalan

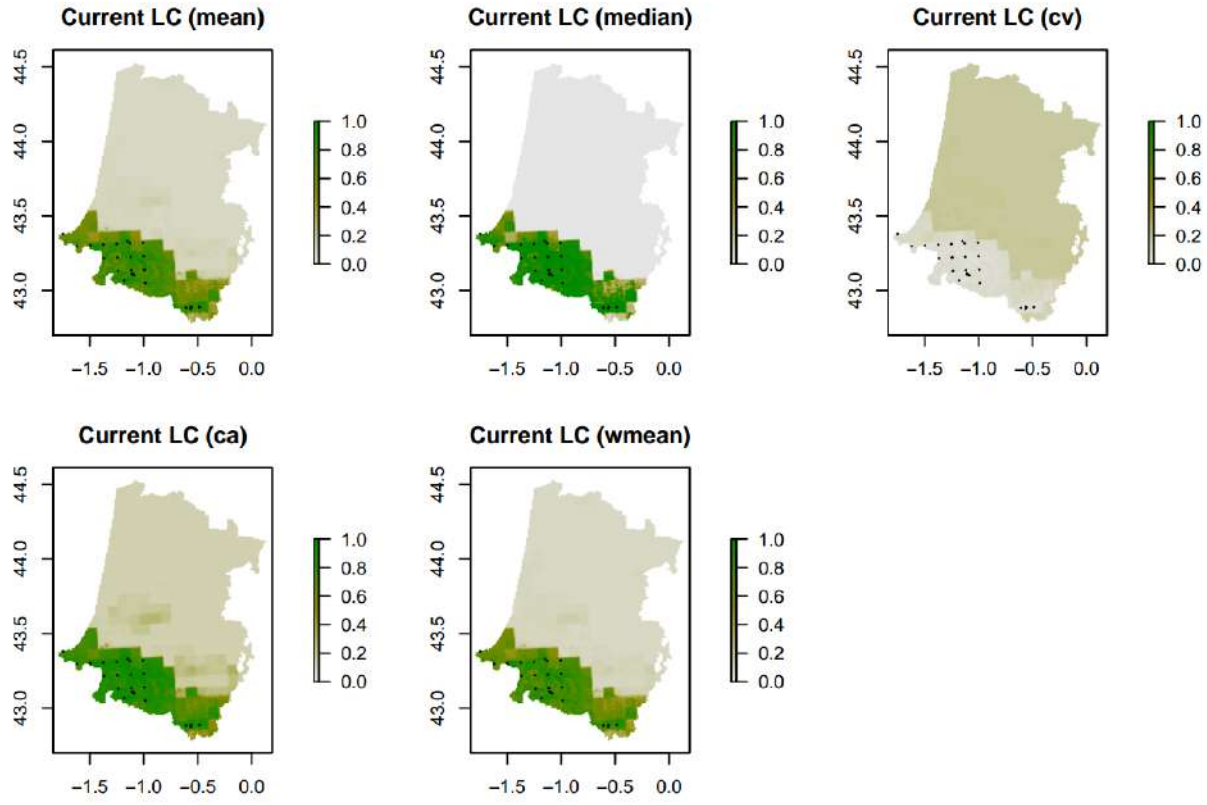


Fig. 259. Projections de la répartition présent pour le Lézard catalan en Pyrénées-Atlantiques et Landes

Tab. CIV. Changement de répartition pour le Lézard catalan

Scénario-Horizon	Perte (%)	Gain (%)	Changement Total (%)
RCP26h1	25.10	7.80	-17.30
RCP26h2	52.93	10.27	-42.66
RCP26h3	18.22	22.95	4.72
RCP45h1	30.90	30.03	-0.87
RCP45h2	0.00	91.22	91.22
RCP45h3	77.36	6.52	-70.84
RCP85h1	16.12	35.99	19.87
RCP85h2	55.70	16.79	-38.91
RCP85h3	84.70	9.14	-75.56

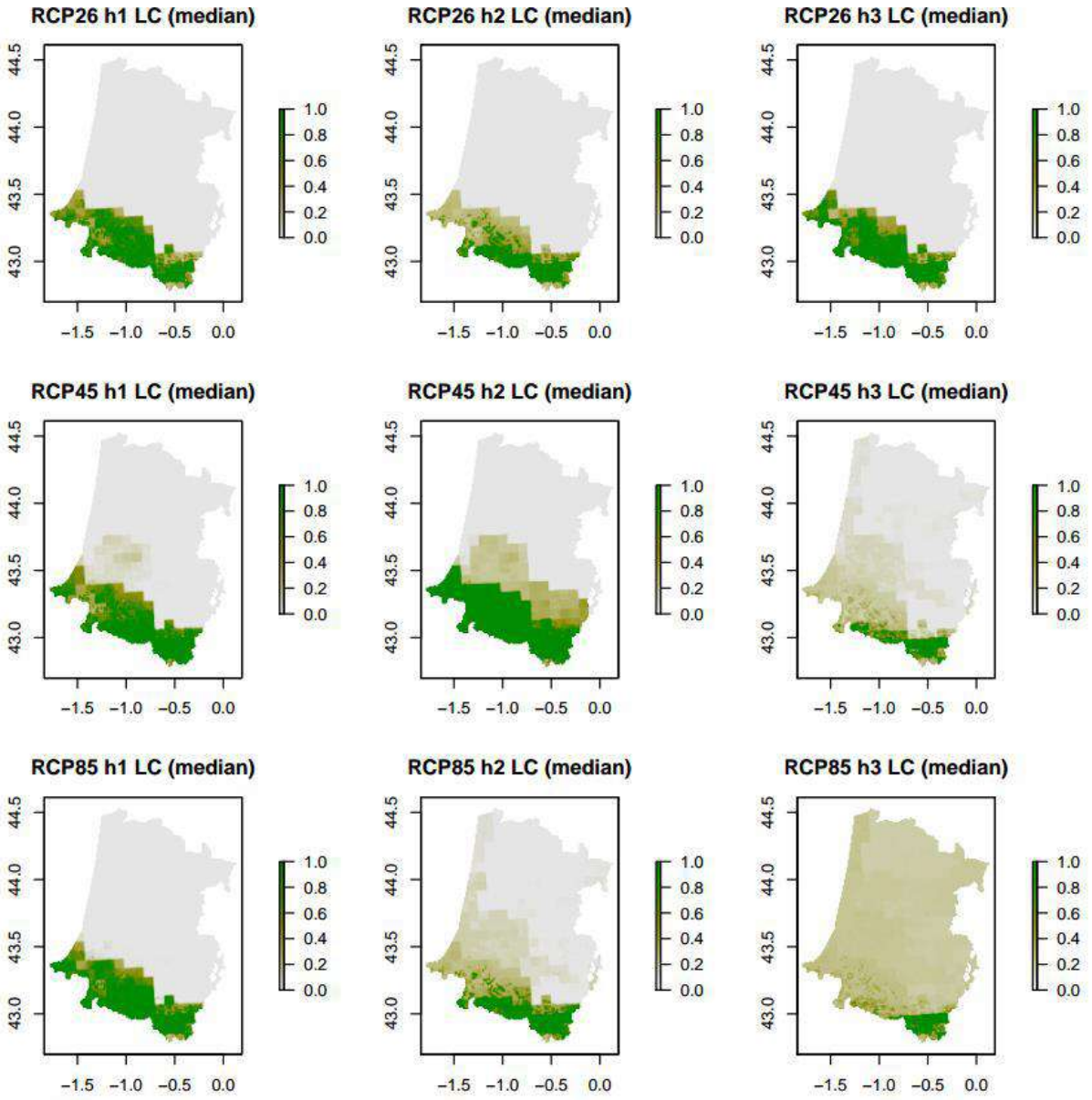


Fig. 260. Projections des répartitions futures du Lézard catalan (méthode moyenne pondérée) en Pyrénées-Atlantiques et Landes

11.3.5 Variabilité des températures opérantes mesurées en insolation, des temps d'activité et des indices de persistance

Dans le rapport précédent (HUGON & BERRONEAU, 2019 in Mallard, 2019), l'étude des températures opérantes par leur visualisation et le calcul des statistiques descriptives avaient mis en lumière une grande variabilité des séries temporelles, selon les localités d'étude et les années. Différentes périodes de froid et de chaud se distinguaient sur l'ensemble des séries. Les séries mesurées en refuge présentaient toujours des températures inférieures et moins variables que les séries mesurées en insolation, indiquant le rôle tampon des refuges (HUGON & BERRONEAU, 2019 in Mallard, 2019). Les statistiques descriptives réalisées sur les données du site de Peyreget de 2017 et 2018 indiquaient qu'il n'y aurait pas d'effet année, l'effet altitude serait plus marqué sur le versant nord, l'effet exposition serait plus marqué en haute altitude et serait donc moins important que l'effet altitude.

Cette année, nous avons utilisé les séries de températures opérantes mesurées en insolation pour calculer les heures d'activité et un indice de persistance et étudier ainsi la variabilité directement sur les métriques clés du modèle mécanistique. Tous les résultats et conclusion présentés succinctement ici (Fig. 261 et Tab. CV) sont publiés dans l'article Hugon *et al.* (2020).

Les 4 comparaisons intra-site (Anglas 2017, Anglas 2018, Anglas 2019 et Arrious 2019) présentent des différences de temps d'activité journaliers significatives, de -2,08 à -0,67 heures. Ces différences sont associées soient à des marges de persistance soit à des probabilités d'extinction non nulles. Sur le site de Peyreget, l'effet de l'exposition est significatif pour la moitié des tests et l'effet de l'altitude l'est pour deux tiers des tests. Les différences d'heures d'activité journalières varient entre 0,75 et 1,83 heures. Les indices de persistance varient de 0,750 pour la localité Nord Bas en 2017 à 1,304 pour la localité Nord Haut en 2019. Concernant la variabilité inter-sites, trois quarts des tests sont significatifs avec des différences de 0,83 à 2,17 ce qui représente jusqu'à plus de la moitié du temps d'activité de référence de 4,5 heures. Les indices de persistance varient entre 0,730 sur l'un des réplicats d'Arrious et 1,195 sur la localité du pic de Peyreget. Enfin, les différences inter-année sont significatives sur seulement 5 des 18 tests menés. Les différences des temps d'activité journaliers varient entre 1,08 et 2,25 et sont associées à des indices de persistance variant entre 0,750 et 1,510. La variabilité des indices de persistance indique parfois une probabilité d'extinction non nul (PI < 1) ou une marge de persistance en termes d'heures d'activité (PI > 1) (Fig. 261 et Tab. CV).

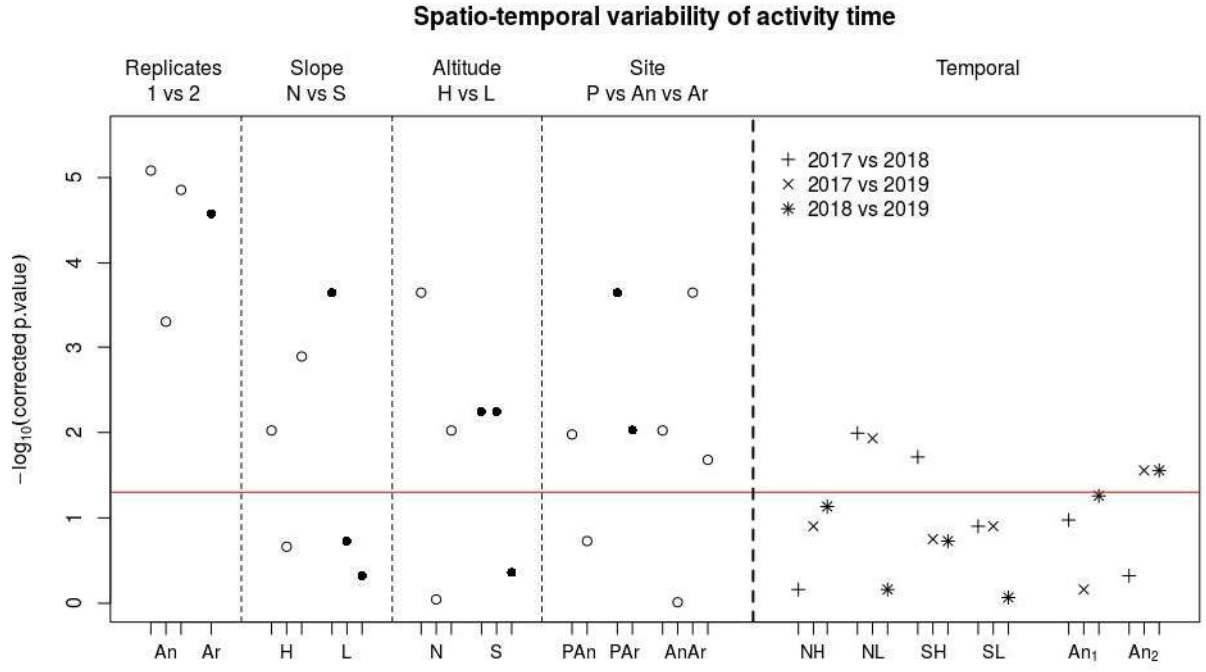


Fig. 261. P-values des tests de Wilcoxon, la variabilité spatiale est étudiée sur le côté gauche, la variabilité temporelle sur le côté droit.

Tab. CV. Interprétation de l'indice de persistance, HaSM est une marge d'heures d'activité et extP une probabilité d'extinction

	2017	2018	2019
NH	PI≥1 → HaSM=29.25h	PI≥1 → HaSM=11.25h	PI≥1 → HaSM=68.40h
SH	PI<1 → extP=0.125	PI≥1 → HaSM=34.65h	PI≥1 → HaSM=7.20h
NL	PI<1 → extP=0.250	PI≥1 → HaSM=10.58h	PI≥1 → HaSM=4.72h
SL	PI≥1 → HaSM=33.30h	PI<1 → extP=0.001	PI<1 → extP=0.032
P			PI≥1 → HaSM=43.88h
An1	PI<1 → extP=0.067	PI≥1 → HaSM=30.6h	PI<1 → extP=0.098
An2	PI≥1 → HaSM=91.35h	PI≥1 → HaSM=114.75h	PI≥1 → HaSM=16.42h
Ar1			PI<1 → extP=0.270
Ar2			PI<1 → extP=0.103

11.3.6 Variabilité des températures opérantes en refuge

La période d'étude encadre les deux pics de chaleur estivales marqués, avec une période de refroidissement importante entre les deux (du 1er au 3 août 2020) : l'écart des températures opérantes maximales en surface est très élevé, de 31,5°C (49,04°C le 30/07 vs 17.,48°C le 02/08), il est d'ampleur bien moindre entre les températures minimales, avec une amplitude de 5.3 °C (15,25°C le 30/07 vs 9,95°C le 02/08). L'amplitude entre Te max et Te min sur la journée la plus chaude était de 33,8 °C (max – mini = 49,04 – 15,25). L'amplitude entre Te max et Te min sur la journée la plus froide était de 7.6 °C (max – mini = 17,486 – 9,854) (Fig. 262).

Sur la période d'étude de 24 journées, 2 journées (1er et 2 août 2020) ont été des journées d'inactivité forcée (Te(surface) < VTmin), 16 des journées tronquées (avec un nombre d'heures de restriction Hr>2h) et 6 des journées d'activité sans heures de restriction ou avec un nombre d'heures de restriction inférieur à 2h. Les résultats pour les deux réplicats sont comparables (Fig. 262, Tab. CVI).

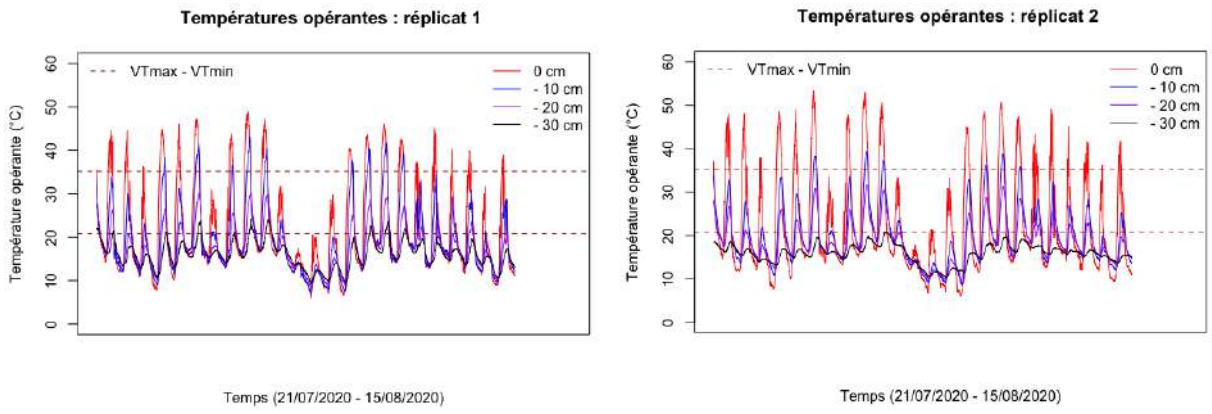


Fig. 262. Températures opérantes mesurées en refuge à différentes profondeurs

Tab. CVI. Statistiques descriptives des séries de températures, résultat pour le réplicat R1 puis pour le réplicat R2 (R1 / R2)

0 cm	– 10 cm	– 20 cm	– 30 cm	
Minimum	6,05 / 5,90	6,74 / 8,62	8,07 / 8,84	9,26 / 10,39
1er quantile	14,22 / 14,31	13,86 / 14,98	14,12 / 15,27	14,10 / 14,89
Median	18,18 / 18,34	17,65 / 18,51	16,89 / 17,80	16,03 / 16,11
Moyenne	21,94 / 22,70	19,56 / 20,02	17,46 / 18,40	16,11 / 15,85
3ème quantile	28,54 / 29,54	23,47 / 23,64	20,10 / 21,01	18,01 / 17,25
Maximum	49,04 / 53,30	42,98 / 39,40	30,42 / 31,66	24,20 / 20,67

Pour un type de journée exceptionnellement chaude (type « caniculaire »), en surface, il apparaît deux créneaux horaires théoriques d'activités : de 8h50 à 10h20 puis de 18h50 à 21h30 avant la tombée de la nuit. À une profondeur de 10 cm, les lézards trouveraient une température dans leur gamme d'activité de 9h50 à 13h30 puis de 19h20 à 21h30 avant la tombée de la nuit. A des profondeurs supérieures, la période correspondant à des températures supérieures à VTmin et inférieures à VTmax se décale : à –20 cm elle s'étend de 12:20 – 21:30 et à –30 cm de 16h20 – 21h30. Il est important de constater que lors de ces journées exceptionnellement chaudes, les Te sont supérieures à VTmax en surface entre 10:20 et 18:50, et même à –10 cm (entre 13:30 et 19:20) : cela signifie très clairement qu'un lézard, pendant ces tranches horaires où Hr > VTmax, doit théoriquement trouver refuge à au moins 20 cm de profondeur pour éviter la surchauffe (Fig. 263). Pour ce type de journée, un lézard en surface ne dispose que d'environ 27 % de temps théorique d'activité, qu'il doit utiliser lors de deux créneaux horaires théoriques d'activités seulement : en début de matinée et en fin d'après-midi. Ce qui est remarquable, c'est que jusqu'à 58 % de la journée correspond à un temps de restriction d'activité avec des Te qui dépassent VTmax, obligeant les lézards à trouver refuge en profondeur dans les pierriers. Le nombre de journées pendant lesquelles cette fenêtre d'activité théorique est réduite et scindée en 2 périodes est le plus important (18 jours sur la période d'étude de 24 journées) (Tab. CVII).

Pour une journée estivale « typique », le créneau horaire théorique d'activité en surface est entre 8h50 et 17h10. À une profondeur de 10 cm, les lézards trouveraient une température dans leur gamme d'activités entre 11h30 et 16h40. A des profondeurs supérieures (–20 et –30 cm), lors de ce type de journée, les températures sont toujours inférieures à VTmin. Lors de ce type de journée, un lézard en surface dispose d'environ 58 % de temps théorique d'activité, qu'il peut répartir au cours de la journée. Le nombre de journées pendant lesquelles cette fenêtre d'activité théorique est maximale est limité (seulement 4 jours sur la période d'étude de 24 journées) (Fig. 263 et Tab. CVII).

Lors des journées « froides », l'activité des lézards n'est en théorie pas possible car les températures opérantes ne dépassent jamais la température volontaire minimale d'activité VTmin. Le nombre de journées pendant lesquelles cette fenêtre d'activité théorique est nulle est limité (seulement 2 jours sur la période d'étude de 24 journées) (Fig. 263 et Tab. CVII)

Tab. CVII. Pourcentages de temps de restriction et d'activité selon les différentes profondeurs pour une journée caniculaire (C), une journée estivale (E) et une journée particulièrement froide (F) (C / E / F)

Profondeur	Hr (%), Te < VTmin	Ha (%), Te € VTR	Hr (%), Te > VTmax
0 cm	14,61 / 42,05 / 100	26,97 / 57,95 / 0	58,43 / 0 / 0
- 10 cm	21,5 / 63,64 / 100	40,45 / 36,36 / 0	38,2 / 0 / 0
- 20 cm	38,2 / 100 / 100	61,8 / 0 / 0	0 / 0 / 0
- 30 cm	65,17 / 100 / 100	34,83 / 0 / 0	0 / 0 / 0

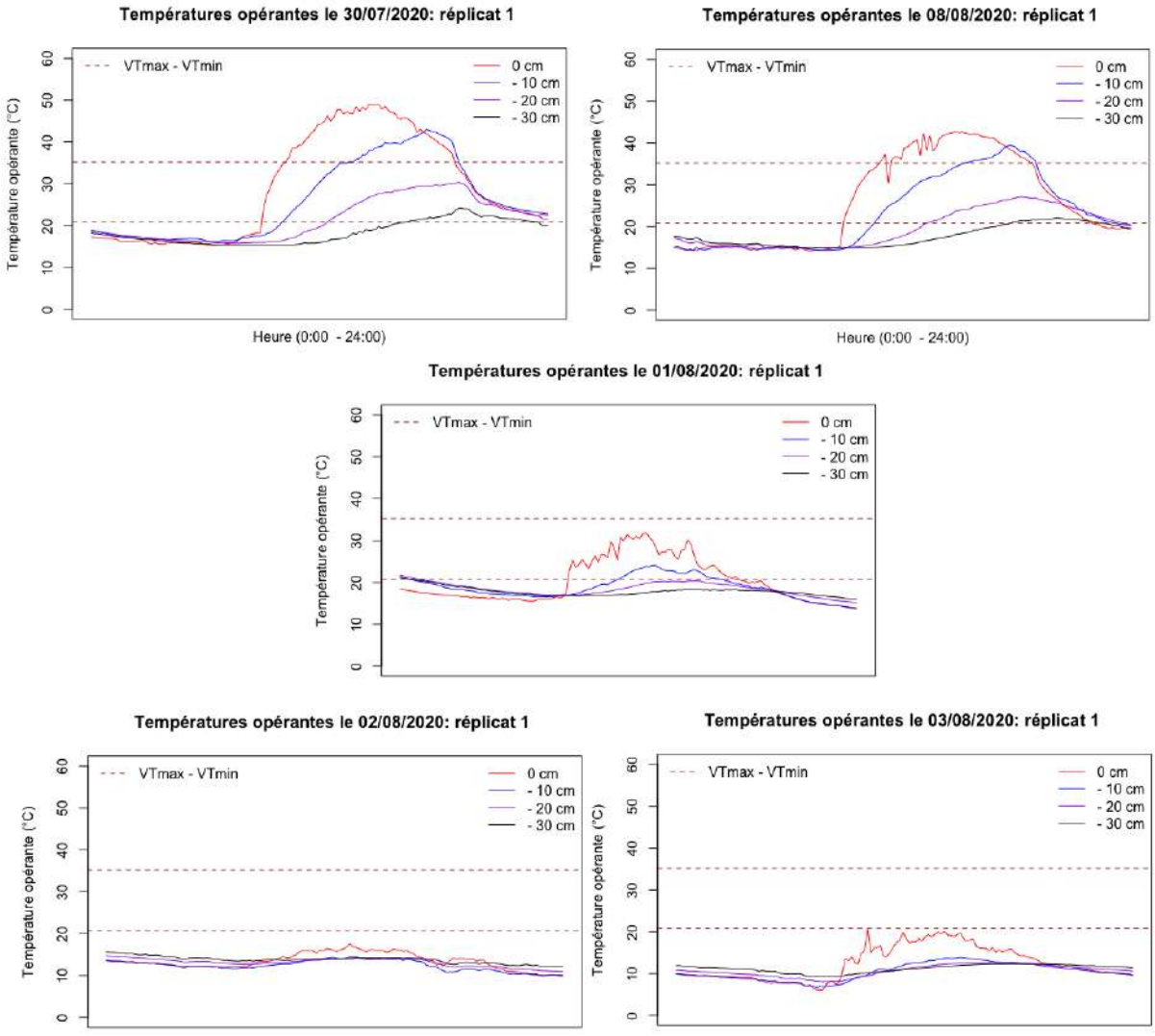


Fig. 263. Variation des températures opérantes au cours de deux journées de fortes chaleur (30/07/2020 et 08/08/2020), une journée estivale « typique » (01/08/2020) et deux journées les plus froides (02 et 03/08/2020)

11.3.7 Modélisation d'un proxy d'activité à partir des estimations d'abondance

Les modèles de distribution ZIP et NB ont été ajustés pour K=30 et K=70. Leurs AICc étaient de 74,67 et 74,84. Les tests d'ajustement ont indiqué pour la méthode ZIP, p-value=0,12, c-hat=1,36 et l'abondance totale était 36,68. Pour la méthode NB, l'estimation de l'abondance était surestimée, nous avons donc retenu la méthode ZIP. 26 modèles ont été construits, les meilleurs étant présentés dans le Tab. CVIII. Le meilleur modèle, p(.)lambda(.) (modèle dit « constant », sans covariables) a été sélectionné pour estimer l'abondance sur chaque placette afin de calculer les probabilités d'activité. La probabilité de détection était de 0,197 +/- 0,209 avec l'intervalle de confiance [0,018 ; 0,766]. L'abondance et le mode pour chaque placette et pour toutes les placettes sont présentés dans le Tab. CIX.

Nous avons ensuite calculé les proxy de l'activité pour chaque placette pour chaque visite avec l'équation pAij = (nij / pij) / Ni. Ensuite, nous avons mis à l'échelle ces variables dans l'intervalle [0,1] pour obtenir pA(ij scaled) (Tab. CX)

Tab. CVIII. Modèle d'abondance classés selon le critère AICc, tests d'ajustements et nombre de paramètres (n)

Modèle	n	AICc	Delta AICc	AICc Weight	Cum. Weight	p-value	c-hat
p(.)lambda(.)	3	74.67	0.00	0.93	0.93	0.133	1.35
p(Temp)lambda(.)	4	82.30	7.63	0.02	0.96	0.107	1.40
p(.)lambda(Rock)	4	82.32	7.65	0.02	0.98	0.111	0.00
p(Cloud)lambda(.)	4	83.31	8.64	0.01	0.99	0.088	1.42
p(.)lambda(Alti) 4	4	83.42	8.75	0.01	1.00	0.158	0.00

Tab. CIX. Abondance et IC estimés par le modèle p(.)lambda(.)

	Plot 1	Plot 2	Plot 3	Plot 4	Plot 5	Plot 6	Plot 7	Plot 8	All Plots
N	0.294	5.567	4.718	10.037	0.294	9.914	5.567	0.294	36.685
Mode	0	5	4	10	0	10	5	0	
CI	[0 ; 4]	[3 ; 9]	[2 ; 9]	[7 ; 14]	[0 ; 4]	[6 ; 14]	[3 ; 9]	[0 ; 4]	[21 ; 67]

Tab. CX. Proxy d'activité estimé brut puis ramenés à l'échelle 0-1

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
pA(ij)								
Visit 1	0	0	1.079	0.507	0	2.053	0	0
Visit 2	0	1.828	0	3.042	0	1.54	1.828	0
Visit 3	0	0.914	1.079	1.014	0	1.54	0.914	0
pA(ij) scaled								
Visit 1	0	0	0.355	0.167	0	0.675	0	0
Visit 2	0	0.601	0	1	0	0.506	0.601	0
Visit 3	0	0.3	0.355	0.333	0	0.506	0.3	0

Les variables Te et Tair sont significativement corrélées (p-value < 2,2*10-16) avec un coefficient de corrélation de 0,884. La relation linéaire est ajustée avec R^2=0,7814 ce qui indique que 78 % de la variance de Te est expliquée par Tair. La relation obtenue, Te = 1.382 * Tair – 0.713, a permis de calculer les températures corporelles correspondantes aux températures de l'air mesurées (Tab. CXI).

Enfin, les proxys d'activité ont été représentés en fonction de la température corporelle (Fig. 264). Le proxy d'activité égal à 1 a été obtenu à la température de 32,45 °C, les premières et dernières valeurs nulles étaient de 25,82°C et 44,61°C.

Tab. CXI. Température de l'air et température corporelle

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Tair(ij)								
Visit 1	31.3	31.3	28.5	31.3	32.8	29.1	30.2	26.8
Visit 2	22.4	24.3	28.9	24	19.2	21.2	25.5	22.5
Visit 3	23.2	21.3	20.6	19.5	20.1	19.7	19.5	19.8
Tb(ij)								
Visit 1	42.54	42.54	38.671	42.54	44.613	39.5	41.02	36.322
Visit 2	30.242	32.867	39.224	32.453	25.819	28.583	34.525	30.38
Visit 3	31.347	28.721	27.754	26.234	27.063	26.51	26.234	26.649

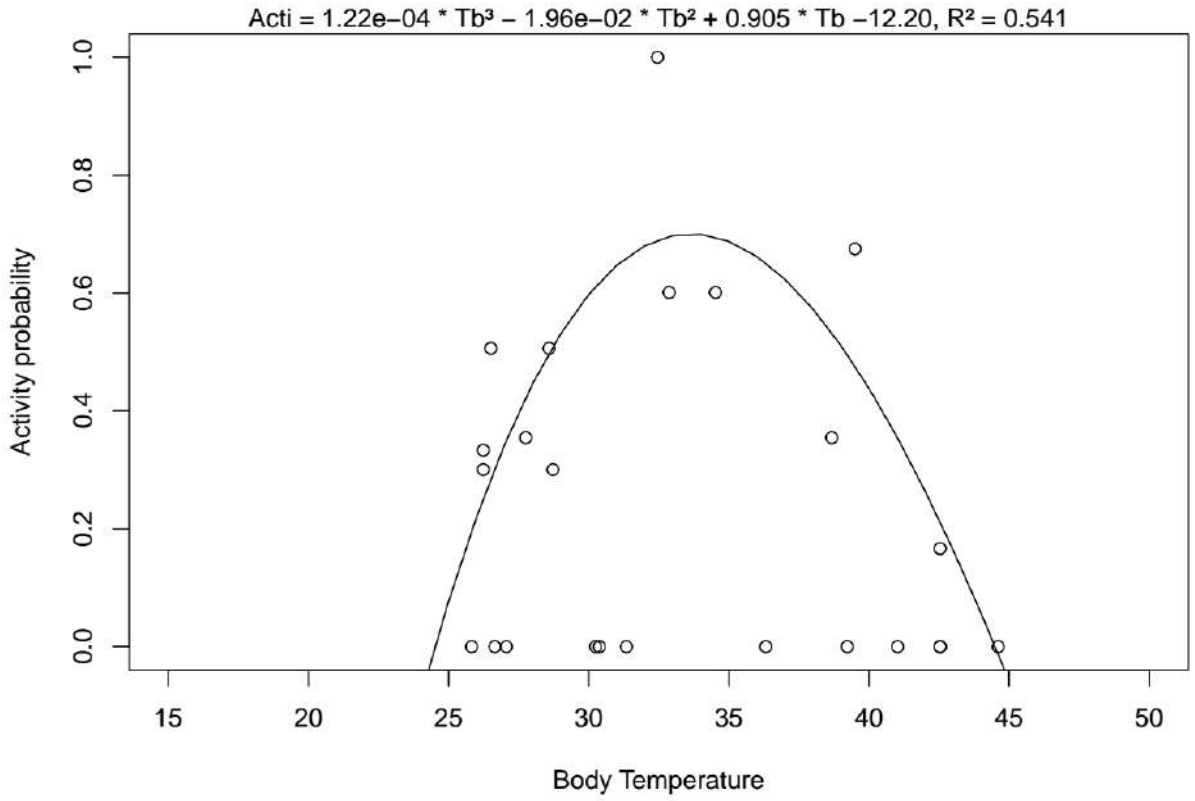


Fig. 264. Probabilité d'activité selon la température corporelle

11.4 Discussion

11.4.1 Répartition altitudinale du Lézard de Bonnal

Les résultats présentés montrent que l'aire de répartition du Lézard de Bonnal est stationnaire sur les sites d'étude et que celle du Lézard des murailles s'étend vers de plus hautes altitudes sur le site d'Arrious. Ceci semble mettre en évidence une plasticité forte chez le Lézard des murailles qui colonise des sites de plus en plus hauts. À ce rythme, il atteindra le col dès 2021 ou 2022. Ces résultats soulèvent deux questions. Faut-il s'attendre à un impact du Lézard des murailles sur le Lézard de Bonnal par éventuelle compétition ? Le maintien de l'aire de répartition du Lézard de Bonnal va-t-il impacter les conditions de vie de l'espèce en termes d'état physiologique et sanitaire ? L'étude écophysiologique pourra proposer des réponses et permettra peut-être d'expliquer pourquoi la migration vers des altitudes plus hautes n'est pas observée chez le Lézard de Bonnal. Outre la température, l'hypoxie est aussi un facteur environnemental important. En haute altitude, la faible disponibilité en oxygène réduirait les performances des individus (GANGLOFF *et al.*, 2019).

11.4.2 Répartition altitudinale du Lézard catalan

Les résultats présentés pour les sites de Mendive et d'Esterençuby ne mettent pas en évidence une modification conjointe de l'aire de répartition des deux espèces, *P. liolepis* et *P. muralis*. Sur le site d'Etsaut, le Lézard des murailles, présent au début et à la fin du transect semble se raréfier dans la partie centrale, exposée plein sud et plus thermophile. Nous pouvons faire l'hypothèse que le milieu lui deviendrait défavorable ou que l'éventuelle compétition avec le Lézard catalan présent en densité importante dans cette zone expliquerait son absence. Les suivis sur les prochaines années permettront de confirmer ou d'infirmer ces hypothèses. De plus, les modélisations corrélatives et mécanistique conduiront à la détermination des variables environnementales explicatives de la répartition et des processus écophysiologiques sous-jacents.

11.4.3 Estimation d'abondance

Sur le site de Mendive, l'abondance semble augmenter d'année en année, l'estimation du meilleur modèle en 2017 était N=24 [15 ; 41], en 2018 N=27 [22 ; 42], en 2019 N=36 [21 ; 67] et en 2020 N=70 [36 ; 124]. Sur le site d'Esterençuby, elle semble stable, elle était estimée à N=9 [9;9] en 2017, N=15 [10;26] en 2019 et N=8 [9;13] en 2020. Aucun modèle ne convergeait et était ajusté en 2018. Ces résultats sont cohérents avec les observations respectives du Lézard catalan et du Lézard des murailles, sur le site de Mendive, le rapport de force (proportion de présence du Lézard catalan sur celle du Lézard des murailles) est de plus en plus en faveur du Lézard catalan alors qu'il varie sans tendance particulière sur le site d'Esterençuby.

L'estimation de l'abondance par modélisation N-mixture requière différentes hypothèses d'application qui doivent être vérifiées. Ces hypothèses sont l'indépendance spatiale des placettes suivies (H1), la fermeture de la population (H2), l'indépendance des observations d'une placette à l'autre (H3), l'absence d'hétérogénéité non modélisée (H4) et l'absence de faux-positifs (H5) – détection de l'espèce alors qu'elle n'est pas présente par problème d'identification (ROYLE, 2004).

Concernant les sites d'Esterençuby et de Mendive, la taille des placettes de 50m*50m permet de couvrir le home range d'au moins un individu s'il est présent sur la placette et donc d'évaluer si la placette est occupée ou non. Les placettes sont suffisamment éloignées les unes des autres pour considérer qu'un individu vu à la placette 1 ne sera pas revu à la placette 2, ces arguments permettent de valider H1 et H3. Les trois visites sont effectuées sur la période de reproduction du Lézard catalan qui correspond à un temps court de deux mois sur lequel nous pouvons considérer qu'il n'y a ni arrivée d'individus ni départ, validant ainsi l'hypothèse H2. Les observateurs changent chaque année, ils sont formés à la reconnaissance exacte des espèces ce qui permet de valider H5. En termes d'hétérogénéité de l'habitat, les placettes sont similaires puisqu'elles ont été déterminées selon leurs caractéristiques d'habitat. Toutes sont principalement composées de roche nue et de la strate herbacée en proportions variables, propres à chacune des placettes. Afin de valider au mieux H4, il serait bien d'utiliser ces modèles d'abondance en prenant en compte les covariables de site et d'échantillonnage, autre que la covariable « visite » déjà prise en compte.

Les estimations d'abondance présentent toutes des intervalles de confiance très importants. Afin de les réduire, dans l'idéal, il faudrait suivre plus de sites et/ou plus de visites. Également, prendre des sites plus grands ou les prospecter plus longtemps permettrait d'obtenir des données de comptages plus souvent supérieures ou au moins égales à 2 plutôt qu'une récurrence de 0 et de 1. Ceci ne peut être mis en place pour des raisons budgétaires et temporelles. Ainsi, pour le moment, ces données se prêteraient davantage à une modélisation de l'occupation que de l'abondance. Cependant, dans le cadre de l'estimation des proxys d'activité, il est simplement recherché des estimations relativement par rapport aux autres. Ainsi, si les mêmes méthodes sont utilisées avec les mêmes sources d'erreur, les résultats restent comparables relativement les uns par rapport aux autres. L'estimation d'abondance en elle-même n'est pas importante en soi. Ces diverses raisons expliquent pourquoi les estimations d'abondance obtenues dans ce présent rapport ne prétendent pas être vraies en soi. Il faudrait construire d'autres modèles, prenant en compte d'autres covariables de site et d'échantillonnage, mieux respecter les hypothèses sous-jacentes pour tenter de réduire l'intervalle de confiance prédit.

11.4.4 Modélisation corrélative de la répartition

L'interprétation des sorties des modèles corrélatifs doit toujours se faire avec prudence car il y a de nombreuses sources d'incertitude : variables climatiques, techniques de modélisation, seuils permettant le passage de la probabilité de présence à la binarité présence-absence (THUILLER, 2003 ; THUILLER *et al.*, 2009). Il faut considérer que ce sont des hypothèses probables mais pas une vérité en soi (HARRIS *et al.*, 2013 ; JARNEVICH *et al.*, 2015). Les projections obtenues sont cohérentes pour les deux espèces. D'après celles-ci, le Lézard de Bonnal va subir une contraction massive de son aire de répartition en Pyrénées-Atlantiques jusqu'à un habitat résiduel tout au sud-est du département aux frontières de l'Espagne et des Hautes-Pyrénées. Le Lézard catalan sera bénéficiaire du changement climatique sous le scénario RCP 4.5 jusqu'en 2070 ou sous le scénario RCP 8.5 jusqu'en 2050.

Concernant le Lézard de Bonnal, la représentation de ses points de présence au sein de la région Nouvelle-Aquitaine montre que l'espèce est inféodée à un habitat très spécifique, comme cela est indiqué dans Pottier (2016). Cet habitat est rencontré seulement dans le sud-est des Pyrénées-Atlantiques en Nouvelle-Aquitaine, mais aussi en Pyrénées Occitan et en Espagne (ARRIBAS, 2009 ; POTTIER *et al.*, 2014 ; ORTEGA *et al.*, 2016). Selon la modélisation corrélative, sa répartition est majoritairement expliquée par la présence d'une couverture neigeuse importante (minimum 75

centimètres de neige sur l'hiver) et un milieu frais et humide (humidité relative proche de 88%, 90ème percentiles des températures minimales inférieur à 12°C, indice de Martonne supérieur à 2,5). Ces conditions climatiques caractérisent le milieu montagnard dans lequel il est observé, souvent au-delà de 2000 mètres d'altitude (POTTIER *et al.*, 2008). Les variables d'habitat contribuent moins à l'explication de la présence, un habitat rocheux et pentu semble cependant plus favorable, ce résultat rejoint la littérature (THIRION *et al.*, 2018). Les projections futures montrent une contraction progressive de l'habitat, d'abord à l'ouest puis à l'est jusqu'à une quasi-disparition de l'habitat favorable sous le scénario RCP 8.5 à l'horizon 2100. La perte de chaque population représente une perte de diversité génétique puisque toutes sont très isolées génétiquement (POTTIER, 2018). Les populations en Hautes-Pyrénées présentent une plus grande diversité génétique que les populations en marge de répartition en Pyrénées-Atlantiques et Haute-Garonne (MOURET *et al.*, 2011), cela pourrait augmenter leur capacité de résilience. Il serait intéressant de réaliser cette modélisation sur l'ensemble de la chaîne des Pyrénées pour observer l'évolution de la contraction de l'habitat disponible et définir la potentielle limite ouest en 2100 sous le scénario de changement climatique le plus défavorable.

Concernant le Lézard catalan, la représentation de ses points de présence au sein de la région montre que l'espèce est inféodée à un habitat moins spécifique que le Lézard de Bonnal mais plus que le Lézard ocellé. Selon la modélisation corrélative, sa répartition est majoritairement expliquée par un indice de Martonne supérieur à 2,3, supérieure à la moyenne observée en Nouvelle-Aquitaine, caractéristique d'un milieu avec peu de précipitations et de fortes températures. Par rapport au Lézard de Bonnal, nos résultats sont en accord avec la littérature (CARNEIRO, 2012 ; BERRONEAU *et al.*, 2016), ils montrent que le Lézard catalan préfère un habitat plus chaud (extrême chaud supérieur à 14°C versus inférieur à 12°C) et moins humide (humidité relative proche de 79% versus proche de 88%). Comme explicité par de précédentes études, la présence majoritaire de pelouse et de roche caractérisent son habitat (BERRONEAU, 2014a). La modélisation du présent suggère une forte probabilité de présence sur l'ouest des Pyrénées-Atlantiques comme indiqué dans Berroneau (2014). Cependant, ce même document indique que l'espèce ne serait pas présente au centre du département comme suggéré par les cartes obtenues. Les projections aux temps futurs sont cohérentes avec nos hypothèses, le Lézard catalan, espèce thermophile, bénéficierait dans un premier temps du réchauffement climatique puis il serait menacé par celui-ci. La modélisation corrélative montre une expansion de l'espèce pour les couples scénario-horizon présentant des conditions intermédiaires (RCP 2.6 en 2100, RCP 4.5 en 2050, RCP 8.5 en 2050). D'après nos résultats, cette expansion sera la plus importante sous le scénario RCP 4.5 à l'horizon moyen. Bien que l'espèce ait de faibles capacités de dispersion, les nouvelles aires d'habitat favorables sont contiguës à l'habitat actuel ce qui permettrait à l'espèce de les coloniser. À partir des scénarios RCP 4.5 horizon lointain et RCP 8.5 horizon moyen, l'habitat du Lézard catalan subira une importante contraction jusqu'à se réduire aux vallées d'Aspe et d'Ossau. L'espèce étant largement répartie sur toutes les Pyrénées, il serait intéressant de reproduire cette modélisation sur toute la chaîne Pyrénéenne. Une modélisation réalisée en Espagne, du nord de Barcelone à la frontière française montre également que le changement climatique sera favorable au Lézard catalan (CARNEIRO, 2012). En Ariège, l'espèce a été détectée à 2750 mètres d'altitude dans un milieu dépourvu de végétation (MILHAU *et al.*, 2012), cela montre la large gamme d'habitat auxquels elle peut être inféodée et suggère de potentielles capacités d'adaptation.

De nombreux points de méthodes sont discutables bien que nous les ayons tous justifiés. Les méthodes utilisées, GAM et GLM, sont fréquentes (ASTRUC *et al.*, 2018 ; DAY *et al.*, 2018 ; FELDMEIER *et al.*, 2018) alors que les méthodes MARS et FDA sont plus rares. La résolution de 1km pourrait être inadaptée pour des espèces inféodées à un habitat précis, ceci pourrait expliquer la projection d'une expansion importante de l'espèce bien que l'habitat soit très différent de l'habitat actuel (ASTRUC *et al.*, 2018). Le

choix d'une résolution spatiale plus fine permettrait aussi de mieux considérer la variabilité de l'habitat (HEIKKINEN *et al.*, 2006 ; KRITICOS & LERICHE, 2010).

11.4.5 Vers la modélisation mécanistique de la répartition

L'étude de la variabilité intra-site, inter-altitude, inter-exposition, inter-site et inter-année a permis de montrer l'importance du micro-climat résultant du micro-habitat et de la micro-topographie (HUGON *et al.*, 2020).

À l'échelle d'un même site sur quelques mètres, différentes pierres en terme de couleur, de densité, de porosité, de minéralogie, présentent des conductivités thermiques différentes (CHO *et al.*, 2009 ; BARRY-MACAULAY *et al.*, 2013 ; SOBERÓN & ARROYO-PEÑA, 2017) offrant un panel très varié de micro-habitats au sens climatique. Cette grande variabilité fournit des refuges thermiques essentiels pour le maintien de l'activité et la persistance des espèces (KEARNEY & PORTER, 2009 ; HAN *et al.*, 2020).

L'étude de la variabilité sur un même site a démontré l'importance du versant et de l'altitude. De plus, elle a souligné la pertinence de l'étude de plusieurs localités, une seule n'étant pas représentative (JIMÉNEZ-ROBLES & DE LA RIVA, 2019) et l'importance de quantifier la variabilité et de l'incorporer dans les décisions de gestion (VICENZI *et al.*, 2017). Également, les résultats ont montré que des localités de plus basse altitude pouvaient être plus favorables que des localités de haute altitude. Ces résultats remettent partiellement au cause l'hypothèse de l'élévation des individus vers des températures plus favorables (ELSEN & TINGLEY, 2015 ; TITO *et al.*, 2020).

Entre les sites, la variabilité est également importante et notre étude soulève l'importance d'un déploiement multi-site plutôt que focalisé sur un seul site. L'étude du site d'Arrious seulement indiquerait des probabilités d'extinction non nulle alors que l'étude du site de Peyreget seulement indiquerait des marges de persistance. Ces deux observations conduiraient à des plans de gestion différents d'où l'importance de quantifier la variabilité et de la prendre en compte (GUILLON *et al.*, 2016 ; SOBERÓN & ARROYO-PEÑA, 2017).

L'analyse de la variabilité inter-année a également montré des différences importantes, soulevant la pertinence des études réalisées sur une base pluri-annuelle.

La prochaine étape de la modélisation mécanistique consistera à produire une équation reliant les temps d'activité journaliers aux températures maximales journalières en intégrant les différents types de variabilité. Ce travail avait été initié en 2019 à partir des temps de restriction et d'une relation linéaire (HUGON & BERRONEAU, 2019 in Mallard, 2019). Il pourrait être réitéré en premier lieu avec les temps d'activité puis en développant des méthodes de modélisation plus approfondies, notamment avec l'utilisation de modèles GAM.

11.4.6 Variabilité des températures opérantes en refuge

Durant l'expérience réalisée entre le 21/07/2020 à 18h00 au 15/08/2020 à 06h00, deux pics de chaleur remarquables sont survenus. Le premier a été relativement court, sous forme de pic de chaleur, avec un paroxysme le 30 juillet ; le second a duré plus longtemps.

Le premier pic de chaleur intense s'est manifesté surtout dans le Sud-Ouest avec des températures atteignant localement les 40 à 41 °C. Des records absolus de températures ont été mesurés également dans plusieurs stations du Sud-Ouest (MÉTÉO FRANCE, 2020a). Le 30/07/2020 en particulier, des records

absolus de chaleur ont été battus, notamment dans la zone d'étude. Dans les Pyrénées-Atlantiques, en bord de mer la ville de Socoa a largement battu son record de température avec 41,9 °C, dépassant le précédent record remontant à l'épisode caniculaire de 2003, comme plusieurs autres stations du sud-ouest (39,9 °C à Bustince, battant les 39,6 °C du 20/08/2011, station ouverte le 01/12/2003; 40,5 °C à Biscarrosse-Parentis (40), battant l'ancien record de 39,8 °C le 30/06/2015).

« Après le pic de chaleur de fin juillet, le deuxième événement remarquable a été une vague de chaleur qui a éprouvé le pays par sa durée relativement longue (8 jours du 6 au 13 août) et ses températures nocturnes élevées. En termes de chaleur cumulée – aussi appelée sévérité – l'épisode est très proche des vagues de chaleur que la France a connues en juin et juillet 2019, loin derrière 2003 et 2006, et un peu en dessous de l'épisode de l'été 2018. En revanche, son intensité – la température moyenne de la journée la plus chaude de l'épisode (dimanche 9 août) – est bien inférieure à celle des deux canicules de l'été dernier et reste voisine du niveau atteint lors du pic de fin juillet, avec un peu plus de 27 °C en moyenne sur le territoire » (MÉTÉO FRANCE, 2020b).

La leçon essentielle de l'expérimentation menée en 2020 à différentes profondeurs d'un pierrier est qu'au cours d'une journée d'été caniculaire (journées les plus chaudes de la saison), un lézard de Bonnal pourrait étaler son activité, sur seulement un gros quart de la journée, avec des contraintes horaires particulières. Il est intéressant de constater que les journées caniculaires (telles que définies sous forme d'épisodes par les services de météorologie – cf supra) ne se démarquent pas réellement de la plupart des journées chaudes estivales. Autrement dit, les Te enregistrées lors des pics de chaleur ne sont pas réellement supérieures et n'entraînent pas une augmentation sensible du temps de restriction. Les raisons sont certainement à rechercher dans le comportement thermique des pierres constitutives du pierrier (ROBERTSON, 1988) car la Te mesurée en surface et à différentes profondeurs du pierrier ne dépendrait pas uniquement de la température de l'air. En effet, parmi les caractéristiques importantes d'une pierre figurent sa capacité thermique spécifique (la chaleur spécifique d'un matériau est la quantité d'énergie nécessaire pour élever un kilogramme de matériau d'un degré centigrade), sa densité (pour deux matériaux de pierre ayant la même chaleur spécifique, la roche la plus dense sera plus petite et conservera la même énergie thermique) et sa densité énergétique (i.e. sa chaleur spécifique multipliée par sa densité sur une base unitaire) qui informe sur l'aptitude d'une pierre à stocker de la chaleur, si chaque pierre est de la même taille. La pierre ayant la densité énergétique la plus élevée aura la plus grande capacité à absorber la chaleur, pour une épaisseur ou une taille donnée. Par contraste, au cours d'une journée estivale « typique » (type de journée le plus répandue en terme de température sur la saison), un lézard pourrait étaler son activité, en théorie, sur plus de la moitié de la journée (un peu moins de 60%), sans contrainte horaire particulière. Enfin, au cours d'une journée froide (températures toujours en dessous de VTmin), aucune activité n'est possible contraignant les individus à rester au refuge toute la journée.

Ces résultats, obtenus pour la première fois dans le contexte local pyrénéen, sont d'une grande importance car ils permettent de répondre à une critique faite au modèle mécanistique utilisé, qui ne tient pas compte dans sa mise en œuvre simple de la variabilité et de la structure des micro-habitats qui pourraient apporter des zones de refuges climatiques (CLUSELLA-TRULLAS & CHOWN, 2011). Le développement des modèles mécanistiques en cours (évoqué plus haut) pourra s'appuyer sur ces informations clés concernant les micro-habitats de refuge au sein desquels les lézards passent leur temps d'inactivité.

11.4.7 Proxy d'activité, lien avec le calcul du temps de restriction

La probabilité d'activité en fonction de la température pour les espèces ectothermes est depuis longtemps reconnue comme une question centrale en écologie thermique (BUSASK & VISNAW, 1989 ; BRANA, 1991). Certaines études ont démontré qu'il existait des périodes d'activité et d'inactivité le long d'une journée et ont partiellement quantifié les probabilités d'activité en fonction de l'heure de la journée (PÉREZ-MELLADO, 1982 ; MATEO, 2011). Notre approche a permis d'estimer cette probabilité d'activité dépendante de la température corporelle à partir de la modélisation de l'abondance. Elle est pertinente lorsque la détection dépend de l'activité, ce qui est souvent le cas pour les espèces ectothermes. Dans cette étude, l'activité est définie comme le fait d'observer un individu, cette définition diffère de celle proposée par Ferri-Yanez (2007), utilisée pour la définition de VTmin et VTmax, où les comportements de thermorégulation ne sont pas considérés comme de l'activité.

Pour le Lézard catalan, la bibliographie renseigne différentes gammes de température d'activité, [26,0°C ; 37,3°C] (Carretero & Veríssimo, 2009), [26,5°C ; 41°C], [25,4°C ; 38,4°C] (ARNOLD, 1987) et les températures préférées, 31,69°C (CARNEIRO, 2012), 33,97°C (CARRETERO & VERÍSSIMO, 2009). Les prospections naturalistes sont effectuées lorsque les conditions météorologiques permettent aux lézards d'être actifs et donc d'avoir une température corporelle dans ces gammes de température. Dans cette approche, les individus seraient actifs entre 25,82°C et 44,61°C et le maximum de l'activité est atteint à Tb=32,45°C. Nos résultats sont proches des données de la bibliographie ce qui aurait tendance à valider la méthode. Néanmoins, cette approche devra être ré-itérée à partir des données de 2020 pour confirmer ou infirmer la méthodologie nouvellement proposée.

11.5 Conclusion

Les aires de répartition du Lézard catalan et du Lézard de Bonnal semblent stables depuis 2017. En revanche, le Lézard des murailles monte en altitude sur un des sites d'étude du Lézard de Bonnal. Il sera intéressant de continuer les suivis de ces deux espèces et d'observer leurs éventuelles interactions en lien avec les données climatiques. La modélisation corrélative montre que l'habitat favorable au Lézard de Bonnal est en train de subir une contraction importante en Pyrénées-Atlantiques. En revanche, celui du Lézard catalan s'agrandit, cette espèce thermophile devrait bénéficier dans un premier temps du changement climatique.

La variabilité spatiale s'observe aisément entre les localités et les sites d'étude alors que la variabilité temporelle semble moins importante. Les tests de Wilcoxon réalisés sur les temps d'activité journaliers ont confirmé les observations sur les séries de température opérante (Te). L'utilisation novatrice de l'indice de persistance a mis en lumière l'effet de la température sur la persistance des populations de manière beaucoup plus concrète en indiquant parfois une probabilité d'extinction non nulle ou au contraire une marge de temps d'activité. Le caractère générique de cet indice de persistance, prometteur, reste à valider par application à d'autres espèces et d'autres contextes biogéographiques.

L'étude inédite de la variabilité des températures en refuge a montré qu'au cours des journées caniculaires où les températures dépassent VTmax, le temps d'activité potentiel est scindé en deux périodes et limité à environ 25 % de la journée. Pour les journées estivales où la température est toujours comprise entre VTmin et VTmax, l'activité est possible sur une plage horaire plus large correspondant à 58 % du temps de la journée. Enfin, un résultat inédit marquant est que les températures dans un pierrier à -10 cm sont encore au-dessus de VTmax lors des journées caniculaires, contraignant les individus à trouver refuge à des profondeurs plus importantes.

Pour l'année 2021, les suivis naturalistes seront poursuivis ainsi que les protocoles associés à l'étude écophysiologique. Le temps d'activité journalier sera lié à la température maximale de l'air afin d'obtenir une équation et de calculer le temps d'activité sur la saison de reproduction puis l'indice de persistance associé pour projeter la carte de répartition. Cette carte sera discutée en comparaison au modèle corrélatif. La variable temps d'activité pourra être intégrée dans le modèle corrélatif pour produire un modèle hybride qui combinera alors les atouts des deux méthodes.

Chapitre 12. Vipera berus (Linnaeus, 1758) et autres vipères dans les landes humides d'altitude

Auteurs : *Olivier Lourdais, Michaël Guillon,* ***Contributeurs :*** *Warren Porter, Shu-Ping Huang, Gabriel Blouin Demer, Frédéric Lagarde*

Résumé :

La capacité à élaborer des prédictions robustes sur la réponse des espèces aux changements globaux est un élément essentiel pour comprendre la dynamique de la biodiversité. Afin de prédire les effets sur la répartition, il est nécessaire d'étudier les capacités de réponses des individus et des populations. Chez les ectothermes, les effets du réchauffement sur la thermorégulation font l'objet d'un intérêt important mais il existe un déficit en donnée de thermorégulation et d'écophysiologie. Par ailleurs, l'étude des réponses à long terme au niveau des populations est également nécessaire pour prédire les effets des modifications climatiques à venir.

Les vipères constituent d'excellents modèles d'études avec des niches climatiques contrastées. La Vipère péliade, espèce à affinité boréale, est particulièrement vulnérable au Sud de sa répartition. La Vipère aspic est également exposée aux épisodes climatiques extrêmes. Nos travaux de recherche sur les vipères permettent d'aborder ces différents aspects :

- Modélisation corrélative et mécaniste de la répartition
- L'étude de la thermorégulation dans des épisodes caniculaires
- L'étude à long terme à l'échelle populationnelle

Les données obtenues soulignent la forte dépendance climatique de la répartition des trois espèces de vipères étudiées. L'espèce adaptée au froid semble particulièrement vulnérable du fait d'un taux métabolique élevé. Les études expérimentales de la sensibilité thermique permettent de démontrer l'importance des conditions thermiques journalières sur la thermorégulation et la gestation ainsi que de montrer les comportements d'hydrorégulation active montrant l'importance du facteur hydrique. Enfin, les données obtenues sur le long terme permettent de souligner les influences conjointes des conditions thermiques nocturnes et diurnes.

Mots-clés : climat, écophysiologie, population, reproduction, *Vipera aspis*, *Vipera berus, Vipera seoanei.*

12.1 Introduction

12.1.1 Climat et répartition des espèces ectothermes

Le climat a un rôle fondamental sur la dynamique des populations et la répartition des organismes. Cette influence du climat est particulièrement marquée chez les ectothermes (PARMESAN, 2006). Des travaux récents montrent une réponse claire de l'ensemble des espèces animales et végétales au changement climatique déjà en cours. En effet, une progression des limites nord de répartition ainsi qu'une régression des limites sud ont été observées (PARMESAN & YOHE, 2003 ; FRANCO *et al.*, 2006). De plus, les aléas climatiques extrêmes semblent également avoir des effets importants sur la répartition des espèces (PARMESAN *et al.*, 2000). Même si les conditions globales (climat) conditionnent l'environnement microclimatique exploité par les organismes, l'habitat (végétation), de par sa structure, permet de diversifier et de tamponner ces contraintes générales. La sélection de l'habitat par les ectothermes est d'ailleurs essentiellement déterminée par la thermorégulation (BLOUIN-DEMERS & WEATHERHEAD, 2002) et détermine l'occupation spatiale des organismes à une plus fine échelle. Ainsi, la disponibilité et la structure des habitats peuvent avoir un impact à large échelle sur la répartition des espèces (KEARNEY *et al.*, 2009a ; KEARNEY *et al.*, 2009b). Identifier les facteurs limitants de la répartition n'implique pas la compréhension des mécanismes qui affectent directement les organismes. En effet, du fait des particularités intrinsèques aux espèces (morphologie, physiologie, comportement, histoire de vie), un même environnement peut avoir des conséquences très différentes sur les performances individuelles ou sur les paramètres démographiques. Il est donc important de prendre en compte les caractéristiques propres à chaque espèce afin de formuler des inférences robustes sur les facteurs environnementaux limitants et notamment leur pertinence fonctionnelle (O'CONNOR *et al.*, 2006).

12.1.2 Combiner les modèles mécanistes et corrélatifs de répartition des espèces

Du fait du lien fort qui lie les performances des ectothermes terrestres et les facteurs abiotiques, les modèles mécanistes permettent de prédire spatialement l'évolution de traits écophysiologiques le long de gradients climatiques (KEARNEY & PORTER, 2009). Ainsi, en cumulant les prédictions sur un ensemble de performances, il est possible de visualiser dans un domaine géographique (topographie et végétation) les limites physiologiques et comportementales des organismes (niche fondamentale) qui peuvent expliquer les limites de répartition de l'espèce (KEARNEY *et al.*, 2009a). Il est également possible de prédire ces réponses dans le temps pour voir l'impact du changement climatique (KEARNEY *et al.*, 2009b ; KEARNEY *et al.*, 2010). En se basant sur les modèles de transferts de masse et de chaleur (PORTER, 1989), il est possible de prédire la température corporelle et les pertes en eau des organismes dans le temps et l'espace, tandis que le taux métabolique permet quant à lui d'adresser la balance énergétique. L'ensemble permet de visualiser les coûts de maintenance associés aux gradients climatiques (DILLON *et al.*, 2010).

L'intérêt majeur d'une approche combinée permet de tester de manière indépendante la réponse des espèces dans leur environnement. La comparaison des résultats des approches corrélatives et mécanistes confère un pouvoir prédictif plus fort lorsqu'elles convergent ou au contraire, si les résultats divergent, cela permet de poser de nouvelles hypothèses (KEARNEY *et al.*, 2010 ; BUCKLEY, 2010). Cette approche combinée fournit par exemple, des éléments de comparaison entre la niche fondamentale et la niche réalisée. En théorie, la différence entre les deux provient essentiellement de

la prise en compte ou non des interactions biotiques. Ainsi, comparer ces deux approches, devrait aider à faire des inférences solides sur la contribution respective des facteurs abiotiques et biotiques sur la répartition d'une espèce.

Nos travaux sur la Vipère péliade (*Vipera berus*), la vipère de séoane (*Vipera seoanei*) et comparativement sur la Vipère aspic (*Vipera aspis*) permettent précisément de mettre en place cette approche combinée et de comprendre les déterminants de la répartition de ces espèces particulièrement sensibles aux conditions thermiques (LOURDAIS *et al.*, 2013). La répartition de ces deux espèces en France et en Région Nouvelle-Aquitaine est parapatrique (contiguë). Notre hypothèse principale est qu'un contraste de niche thermique et physiologique permet d'expliquer cette répartition (« Physiological parapatry Hypothesis »). Ces travaux ont été initiés dans le cadre de la thèse de Michaël Guillon (GUILLON, 2012) en collaboration avec Warren Porter (Université Wisconsin). La maitrise des modèles corrélatifs et mécanistes est une approche innovante mais qui réclame un temps considérable avec des données physiologiques précises (KEARNEY *et al.*, 2010). Le programme les sentinelles du climat permet précisément de finaliser ces travaux et mettre en avant l'intérêt d'une approche combinée, corrélative et mécaniste de la répartition (GUILLON *et al.*, in prep. e).

12.1.3 Comprendre l'impact des variations climatiques sur les individus et les populations

Les variations observées à une échelle macro-écologique (répartition) sont le produit des réponses aux niveaux des individus et des populations. Il est donc important d'assurer un lien entre ces composantes. La fréquence des épisodes climatiques extrêmes est actuellement en augmentation tant à l'échelle mondiale que régionale (IPCC, 2014b ; LE TREUT, 2018).

Notre cadre de travail est ici de clarifier les capacités des individus à tamponner les variations thermiques environnementales. Les capacités de thermorégulation sont donc aux cœurs de nos préoccupations et plus particulièrement pendant la reproduction (gestation) qui est une phase particulièrement sensible du cycle de vie. La Vipère péliade (*Vipera berus*) et la Vipère de séoane *(Vipera seoanei)* sont des espèces à affinités climatiques froides et sont particulièrement vulnérables aux modifications climatiques. Nos travaux menés sur ces espèces nous permettent de développer cette approche intégrée encore rare en biologie évolutive.

Pour répondre à ces questions nous avons analysé nos données précédemment collectées en laboratoire (mésocosme au CEBC) et sur le terrain (suivi long terme dans l'ouest de la France). Cette approche permet d'aborder de façon quantifiée les réponses thermiques (individus) aux conditions estivales diurnes et nocturnes. Par ailleurs, nous avons constitué au CEBC une base de données unique en France (28 ans de suivi de la reproduction de la Vipère aspic) qui permet de tester les liens entre climat et reproduction en conditions naturelles et pendant des périodes d'extrêmes climatiques.

Concernant le changement climatique, des travaux récents (SUN *et al.*, 2019) soulignent l'existence d'un découplage entre les conditions thermiques diurnes (maxima) et nocturnes (minima). Ce cadre général encore sous considéré nous semble particulièrement important à examiner.

À l'échelle de la France, une élévation des températures est clairement identifiée à la fois pour les maxima et les minima (Fig. 265, données climatiques Chelsa (CHELSA, 2018). Cependant, les conditions thermiques nocturnes progressent plus rapidement. Ainsi, depuis les années 80 on observe une augmentation progressive des températures. Les modèles prévoient une accélération de l'augmentation des températures à la fois diurnes et nocturnes.

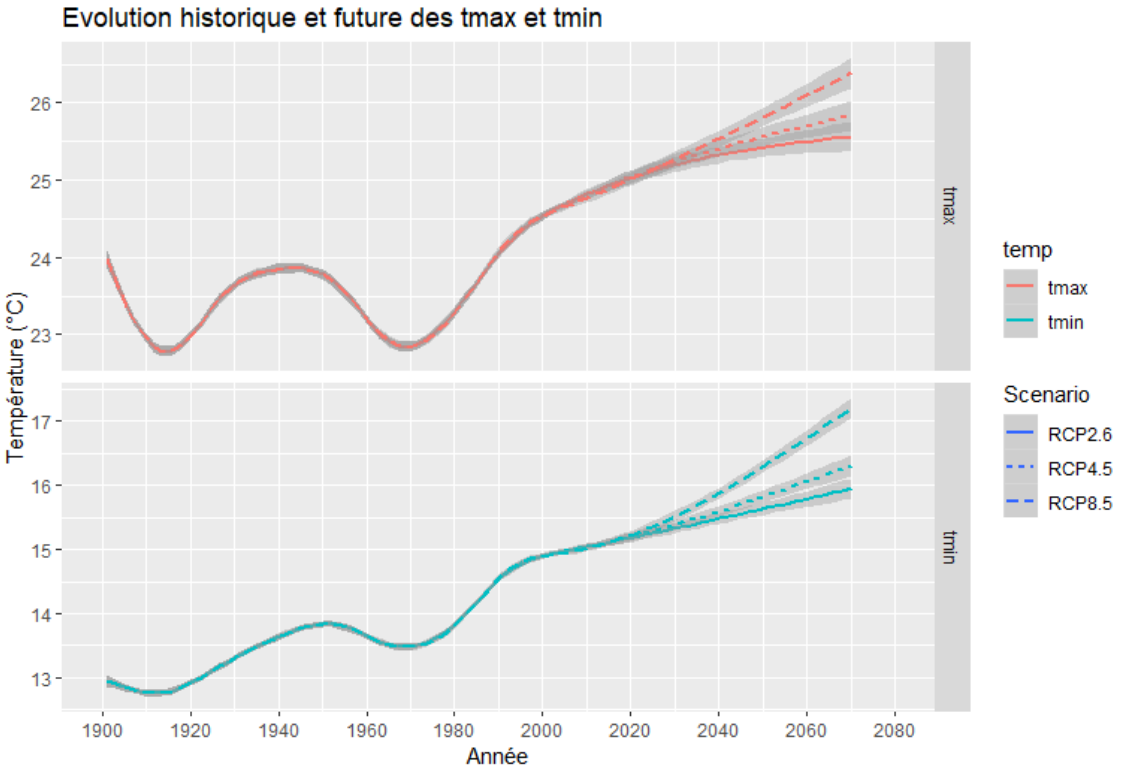


Fig. 265. Évolution des températures maximales (a) et minimales (b) à l'échelle de la France. Extraction à partir de la base de données CHELSA (données passées : 1901 à 2013, scénarios futurs 2040 et 2070) (LOURDAIS et al., in prep. a)

En pratique, la compréhension de l'effet du changement climatique sur les populations requière une approche intégrée :

- Comprendre la nature des modifications climatiques actuelles
- Clarifier les capacités de réponse des individus notamment lors des épisodes extrêmes
- Faire un lien entre les contraintes climatiques et la dynamique des populations.

Cette approche permet de formuler des hypothèses et prédictions plus précises et robustes sur la réponse des espèces (BERNARDO & SPOTILA, 2006 ; RIDDELL *et al.*, 2017 ; RIDDELL *et al.*, 2018). Alors que le cadre théorique actuel se concentre sur les risques associés aux températures extrêmes (DEUTSCH *et al.*, 2008) il est également important de considérer les effets chroniques de l'augmentation des températures.

Notre hypothèse principale est que la sensibilité thermique et hydrique des espèces sont des déterminants majeurs de leur réponse depuis l'échelle individuelle (comportement, reproduction) jusqu'à l'échelle de la répartition.

12.2 Matériel et Méthodes

12.2.1 Modèles mécanistes et corrélatifs de répartition

Nous avons développé des approches complémentaires de la répartition des deux espèces de vipères (Fig. 267). Dans un premier temps (Axe 1) des données écophysiologiques ont été collectées. Les travaux de modélisation corrélative (BIOMOD/Maxent) et mécanistes (Niche Mapper) ont ensuite été déployés (Axe 2). Enfin (Axe 3), ces données offrent un support pour des modélisations dans le passé (paléodistribution) ou à plus fine résolution spatiale, que ce soit dans le présent que dans le futur. Nous nous sommes basés sur des échelles européenne (Axe 3), nationale (Axe 2) et régionale de la répartition (Axe 3) (Fig. 268, Fig. 269).

- Base de données de répartition

En 2020, nos travaux se sont concentrés sur l'acquisition d'une base de données d'observations la plus complète possible sur i) l'ensemble du territoire, sur ii) la méthodologie de mise en forme des variables climatiques ainsi que iii) l'acquisition et la mise en forme des variables climatiques elles-mêmes. Ce travail de modélisation est donc en cours de finalisation et les résultats ultimes seront présentés en 2021. Trois niveaux de résolution de données d'occurrence ont été utilisés :

Niveau Europe

Nous avons utilisé les données d'occurrence actuelles de l'atlas Societas Europaea Herpetologica (SHE) (GASC *et al.*, 1997) et les données mises à jour (SILLERO *et al.*, 2014) à une résolution de grille de 50 × 50 km (grille UTM officielle de l'Agence européenne de l'environnement ; www.eea.europa.eu (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2020)). Les données d'occurrence ont été utilisées comme coordonnées du barycentre de la grille. Seule la Vipère péliade a été modélisée parmi les espèces de vipère de la région Nouvelle-Aquitaine. Les données correspondent à 1564 mailles dont seules 1315 ont été finalement utilisées pour les modélisations (longitude inférieure à 30° ouest) (Fig. 268).

Niveau national

Nous avons pu compiler une base nationale au niveau communale recueillant toutes les données à plus fine échelle. L'ensemble des données au moins égales à une résolution communale a été converti à une échelle communale correspondant à une superficie moyenne de 15.0 ± 15.0 km². L'ensemble du jeu de données obtenu à l'échelle nationale représente un total de 943 communes où *V. berus* a été observée et 3504 communes pour *V. aspis* (Fig. 269).

Niveau régional Nouvelle-Aquitaine

Nous avons pu réaliser un conventionnement avec l'ensemble des partenaires associatifs de la région Nouvelle-Aquitaine qui sont : Cistude nature (Ex région Aquitaine), Charente-Nature (département de la Charente), Deux-Sèvres Nature Environnement (DSNE, département des Deux-Sèvres), Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin (Ex région Limousin), Ligue de protection des oiseaux (Nationale et l'antenne Charente-Maritime) associée à Nature Environnement 17 (NE17, Charente-Maritime) et Vienne Nature (Département de la Vienne). Sur l'ensemble du territoire, cela représente 1796 données pour la Vipère aspic (dont 1232 données précises), 70 données pour la Vipère de Seoane (dont 70 données précises) et 250 données pour la Vipère péliade (dont 51 données précises) (Fig. 270 et Tab. CXII).

Tab. CXII. Bilan des données d'observations disponibles pour les travaux de modélisation à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine

Espèce	Propriétaire données	Zone géographique	Nombre d'observations					
			Totales	Précises	Jardin	Lieu-dit	Commune	Maille
Vipère aspic	Vienne Nature	Vienne	306	306				
	NE 17 / LPO 17	Charente-Maritime	414	358		56		
	Charente Nature	Charente-Maritime	110	99		11		
	DSNE	Deux-Sèvres	126	77		49		
	Cistude Nature	Ex Aquitaine	300	300				
	GMHL	Ex Limousin	540	92		448		
	Total	**Nlle Aquitaine**	**1796**	**1232**		**564**		
Vipère péliade	**GMHL**	**Ex Limousin**	**250**	**51**		**199**		
Vipère de seoane	**Cistude Nature**	**Ex Aquitaine**	**70**	**70**				

• Base de données climatiques

Niveau Europe

Nous avons utilisé des simulations à haute résolution spatiale basées sur le modèle LMDZHR (PMIP2), qui a reconstruit le climat actuel (période avant 2000) et du dernier maximum glaciaire (LGM, environ –21 k années avant présent) en utilisant un modèle de circulation générale avec une grille étirée sur l'Europe (résolution d'environ 60 km) (JOST *et al.*, 2005). Cette simulation offre une grande échelle de variables climatiques mensuelles et a été validée par une reconstruction basée sur le pollen qui permet d'avoir des prévisions solides sur les conditions climatiques LGM (KAGEYAMA *et al.*, 2006).

Nous avons utilisé uniquement les variables estivales comme période cruciale pour l'activité biologique et la dynamique des populations. À l'aide d'une sélection de modèle seules trois variables climatiques ont été retenues comme facteurs physiologiques et comportementaux pertinents: (i) la température maximale quotidienne moyenne à deux mètres du sol (t2m_maxS, °C), (ii) le rayonnement solaire quotidien moyen incluant la nébulosité à la surface (solsS, W / m²) et (iii) le bilan hydrique quotidien moyen (wabS, kg / (s * m²) est calculé comme la différence entre les précipitations totales quotidiennes moyennes et l'évaporation effective quotidienne moyenne (SVENNING *et al.*, 2008).

Niveau France

Quatre types de variables climatiques ont été mobilisés à l'échelle de la France. La température et les précipitations ont été dérivées du modèle climatique AUREHLY (1km²) développé par METEO-FRANCE (CANELLAS *et al.*, 2014) correspondant aux moyennes climatiques sur une période de 30 ans allant de 1971 à 2000 issues de stations météorologiques. Nous avons à disposition les précipitations mensuelles, la température maximum mensuelle et la température minimale mensuelle. Les données

de radiations solaires interpolées (PVGIS © European Communities, 2001–2020) ont également été utilisées en se basant sur des données moyennes collectées par des stations météorologiques durant la période 1981–1990 (SURI *et al.*, 2007).

Niveau Nouvelle-Aquitaine

L'ensemble des variables climatiques disponibles et issues de différentes sources : Météo France (méthode AURELHY 1971–2000, Canellas *et al.* (2014); simulations ALADIN 52, Ouzeau et al. (2014)), Chelsa (CHELSA, 2020) et PVGIS (© European Communities, 2001–2020, Huld et al. (2012)) pourront être utilisées. L'ensemble représente des variables possédant une résolution spatiale de 8 km à 1 km. Le travail de sélection de variable est en cours de finalisation mais concernera vraisemblablement, la température estivale (tmax et tmin), l'irradiation estivale, les précipitations annuelles et l'humidité spécifique.

Afin de maximiser à la fois la qualité temporelle et spatiale des modélisations et ainsi valoriser l'ensemble des variables disponibles, notamment dans un objectif de projection temporelle, nous allons appliquer l'approche dites du « delta change method » d'après Mosier *et al.* (2018). Cette approche permet d'utiliser à la fois les simulations ALADIN 52 pour avoir les meilleurs scénarios de changements du climat en cohérence avec le programme et d'utiliser également les variables climatiques (décrivant le climat du passé récent) les plus précises spatialement. Par exemple, au niveau des Pyrénées (Fig. 266), l'utilisation de cette méthode de descente d'échelle permet de conserver la résolution spatiale la plus fine (1km²) montrant l'effet du relief sur le climat alors que ces subtilités ne s'expriment pas dans les simulations ALADIN (8 km de résolution). Cette méthode permet au terme de faire une descente d'échelle spatiale des simulations ALADIN 52 dans le futur de 8 km à 1km de résolution spatiale en intégrant les effets du relief ainsi que les subtilités régionales présentes sur la période de référence du passé récent (Fig. 266).

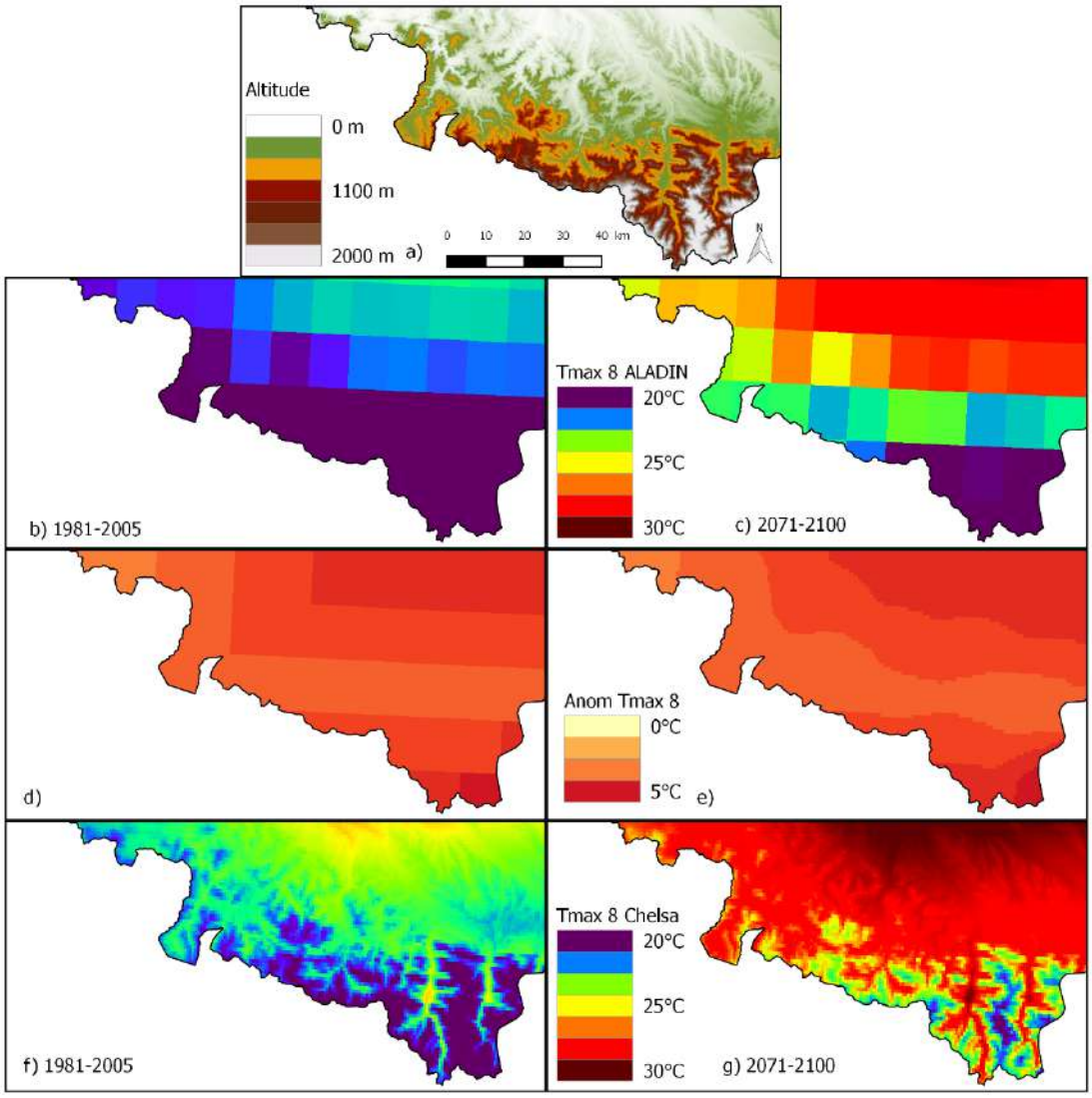


Fig. 266. Exemple de « delta change method » pour produire la température maximale mensuelle du mois d'août pour le scénario RCP8.5 dans la région Nouvelle-Aquitaine au niveau des Pyrénées. Les cartes sont (a) un modèle numérique d'altitude GTOP030 pour la région test, (b) la simulation ALADIN pour la période 1981-2005, (c) la simulation ALADIN pour la période 1971-2100, (d) anomalie entre (b) et (c), (e) anomalie de (d) interpolée à la grille spatiale de Chelsa, (f) climatologie Chelsa 1981-2005, et (g) la simulation ALADIN à échelle réduite pour la période 2071-2100.

- Méthode corrélative

Niveau Europe et France

Nous avons utilisé une méthode se basant sur un ensemble de différentes méthodes statistiques se basant sur un consensus de prédictions prenant en compte les incertitudes liées aux choix des méthodes (MARMION *et al.*, 2009). BIOMOD est une plateforme de calcul donnant un ensemble de prédictions et d'incertitudes de la répartition des espèces (THUILLER *et al.*, 2009). Cette méthode est implémentée dans R (R Development Core Team 2011) dans le pack "BIOMOD". Nous avons utilisé 8 techniques de modélisation différentes : 1) les modèles linéaires généralisés ou GLM, 2) les modèles généralisés additifs ou GAM, 3) les régressions adaptatives multivariées de spline ou MARS, 4) l'analyse d'arbre de classification ou CTA, 5) l'analyse discriminante en mélange ou MDA, 6) les réseaux de neurones artificiels ou ANN, 7) les modèles généralisés fortifiés ou GBM et 8) les « random forests » ou RF.

Niveau Nouvelle-Aquitaine

Une analyse préliminaire sur les déterminants climatiques de la répartition des espèces a été menée en 2018 sur ces espèces comme sur les autres d'espèces. Ce travail préliminaire de modélisation de niche écologique a été réalisé par l'intermédiaire du logiciel MaxEnt (Maximum Entropy Species Distribution Modeling, Version 3.4.1, (PHILLIPS *et al.*, 2017). Des modélisations définitives seront produites en 2021 en reprenant la méthode développée et décrite dans ce document pour les échelles Europe et France (GUILLON *et al.*, s. d.).

- **Méthode mécaniste**

Nous avons utilisé Niche Mapper TM constitué de modèles brevetés aux Etats Unis (PORTER & MITCHELL, 2006) afin d'étudier l'expression spatiale de traits physiologiques et comportementaux. Niche Mapper est composé de 2 exécutables, le « Micro2011b » et le « Ecto2011a ». Le modèle « Micro » permet de générer la gamme des conditions microclimatiques susceptibles d'être exploitées par un individu. Pour cela, il se base sur les conditions topographiques (latitude, longitude, altitude, exposition, pente), les conditions d'habitat (% d'ombrage au sol) et les conditions générales climatiques ou météorologiques pour prédire les profils thermiques journaliers de l'environnement. Le modèle « Ecto » exploite ces gradients thermiques prédits pour déterminer, heure par heure, la température corporelle de l'individu en utilisant les principes physiques des transferts de chaleur et en intégrant les propriétés morphologiques et les décisions comportementales de l'espèce (Fig. 267).

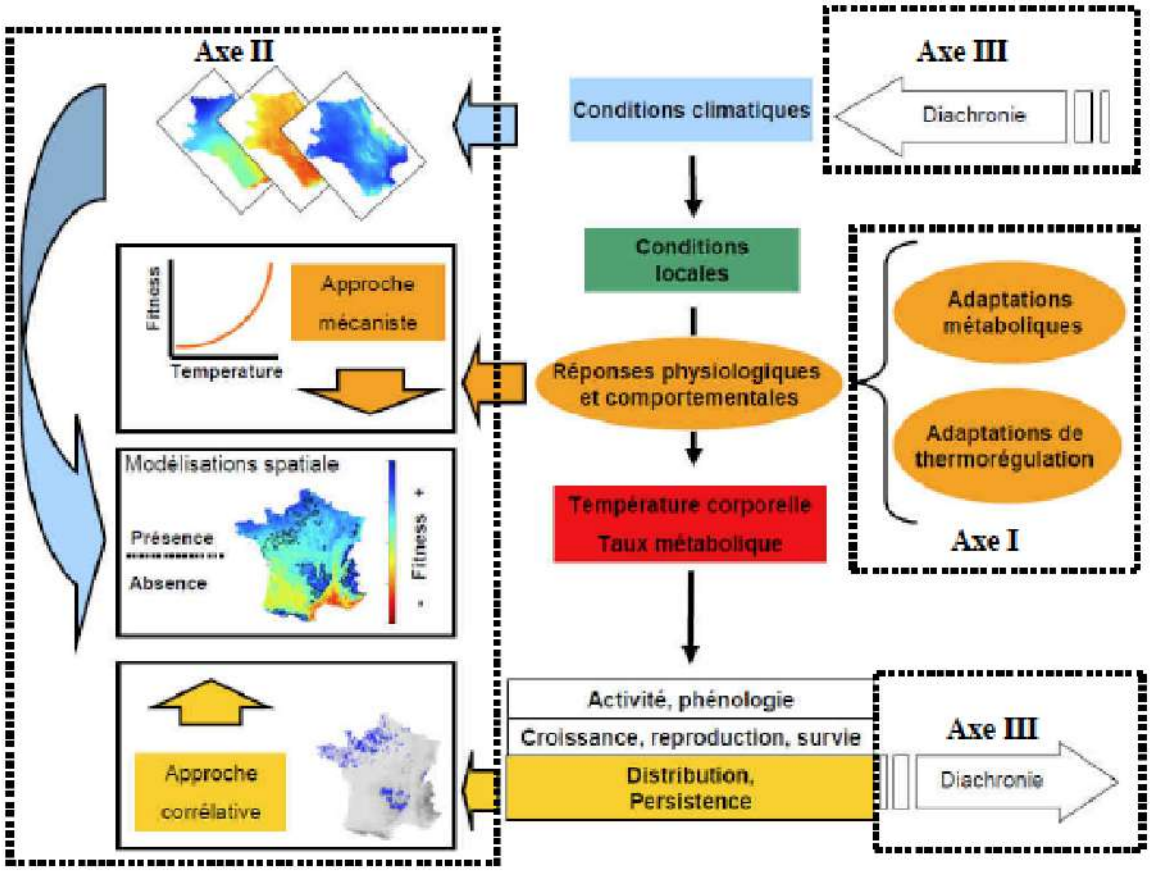


Fig. 267. Approche déployée dans le cadre des travaux de modélisation de la répartition de la Vipère péliade (Vipera berus) et aspic (Vipera aspis)

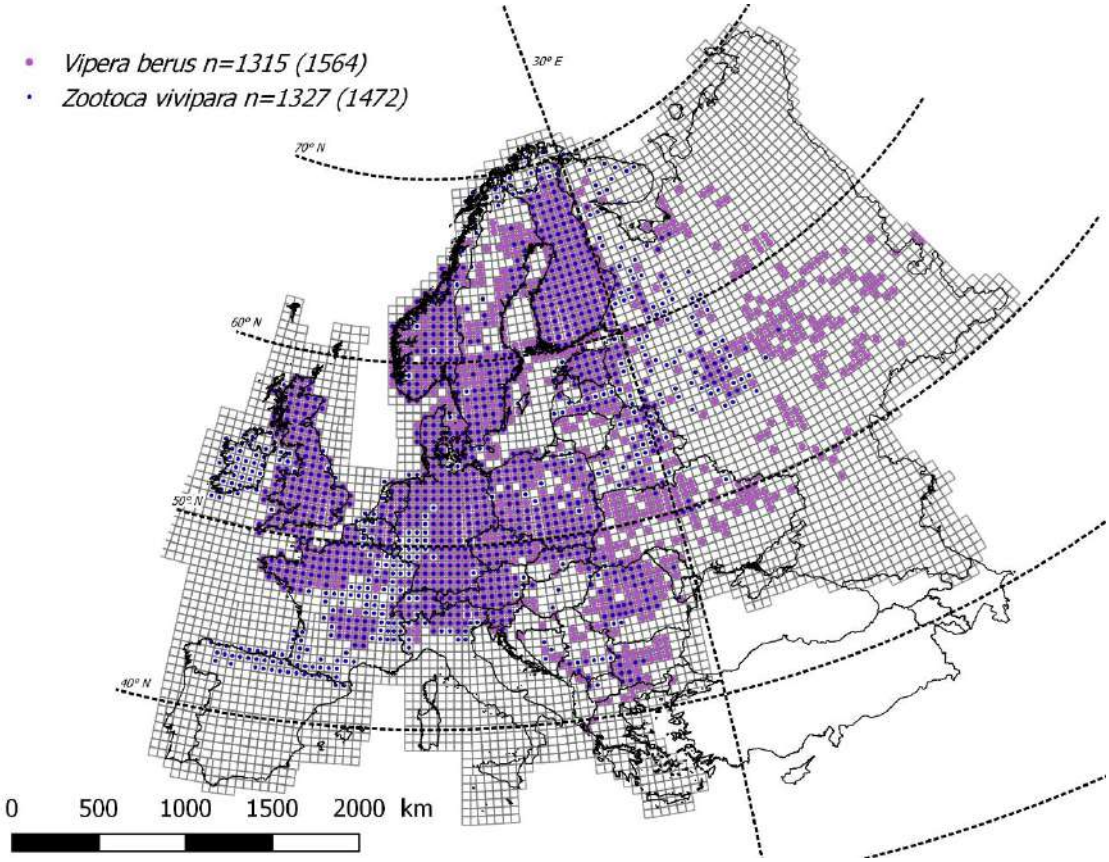


Fig. 268. Base de données de présence (SILLERO et al., 2014) utilisée pour modéliser la répartition de la Vipère péliade à l'échelle européenne (GUILLON et al., in prep. d).

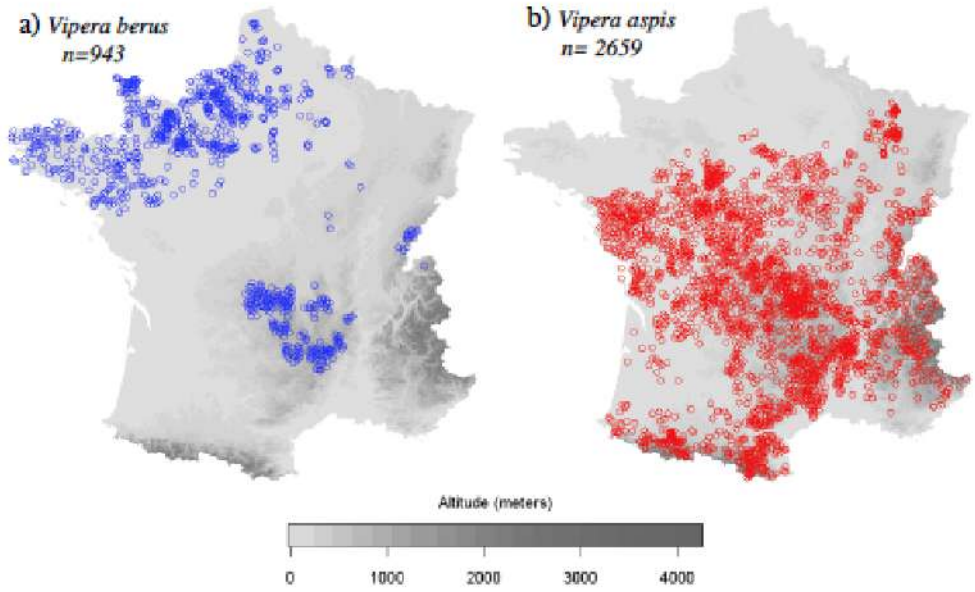
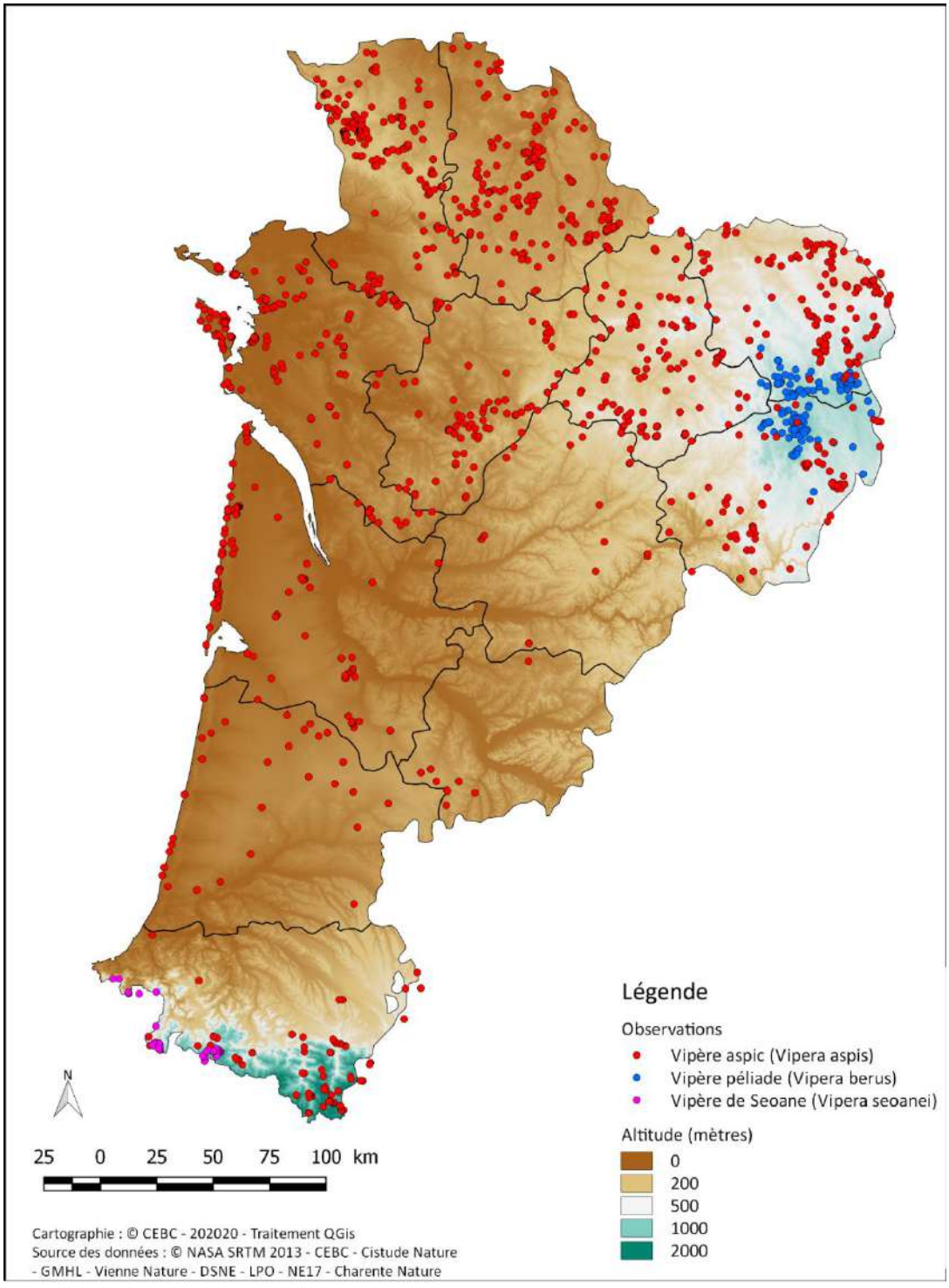


Fig. 269. Base de données de présence utilisée pour modéliser la répartition des vipères à l'échelle nationale. Cette échelle d'analyse est requise pour examiner la répartition au niveau régional (Nouvelle-Aquitaine) (GUILLON, 2012).



Répartition des observations des vipères de Nouvelle-Aquitaine

Fig. 270. Base de données de présence utilisée pour modéliser la répartition des vipères péliade et aspic à l'échelle régionale (Nouvelle-Aquitaine) (GUILLON et al., in prep. b).

12.2.2 Comprendre les effets des variations climatiques sur les individus et des populations

Cette approche repose sur la valorisation de données préalablement collectées au CEBC sur la Vipère aspic (*Vipera aspis*). Le programme les sentinelles du climat offre ici une opportunité unique pour leur exploitation et contribuer de façon pertinente à la compréhension de l'effet des variations climatiques.

- **Données de thermorégulation en mésocosme**

Nous avons analysé des données de températures collectées sur des femelles gestantes en enclos extérieurs pendant la période de gestation (juin, juillet, août). Chaque femelle était équipée d'un enregistreur de température miniaturisé (Lourdais *et al.*, 2013). Les conditions thermiques du milieu ont également été suivies. Cette approche a été menée pendant trois années contrastées (2003, 2005, 2007) et permet de mesurer l'impact des conditions climatiques contrastées sur la thermorégulation des femelles.

- **Manipulation des conditions thermiques de développement**

À l'aide d'enceintes climatiques (Fig. 271), nous avons manipulé les conditions thermiques de développement et imposé des conditions contrastées reproduisant les variations environnementales (Fig. 272). Les caractéristiques de la reproduction (durée de gestation) et des nouveau-nés ont été collectés (cf. méthodologie dans Lorioux *et al.* (2013)). Cette approche permet de tester expérimentalement les effets des cycles thermiques journaliers.



Fig. 271. Enceintes climatiques du CEBC-CNRS permettant le contrôle des conditions hydriques et thermiques journalières. Cet équipement offre une opportunité pour examiner les conséquences des contraintes thermiques et hydriques chez les ectothermes.

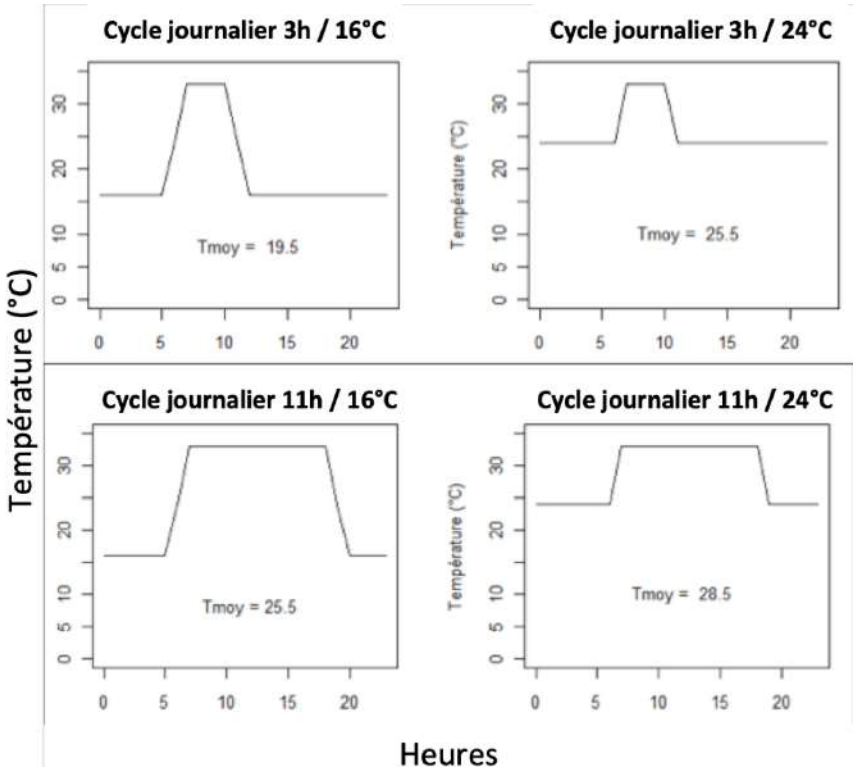


Fig. 272. La manipulation expérimentale des conditions de gestation montre les influences des conditions thermiques journalières. La durée de gestation est influencée à la fois par le temps d'accès à la température préférée en journée (3h ou 11h) mais aussi des régimes thermiques (16 ou 24°C).

- Réponse comportementale à une simulation de sécheresse

En 2020, nous avons examiné les effets d'une simulation d'une vague de chaleur combinée ou non à une sécheresse (humidité de l'air haute ou basse) chez la Vipère aspic. Ce travail a été rendu possible grâce aux enceintes climatiques qui permettent d'imposer des conditions de température et d'humidité (pression partielle en vapeur d'eau) contrôlées. L'objectif était notamment de comprendre les effets d'un air desséchant c'est-à-dire avec un déficit de vapeur d'eau élevé (DRY) ou non (WET). Nous avons également examiné l'importance de la réponse comportementale en offrant la possibilité d'utiliser des abris avec humidité élevée (abri sec : AS) ou non (abri humide AH). Cette approche permet de tester les effets des conditions desséchantes et le rôle des comportements de régulation de la balance hydrique (hydrorégulation, Rozen-Rechels *et al.*, (2019))

- Suivi à long terme de la reproduction

Nous menons depuis 1992 un suivi de population de Vipère aspic dans l'Ouest de la France avec la collecte de données sur les mise-bas. Un total de 255 mises-bas a ainsi été analysé sur une période de 28 ans (1992-2019). Il s'agit d'une base de données unique qui sera valorisée dans le cadre du programme les sentinelles du climat. Nous avons collecté les données météorologiques (température, radiation, pluviométrie) de la station Météo France la plus proche au pas de temps mensuel. Les données de températures maximales et minimales étant liées, nous avons extrait les résidus de la relation linéaire entre les minimales et les maximales. Cette approche permet de tester l'effet combiner de ces variables dans les modèles examinés.

12.3 Résultats

12.3.1 Modèles mécanistes et corrélatifs de répartition

Nos analyses de modèle corrélatif mettent en évidence un fort contraste entre espèce. Les courbes de réponse (Fig. 273-Fig. 274) montrent que la répartition de la Vipère aspic est associée aux radiations solaires ajustées élevées. En revanche la présence de la Vipère péliade est étroitement dépendante des basses températures (<20°C). Chez cette dernière, ce sont les conditions thermiques estivales qui expliquent le mieux la présence de l'espèce (GUILLON *et al.*, in prep. b). Ces résultats sont confortés par les analyses au niveau Europe qui montrent également l'importance de la température mais aussi des contraintes hydriques (pertes évaporatives en eau) pour la Vipère péliade (GUILLON *et al.*, in prep. b).

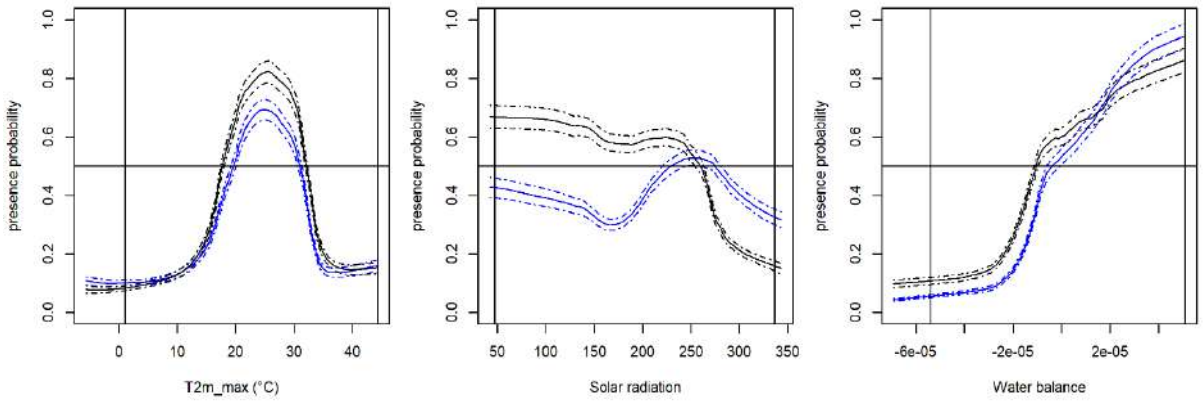


Fig. 273. Courbes de réponses pour Vipera berus (en bleu) et pour Zootoca vivipara (en noir) issues des modélisations corrélatives réalisées au niveau Europe. Les courbes solides sont la réponse du modèle moyen pondéré et l'écart type est représenté par des courbes en pointillés. Les gradients climatiques actuels sont sous les lignes verticales. Les conditions climatiques n'apparaissant que pendant le LGM et à l'intérieur de la zone d'étude sont représentées dans ces gradients à l'extérieur de ces lignes verticales.

Nos analyses mécanistes soulignent clairement les différences physiologiques entre espèces (Fig. 275). La Vipère péliade a un métabolisme de base environ deux fois plus élevé que la Vipère aspic (GUILLON *et al.*, in prep. b ; LORIOUX *et al.*, 2013). Cette différence peut être avantageuse sous climat froid pour optimiser les performances à basse température. En revanche un métabolisme élevé devient très couteux dans un contexte thermique chaud. Les adaptations physiologiques au froid doivent donc être intégrées pour comprendre la répartition de cette espèce. En Nouvelle-Aquitaine, les conditions

fraîches et humides de la région ex-Limousin permettent donc à l'espèce de se maintenir depuis le dernier maximum glaciaire.

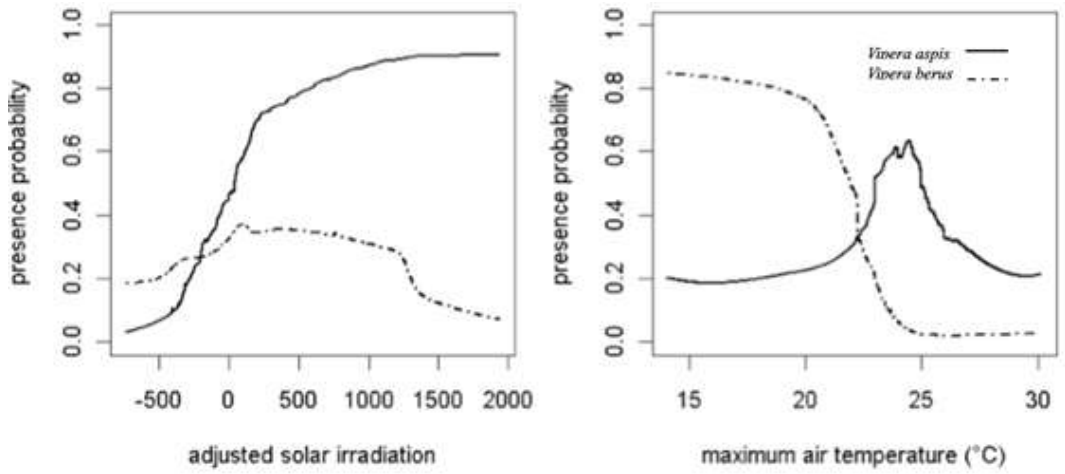


Fig. 274. Courbes de réponses pour Vipera berus (en trait pointillé) et Vipera aspis (en trait plein) issues des modélisations corrélatives réalisées au niveau France. Les courbes représentent la réponse du modèle moyen pondéré.

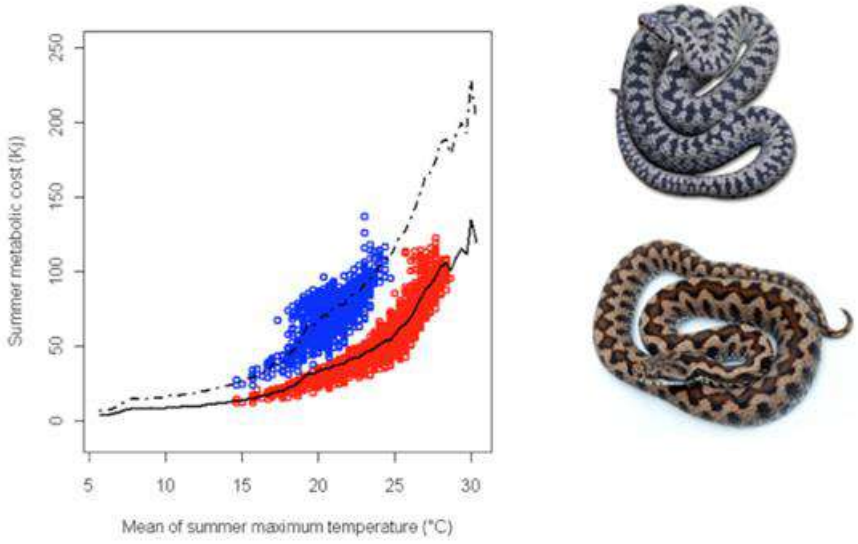
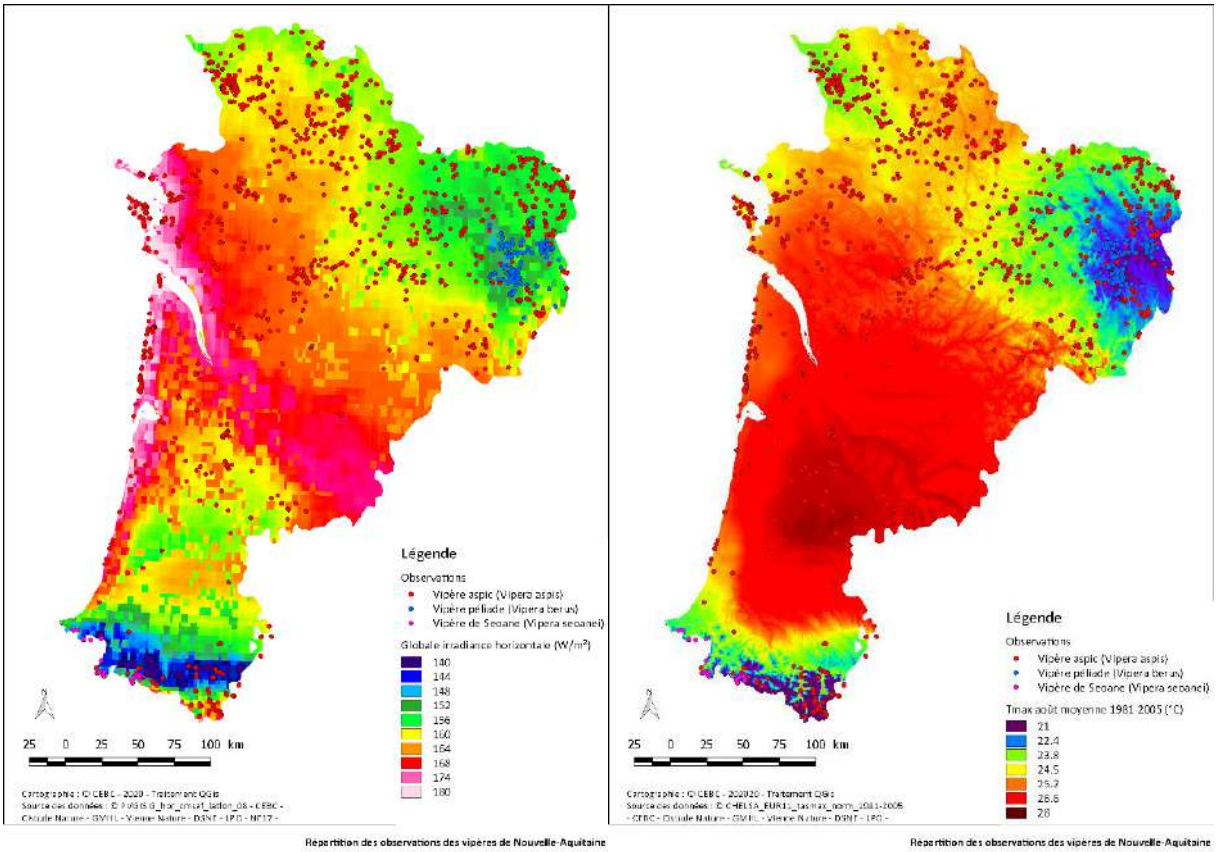


Fig. 275. Évaluation des dépenses métaboliques estivales chez la Vipère aspic (points rouges, ligne continue) et la Vipère péliade (points bleus, ligne pointillée) selon les gradients de température de la niche fondamentale (lignes) ou réalisées (cercles de couleurs). Le fort contraste métabolique entre espèce apparaît nettement. La Vipère péliade, adaptée au froid, présente un taux métabolique nettement plus élevé.

12.3.2 Effets des changements climatiques que la répartition des vipères de Nouvelle-Aquitaine

En 2020, nos travaux se sont concentrés sur l'acquisition d'une base de données d'observations la plus complète possible. Ce travail de modélisation est donc en cours de finalisation et les résultats ultimes seront présentés en 2021. Parmi les variables à sélectionner, la température maximale et l'irradiation estivales (Fig. 276) sont des variables très informatives pour expliquer la répartition de ces espèces en Nouvelle-Aquitaine comme cela est également le cas pour les autres échelles de modélisations présentées dans ce rapport (Europe et France). Les forts gradients d'irradiation et de température montrent clairement les rôles refuges des zones d'altitude par rapport à la plaine et le couloir de la Garonne.



Répartition des observations des vipères de Nouvelle-Aquitaine

Répartition des observations des vipères de Nouvelle-Aquitaine

Fig. 276. Gradients climatiques observés pour l'irradiation (à gauche) et la température maximale (à droite) du mois d'août à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine.

12.3.3 Comprendre l'impact du changement climatique sur les individus et les populations (Vipère aspic)

L'analyse des données de thermorégulation en mésocosme souligne le très fort impact des conditions caniculaires (Fig. 277a) sur les profils thermiques. La température corporelle augmente à la fois en journée et en phase nocturne. En journée, les femelles gestantes parviennent à maintenir une température stable et sans atteindre leur limite critique (36°C). La thermorégulation comportementale permet donc d'éviter les extrêmes. En revanche lors de la phase d'inactivité nocturne la température

des animaux est directement dépendante de celle des refuges nocturnes. Les individus sont donc contraints par les conditions des refuges qui vont déterminer la température corporelle en phase de repos (Fig. 278).

Les anomalies thermiques ont des répercussions sur la thermorégulation des individus (Fig. 277b), mais ces effets sont contrastés entre le jour et la nuit. En journée les individus vont atteindre et maintenir un plateau thermique (en rouge) malgré les anomalies de température journalière. La nuit (en bleu), les températures corporelles moyennes vont augmenter de façon proportionnelle aux conditions thermiques nocturnes. Ce contraste s'explique par une capacité de thermorégulation comportementale en journée (activité) mais pas la nuit.

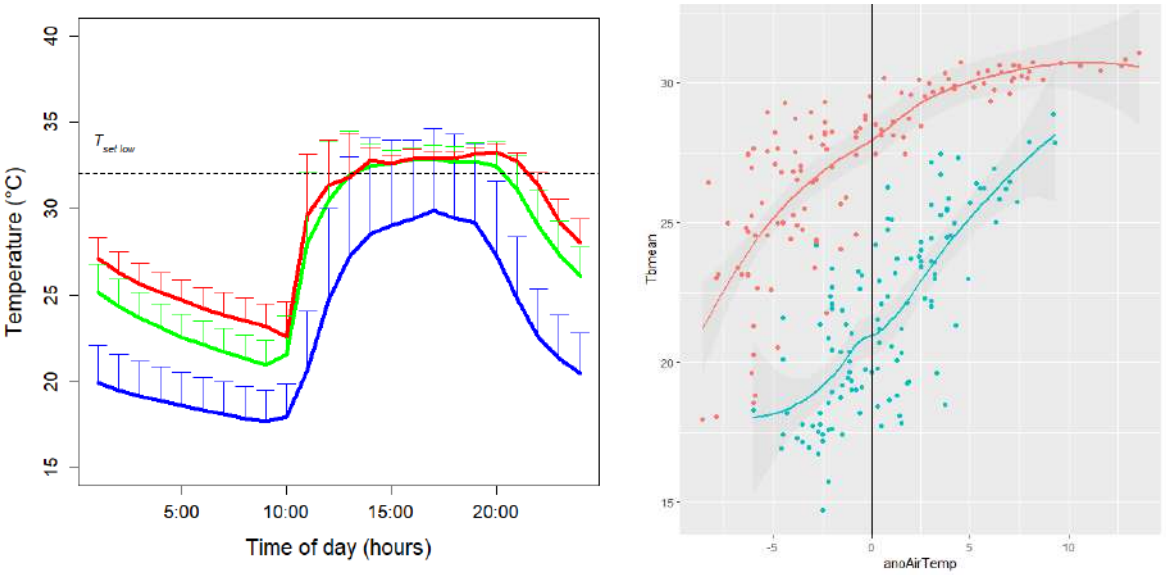


Fig. 277. a. Cycle de températures corporelles enregistrées sur des femelles gestantes de Vipère aspic en conditions normales (ligne bleu), période de chaleur diurne (ligne verte) et canicule (ligne rouge). b. Relation entre les anomalies thermiques et les températures corporelles. Le graphique représente les conditions nocturnes (bleu) et diurnes (rouge).

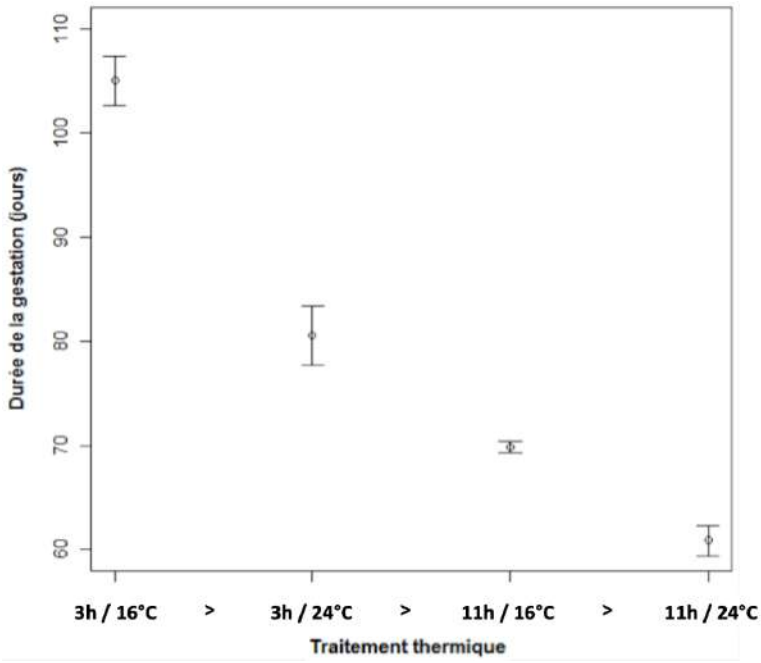


Fig. 278. La manipulation expérimentale des conditions de gestation montre les influences des conditions thermiques journalières. La durée de gestation est influencée à la fois par le temps d'accès à la température préférée en journée (3h ou 11h) mais aussi des régimes thermiques nocturnes (16 ou 24°C).

- Réponse comportementale à une simulation de sécheresse

Notre étude met en évidence un fort effet des conditions expérimentales sur la physiologie des individus. La perte de masse observée lors du traitement (23 jours sans eau de boisson) est plus marquée (Fig. 279) dans les conditions sèches (HotDry) qu'humides (HotWet). Au sein des conditions sèches on observe une différence avec une perte de masse plus prononcée chez les individus ne bénéficiant pas d'un abri humide (AH) par rapport à un abris sec (AS). À la fin du traitement une reprise en eau massive est observée avec une prise de masse équivalente au niveau de départ.

Les suivis comportementaux montrent un effet marqué des conditions sur l'utilisation des abris (Fig. 280). On observe une augmentation rapide de l'utilisation des abris pour les animaux en condition sèche et disposant d'abris humides. Il apparaît donc que l'utilisation de microhabitats humides permet de tamponner les conditions de sécheresse et de limiter les pertes hydriques respiratoires. Il s'agit de la première démonstration expérimentale des comportements d'hydrorégulation active chez un serpent (DEZETTER *et al.*, in prep.).

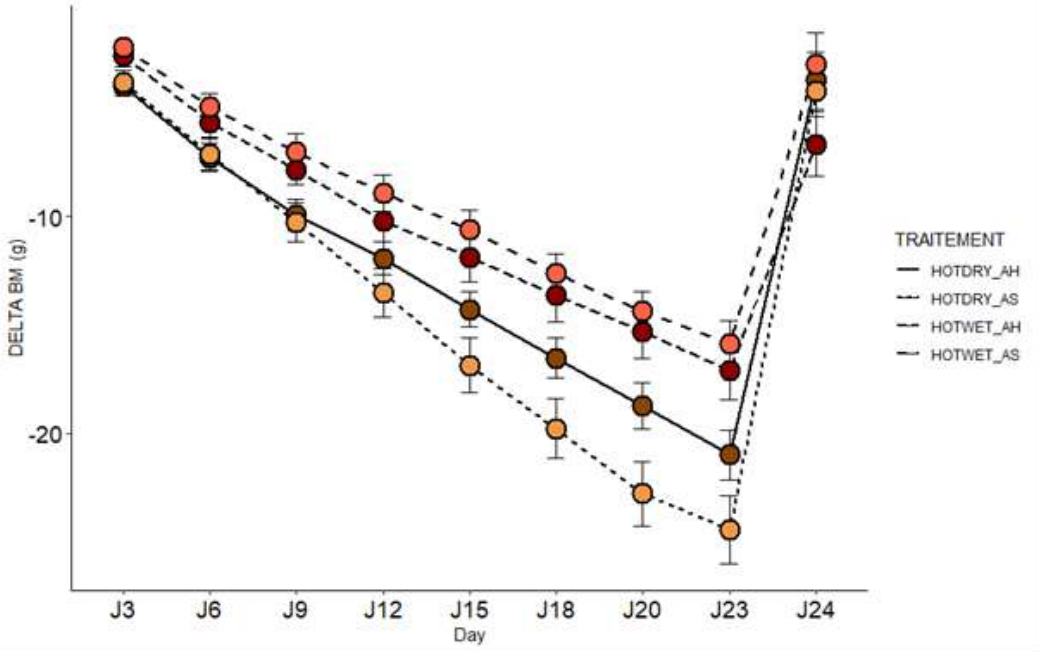


Fig. 279. Perte de masse des vipères aspic au cours du temps dans 4 conditions expérimentale de canicule : Air sec et abris sec (HOTDRY_AS) ; Air sec et abris humide (HOTDRY_AH), Air humide et abris sec (HOTWET_AS), Air humide et abris humide (HOTWET_AH). Les animaux sont privés d'eau de boisson de J0 et J23.

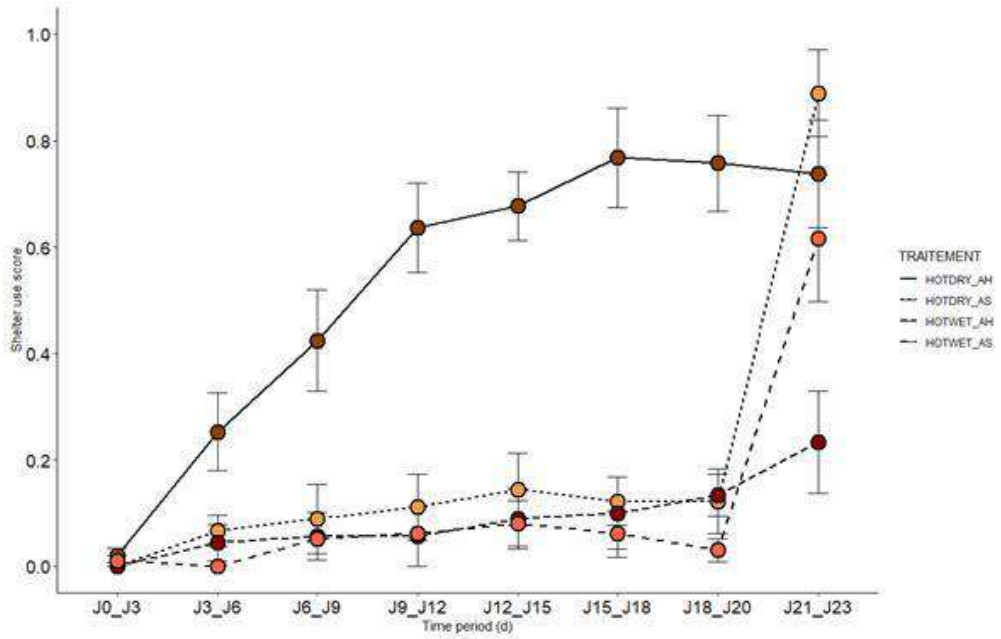


Fig. 280. Utilisation des abris au cours du temps dans quatre conditions expérimentales de canicule : Air sec et abris sec (HOTDRY_AS) ; Air sec et abris humide (HOTDRY_AH), Air humide et abris sec (HOTWET_AS), Air humide et abris humide (HOTWET_AH). Un abri humide est offert aux quatre traitements à J21.

- Effets à long terme

Notre suivi thermique à long terme (28 ans) démontre l'existence de fortes variations dans les périodes de mises-bas. Les étés caniculaires (2003, 2015, 2017, 2018, 2019) sont associés à des mises-bas nettement plus précoces (-30 jours, Fig. 281). L'analyse des données montre que la date de mise-bas est étroitement liée aux conditions thermiques avec un effet principal des maximums diurnes (Fig. 282) et dans une moindre mesure des conditions nocturnes. L'état des femelles après la mise-bas est également affecté par les conditions thermiques. Les vipères sont plus amaigries les années les plus chaudes ce qui suggère un effet négatif sur la mobilisation des réserves (LOURDAIS *et al.*, in prep. a).

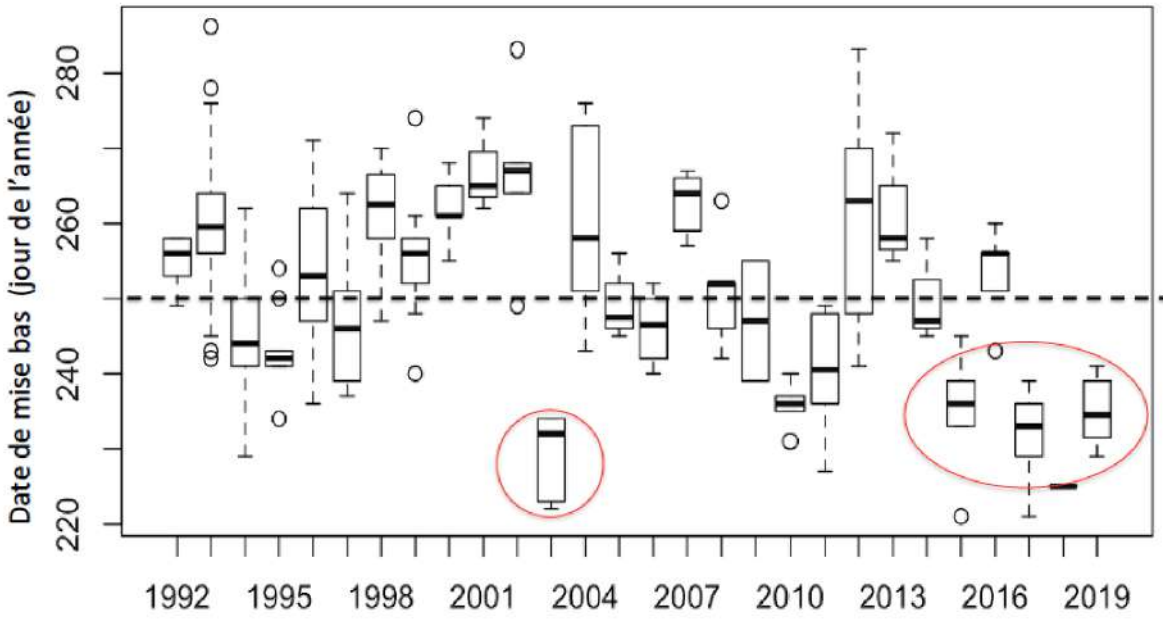


Fig. 281. Variations des dates de mise-bas sur une période de 28 ans chez la Vipère aspic dans l'Ouest de la France. Les étés caniculaires sont identifiés par des cercles rouges et associés à des dates de mise bas précoces par rapport à la moyenne (ligne pointillée).

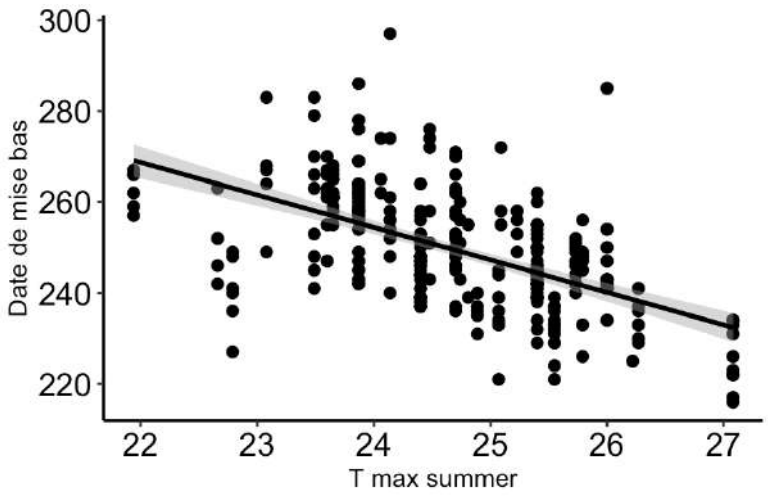


Fig. 282. Influence des conditions thermiques sur les dates de mise bas chez la Vipère aspic en conditions naturelles (28 ans de suivi et 255 mises bas collectées).

12.4 Discussion

En marge de répartition, les espèces à affinités climatiques froides sont particulièrement dépendantes de conditions climatiques et microclimatiques spécifiques (LELIEVRE *et al.*, 2010). Dans ce contexte les vipères devraient être particulièrement vulnérables aux problématiques de changements climatiques globaux (LORIOUX *et al.*, 2013 ; GUILLON *et al.*, 2014). Notre approche intégrée permet d'aborder la sensibilité climatique à différentes échelles.

Nous avons mis en évidence l'importance des conditions estivales qui correspondent à la période de gestation (Juin à Août), probablement la plus contraignante du fait du développement (LORIOUX *et al.*, 2013 ; LOURDAIS *et al.*, 2013). En combinant l'approche corrélative et mécaniste nous avons démontré des différences marquées entre les deux espèces de vipères. La Vipère péliade est particulièrement vulnérable du fait d'un taux métabolique élevé qui permet d'exploiter des zones froides mais devient très défavorable dans un contexte climatique de réchauffement diurne et nocturne (LOURDAIS *et al.*, in prep. b). Les courbes de réponses obtenues par l'approche corrélative soulignent le caractère discriminant des conditions estivales.

Nos travaux à l'échelle des réponses des individus (*Vipera aspis*) permettent de clarifier pour la première fois les effets des épisodes caniculaires. Les anomalies climatiques ont des répercussions sur les températures corporelles des individus. En journée, les femelles évitent les températures critiques maximum (>35°C) en sélectionnant des microhabitats appropriés (VASCONCELOS *et al.*, 2012). En revanche, nous avons mis en évidence pour la première fois un effet de réchauffement passif la nuit qui peut avoir des conséquences délétères (mobilisations des réserves). L'influence des cycles thermiques a également été mise en évidence de façon expérimentale à l'aide d'enceintes climatiques. Ces résultats obtenus chez la Vipère aspic (*Vipera aspis*) offre une base de compréhension mécaniste pour la Vipère péliade (*Vipera berus*). Cette espèce présentant un taux métabolique plus élevé, les contraintes énergétiques devraient être encore plus marquées.

La simulation expérimentale de sécheresse (privation d'eau de boisson) à l'aide des enceintes climatiques a permis de mettre en évidence l'importance de l'humidité de l'air sur les pertes de masse qui sont plus marquées dans les conditions desséchantes. Nous avons également mis en évidence le choix de microhabitats humides beaucoup plus marqué en condition desséchantes. Ce choix semble particulièrement avantageux en limitant les pertes de masse et la déshydratation. Il s'agit de la première mise en évidence d'hydrorégulation chez un serpent (DEZETTER *et al.*, in prep.).

Enfin, notre approche au niveau populationnel met clairement en évidence les répercussions des fluctuations climatiques enregistrées sur un temps long (28 ans). Les épisodes caniculaires entrainent une avance importante des dates de mises-bas mais génèrent aussi un amaigrissement plus important sur les femelles après la mise-bas. Dans ce contexte, la répétition d'évènements extrêmes pourrait avoir des répercussions en affectant la dynamique de population (SMITH *et al.*, 2019). Dans ce contexte, il devrait être possible de modéliser l'évolution des coûts métaboliques de maintenance chez la Vipère péliade avec le réchauffement notamment à l'échelle de la Région Nouvelle-Aquitaine. En parallèle, il va être essentiel de considérer les contraintes hydriques qui interagissent avec la thermorégulation (GUILLON *et al.*, 2014 ; DUPOUÉ *et al.*, 2019). Nous avons récemment proposé le concept de thermo-hydroregulation (ROZEN-RECHELS *et al.*, 2019).

12.5 Conclusion

Une meilleure connaissance des mécanismes régissant la répartition d'une espèce devrait permettre de mieux comprendre la répartition actuelle mais également de prédire au plus juste son évolution dans l'espace et dans le temps, notamment dans un contexte de changement climatique. Nos travaux sur les vipères contribuent de façon significative au programme les sentinelles du climat en combinant de façon pertinente les modélisations corrélatives et mécanistes. Cette analyse est rendue possible du fait de la collaboration avec le Professeur Warren Porter (Université Wisconsin) pour l'utilisation de NicheMappeR.

Nos travaux à l'échelle des individus et des populations apportent également un éclairage sur les effets du changement climatique. Plus spécifiquement, nous avons montré un effet des anomalies de températures nocturnes et diurnes sur les profils de thermorégulation et également sur la durée de gestation. L'effet des conditions hydriques des refuges sur la thermorégulation montre aussi l'importance des épisodes de sécheresse en plus de l'effet thermique caniculaire. Il apparaît donc nécessaire de considérer ces effets dans le futur considérant l'évolution attendue des températures et des épisodes de sécheresse.

En 2020, le travail de ce chapitre s'est concentré sur l'acquisition d'une base de données d'observations la plus complète possible sur l'ensemble du territoire ainsi que sur la méthodologie de mise en forme des variables climatiques ainsi que l'acquisition et la mise en forme des variables climatiques elle-même. Ce travail de modélisation est donc en cours de finalisation et les résultats ultimes seront présentés en 2021.

Si l'observation de vipères sur le terrain est assez contraignante (détectabilité réduite), des suivis renforcés dans les zones de contact entre espèce (sympatrie) seront particulièrement pertinents pour examiner la réponse au changement climatique et les interactions entre espèces (hybridation locale, Guiller *et al.* (2017)).

PARTIE V. LES MAMMIFÈRES

Chapitre 13. Marmota marmota (Linnaeus, 1758) — La Marmotte des Alpes des pelouses et rocailles pyrénéennes

Auteur : *Anouk Glad,* **Contributeurs :** *Emilie Loutfi, Luc Clément, Philippe Legay, Thomas Ruys*, *Fanny Mallard*

Résumé : La Marmottes des Alpes est un mammifère vivant en haute altitude dans des conditions climatiques rigoureuses. Elle a la particularité de vivre en groupe familial qui coopère pour la reproduction et d'hiberner pendant la période hivernale. Comme de nombreuses espèces vivant milieu montagnard, ce mammifère pourrait être particulièrement impacté à court et long terme par le réchauffement climatique. Ce chapitre étudie dans une première partie à l'aide de modèles corrélatifs de répartition, les répartitions du présent et du futur suivant trois différents scénarios de réchauffement climatique de la Marmotte des Alpes dans les Pyrénées en région Nouvelle-Aquitaine. Nos résultats montrent que les premiers effets du réchauffement vont de 11% à 46.7% de pertes d'habitat tout horizon et scénarios confondu. Les effets à l'horizon lointain sont les plus négatifs pour les scénarios RCP 4.5 (pic et stabilisation) avec une perte de 19% en 2100 et RCP 8.5 (croissance continue) avec une perte de 46.7% en 2100. Ces pertes sont multipliées par 4 entre l'horizon H2 (2041–2070) et H3 (2071–2100) pour le RCP 4.5 et par 4 entre l'horizon H1 et H2 pour le RCP 8.5. Cependant, les modèles corrélatifs de répartition ne tiennent pas en compte de nombreux facteurs tels que l'interaction avec d'autres espèces (animales et végétales), les capacités d'adaptation des marmottes à des températures plus chaudes ainsi que sur la dynamique générale des populations. Dans une deuxième partie, l'influence de paramètres locaux sur 15 familles suivies depuis cinq ans dans la vallée Ossau a été étudiée. À l'échelle locale, des effets importants interannuels sur la reproduction des marmottes ont été constatés avec deux années 2018 et 2020 où peu de marmottons ont été observés. Le nombre d'adultes observés varie aussi suivant les années dans une moindre mesure, avec un effet potentiel de l'exposition sur le nombre de marmotte. Pour les deux sites les plus hauts en altitude on constate une baisse importante du nombre d'individus. L'étude de la température ainsi que de l'humidité relative ainsi que la continuation des suivis pourra dans un second temps permettre de connaitre les facteurs climatiques influençant le succès reproducteur des familles suivies.

Mots-clés : *Marmota marmota*, changement climatique, SDM, répartition, scénarios RCP, modèles d'ensemble, abondance, reproduction.

13.1 Introduction

La Marmotte des Alpes (*Marmota marmota* Linnaeus, 1758) est un mammifère de la famille des Sciuridés vivant en haute montagne. Elle est présente en France dans les Alpes, dans les Pyrénées où elle a été introduite entre 1948 et 1998 et dans le massif central (introduction dans les années 1980) dans le but d'offrir plus de proies aux aigles royaux *(Aquila chrysaetos) ;* (BARRIO *et al.*, 2013). Historiquement l'espèce avait disparue en France à l'exception du massif Alpin à la fin de la dernière période glaciaire soit il y a 15 000 ans environ des suites d'un réchauffement climatique. En effet, pendant la période glaciaire les marmottes étaient présentes à basse altitude car les glaciers couvraient une large partie des massifs mais les populations ne sont pas remontées en altitude pendant la période de réchauffement dans les Pyrénées et le massif central. Concernant son habitat, elle occupe les zones au-dessus de la ligne forestière entre 1400m et 2400m aux milieux ouverts composés de prairies et de zones rocheuses (BORGO, 2003). Elle est présente le plus souvent sur les pentes d'exposition sud ou sud-est qui sont des zones où la neige fond plus tôt au printemps (ALLAINÉ *et al.*, 1994). La présence d'un sol suffisamment friable pour le creusement des terriers est aussi un élément important pour les marmottes. Le régime alimentaire des marmottes est composé principalement de végétaux (feuilles, fleurs, graines de graminées), les feuilles de dicotylédones dominant nettement leur régime. Les Légumineuses, Composées, Liliacées, Plantaginacées et Ombellifères sont aussi consommées (GARIN *et al.*, 2008). La marmotte est une espèce sociale qui vit en groupe familial, où un couple reproducteur occupe un terrier avec d'autres individus : adultes subordonnés, jeunes des années précédentes et jeunes de l'année. Les adultes subordonnées participent activement à la vie du groupe familiale (élevages coopératifs des jeunes). Les marmottes ont aussi la particularité d'hiberner pendant la période hivernale d'octobre à avril (ARNOLD *et al.*, 1991).

De nombreux facteurs influencent la dynamique des populations de marmottes, en particulier la qualité de l'hibernation, la qualité et l'abondance de nourriture et les aspects sociaux. Ainsi, de la qualité de l'hibernation dépend la survie des individus mais aussi la qualité de la reproduction à la saison suivante. La qualité de l'hibernation dépend à la fois des facteurs climatiques et sociaux :

- les températures hivernales ainsi que la hauteur du manteau neigeux vont influencer la dépense d'énergie nécessaire aux individus en hibernation pour rester à une température corporelle au-dessus de 5°C (TÜRK & ARNOLD, 1988 ; ARNOLD *et al.*, 1991).
- l'aspect social est important car la présence d'individus subordonnés mâles (*helpers*) pendant l'hibernation permet d'optimiser la thermorégulation et d'augmenter la survie des jeunes de l'année (ALLAINÉ *et al.*, 2000 ; ALLAINÉ & THEURIAU, 2004).

Une dépense d'énergie plus importante pendant l'hibernation a pour conséquence une masse corporelle plus faible au printemps. Or, il a été montré qu'une plus forte masse corporelle à la sortie de l'hibernation permettait la naissance d'un plus grand nombre de marmottons (TAFANI *et al.*, 2013). Au printemps et en été, l'abondance et la qualité de la nourriture influencent la survie des jeunes de l'année et la capacité des marmottes à faire des réserves pour passer l'hiver suivant en hibernation (KÖRTNER&HELDMAIER, 1995). La qualité et l'abondance de nourriture vont être déterminées principalement par la date de fonte du manteau neigeux, la température et la pluie pendant toute la période printemps et été.

Comme de nombreuses espèces alpines, les différents besoins des marmottes les rendent particulièrement sujettes à un impact du réchauffement climatique sur leur répartition future et sur la dynamique de leur population (WINKLER, 2019).

Concernant l'aire de répartition des marmottes, un déplacement vers de plus hautes altitudes dans les années futures est attendu. Cette remontée dans les hauteurs peut être due à de nombreux facteurs. D'une part l'augmentation des températures peut pousser les populations à rechercher en altitude leur température de confort physiologique pour assurer leur survie. De plus, la végétation sera elle aussi affectée par ces changements et la limite altitudinale des forêts de montagne et des prairies alpines est prédite comme devant augmenter avec le réchauffement. Cependant, cette élévation est restreinte par l'altitude maximale du massif et pourrait entrainer une forte diminution de la surface d'habitat favorable disponible pour les marmottes. En effet, (PÉREZ-GARCÍA *et al.*, 2013) ont montré dans les Pyrénées-Orientales avec l'étude de 12 unités de végétation de prairies, que toutes présentaient une diminution de leur occupation d'ici à 2080 (variables climatiques et d'occupation du sol). De plus, ces résultats ne prennent pas en compte que la capacité de migration des communautés végétales, la compétition entre les espèces qui pourrait limiter encore le déplacement de certaines espèces à plus hautes altitudes (PÉREZ-GARCÍA *et al.*, 2013). À terme, la restriction de l'aire de répartition sur des zones de plus hautes altitudes peut favoriser l'émergence de populations isolées les unes des autres et être un aspect important à prendre en compte pour le devenir des populations dans le massif pyrénéen.

Le premier objectif de notre étude est de déterminer la répartition potentielle actuelle et d'évaluer l'évolution de la répartition des marmottes avec différents scénarios climatiques pour des périodes allant de 2021 à 2100 à l'aide de modèles corrélatifs de répartition. Trois scénarios climatiques représentent trois évolutions différentes : le « Representative Concentration Pathway » (RCP) 2.6 une stabilisation puis une baisse du réchauffement, le RCP 4.5 une augmentation puis une stabilisation et le RCP 8.5 une augmentation continue (MOSS *et al.*, 2010). Les résultats pourront être utilisés dans le but d'aider à la décision dans le cadre de mesures de gestion et de conservation.

Les modèles corrélatifs de répartition d'espèce, aussi appelés modèles de niche, sont aujourd'hui communément utilisés en écologie et biologie de la conservation (FRANKLIN, 2009). Ces modèles permettent de relier les présences d'individus aux caractéristiques du milieu où ils ont été observés. Ainsi, ces modèles permettent de connaître la réponse de l'espèce pour chaque variable environnementale sélectionnée et de projeter des prédictions de répartition pour des zones où les données sur l'espèce sont manquantes ou pour différents scénarios de climats futurs (ELITH *et al.*, 2010). On obtient alors une carte de prédiction qui montre les zones où la qualité de l'habitat est favorable ou non à la persistance de l'espèce (ELITH *et al.*, 2011). La construction de modèles cohérents à la fois dans le présent et le futur peut être difficile. En effet, si l'on peut évaluer la performance des modèles sur des données du présent, on ne pourra pas l'évaluer sur des données qui n'existent pas encore. Il est donc nécessaire d'obtenir un consensus entre plusieurs modèles afin de pouvoir évaluer les zones d'incertitudes des prédictions. De nombreux algorithmes sont utilisés pour construire des modèles corrélatifs : GLM, GAM, RF, MaxEnt. MaxEnt est utilisé en particulier pour les jeux de données de présence uniquement tandis que les autres sont plutôt utilisés pour les données de présence-absence. Ils peuvent cependant être utilisés pour des données de présence uniquement en générant un grand nombre de points de fond. Les prédictions résultantes devront alors être considérées comme des valeurs relatives (GUISAN *et al.*, 2017). Si le choix de l'algorithme influence les prédictions, le choix des variables est aussi un aspect clef de la création des modèles corrélatifs de répartition (ELITH & LEATHWICK, 2009). Elles doivent être pertinentes aux regards de l'objectif de l'étude. Dans notre cas, l'inclusion de variables climatiques pour lesquels des prédictions futures sont disponibles est nécessaire. Ces variables doivent aussi être pertinentes du point de vu de l'écologie de l'espèce

(JOHNSON & GILLINGHAM, 2005). Il est aussi important d'inclure des variables décrivant l'environnement local tel que le type de végétation ou la topographie (AUSTIN & VAN NIEL, 2011).

Si des effets à long terme à l'échelle régionale sont attendus sur la répartition des marmottes, des effets du changement climatique sur la dynamique des populations et leurs interactions sociales ont été démontrés localement à plus court terme. En effet, des études menées dans la réserve naturelle de la Grande Sassière (massif Alpin) ont montré la complexité des impacts du changement climatique sur une population de marmotte. En particulier, la diminution de l'épaisseur de la couverture neigeuse diminue l'isolation des terriers, augmentant les dépenses d'énergie des marmottes pendant l'hibernation (TAFANI *et al.*, 2013 ; RÉZOUKI *et al.*, 2016). Or une récente étude a montré une tendance à la diminution de la quantité de neige en hiver dans le massif Pyrénéen (décembre à avril) entre 1958 et 2017 en particulier pour les massifs les plus à l'Ouest (LÓPEZ-MORENO *et al.*, 2020), qui sont situés en Nouvelle–Aquitaine. Ainsi, nous pouvons attendre un impact similaire sur les populations du massif pyrénéen dans le futur (RÉZOUKI, 2018). De plus, le changement climatique a aussi des effets sur l'organisation sociale des marmottes. En effet, sur le même site d'étude, une diminution du nombre d'individus subordonnés par famille a été observée au cours du temps. Elle serait due d'une part au fait d'avoir des portées plus petites ainsi qu'une plus faible survie des jeunes, ce qui se répercute sur la proportion de jeunes subordonnés dans la population pour les années suivantes (N+ 2 ans). D'autre part, elle pourrait aussi être due à une plus grande dispersion et plus précoce des individus subordonnés pour former leur propre famille (RÉZOUKI *et al.*, 2016). Ainsi, ces mâles qui se dispersent accèdent alors au statut de dominant plus rapidement que par le passé et se reproduisent plus tôt. Cette reproduction plus précoce permet, dans la population étudiée à la réserve naturelle de la Grande Sassière, de contrebalancer pour moitié l'augmentation de la mortalité juvénile (RÉZOUKI, 2018). Un autre effet du réchauffement et de la diminution de la quantité de neige et la présence d'une végétation plus fournie à la sortie de l'hibernation. Contrairement à l'effet négatif sur la qualité de l'hibernation, cela pourrait permettre aux individus de prendre plus de poids au printemps. Cependant, des températures trop chaudes plus tard dans la saison (en été) associées à des périodes de sécheresse diminueraient le temps que passe les marmottes à chercher leur nourriture ainsi que la qualité de la végétation ce qui aurait un effet négatif sur les individus dominants (RÉZOUKI *et al.*, 2016).

Ces différentes études sur le long terme dans les Alpes montrent que le changement climatique remet en cause les stratégies de survie de la Marmotte des Alpes au niveau local et avec différents types d'impacts : survie des jeunes, qualité de l'hibernation, l'engraissement au printemps et en été, la dispersion et liens sociaux dans la population. Le deuxième objectif de notre étude est d'étudier l'évolution des familles de marmottes au niveau local.

Un protocole a été mis en place en 2016 pour suivre la taille des familles qui fréquentent la vallée d'Ossau et leur succès reproducteur. Cette vallée a été choisie comme secteur d'étude du programme les Sentinelles du climat en raison de sa forte densité de marmottes permettant le suivi de nombreuses familles. Le suivi de ces familles a pour objectif de connaître l'évolution actuelle du nombre d'individus présents et de connaitre quels sont les paramètres notamment climatiques qui influencent la taille des portées. Les informations sur la dynamique des familles suivies pourront être mises en lien avec les caractéristiques des différents sites et leurs conditions météorologiques (température et humidité) grâce à l'installation de stations météorologiques sur chaque site.

Dans ce chapitre, une première partie, les effets du changement climatique sur la répartition des marmottes en Nouvelle–Aquitaine sont évalués pour le présent et différents scénarios climatiques à court, moyen et long terme à l'aide de modèles corrélatifs de répartition. Une diminution de la

proportion d'habitat favorable est attendue à moyen et long terme avec un effet négatif plus important pour le scénario le plus pessimiste. Une occupation dans le futur des zones de plus haute altitude est attendue. Dans une seconde partie, les effets climatiques à l'échelle locale sur les cinq dernières années sur la reproduction et la dynamique des groupes familiaux sont étudiés. Un effet des évènements climatiques annuels sur la reproduction (hiver doux, été sec par exemple), ainsi que des différences entre les sites sont attendus.

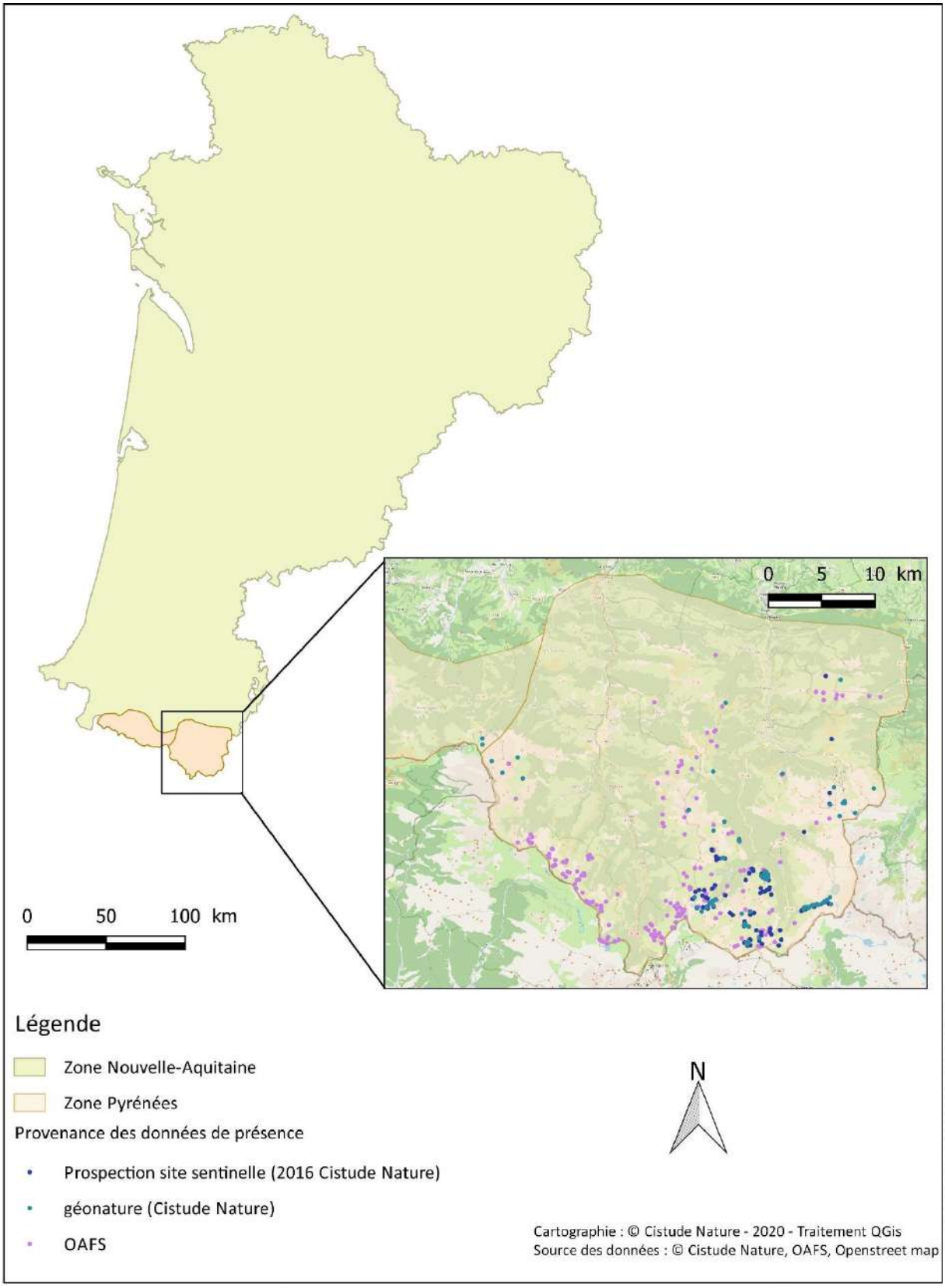
13.2 Matériel et Méthodes

13.2.1 Données de présence des marmottes

Les données de présence de marmotte proviennent de l'Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage (OAFS, https://observatoire-fauna.fr/), ainsi que pour certaines données, du programme sentinelles du climat et de Cistude Nature (Fig. 283).

Les données de l'observatoire réunissent toutes les données de présence récoltées par des partenaires et centralisées dans la base de données de l'OAFS. Toutes les données de présence de marmottes ont été extraites puis triées. Seules les données récoltées entre 1991 et 2020 localisées par un point précis (GPS) dans la région Nouvelle-Aquitaine ont été conservées, avec un total final de 368 points de présence. Les données ont été majoritairement récoltées par le Parc National des Pyrénées (45,9%), par Cistude Nature (1,9%), le CEN Aquitaine et l'INRAE (0,54 %). Le reste des observations (51,12%) sont des données opportunistes dont le nom des observateurs où des structures ne sont pas renseignés.

Pour augmenter le nombre de point de présence, les observations de famille de marmottes faites dans le cadre de la prospection pour la recherche des sites de suivi sentinelles en 2016 ont été ajoutées (n=80). Enfin, toutes les observations de Cistude Nature répertoriées dans l'outil Géonature ont été utilisées (n=252). Ainsi, au total 672 observations ont été utilisées pour les modèles provenant de différents observateurs et collectées sans protocole particulier (observations opportunistes).



Localisation des données de présence des marmottes et des deux zones utlisées pour les modèles.

Fig. 283. Situation géographique des zones d'étude et des données de présence de Marmotta marmotta en région Nouvelle-Aquitaine.

13.2.2 Données environnementales

La sélection des variables environnementales est une étape cruciale, car la pertinence des modèles en dépend. De nombreuses méthodes existent pour sélectionner parmi de nombreuses variables celles qui participeront aux modèles. Dans cette étude, un premier choix de variables pouvant influencer la répartition des marmottes a été fait, combinant données climatiques, données sur l'occupation du sol (végétation) et données topographiques. Ce choix a été fait à partir de nos connaissances de la biologie de l'espèce et des données empiriques naturalistes actuelles. Les variables les plus corrélées (corrélation de Spearman) entre elles ont été supprimées au profit de celles qui avaient le plus de sens écologique du point de vue de nos connaissances actuelles sur les marmottes.

- **Données Climatiques**

Les données climatiques proviennent des simulations ALADIN52 (CNRM 2014) obtenues sur le site de Météo France DRIAS (http://www.drias-climat.fr/). Les données sont à la résolution de 8 Km et les différents indices sont des moyennes mensuelles. La période du présent est définie par les années de 1991 à 2020 et les horizons futurs sont définis comme suit : Horizon 1 (H1) = 2021–2050, Horizon 2 (H2) : 2041–2070 et Horizon 3 (H3) : 2071–2100.Ces horizons ont été définis d'après les recommandations de Météo-France, qui préconise pour ce type de données une durée de 30 ans afin de lisser les « bruits » dus aux simulations climatiques (OUZEAU *et al.*, 2014). Les simulations contiennent pour les années 2006–2020 des données prédites du scénario RCP 8.5 (hypothèse que la période présente se dirige vers ce scénario) et les données de 1991 à 2006 sont des simulations avec des données historiques. Pour chaque horizon, un scénario climatique RCP (Profils représentatifs d'évolution de concentration) est associé. Pour nos modèles, ils sont au nombre de trois et représentent chacun une trajectoire différente d'émissions et de concentrations de gaz à effet de serre, d'ozone et d'aérosols (Tab. CXIII). Ces trajectoires sont modélisées à partir de différents scénarios d'évolutions socio-économiques (adaptation, réduction, stabilisation ou dépassement).

Tab. CXIII. Caractéristiques des trois scénarios RCP, adaptées de MOSS et al. (2010).

RCP	Forçage radiatif	Concentration (p.p.m)	Trajectoire
2.6	Pic à ~3Wm-² avant 2100 puis déclin	Pic à ~490 CO2-equiv.avant 2100 puis déclin	Pic puis déclin
4.5	Après 2100 stabilisation à ~4.5Wm-²	Après 2100 stabilisation à ~650 CO2-equiv.	Stabilisation sans dépassement
8.5	> 8.5Wm22 en 2100	> 1,370 CO2-equiv. en 2100	Croissante

Dans une première étape, une série d'indices a été sélectionnée, parmi les plus susceptibles d'être importants pour les populations de marmotte (Tab. CXIV). Ces indices mensuels ont ensuite été moyennés suivant deux saisons : la phase inactive notée « hiver » d'octobre à mars et la phase active dite « été » d'avril à septembre. Comme le nombre initial d'indices climatiques sélectionné est grand, un premier test de corrélation de Spearman (p=0.05) a été réalisé entre chacun de ces indices. Après une première élimination de variables, une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée avec les variables restantes pour arriver à une sélection finale des indices climatiques.

Tab. CXIV. Variables sélectionnées calculées pour l'hiver et l'été.

Type	Variable	Période	Hypothèse pour la sélection	Référence
Température	Moy_T	Hiver	Températures hivernales indicatrices de la qualité de l'hibernation	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2016
	Moy_T	Été	Température moyenne estivale indicatrice de la capacité des marmottes faire des réserves pour l'hiver: de fortes chaleurs les marmottes pouvant influencer le temps que passe les marmottes à chercher leur nourriture et la qualité de la végétation.	Körtner & Heldmaier, 1995 ; Türk & Arnold 1988 et observations empiriques
	Moy_Tmin	Hiver	Températures hivernales indicatrices de la qualité de l'hibernation : les température très froides auront un impact négatif sur les individus mais des températures minimales au dessus de 0°C indiqueront une fonte du manteau neigeux	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2016
	Moy_Tmin	Été	Températures minimale estivales indicatrices du climat pendant la période active des marmottes: des températures basses pouvant influencer en particulier la végétation (gel)	Körtner & Heldmaier, 1995 ; Türk & Arnold 1988 et observations empiriques
	Moy_Tmax	Hiver	Des températures maximales supérieure à 0°C indicatrice de la qualité de l'hibernation: des température au dessus de 0°C impliquant une fonte du manteau neigeux.	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2016
	Moy_Tmax	Été	Des températures élevées indicatrices de la capacité des marmottes faire des réserves pour l'hiver: de fortes chaleurs les marmottes pouvant influencer le temps que passe les marmottes à chercher leur nourriture et la qualité de la végétation.	Körtner & Heldmaier, 1995 ; Türk & Arnold 1988 et observations empiriques
	Sd_T	Hiver	De forts écarts de température indicateurs d'une alternance d'épisodes froids (gels) et chauds (fontes) impactant la qualité de l'hibernation	Observations empiriques
	Sd_T	Été	De forts écarts de température indicateur d'une alternance d'épisodes frais (nuit) et très chaud (journée) impactant les activités des marmottes.	Observations empiriques
	ExC_Tmin	Hiver	Extrême chaud des températures minimales (90ème centile) indicateur de la qualité d'hibernation des marmottes, les épisodes chauds impactant la hauteur du manteau neigeux.	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2016
	ExC_Tmin	Été	Extrême chaud des températures minimales (90ème centile) indicateur de la capacité des marmottes faire des réserves pour l'hiver, les épisodes chauds pouvant indiquer des vagues de chaleurs.	Körtner & Heldmaier, 1995 ; Türk & Arnold 1988 et observations empiriques
	NjAbsDegel	Hiver	Nombre de jour sans dégel indicateur de la qualité de l'hibernation montrant le nombre de jours où il ne peut y avoir de fonte du manteau neigeux.	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2016
	NjAbsDegel	Été	Nombre de jour sans dégel indicateur de la qualité de la reproduction et la capacité des marmottes de faire des réserves montrant le nombre de jours où il ne peut y avoir de fonte du manteau neigeux en particulier au printemps	Körtner & Heldmaier, 1995 ; Türk & Arnold 1988 et observations empiriques
Précipitations	Med_N	Hiver	Médiane de la hauteur de neige indicatrice de la qualité de l'hibernation par une estimation indirect de la hauteur potentielle du manteau neigeux	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2016
	Tot_N	Hiver	Total de la hauteur de neige indicateur de la qualité de l'hibernation par une estimation indirect de la hauteur potentielle du manteau neigeux	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2017
	NjN	Hiver	Total de la hauteur de neige indicateur de la qualité de l'hibernation par une estimation indirect de la hauteur potentielle du manteau neigeux et de sa présence dans le temps.	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2018
	MedP	Été	Médiane de la quantité de pluie tombée indicateur de la qualité de la végétation une médiane basse indiquerait un faible apport en eau pour la végétation	Körtner & Heldmaier, 1995 ; Türk & Arnold 1988 et observations empiriques
	MedP	Hiver	Médiane de la quantité de pluie tombée indicatrice de la qualité de l'hibernation, une médiane forte indiquerait des précipitations liquides importantes au lieu des chutes de neiges attendues en haute altitude.	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2018
	TotP	Été	Totalité de la quantité de pluie tombée indicatrice de la capacité de marmottes à faire des réserves, une médiane basse indiquerait un faible apport en eau pour la végétation	Körtner & Heldmaier, 1995 ; Türk & Arnold 1988 et observations empiriques
	TotP	Hiver	Totalité de la quantité de pluie tombée indicatrice de la qualité de l'hibernation, une médiane forte indiquerait des précipitations liquides importantes au lieu des chutes de neiges attendues en haute altitude.	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2018
Autres	MoyV	Été	Moyenne de la vitesse du vent indicateur de la capacité des marmottes à faire des réserves pour l'hiver, un fort vent pouvant avoir un impact sur le temps que passent les marmottes à chercher leur nourriture	Körtner & Heldmaier, 1995 ; Türk & Arnold 1988 et observations empiriques
	MoyV	Hiver	Moyenne de la vitesse du vent indicateur de la qualité de l'hibernation, de forts vents pouvant avoir un impact sur le manteau neigeux (crêtes, combes).	Melcher et al. 1990 pour (*Marmota flaviventris*)
	MoyHR	Été	Moyenne de l'humidité relative indicatrice de la qualité de l'hibernation, des valeurs faibles pouvant indiquer un temps sec (sans précipitations)	Körtner & Heldmaier, 1995 ; Türk & Arnold 1988 et observations empiriques
	MoyHR	Hiver	Moyenne de l'humidité relative indicatrice de la qualité de la végétation avec des valeurs faibles indiquant un temps sec (sans précipitations)	Arnold et al., 1991; Rézouki et al., 2018

• Données d'occupation du sol et topographiques

La présence des marmottes ne dépend pas uniquement des variables climatiques. Ainsi, des variables représentant l'occupation du sol et la topographie ont été sélectionnées.

Les variables d'occupation du sol ont été calculées à partir du CES Occupation des sols » (OSO) produite à partir d'images satellites (2019) d'une résolution de 25 m. Les 23 catégories ont été fusionnées en 11 catégories. Les variables sélectionnées pour les modèles sont les surfaces minérales, de pelouses et landes ligneuses et de forêts (résineux et feuillus) exprimées en pourcentage de couverture sur un pixel de 1 Km²car ce sont les types d'habitat dominant en milieu montagnard.

Les variables topographiques sélectionnées sont l'altitude (données IGN) et l'exposition (calculée à partir du modèle numérique de terrain, BD ALTI® Version 2.0).

13.2.3 Méthode de modélisation de la répartition des marmottes

Toutes les analyses ont été faites avec le logiciel R (version 3.6.3, R CORE TEAM, 2020). Pour la création des modèles de répartition des marmottes dans le présent et les projections vers le futur, le package BIOMOD2 (version 3.4.6, (THUILLER *et al.*, 2009) a été utilisé. Ce package permet de faire des modèles d'ensemble, utilisant les résultats de plusieurs modèles individuels (d'algorithmes différents ou non) pour faire une moyenne des résultats (Annexe 18). L'avantage de cette méthode est d'arriver à obtenir des prédictions qui sont le résultat d'un consensus entre plusieurs modèles dans le but d'avoir des résultats les plus fiables possibles.

• Choix des approches

Cette méthode a été appliquée à quatre approches différentes :

- Zone d'étude Nouvelle-Aquitaine sans correction du biais d'échantillonnage ;
- Zone d'étude Nouvelle-Aquitaine avec correction du biais d'échantillonnage ;
- Zone d'étude Pyrénées sans correction du biais d'échantillonnage ;
- Zone d'étude Pyrénées avec correction du biais d'échantillonnage.

Le choix de ces quatre approches a été déterminé par la nécessité de mener l'étude sur la région entière mais aussi de prendre en compte la répartition actuelle des marmottes. L'utilisation d'une méthode de correction a été motivée par la présence potentielle d'un biais d'échantillonnage spatial car les données de présence ne proviennent pas de suivis protocolés. Le choix d'une zone restreinte aux Pyrénées a été déterminé par le fait que le massif montagneux ne représente qu'une très petite partie de la région Nouvelle-Aquitaine (Fig. 283). Des biais pourraient donc apparaître dans l'estimation des réponses aux variables environnementales car les points de fond sont générés sur la zone entière (VANDERWAL *et al.*, 2009). Le biais d'échantillonnage spatial est lui dirigé vers les zones où les observateurs vont le plus souvent (facile d'accès, site important pour le suivi de plusieurs espèces par exemple). Ne connaissant pas tous les paramètres de ce biais spatial ainsi une correction en utilisant l'accessibilité *via* les routes et chemins ne parviendra pas corriger totalement ce biais). Il a donc été décidé d'utiliser une technique d'échantillonnage systématique (FOURCADE *et al.*, 2014), où les données

de présence sont agrégées par pixel. Pour ces modèles, 153 présences corrigées ont donc été utilisées et le nombre de présence est toujours au-dessus du nombre minimal recommandé de 50 observations (HERNANDEZ *et al.*, 2006).

• Choix de la méthode

Pour les modèles individuels, cinq algorithmes différents ont été choisis, trois présence-absence (GLM, GAM et Random Forest) et deux présences seulement Maxent de Phillips (PHILLIPS *et al.*, 2006) et Maxent du package Maxnet (RENNER & WARTON, 2013 ; PHILLIPS *et al.*, 2017).

Trois échantillonnages de 10 000 points de fond ont été générés sur les zones d'étude, les modèles ont été appliqués à chacun de ces échantillonnages en association avec les données de présence de marmottes. De plus, afin d'évaluer la performance de chaque modèle, une validation croisée (80-20%) a été effectuée : 80% des données sont utilisées pour entraîner le modèle, et la pertinence des résultats est testée sur les 20% restants. Cette procédure est répétée cinq fois. Au total 75 modèles ont été évalués.

Dans une deuxième étape, les meilleurs modèles individuels sont sélectionnés pour la création du modèle d'ensemble. La sélection des modèles individuels a été faite avec le choix d'une valeur seuil pour l'indice TSS ou pour l'indice AUC (Annexe 18). Deux modèles d'ensemble sont donc créés (l'un basé sur TSS l'autre sur AUC) et le meilleur des deux est choisi comme modèle d'ensemble final. Les valeurs seuils choisit sont 0,95 pour les modèles de la zone Nouvelle-Aquitaine et 0,75 (TSS) et 0,90 (AUC) pour les modèles de la zone Pyrénées. Les cartes de répartition pour le présent et le futur sont ensuite réalisées à partir du meilleur modèle d'ensemble.

• Cartes de répartition : gains et pertes d'habitat

Les prédictions vers les climats futurs ont été faites à l'aide des prédictions climatiques Aladin pour différents scénarios et horizons, en revanche les états futurs des variables d'occupation du sol n'existant pas, ces variables représentent toujours un état actuel même dans les prédictions vers le futur.

Les cartes de répartition en probabilité relative ont été réalisées. À partir de ces prédictions, des cartes représentant les gains et les pertes d'habitat pour chaque scénario et horizon par rapport au présent ont été créées. Pour cela, des cartes de prédictions binaires (présence-absence) ont été utilisées pour connaitre la localisation ainsi que le pourcentage de pixel passant de présent à absent (perte), d'absent à présent (gain) par rapport à l'aire prédite actuelle de présence ainsi que les zones stables (présence ou inoccupée). Ces prédictions de présence-absence ont été obtenues à partir des prédictions exprimées en probabilité relative et la définition d'un seuil estimé avec l'indice TSS (fonction *rangesize* du package Biomod2).

Enfin, des cartes résumant les prédictions des quatre approches ont été faites, où chaque pixel a une valeur indiquant le nombre de modèles d'ensemble prédisant une présence dans le pixel. Ainsi, les zones pour lesquelles tous les modèles prédisent la présence, ou l'absence, sont distinguées des zones où les prédictions des différents modèles s'opposent. Cette méthode est inspirée de BRAUNISCH *et al.* (2013). À partir de ces cartes, des cartes consensus présence/absence ont été créées avec comme critère : si un pixel est prédit comme présence par au moins deux modèles, alors il est considéré comme

une présence potentielle, le reste étant considéré comme absence. Le pourcentage de perte et de gain a ensuite été recalculé à partir de ces cartes consensus de présence/absence.

13.2.4 Suivi des familles en vallée d'Ossau

En 2016, 14 sites ont été sélectionnés pour un suivi annuel (MALLARD, 2018b). Ils ont été sélectionnés en fonction de leur disposition géographique (gradient altitudinal), de leur accès et de leur position dans la zone cœur du Parc National des Pyrénées (PNP), hors secteur de chasse (MALLARD, 2016b). La possibilité de compter les marmottons dans de bonnes conditions et en limitant le dérangement a également été prise en compte. Après discussion avec le conseil scientifique fin 2016, il a été décidé de sélectionner des sites complémentaires situés en basse altitude afin de compléter le protocole en élargissant la zone altitudinale prise en compte. Au final, 15 sites sont donc suivis depuis 2017 (MALLARD, 2017b). Ils ont été maintenus et reconduits en 2018 (MALLARD, 2018a) en 2019 et 2020 (Fig. 284).

La méthodologie a été rigoureusement la même depuis 2017 (MALLARD, 2017b). Le suivi est basé sur le comptage du nombre maximum de marmottons entre la sortie du terrier au début juillet et la fin août, période à partir de laquelle la distinction certaine jeune/subadulte devient plus délicate. De plus, les risques de prédation sur les jeunes augmentent avec le temps et pourraient biaisés les comptages.

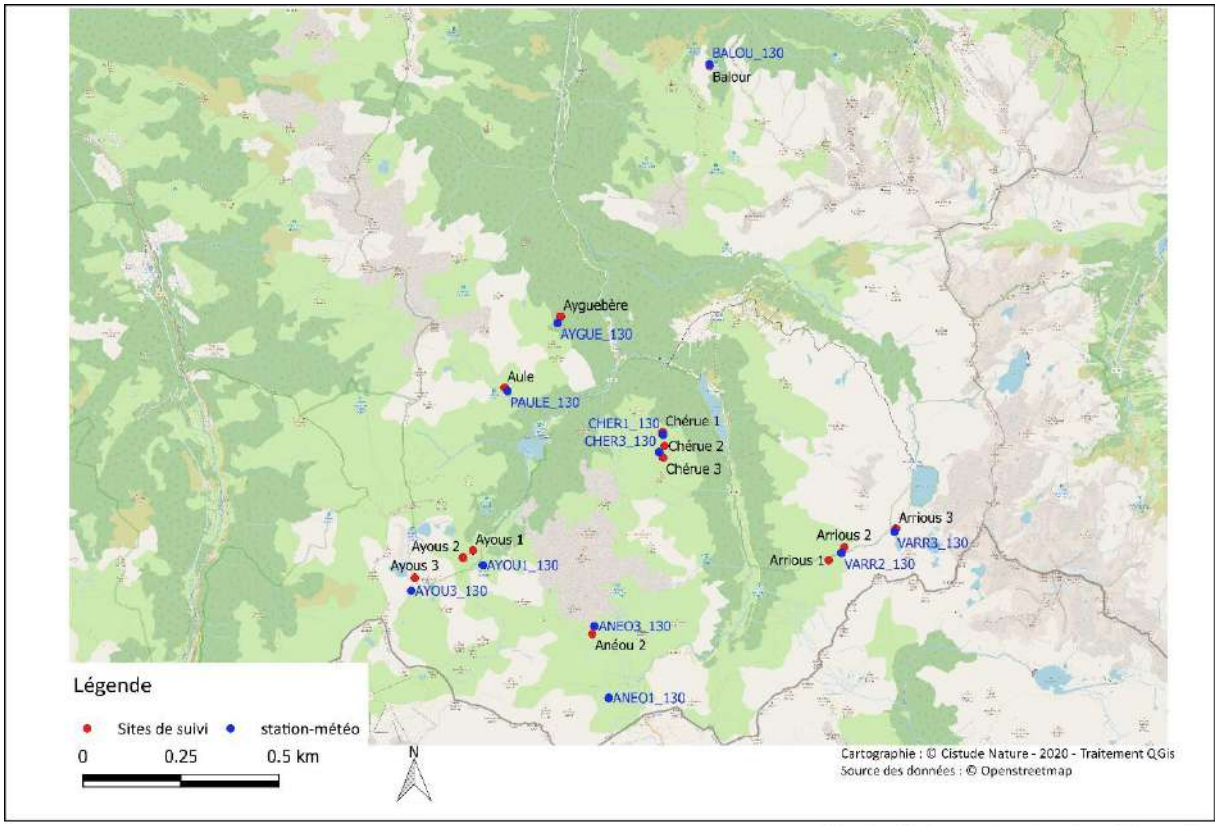
Chaque famille est observée à l'aide d'une longue-vue (KITE SP-60 x28) pour éviter toute perturbation, pendant 40 minutes (60 minutes en 2016). En effet, après analyse des résultats de 2016, le nombre maximum de marmottons observés était détecté dans les premières 40 minutes (perte de 6,3% de probabilité d'avoir vu un nombre "maximal" d'individus par rapport à un temps de 60 minutes). Le comptage commence dès l'observation d'un marmotton ou au bout de 15 minutes si aucun marmotton n'est observé.

Le nombre maximum de marmottons observés est ensuite noté par tranche de 10 minutes. Au bout de 40 minutes, le chiffre le plus haut est retenu. L'idéal est de pouvoir réaliser deux passages par famille en juillet au matin (7h45-13h00), période pendant laquelle les marmottons sont les plus actifs. Le premier passage pour chaque famille doit être réalisé le plus rapidement possible pour éviter des cas éventuels de prédation sur les marmottons qui fausseraient les comptages et les suivis.

Le comptage en fin de journée (18h00-20h00), réalisé en 2016, a été abandonné depuis 2017 du fait d'observations trop aléatoires sur les heures de sortie des marmottes et marmottons.

Au total, 2 comptages avec détection de marmottons sont recherchés, avec un maximum de 3 passages pour chacune des familles. Ainsi si aucun marmotton n'a été noté lors de l'un des deux premiers passages, un troisième passage est effectué.

Avant chaque comptage, la température de l'air, la vitesse du vent ainsi que la nébulosité sont relevées. En cas de pluie ou de vent fort, le comptage est annulé. Les dérangements sont également notés car ils obligent les marmottes à regagner leur terrier. Ils sont classés en trois catégories : pas de dérangement, dérangement naturel (prédateurs), dérangement d'origine anthropique (randonneurs, passages de troupeaux, chiens).



Sites de suivis des marmottes et stations météo associées

Fig. 284. Situation géographique des sites d'étude validés pour le suivi Marmotte des Alpes Marmota marmota et des stations météos associées.

13.2.5 Caractéristiques des sites et stations météorologiques

Les 15 sites de suivi sont répartis en 8 classes d'altitude qui couvrent des plages de 100 m de dénivelé entre 1300 et 2300m d'altitude. Les sites ont des caractéristiques différentes en termes d'exposition et de composition (prairie ou rocheux). Il faut cependant noter que le petit nombre de site ne permet pas d'avoir les caractéristiques représentatives du massif pyrénéen. De plus, pour les variables d'exposition où pierrier les valeurs ne sont pas également réparties entre les sites. Enfin les caractéristiques de la surface du territoire sont indicatives car elles sont difficiles à estimer sur le terrain. Ces caractéristiques sont résumées dans le tableau suivant (Tab. CXV).

Tab. CXV. Caractéristiques des sites de suivi

Supersite	Site	Exposition	Pierrier_em	PNP	territoire	rando	habitat	X_obser	Y_obser	Alti_R
Balour	Balour	est	0,5	NON	vaste	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,3959854	42,953906	1300
Ayguebere	Ayguebere	est	0,5	NON	petit	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,4448264	42,895854	1460
Aule	Aule	sud_ouest	0,25	NON	vaste	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,4633748	42,879994	1715
Ayous	Ayous_01	nord	0,25	OUI	petit	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,4715588	42,843728	1620
Ayous	Ayous_02	est	0,25	OUI	petit	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,4735977	42,842188	1675
Ayous	Ayous_03	sud_ouest	0,25	OUI	petit	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,490409	42,837445	2090
Anéou	Anéou_01	sud_ouest	0,25	OUI	petit	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,430897	42,809385	1825
Anéou	Anéou_02	sud_est	0,25	OUI	vaste	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,434646	42,825112	2035
Anéou	Anéou_03	sud	1	OUI	petit	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,43323	42,825843	2090
Chérue	Chérue-01	nord_est	0,25	OUI	vaste	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,4131512	42,870651	1830
Chérue	Chérue-02	nord_est	0,25	OUI	petit	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,4102562	42,866589	1930
Chérue	Chérue-03	nord_est	0,25	OUI	petit	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,4116266	42,864896	1990
Arrious	Arrious_01	nord	0,5	OUI	petit	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,361965	42,842532	1815
Arrious	Arrious_02	sud	1	OUI	vaste	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,3564828	42,843487	1900
Arrious	Arrious_03	nord	0,25	OUI	petit	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	-0,3411581	42,849802	2260

Pour le suivi des conditions météorologiques, des stations météorologiques ont été installées proches de sites de suivi (Fig. 284). Elles sont au nombre de 11, certaines stations étant situées entre deux sites proches, servant ainsi d'indicateur pour ces deux sites. Les stations météorologiques sont composées de l'enregistreur de température/humidité relative externe avec interface USB optique HOBO datalogger U23 Pro V2 (HOBO U23 Pro v2, Hobo®, Onset Computer Corporation, Bourne, MA, USA) et de l'abri météorologique HOBO0039 RS1. Elles enregistrent des mesures toutes les heures et les données sont recueillies pendant la phase de terrain estivale chaque année.

13.2.6 Analyses

Les données d'abondance des marmottes (adultes et marmottons) sont analysées à l'aide de modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM, fonction glmmTMB du package glmmTMB (Brooks *et al.*, 2017)). Un premier type de modèle vise à étudier l'effet des caractéristiques du site, les variables site et année ont été choisies dans ce cas comme variable à effet aléatoire. Le deuxième type de modèle vise à étudier l'effet interannuel, dans ce cas l'année est ajoutée comme variable à effet fixe et seul le site est une variable à effet aléatoire. Pour certains modèles, le nombre d'heures de comptage a été ajouté comme variable « offset ». Pour l'analyse de l'abondance des marmottons, la distribution choisie est la binomiale négative et pour l'analyse de l'abondance des adultes, la loi de poisson a été utilisée lorsque le modèle ne présentait pas de sur-dispersion. Dans le cas contraire, la distribution binomiale négative a été utilisée pour le modèle. Les différents modèles réalisés ont été comparés grâce à l'AIC (Tab. CXVII, Tab. CXVIII). L'année 2016 était une année de mise en place du protocole et comporte des données manquantes pour certains sites, c'est pourquoi l'année 2016 n'est dans un premier temps pas prise en compte. Dans un deuxième temps, les mêmes modèles ont été réalisés sans les sites dont le suivi est incomplet (à savoir Balour et Ayguebère).

Les variables choisies sont celles qui caractérisent le site : exposition, altitude, pierrier, situation (PNP), surface du territoire. Pour certains modèles, le nombre d'individus comptés l'année précédente (adultes ou marmottons) a en plus été ajouté (Tab. CXVI-Tab. CXVIII). Dans ce cas, l'année 2016 n'est pas prise en compte dans l'analyse. Les résultats des meilleurs modèles sont présentés en détail dans les résultats.

Les données mesurées par les stations météorologiques demandent un pré-traitement des données manquantes important et seront utilisées dans le prochain rapport.

Tab. CXVI. Variables utilisées pour les modèles

Nom	Description
Alti_R	Altitude réelle du site (centrée entre 0 et 1 car sinon non-convergence des modèles)
Alti_class	Classe d'altitude basse (1300-1700), moyenne (1700-2000), haute (2000-2300)
Dérangement_nat	Dérangement naturel (en %)
Dérangement_ant	Dérangement anthropique (randonneurs, vaches, moutons, chiens) (en %)
Dérangement_tot	Dérangement naturel et anthropique (en %)
Pierrier_em	Proportion de Pierrier (données Emilie)
Exposition	Exposition du site en catégories (sud, sud-est … ect)
MaxNb_Adultes	Nombre maximal d'adulte compté dans l'année
MaxNb_Adultes	Nombre maximal de marmottons compté dans l'année
MaxNb_Marmottons_prev	Nombre maximal de marmottons compté l'année précédente
MaxNb_Adultes_prev	Nombre maximal d'adulte compté l'année précédente
PNP	Site dans le PNP ou non
territoire	Taille du territoire de la famille (petit ou vaste)
N_heures_tot	Nombre d'heures de comptage par site

Tab. CXVII. Modèles marmottes adultes

Marmottes				
Modèle	Type	Algo	Formule	Offset
Modèle 1	Effet Site	genpois	Alti_Rresc+Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Oui
Modèle 2	Effet Site	nbinom2	Altitude+Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Oui
Modèle 3	Effet Site	nbinom2	Alti_class+Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Oui
Modèle 4	Effet Site	genpois	Alti_Rresc+Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 5	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 6	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 7	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em + MaxNb_Marmottons +(1 | annee) + (1 | Site)	Non
Modèle 8	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em + MaxNb_Marmottons_prev +(1 | annee) + (1 | Site)	Non
Modèle 9	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em + MaxNb_Adultes_prev +(1 | annee) + (1 | Site)	Non
Modèle 10	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 11	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 12	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 13	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons_prev+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 14	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Adultes_prev+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 15	Effet Site	genpois	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons_prev+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Oui
Modèle 16	Effet Annee	genpois	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons_prev+ (1 | Site)	Oui
Modèle 17	Effet Annee	genpois	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons_prev+ (1 | Site)	Non
Modèle 18	Effet Annee	genpois	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Adultes_prev+ (1 | Site)	Non
Modèle 19	Effet Annee	genpois	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons+ (1 | Site)	Non
Modèle 20	Effet Annee	genpois	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+ (1 | Site)	Non
Modèle 21	Effet Annee	genpois	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em	Non
Modèle 22	Effet Annee	genpois	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons	Non
Modèle 23	Effet Annee	genpois	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Adultes_prev	Non

Tab. CXVIII. Modèles marmottons

Marmottons				
Modèle	Type	Algo	Formule	Offset
Modèle 1	Effet Site	nbinom2	Alti_Rresc+Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Oui
Modèle 2	Effet Site	nbinom2	Altitude+Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Oui
Modèle 3	Effet Site	nbinom2	Alti_class+Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Oui
Modèle 4	Effet Site	nbinom2	Alti_Rresc+Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 5	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 6	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 7	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em + MaxNb_Adultes +(1 | annee) + (1 | Site)	Non
Modèle 8	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em + MaxNb_Marmottons_prev +(1 | annee) + (1 | Site)	Non
Modèle 9	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_nat+derangement_ant+Pierrier_em + MaxNb_Adultes_prev +(1 | annee) + (1 | Site)	Non
Modèle 10	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+PNP+territoire+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 11	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 12	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Adultes+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 13	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons_prev+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 14	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Adultes_prev+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Non
Modèle 15	Effet Site	nbinom2	Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons_prev+ (1 | annee)+ (1 | Site)	Oui
Modèle 16	Effet Annee	nbinom2	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons_prev+ (1 | Site)	Oui
Modèle 17	Effet Annee	nbinom2	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Marmottons_prev+ (1 | Site)	Non
Modèle 18	Effet Annee	nbinom2	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Adultes_prev+ (1 | Site)	Non
Modèle 19	Effet Annee	nbinom2	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Adultes+ (1 | Site)	Non
Modèle 20	Effet Annee	nbinom2	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+ (1 | Site)	Non
Modèle 21	Effet Annee	nbinom2	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em	Non
Modèle 22	Effet Annee	nbinom2	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Adultes	Non
Modèle 23	Effet Annee	nbinom2	annee+Exposition+derangement_tot+Pierrier_em+MaxNb_Adultes_prev	Non

13.3 Résultats

13.3.1 Choix des variables

Sur les 22 indices climatiques sélectionnés au départ, de nombreux indices étaient corrélés entre eux, principalement au sein d'une même catégorie (par exemple Température). Un choix a été effectué en sélectionnant ceux qui avaient le plus de sens du point de vue de l'écologie des marmottes et qui étaient le moins corrélés entre eux.

Sur les huit variables sélectionnées une Analyse en Composant Principale (ACP) a été réalisée afin de réduire encore le nombre de variables climatiques à utiliser (Fig. 285). Les variables de la déviation standard de la température et la moyenne de l'humidité relative participent au même axe. Les deux variables de température moyenne Tmin en été et moyenne Tmax en hiver forment un autre axe. De même, avec les variables médianes de la quantité de pluie en été et en hiver. Le choix a été fait de ne pas conserver les variables humidité relative, température moyenne Tmin en été et médiane de la quantité de pluie en hiver pour plus de cohérence.

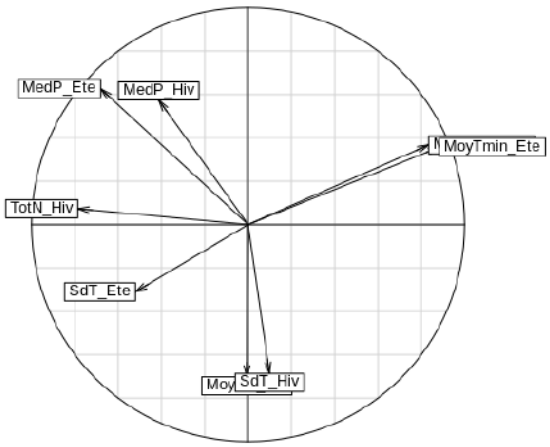


Fig. 285. ACP sur les variables climatiques (axes 1 et 2)

Au final, cinq indices climatiques ont été retenus : la température moyenne maximale en hiver, la déviation-standard de la température en hiver et en été, la médiane des pluies en été et le total des chutes de neige en hiver (Fig. 286). Les corrélations de Spearman entre les dix variables utilisées pour les modèles sont inférieures à 0,7 sauf entre l'altitude et la température moyenne hivernale et l'altitude et la totalité de la neige en hiver (Fig. 287). Ces variables ont cependant été conservées car considérées comme importantes pour les répartitions futures. Pour la variable forêt, les forêts de pins du triangle landais ressortent particulièrement mais des forêts sont aussi présentes en milieu montagnard (Proportion par maille > 80% représentant 13% du territoire). Pour la variable « surfaces minérales », seules les zones montagneuses des Pyrénées montrent des mailles avec une proportion importante, cela correspond aux zones de haute montagne et représente 0,04% du territoire (>80% minérale). Pour la variables pelouse-landes de grandes proportions par maille sont observées en montagne et dans le Lot et Garonne ce dernier correspondant à des pelouses calcicoles. La proportion de maille avec plus de 80% de pelouses ou landes 0,43% du territoire. L'altitude permet de localiser les deux zones de massifs montagneux : le massif central et le massif pyrénéen. Les altitudes supérieures

à 1000 mètres représentent 1,26% du territoire et les altitudes entre 500 et 1000 mètres 7,76% du territoire. Pour l'exposition, toutes les directions sont présentes sur tout le territoire, le triangle landais se différencie bien avec une exposition générale plutôt uniforme autour de 350° (ouest, nord-ouest). L'exposition « est » représente 16,8% du territoire, le sud 23,2% du territoire et l'ouest 32% du territoire. La médiane de la pluie en Nouvelle-Aquitaine souligne des précipitations plus importantes dans les Pyrénées que dans le reste de la région. Une médiane supérieure à 1 mm de pluie est présente sur 2,3% du territoire, une médiane supérieure à 2 mm sur 0,02% (maximum 2,3 mm) et 41,1% du territoire reçoit moins de 0.5 mm de pluie. La variable des températures maximales en hiver reflète le relief avec des températures plus basses dans les Pyrénées et le massif central. Seul 0,34% du territoire a des moyennes de températures maximales inférieures à 5°C (minimum 2,1°C) et 78,7% du territoire a en moyenne des températures maximales supérieures à 10°C (maximum 14,2°C). Les écarts de températures observés en été sont plus importants dans les massifs montagneux, dans la Gironde et le Lot et Garonne avec des écarts supérieurs à 2,9°C sur 5,8% du territoire et des écarts inférieurs à 2,5°C sur 1,8% du territoire. Les zones côtières montrent les variations les plus faibles. En revanche en hiver, ces écarts de température sont plus importants à basse altitude en particulier à l'intérieur de terres et dans l'ex région Poitou-Charentes avec des écarts supérieurs à 3°C sur 97,2% du territoire (minium : 2.8°C et maximum : 3.5°C). Enfin de plus importantes chutes de neiges sont observées dans le massif Pyrénéen du fait de sa plus haute altitude. 98,4% du territoire reçoit moins de 20 cm de neige en hiver, 0,55% entre 20 cm et 50 cm, 0,63% entre 50 cm et 1 m et 0,27% plus de 1m de neige (maximum 1m50).

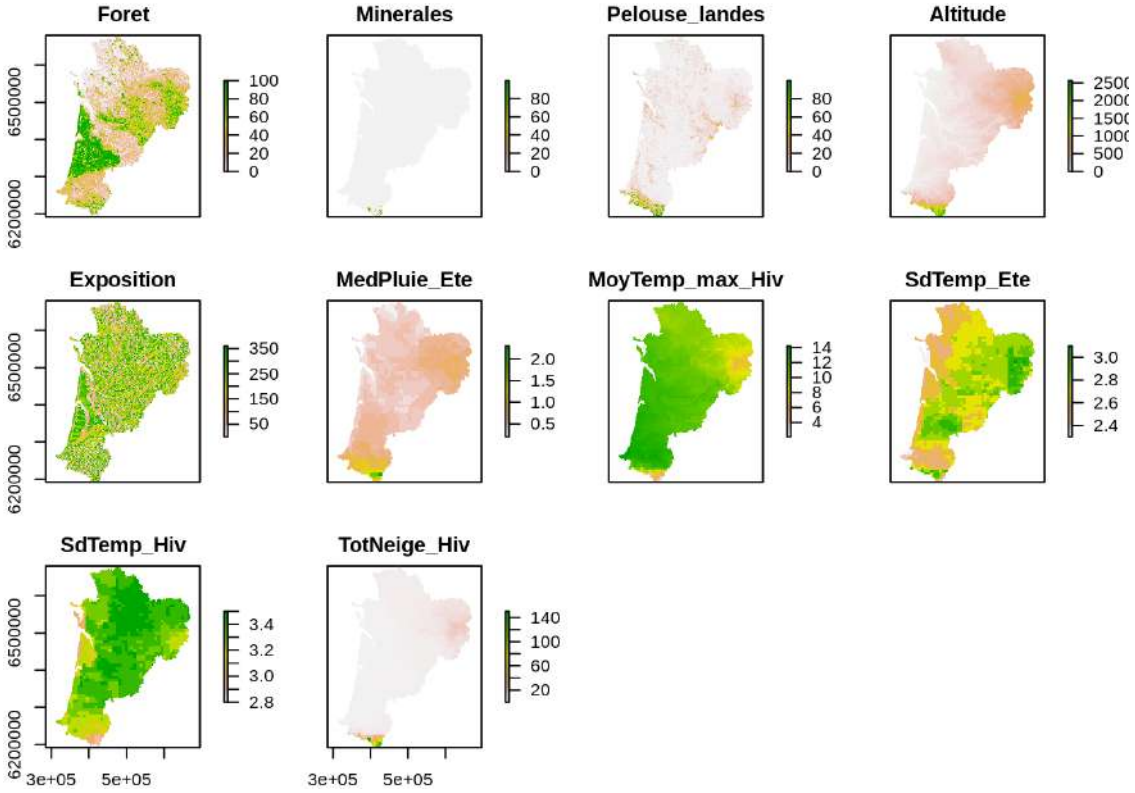


Fig. 286. Cartes des variables sélectionnées pour les modèles.

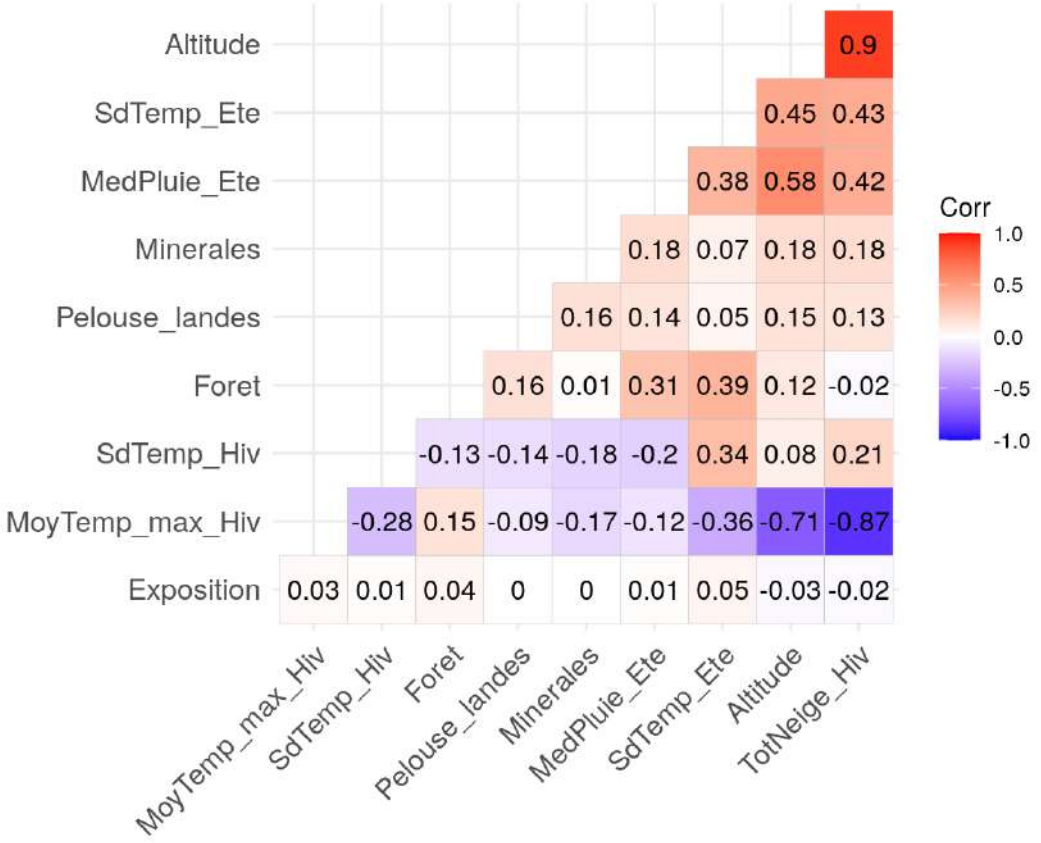


Fig. 287. Corrélation de Spearman entre les dix variables sélectionnées pour les modèles.

13.3.2 Performance des modèles d'ensemble

Les performances des modèles d'ensemble sont très hautes, quel que soit le seuil utilisé (TSS ou AUC), avec des valeurs AUC> 0,96, TSS > 0,83 et Kappa > 0,66 (Tab. CXIX). Les modèles d'ensemble par le seuil TSS montrent de meilleures performances sauf pour le modèle de la zone Pyrénées sans correction. Le modèle le plus performant est celui de l'approche zone Nouvelle-Aquitaine sans correction du biais et le modèle de moins performant est celui de l'approche zone Pyrénées avec correction du biais.

Tab. CXIX. Performance des modèles d'ensemble

		Par TSS				Par AUC			
		Testing.data	Cutoff	Sensitivity	Specificity	Testing.data	Cutoff	Sensitivity	Specificity
Approche zone Aquitaine sans correction	KAPPA	0.957	787	96.28	99.880	0.953	716.0	96.577	99.850
	ROC	1.000	425	100.00	99.456	1.000	365.5	100.000	99.448
	TSS	0.995	424	100.00	99.456	0.994	363.0	100.000	99.448
Approche zone Aquitaine avec correction	KAPPA	0.818	784	90.196	99.827	0.813	814	85.621	99.857
	ROC	0.999	424	100.000	99.441	0.999	411	100.000	99.441
	TSS	0.994	422	100.000	99.437	0.994	412	100.000	99.441
Approche zone Pyrénées sans correction	KAPPA	0.858	457	92.857	94.455	0.859	467.0	92.113	94.942
	ROC	0.986	403	94.940	93.114	0.986	308.5	97.470	90.615
	TSS	0.880	398	94.940	93.053	0.881	308.0	97.470	90.494
Approche zone Pyrénées avec correction	KAPPA	0.665	674	67.974	97.378	0.662	672.0	68.627	97.134
	ROC	0.969	486	94.118	89.939	0.969	478.5	94.118	89.878
	TSS	0.839	481	94.118	89.756	0.838	471.0	94.118	89.573

13.3.3 Importance des variables des modèles d'ensemble

Quatre variables parmi les cinq plus importantes se retrouvent dans tous les modèles d'ensemble montrant leur importance pour la répartition des marmottes (Tab. CXX) :

- L'altitude ;
- La température moyenne maximale en hiver ;
- La déviation-standard de la température moyenne en hiver ;
- La médiane de la quantité de pluie en été.

La hauteur de neige moyenne en hiver et le pourcentage de forêt sont aussi importants pour certains modèles. En revanche, la déviation-standard de la température moyenne en été ainsi le pourcentage de surfaces minérales participe peu aux modèles. L'exposition est aussi donnée comme n'étant pas un paramètre important à l'exception d'un modèle. Les résultats observés pour tous les modèles sont similaires entre les trois échantillonnages aléatoires de point de fond.

Tab. CXX. Importance des variables des modèles d'ensemble pour les quatre approches

Zone Aquitaine sans correction				Zone Aquitaine avec correction			
Variable	**Echantillonnage 1**	**Echantillonnage 2**	**Echantillonnage 3**	**Variable**	**Echantillonnage 1**	**Echantillonnage 2**	**Echantillonnage 3**
Altitude	0.474	0.476	0.480	Altitude	0.544	0.548	0.558
SdTemp_Hiv	0.394	0.391	0.390	SdTemp_Hiv	0.428	0.432	0.428
MedPluie_Ete	0.183	0.184	0.183	MedPluie_Ete	0.116	0.114	0.113
MoyTemp_max_Hiv	0.100	0.101	0.100	MoyTemp_max_Hiv	0.114	0.118	0.118
Exposition	0.074	0.074	0.074	Foret	0.090	0.092	0.092
Foret	0.057	0.057	0.058	Pelouse_landes	0.085	0.087	0.086
Pelouse_landes	0.048	0.048	0.047	Exposition	0.069	0.068	0.068
TotNeige_Hiv	0.031	0.031	0.031	TotNeige_Hiv	0.043	0.044	0.044
SdTemp_Ete	0.027	0.026	0.026	Minerales	0.026	0.026	0.026
Minerales	0.020	0.019	0.019	SdTemp_Ete	0.024	0.024	0.024
Zone Pyrénées sans correction				**Zone Pyrénées avec correction**			
Variable	**Echantillonnage 1**	**Echantillonnage 2**	**Echantillonnage 3**	**Variable**	**Echantillonnage 1**	**Echantillonnage 2**	**Echantillonnage 3**
Altitude	0.429	0.420	0.427	Altitude	0.607	0.599	0.620
SdTemp_Hiv	0.210	0.209	0.207	MoyTemp_max_Hiv	0.247	0.248	0.240
TotNeige_Hiv	0.204	0.198	0.194	SdTemp_Hiv	0.242	0.245	0.251
MedPluie_Ete	0.138	0.143	0.144	MedPluie_Ete	0.189	0.190	0.192
MoyTemp_max_Hiv	0.102	0.104	0.105	TotNeige_Hiv	0.117	0.119	0.115
Foret	0.096	0.095	0.092	Foret	0.105	0.108	0.106
Pelouse_landes	0.086	0.086	0.083	Pelouse_landes	0.096	0.095	0.087
Minerales	0.085	0.082	0.086	Minerales	0.082	0.081	0.087
Exposition	0.064	0.067	0.068	SdTemp_Ete	0.068	0.074	0.077
SdTemp_Ete	0.052	0.053	0.053	Exposition	0.064	0.057	0.063

13.3.4 Courbes de réponse des modèles d'ensemble

Les courbes de réponse permettent d'observer la relation entre la présence des marmottes et les variables environnementales présentes dans les modèles.

Pour les quatre approches les courbes de réponse sont très similaires entre elles (Fig. 288, Fig. 289, Fig. 290 et Fig. 291). La probabilité de présence augmente avec l'altitude, avec une probabilité maximale pour les altitudes comprises entre 1500m et 2400m environ. Les zones forestières sont défavorables pour les marmottes avec une baisse importante au-delà de 75% de forêt sur 1 Km². De même, les zones purement minérales ne sont pas favorables aux marmottes avec un effet linéaire négatif.

Un apport pluvieux important en été est favorable aux marmottes, avec un maximum pour une médiane comprise entre 1,35 mm et 2,5 mm de pluie.

L'effet de la température moyenne maximale en hiver est défavorable avec une augmentation de la température. De même, une augmentation des écarts de température sur une journée sont défavorables pour les marmottes avec une baisse importante à partir d'une déviation-standard de 3°C.

Peu d'effets sont constatés pour les variables pelouses-landes, exposition et déviation-standard de la température moyenne en été. En revanche, la variable hauteur moyenne de neige montre que les hauteurs entre 100 cm et 140 cm sont les plus favorables pour le modèle sans correction. La réponse est semblable pour les modèles de l'approche zone Nouvelle-Aquitaine bien que moins marquée. En revanche, pour le modèle de la zone Pyrénées avec une correction une hauteur de neige basse est prédite comme plus favorable.

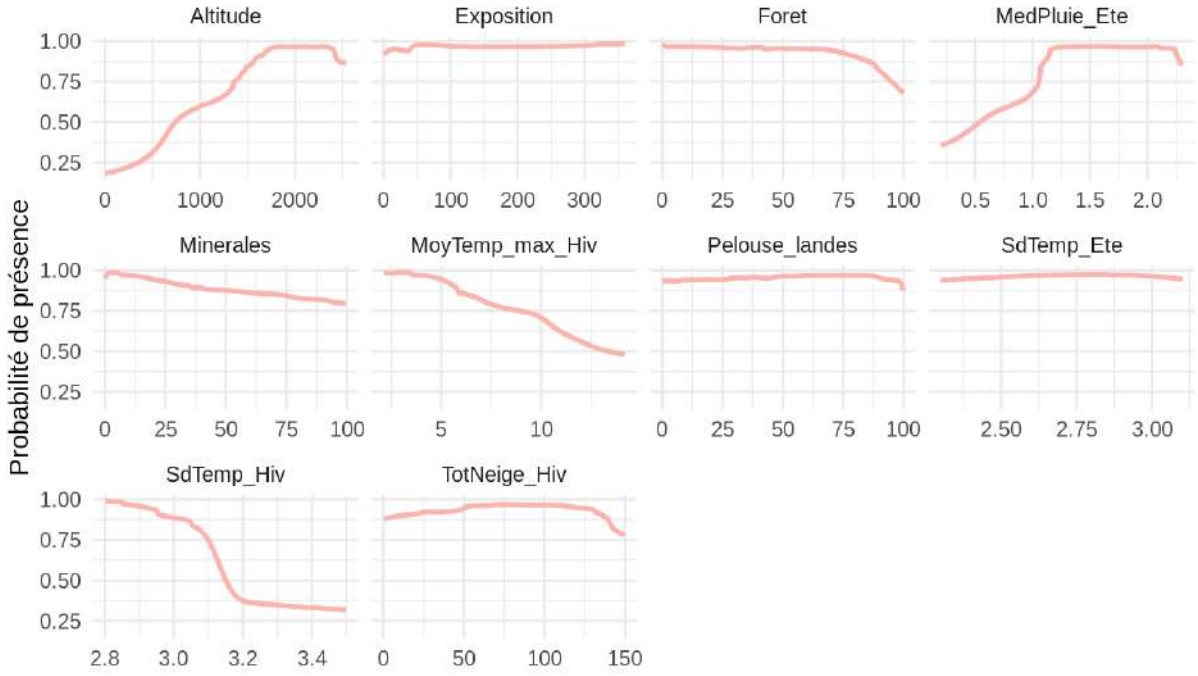


Fig. 288. Courbes de réponse du modèle d'ensemble de l'approche zone Aquitaine sans correction

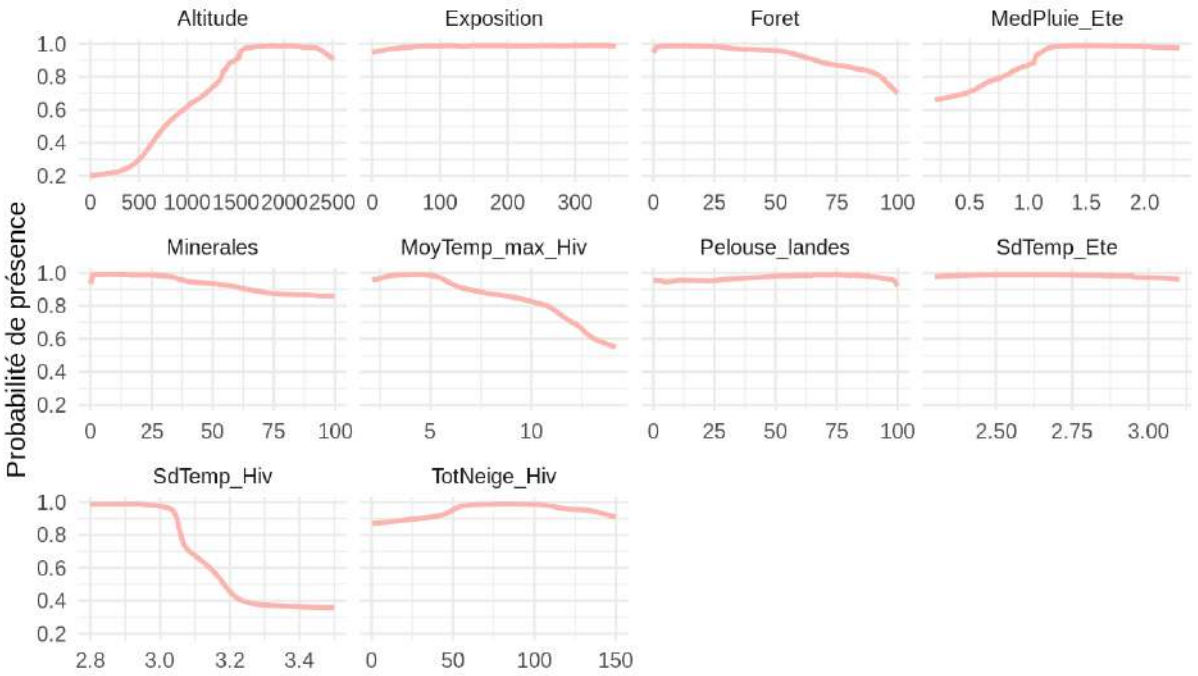


Fig. 289. Courbes de réponse du modèle d'ensemble de l'approche zone Aquitaine avec correction

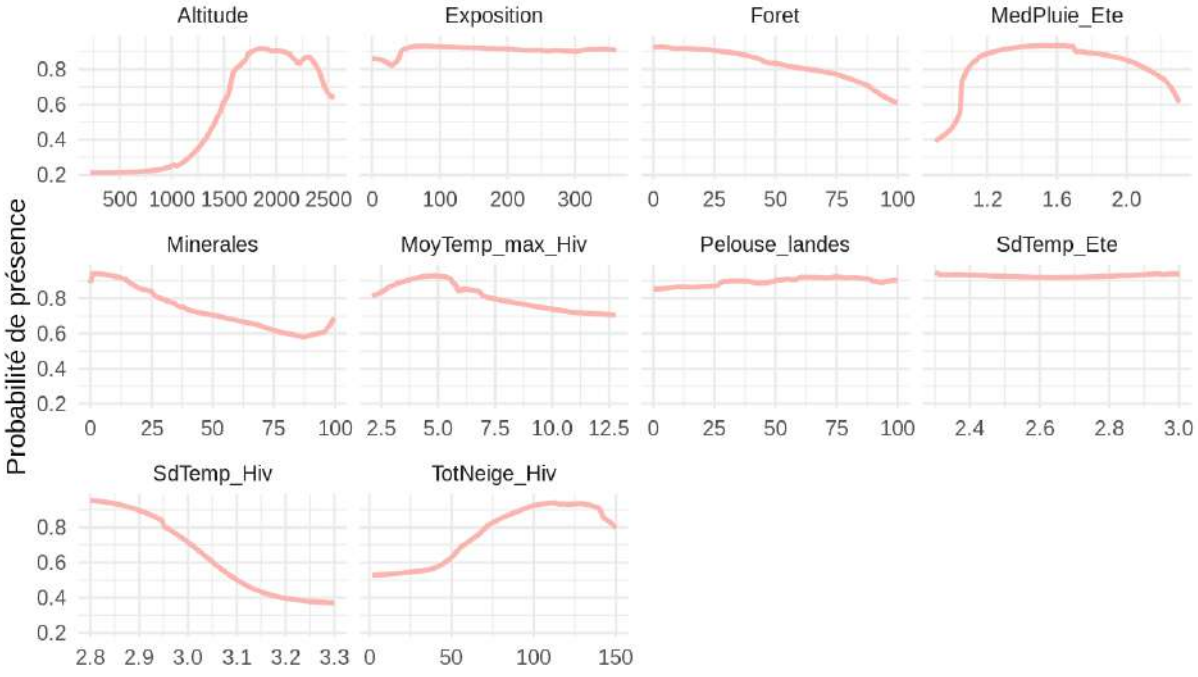


Fig. 290. Courbes de réponses du modèle d'ensemble de l'approche zone Pyrénées sans correction

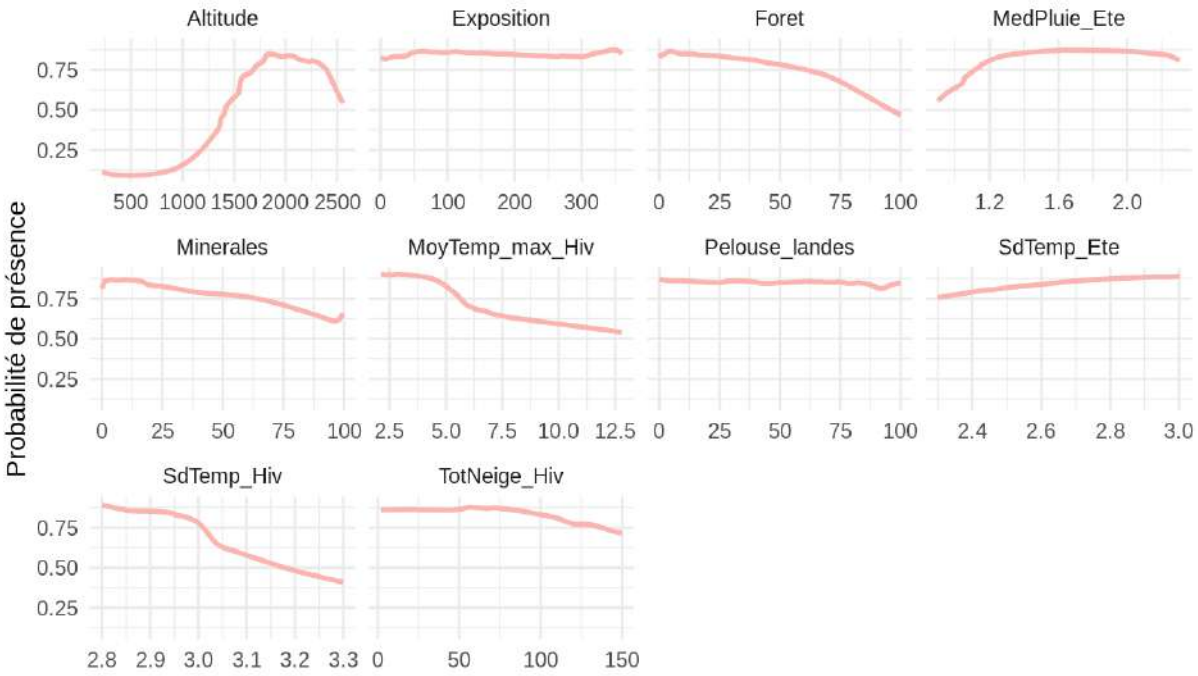


Fig. 291. Courbes de réponse du modèle d'ensemble pour l'approche zone Pyrénées avec correction

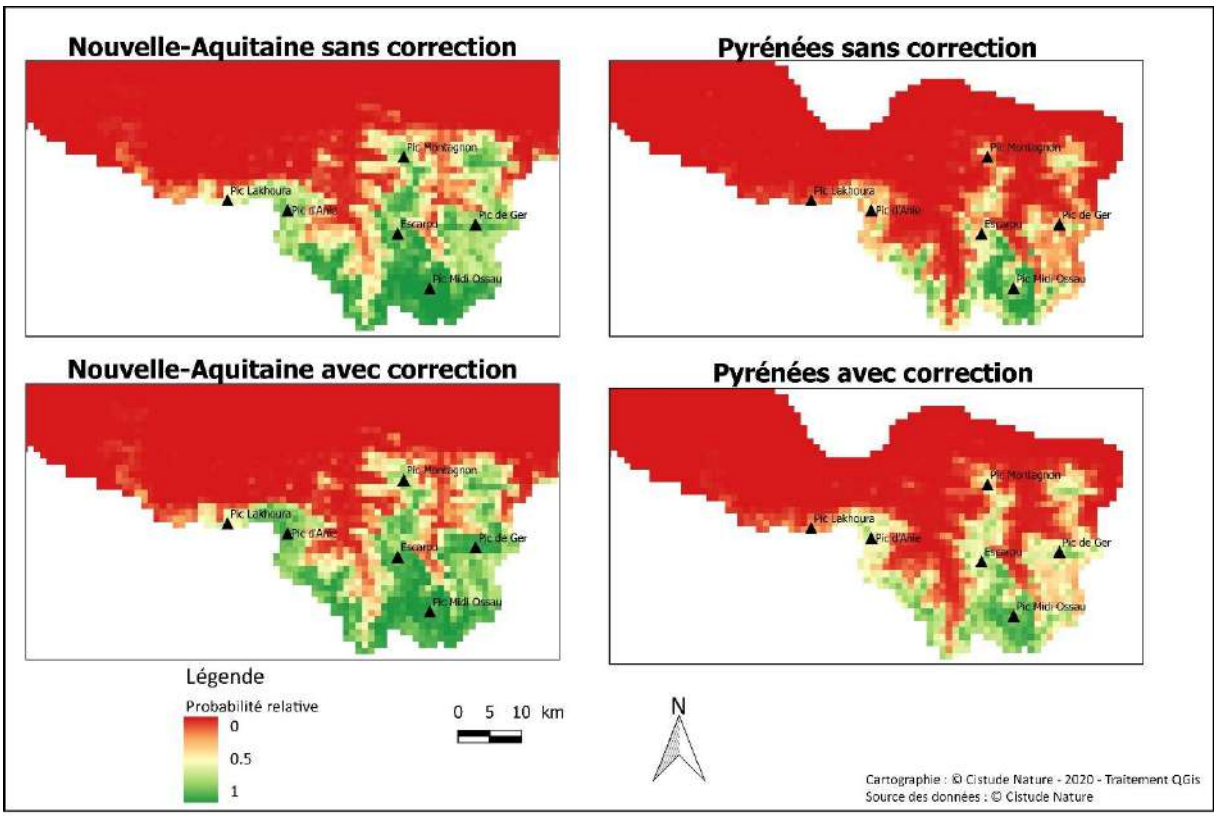
13.3.5 Cartes de répartition prédites

Les cartes de répartition montrent des effets variables suivant les scénarios et les horizons. De manière générale, les effets à court terme (H1 et H2) montrent des pertes et des gains d'habitat en particulier en bordure de la zone de présence des marmottes. En revanche, tous les modèles s'accordent sur une forte perte d'habitat pour l'horizon lointain H3, avec des effets plus forts pour le scénario RCP 8.5.

Des différences entre les prédictions des différentes approches existent et permettent grâce à des cartes de consensus d'observer les zones où les modèles d'accordent entre eux.

- **Cartes de probabilité**

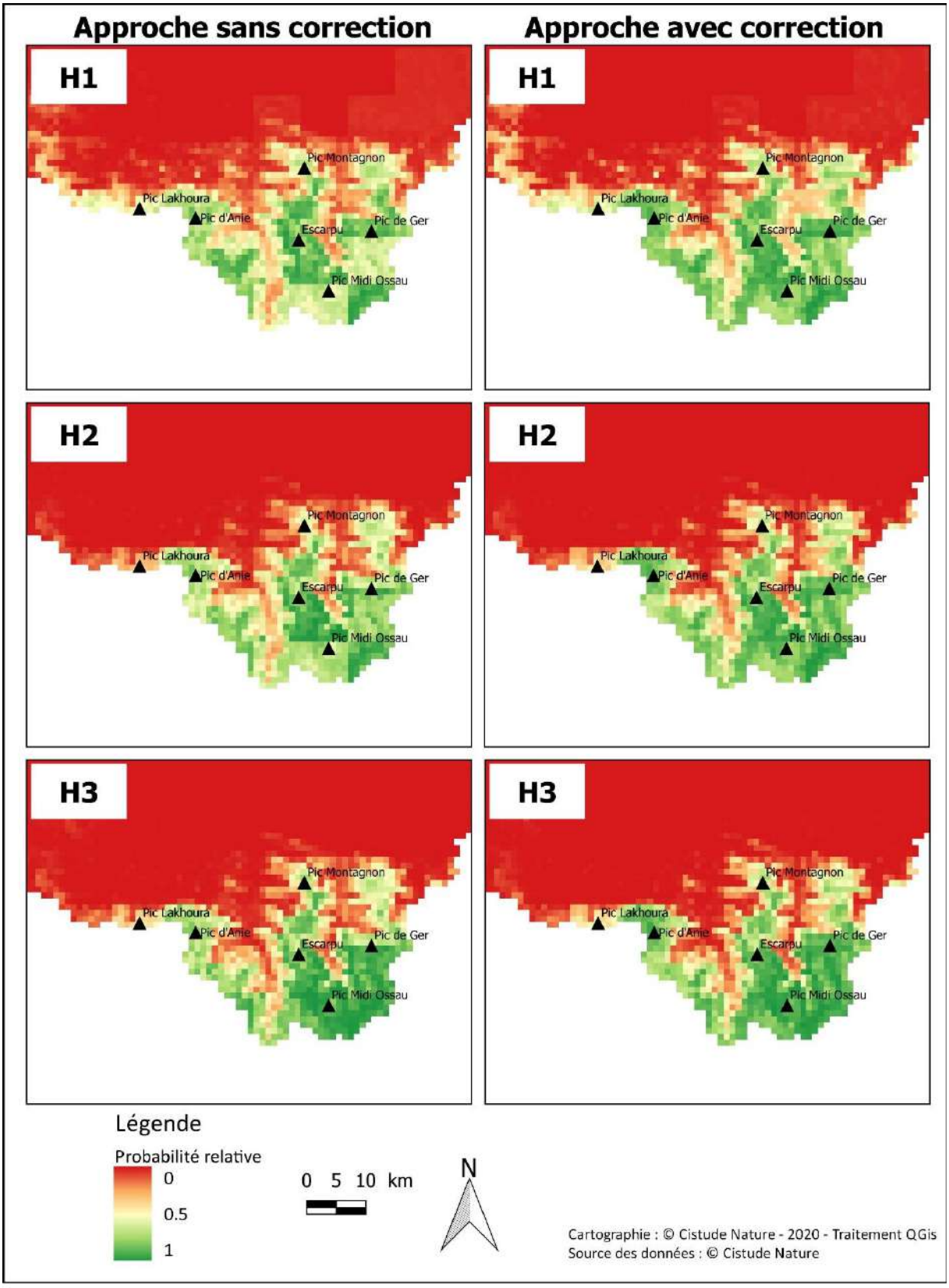
Les cartes de probabilité des quatre approches pour la période présente montrent une zone favorable plus étendue pour les modèles de la zone Nouvelle-Aquitaine (Fig. 292). Les meilleurs habitats sont localisés principalement du Pic d'Anie au massif de l'Escarpu, autour du Pic du midi d'Ossau et autour du Pic de Gers. On remarque que la zone la plus à l'Est de la vallée d'Ossau semble moins favorable pour les marmottes que les autres zones de haute-altitude. La même répartition est observée pour les modèles Pyrénées, en revanche la proportion de très bons habitats est plus faible. Ils sont principalement situés autour du Pic du midi d'Ossau et du massif de l'Escarpu. On retrouve deux zones moins favorables : autour du Pic d'Anie et au sud de la Vallée d'Ossau.



Cartes de probabilité relative pour le présent

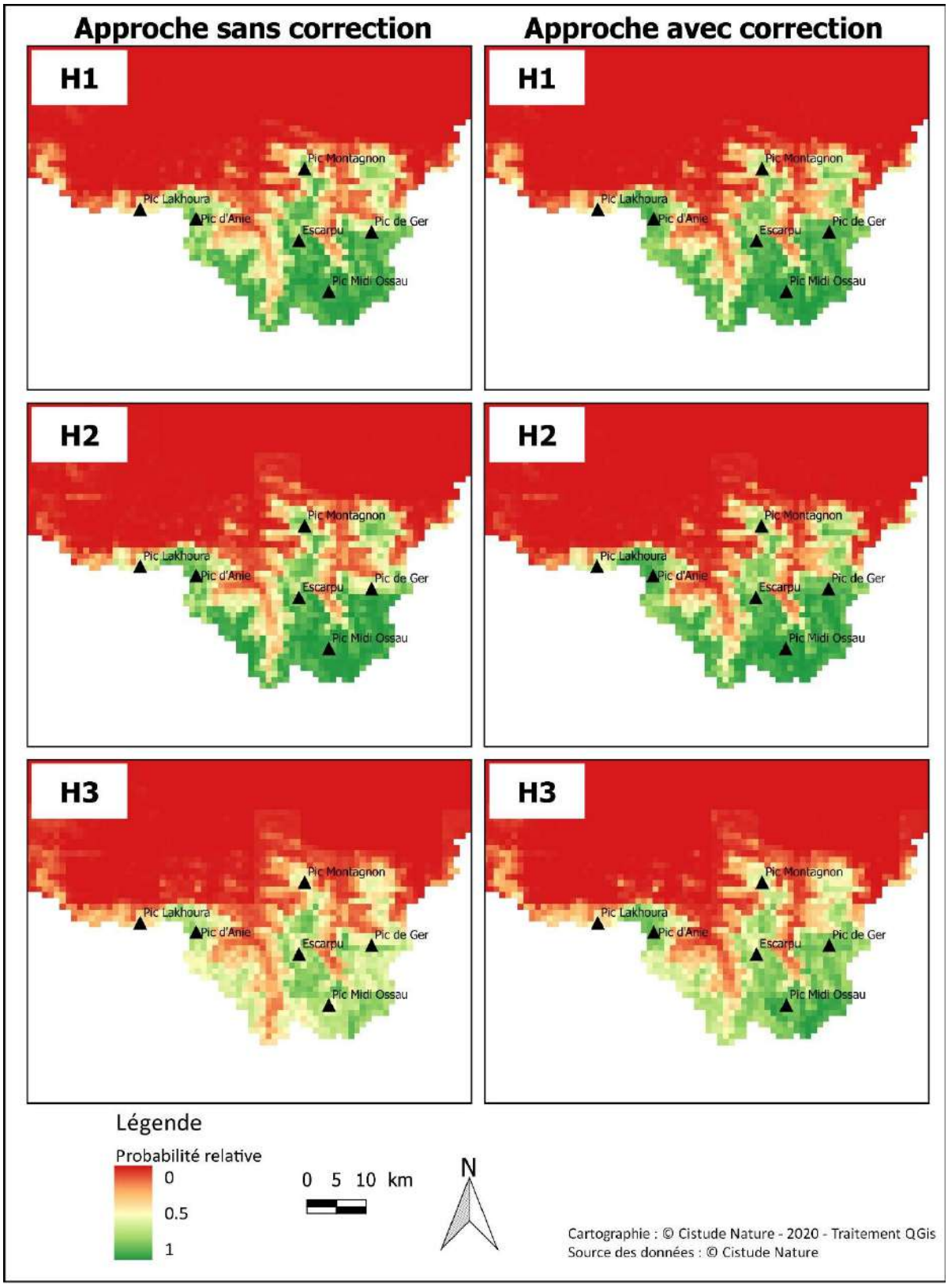
Fig. 292. Cartes de probabilité des quatre approches pour le présent

Les cartes de probabilité pour les différents scénarios futurs montrent des variations dans la qualité de l'habitat des marmottes (Fig. 293, Fig. 294 et Fig. 295). Pour l'horizon RCP2.6 des approches Nouvelle–Aquitaine, on remarque une plus forte influence du climat pour les horizons H1 et H2, avec de larges patches de 8 km² moins favorables que pour le présent. En revanche, pour les RCP 4.5 et 8.5, les changements les plus importants sont observés pour les horizons les plus lointains, avec une proportion d'habitats très favorables réduite à l'horizon H3 pour le modèle sans correction. Des effets de seuil sont observés en particulier pour les modèles sans correction. On remarque aussi que certains habitats suivant le scénario peuvent passer d'un statut favorable dans le futur moyen à un statut défavorable à l'horizon lointain.



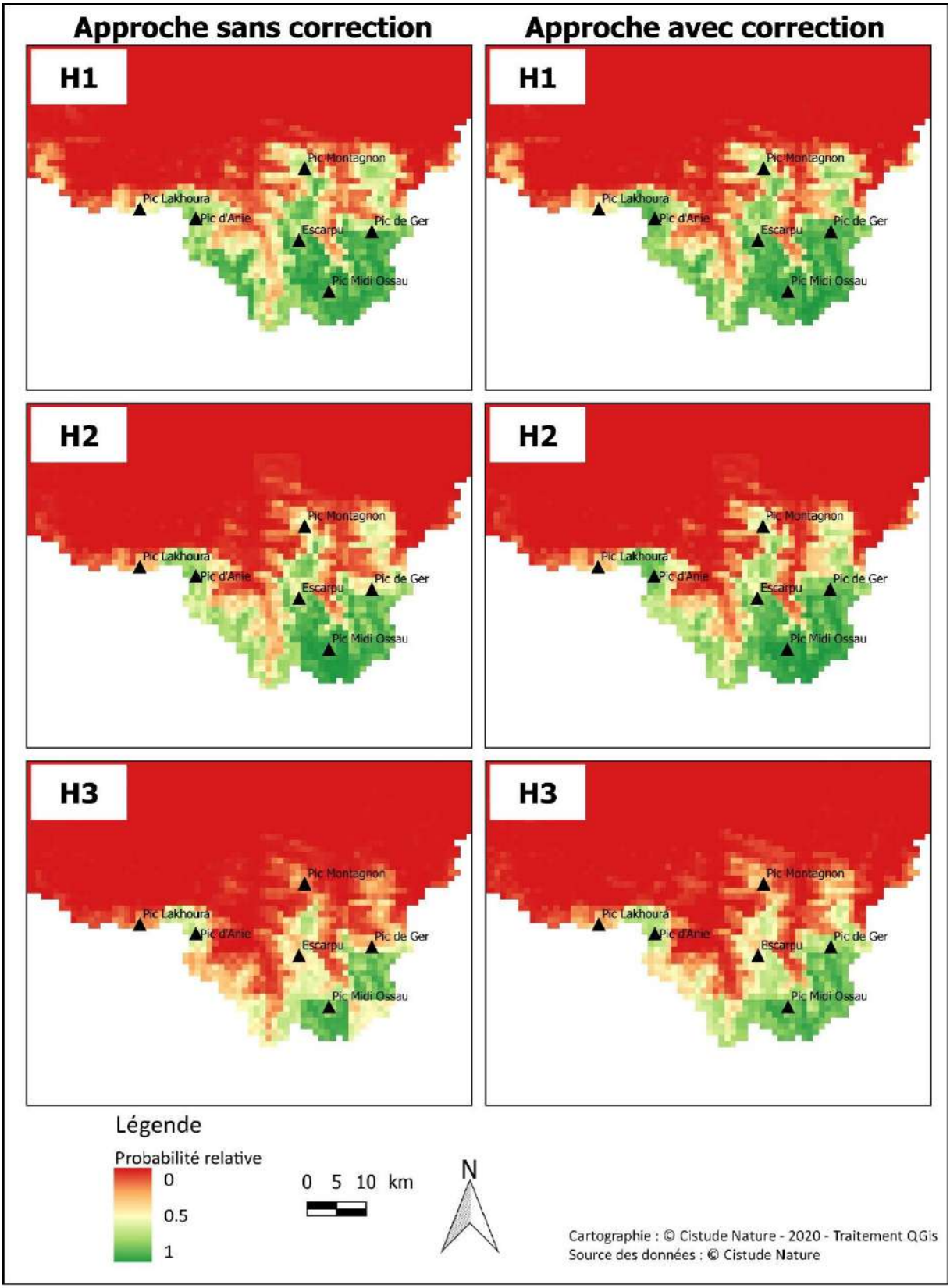
Cartes de probabilité relative: zone Nouvelle-Aquitaine RCP 2.6

Fig. 293. Prédictions approche Nouvelle-Aquitaine RCP 2.6



Cartes de probabilité relative: zone Nouvelle-Aquitaine RCP 4.5

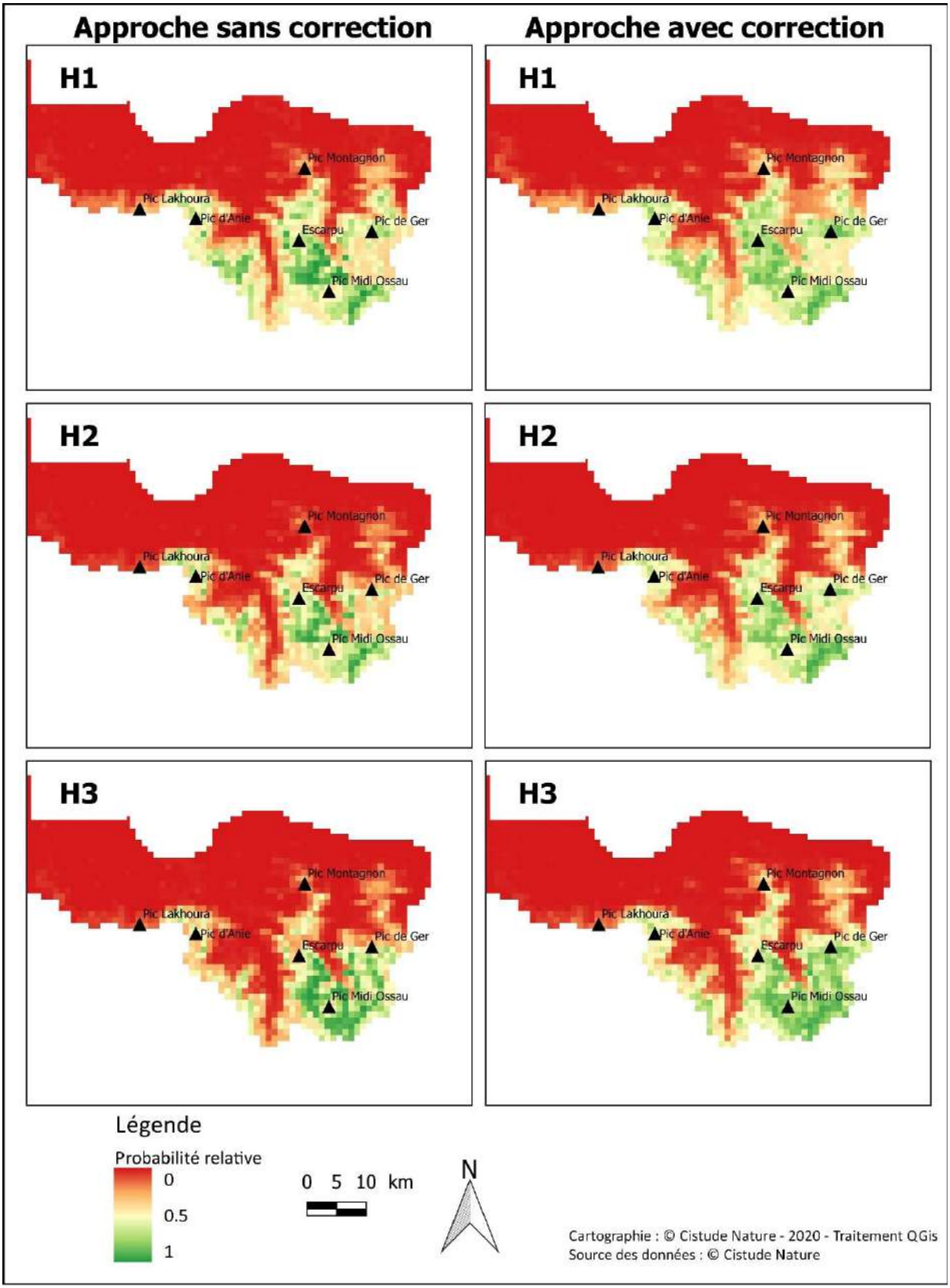
Fig. 294. Prédictions approche Nouvelle-Aquitaine RCP 4.5



Cartes de probabilité relative: zone Nouvelle-Aquitaine RCP 8.5

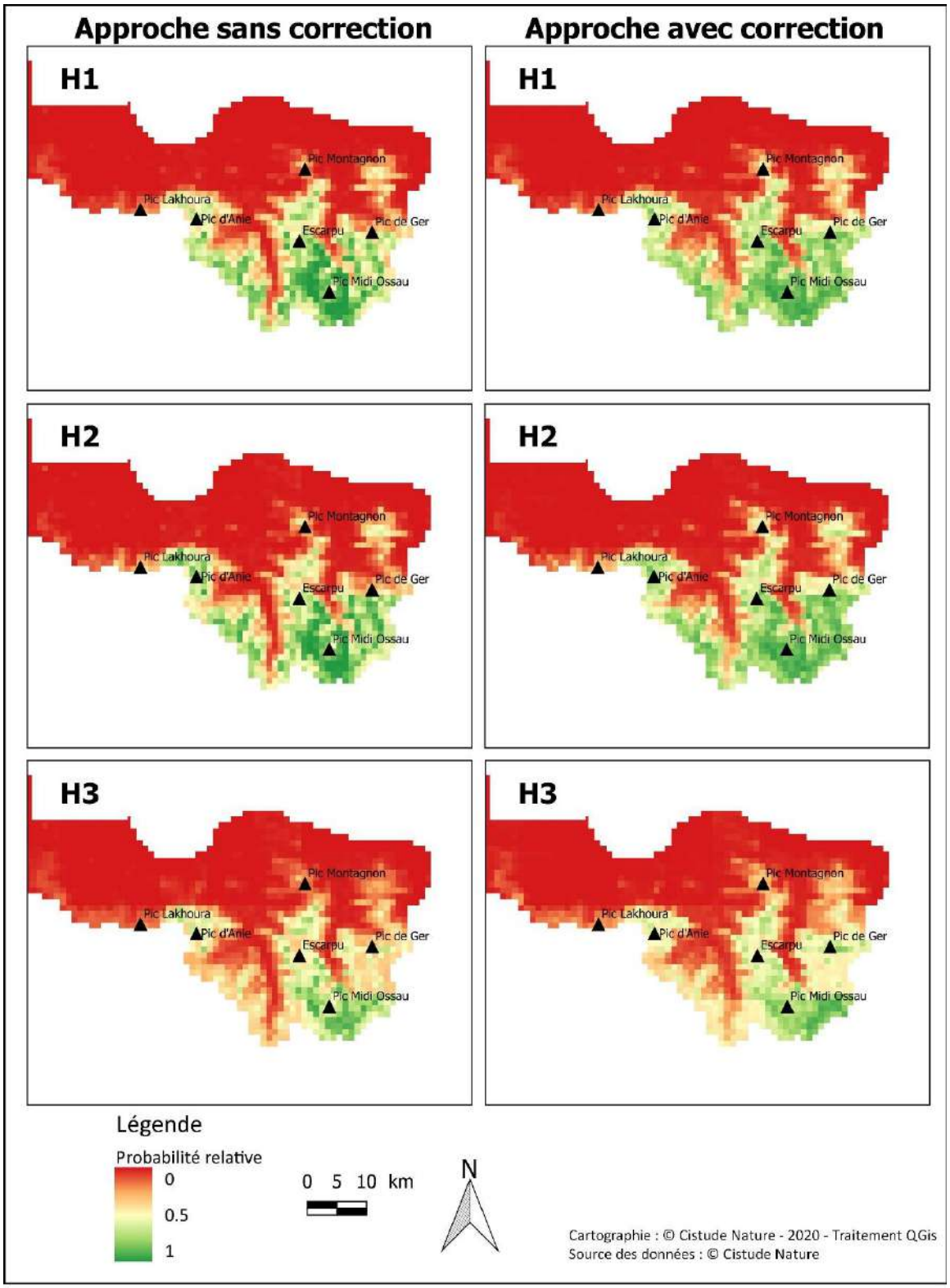
Fig. 295. Prédictions approche Nouvelle-Aquitaine RCP 8.5

Concernant l'approche zone Pyrénées, le même effet des variables climatiques sur les horizons H1 et H2 du scénario RCP 2.6 apparait dans les cartes de prédiction (Fig. 296). Les effets sur l'horizon lointain montrent une diminution de la qualité de l'habitat en particulier à l'ouest de la zone d'étude. Pour les scénarios RCP 4.5 et 8.5 les modèles sans corrections montrent des qualités d'habitat moins homogènes avec des patchs de très bonne qualité bien définis (Fig. 297, Fig. 298). Dans les deux cas, des pertes importantes en qualité d'habitat sont observées pour les horizons les plus lointains.



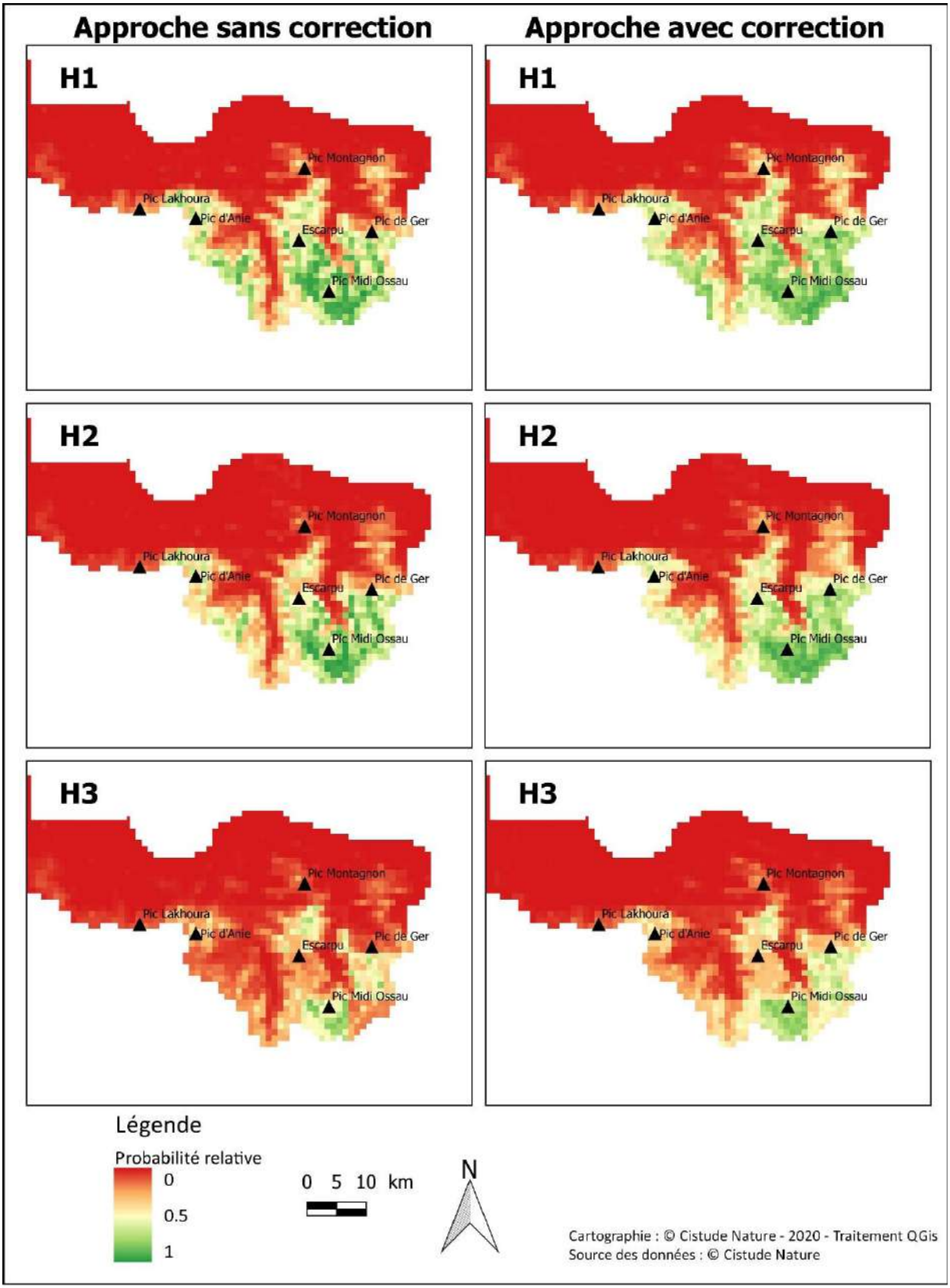
Cartes de probabilité relative: zone Pyrénées RCP 2.6

Fig. 296. Prédictions approche Pyrénées RCP 2.6



Cartes de probabilité relative: zone Pyrénées RCP 4.5

Fig. 297. Prédictions approche Pyrénées RCP 4.5

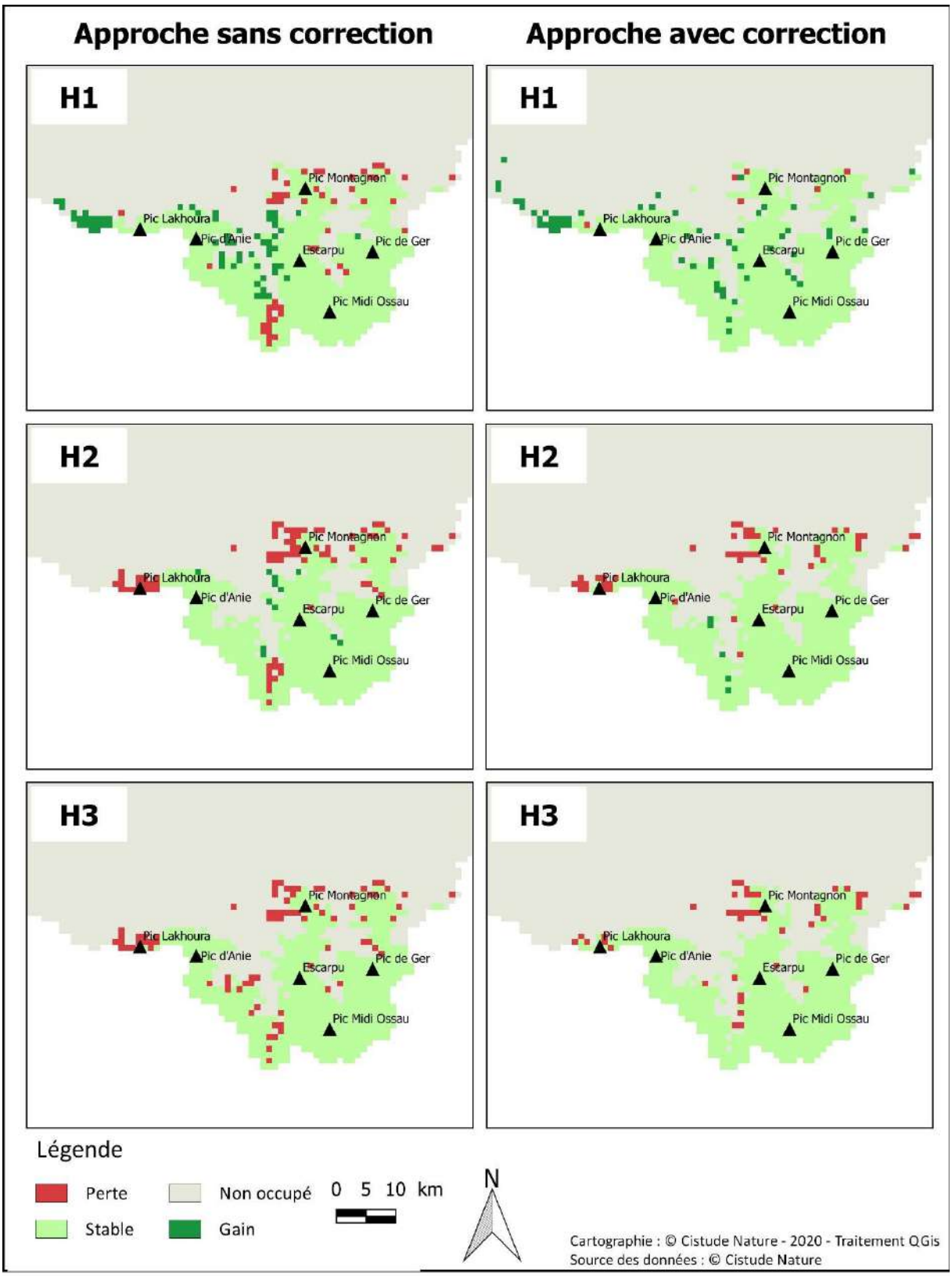


Cartes de probabilité relative: zone Pyrénées RCP 8.5

Fig. 298. Prédictions approche Pyrénées RCP 8.5

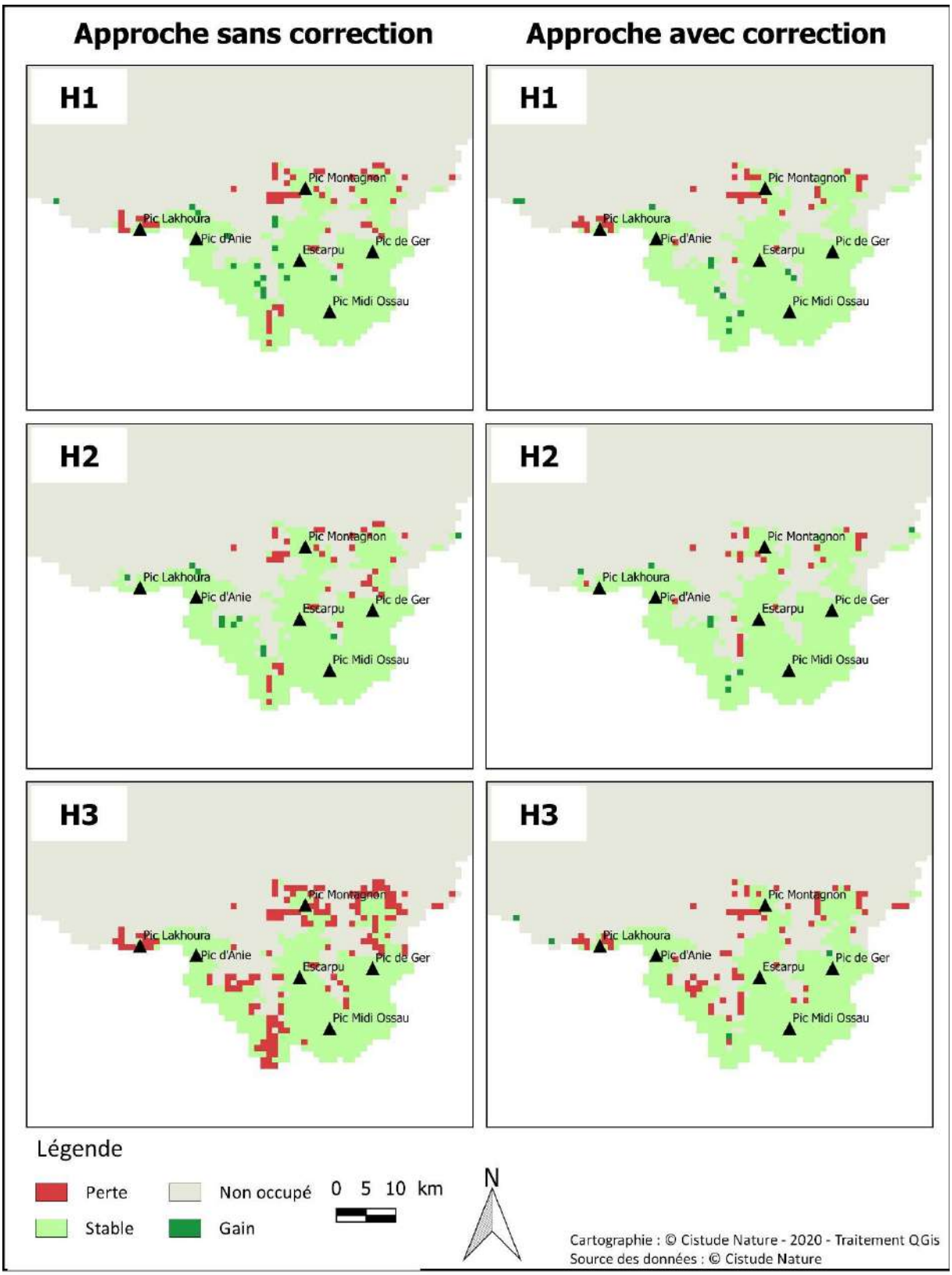
- Gains et pertes

Pour l'approche de la zone Nouvelle-Aquitaine, les gains et les pertes prédits pour le scénario RCP 2.6 sont dispersés en petits patchs en bordure de la répartition actuelle prédite de la marmotte. Ainsi selon ce scénario, les potentielles pertes ne concerneraient que certaines populations locales, notamment le plateau d'Ourdinse, au nord du pic Hèche Lestrez, et les zones de plus basses altitudes autour du Pic Lakhoura (Fig. 299). On remarque les mêmes tendances pour le scénario RCP 4.5 à l'exception de l'horizon H3 de l'approche sans correction qui montre des patchs de pertes plus étendus, incluant en plus les zones de basse altitude de la vallée d'Aspe et le l'est de la réserve naturelle de la vallée d'Ossau (Fig. 300). Les gains observés sont localisés pour la part la plus importante au sud de la Haute Soule (H1). Ces zones sont perdues dans les horizons plus lointains, laissant quelques zones ponctuelles dispersées prédites comme un gain dans le futur. Enfin pour le scénario RCP 8.5, si les observations pour les horizons H1 et H2 montrent des pertes limitées, on remarque à l'horizon H3 la potentielle disparition de larges patchs d'habitat incluant une zone étendue du sud du Pic d'Anie au Pic de Gabedaille (Fig. 301).



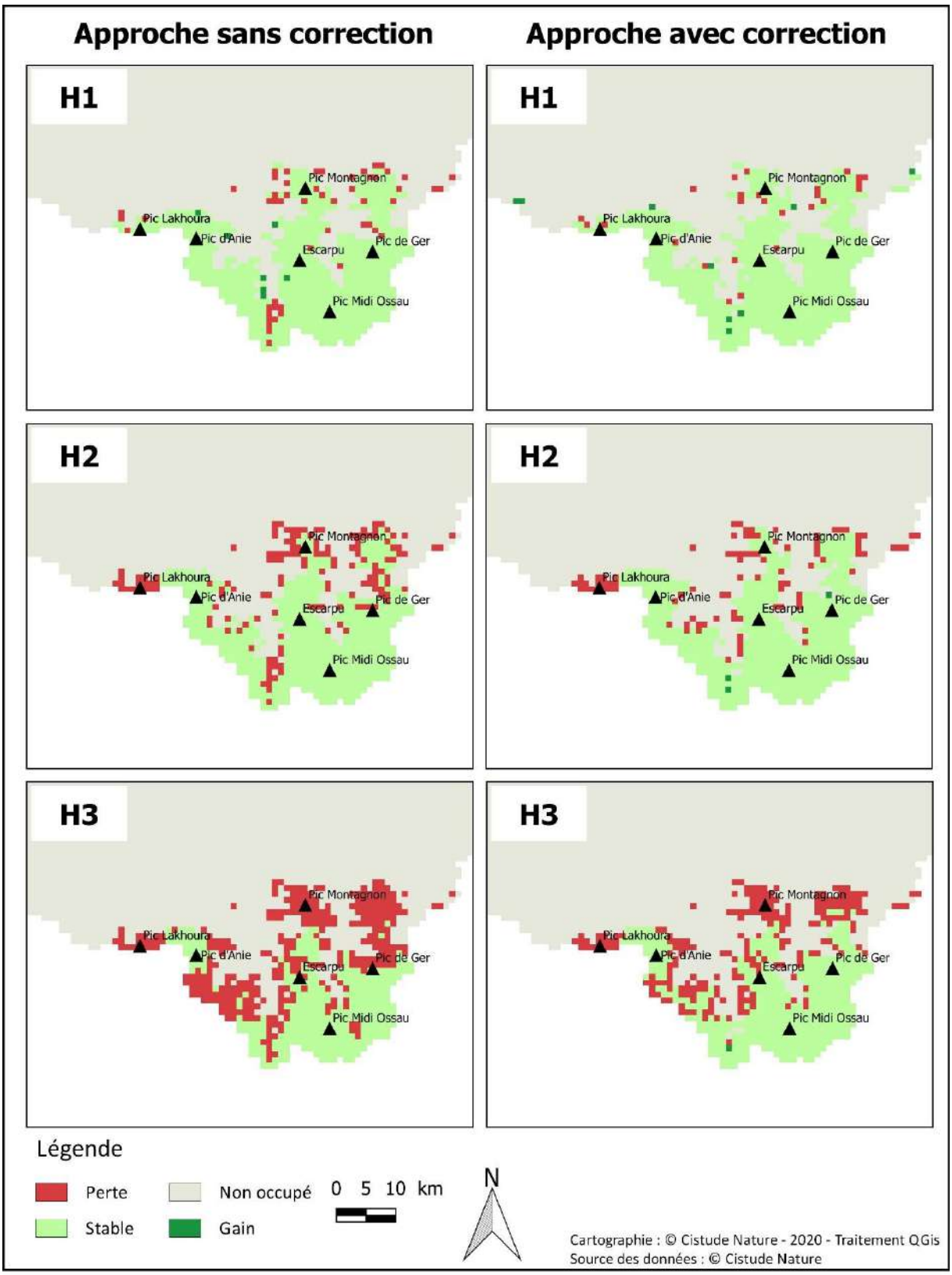
Gains et pertes d'habitats par rapport aux prédictions pour le présent de la marmotte des Alpes : zone Nouvelle-Aquitaine RCP 2.6

Fig. 299. Prédictions approche Nouvelle-Aquitaine RCP 2.6



Gains et pertes d'habitats par rapport aux prédictions pour le présent de la marmotte des Alpes : zone Nouvelle-Aquitaine RCP 4.5

Fig. 300. Prédictions approche Nouvelle-Aquitaine RCP 4.5



Gains et pertes d'habitats par rapport aux prédictions pour le présent de la marmotte des Alpes : zone Nouvelle-Aquitaine RCP 8.5

Fig. 301. Prédictions approche Nouvelle-Aquitaine RCP 8.5

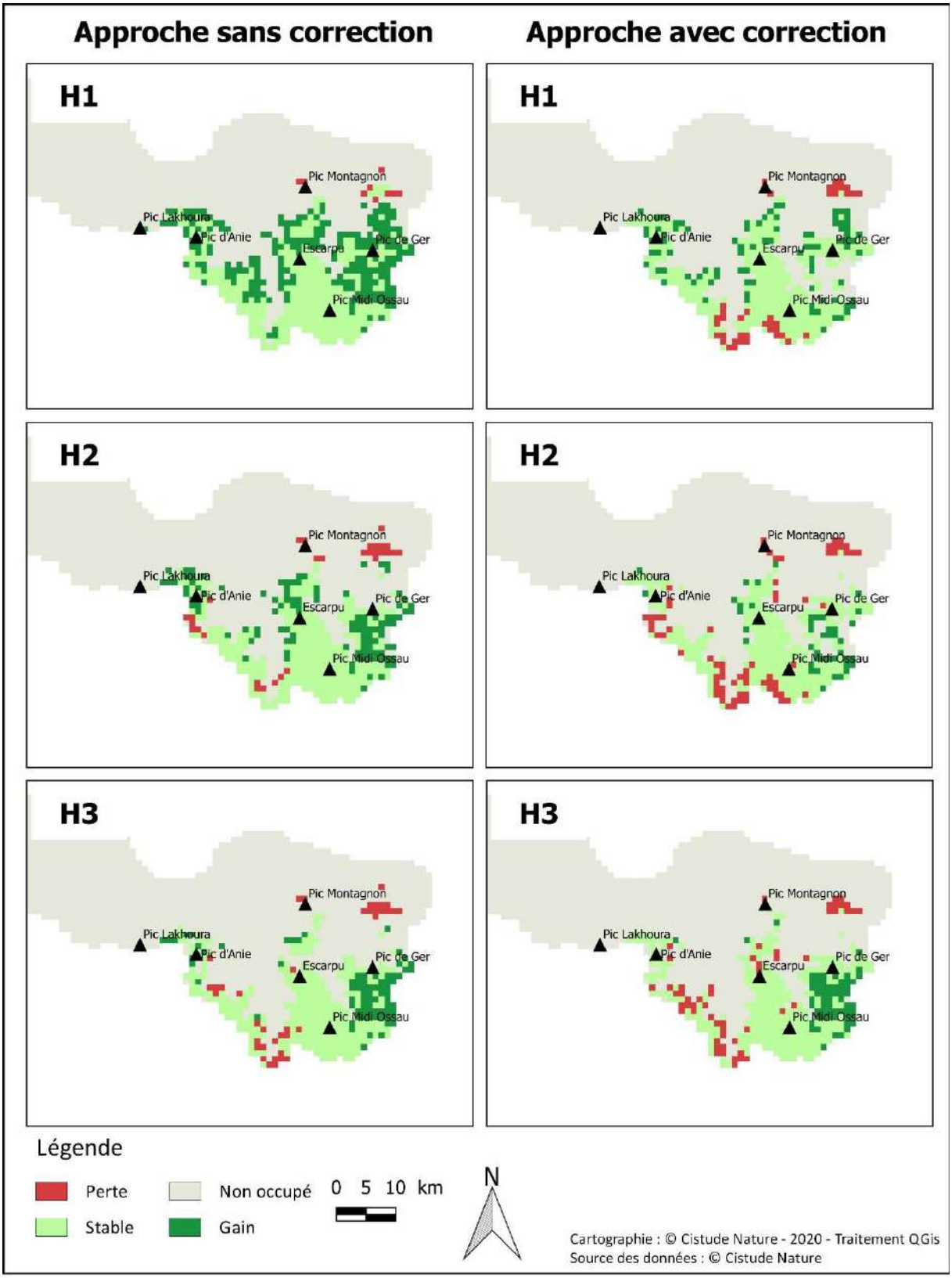
La proportion de gains et de pertes par rapport à l'aire de répartition actuelle prédite a été estimée. Les gains et les pertes se compensent uniquement pour l'horizon H1 du scénario RCP 2.6 pour l'approche sans correction (Tab. CXXI). Dans les autres cas, les pertes d'habitat sont plus importantes dans le futur avec une perte de 49,9% pour le scénario RCP 8.5 à l'horizon le plus lointain.

Pour l'approche avec correction, un gain plus important est prédit pour l'horizon H1 du scénario RCP 2.6. Dans les autres cas, une perte d'habitat de plus en plus importante est observée avec le temps et pour les horizons RCP 4.5 et RCP 8.5. Les pertes d'habitat prédites sont cependant moins importantes qu'avec la précédente approche. Ces pertes et ces gains restent localisés dans les mêmes massifs de manière générale, que le modèle sans correction.

Tab. CXXI. Gains et pertes estimées pour chaque scénario-horizon des modèles approche zone Nouvelle-Aquitaine (un pourcentage de changement négatif indique une perte)

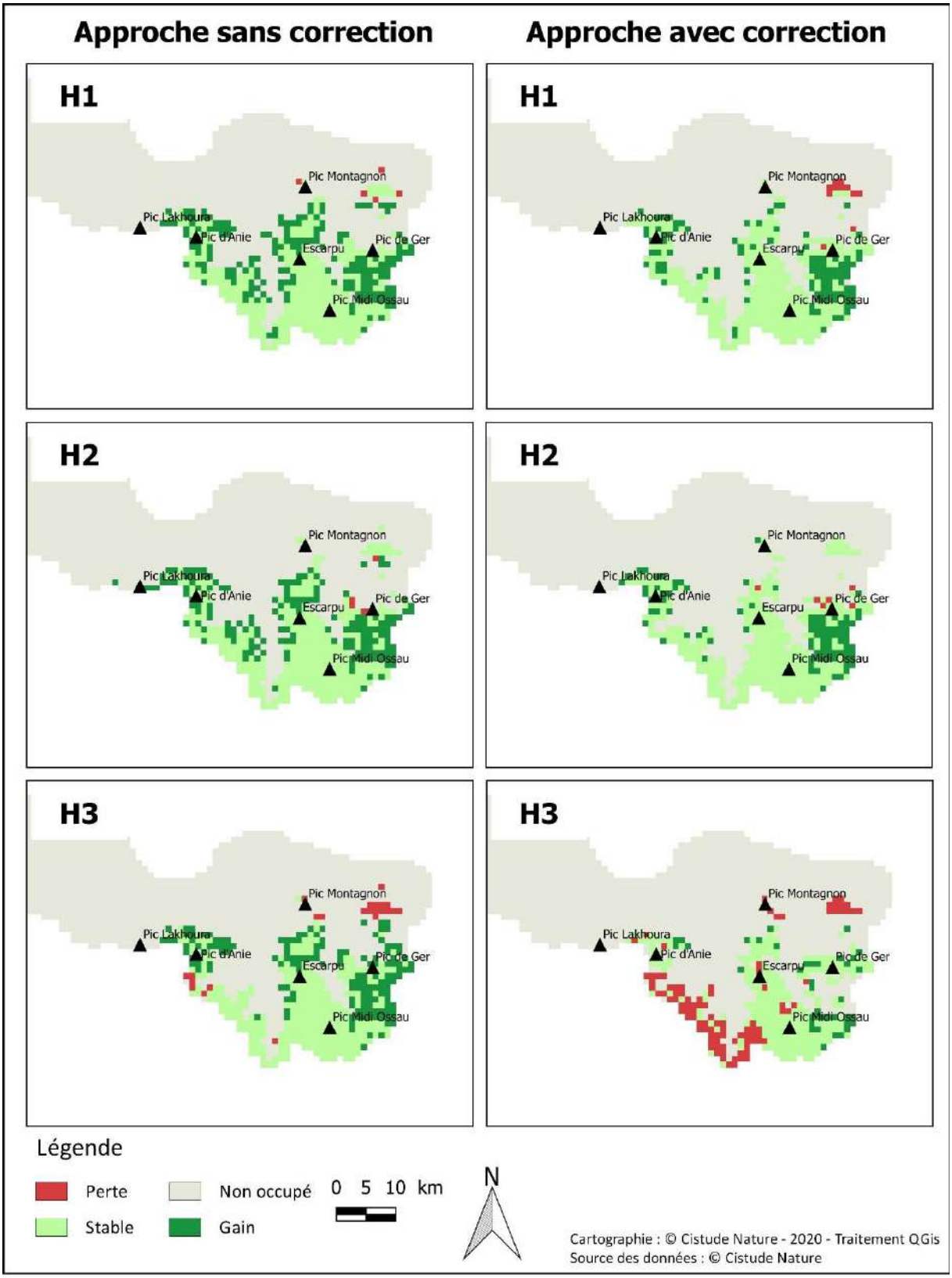
		RCP 2.6			RCP 4.5			RCP 8.5		
Approche	**Indice**	**H1**	**H2**	**H3**	**H1**	**H2**	**H3**	**H1**	**H2**	**H3**
Zone Aquitaine sans correction	Pourcentage perte	7.946	12.144	11.994	8.996	6.147	22.789	7.946	22.339	49.925
	Pourcentage gain	9.445	1.799	0.000	2.399	1.649	0.000	1.049	0.000	0.000
	Pourcentage de changement	1.499	-10.345	-11.994	-6.597	-4.498	-22.789	-6.897	-22.339	-49.925
Zone Aquitaine avec correction	Pourcentage perte	0.933	7.621	6.998	5.910	4.044	11.664	4.044	14.308	34.370
	Pourcentage gain	9.642	0.778	0.000	1.866	1.244	0.622	1.400	0.467	0.156
	Pourcentage de changement	8.709	-6.843	-6.998	-4.044	-2.799	-11.042	-2.644	-13.841	-34.215

Contrairement aux modèles de l'approche zone Nouvelle-Aquitaine, les surfaces prédites comme des gains d'habitat par les modèles de la zone Pyrénées représentent de plus larges patchs. La zone de gain de surface continue la plus importante, prédite par les deux approches, se situe dans et autour de la vallée d'Ossau et constitue la majeure partie des gains prédits pour tous les modèles Pyrénées (Fig. 302, Fig. 303 et Fig. 304). Ce résultat est étonnant car la région est prédite favorable par les modèles zone Nouvelle-Aquitaine (bien que de plus mauvaise qualité – voir cartes de probabilités) et dans le futur pour tous les modèles. Peu de pertes sont prédites pour les scénarios RCP 2.6 et 4.5, seuls quelques pixels éparpillés dans la zone d'étude sont prédits comme perte d'habitat. On y retrouve les zones de plus basse altitude de la vallée d'Aspe, au nord de la réserve naturelle de la vallée d'Ossau et entre le pic d'Anie et le Pic de Gabedaille. On remarque aussi que certaines zones, telles que les zones de plus basses altitudes autour du Pic Lakhoura, sont prédites comme non favorables au présent comme dans le futur, contrairement aux modèles Nouvelle-Aquitaine. À l'horizon H3 du scénario RCP 4.5 du modèle avec correction la totalité de la zone entre le pic d'Anie et le Pic de Gabedaille est prédite comme n'étant plus favorable aux marmottes. Ces pertes s'étendent à l'horizon H3 du scénario RCP 8.5 au pic d'Anie, au massif du Montagnon, au massif de l'Escarpu, le sud de la vallée d'Ossau ainsi qu'à la vallée d'Arrious.



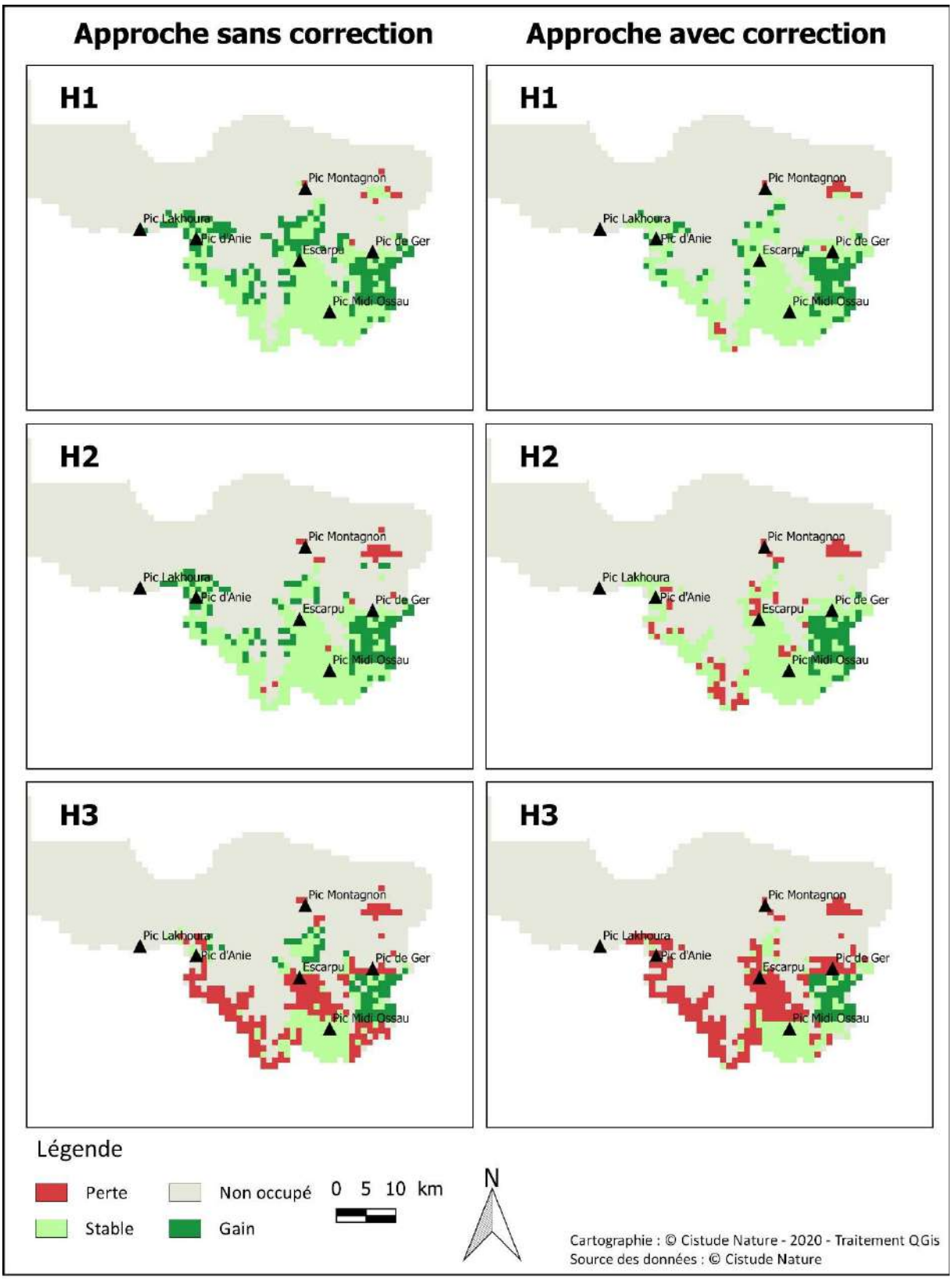
Gains et pertes d'habitats par rapport aux prédictions pour le présent de la marmotte des Alpes : zone Pyrénées RCP 2.6

Fig. 302. Prédictions approche Pyrénées RCP 2.6



Gains et pertes d'habitats par rapport aux prédictions pour le présent de la marmotte des Alpes : zone Pyrénées RCP 4.5

Fig. 303. Prédictions approche Pyrénées RCP 4.5



Gains et pertes d'habitats par rapport aux prédictions pour le présent de la marmotte des Alpes : zone Pyrénées RCP 8.5

Fig. 304. Prédictions approche Pyrénées RCP 8.5

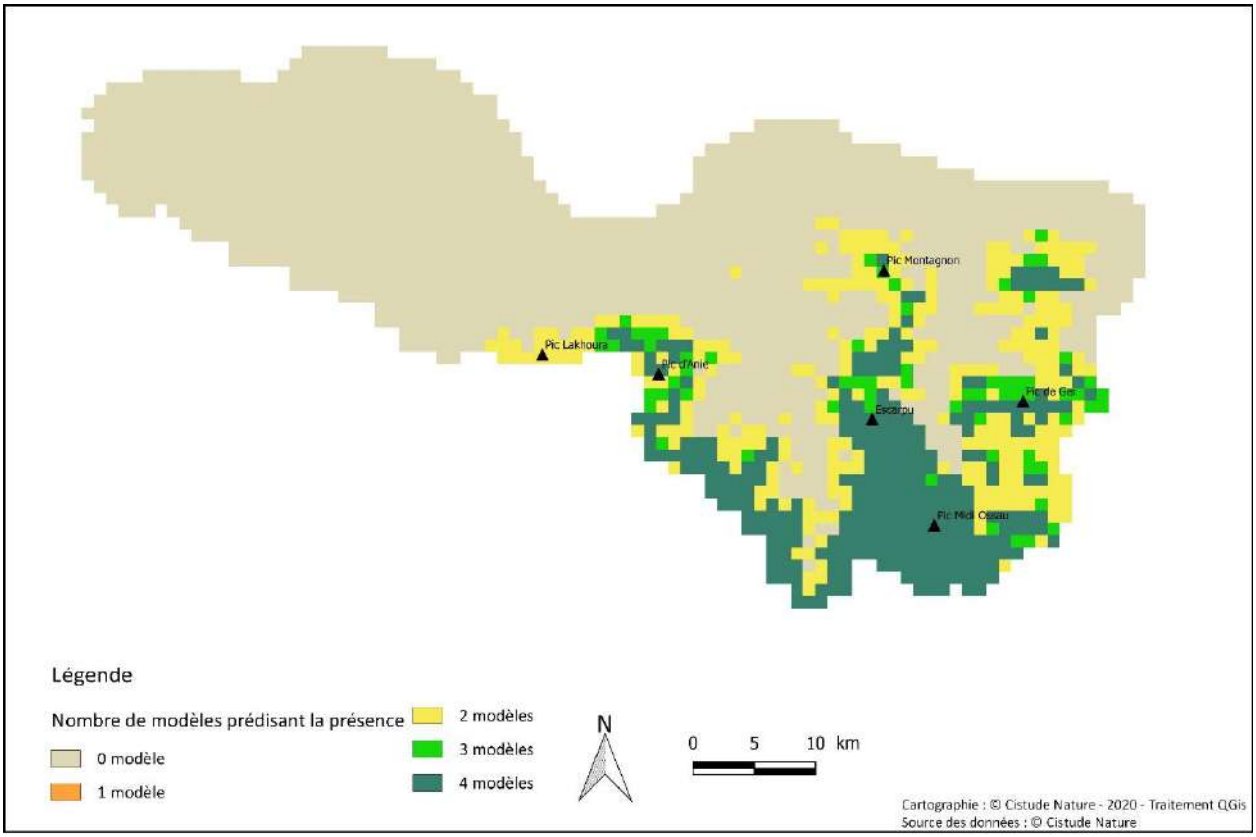
L'estimation des gains et pertes pour l'approche zone Pyrénées sans correction montre des résultats différents de l'approche précédente, car elle prédit des gains d'habitat pour tous les scénarios–horizon sauf RCP 8.5 H3 (Tab. CXXII). Les gains vont jusqu'à une proportion de 56,3 % pour le RCP 4.5 H1. Cela est à mettre en lien avec le passage du sud de la Vallée d'Ossau de non favorable aujourd'hui à favorable dans le futur. Les résultats de modèles corrigés sont plus nuancés, avec des gains d'habitat à court terme (H1) pour tous les scénarios. Des pertes ou une stabilité pour les horizons H2 et H3 sont prédites avec un maximum pour le scénario RCP 8.5 horizon H3 (54%).

Tab. CXXII. Gains et pertes estimées pour chaque scénario–horizon des modèles approche zone Pyrénées (un pourcentage de changement négatif indique une perte)

		RCP 2.6			RCP 4.5			RCP 8.5		
Approche	**Indice**	**H1**	**H2**	**H3**	**H1**	**H2**	**H3**	**H1**	**H2**	**H3**
Zone Pyrénées sans correction	Pourcentage perte	2.830	9.434	12.264	1.572	1.572	7.233	2.516	6.918	59.119
	Pourcentage gain	71.698	35.535	24.528	57.862	52.201	47.484	50.629	38.050	19.811
	Pourcentage de changement	68.868	26.101	12.264	56.289	50.629	40.252	48.113	31.132	-39.308
Zone Pyrénées avec correction	Pourcentage perte	12.312	21.622	17.117	3.303	1.802	29.730	4.805	18.318	67.267
	Pourcentage gain	27.027	12.913	18.318	32.432	28.228	11.712	26.426	18.318	12.613
	Pourcentage de changement	14.715	-8.709	1.201	29.129	26.426	-18.018	21.622	0.000	-54.655

• Consensus entre les différentes approches

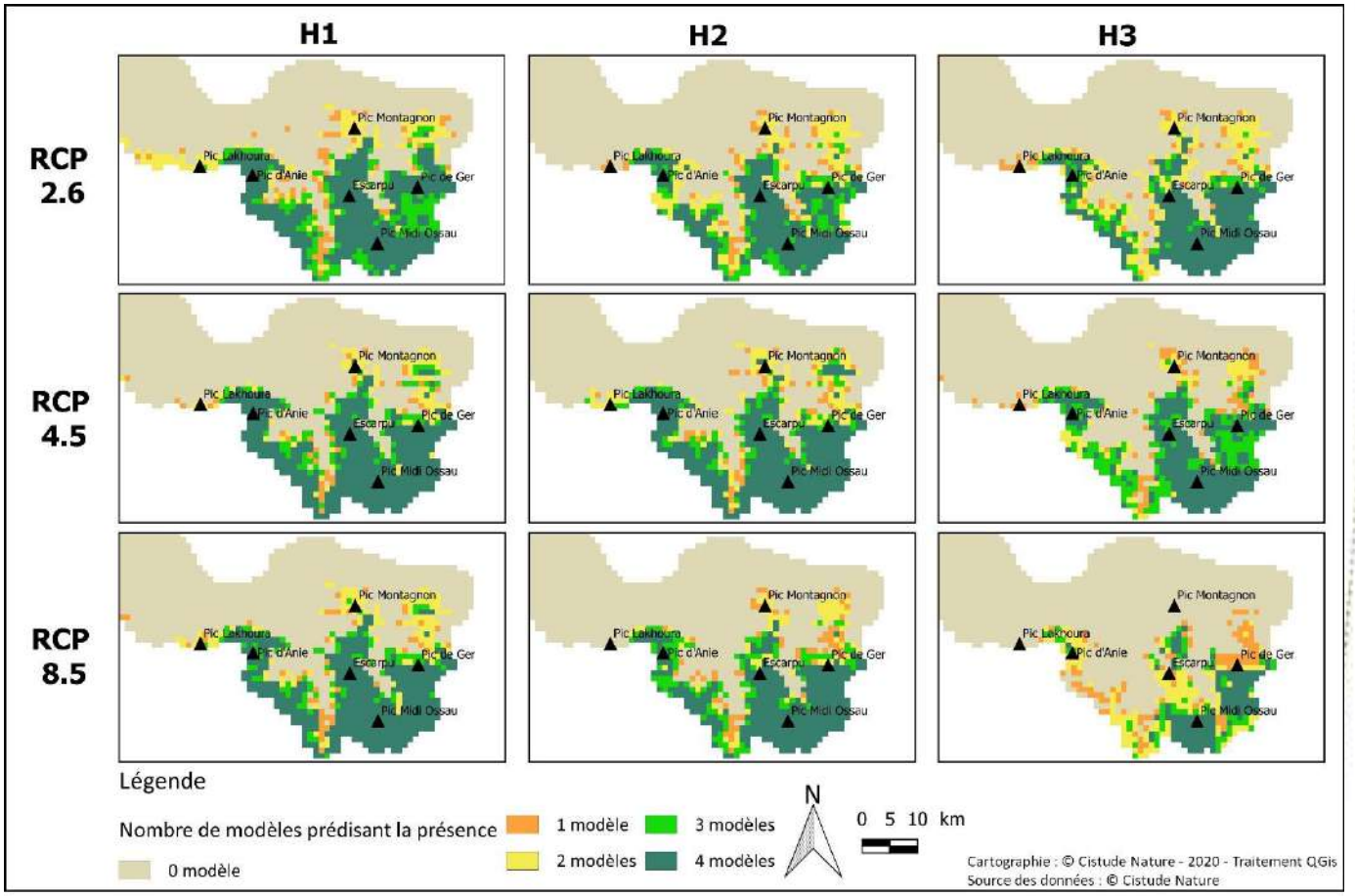
Pour les prédictions sur le présent, certaines régions telles que la haute vallée d'Ossau, les zones de bordure de la réserve naturelle de la vallée d'Ossau, le massif du Montagnon, ainsi que toute la zone du Octogorrigagna au Pic Lakhoura, sont prédites par la moitié des modèles seulement comme des zones de présence (Fig. 305). Les modèles de l'approche de la zone Pyrénées semblent prédire une zone d'occupation potentielle actuelle plus restreinte que les modèles entrainés sur la zone Nouvelle–Aquitaine. Les modèles s'accordent en revanche tous sur une bonne qualité d'habitat pour les marmottes sur toute la zone du Parc National des Pyrénées, ainsi que dans le massif de l'Escarpu jusqu'au massif du Montagnon. La réserve naturelle de la vallée d'Ossau et les pentes du Pic de Gers bien qu'isolées sont aussi prédites par tous les modèles comme étant favorables. Les zones de plus basses altitudes du massif Pyrénéen sont prédites par tous les modèles comme non favorables pour la marmotte des Alpes.



Consensus de la présence de la marmotte des Alpes entre les quatres approches pour le présent

Fig. 305. Consensus entre les quatre approches testées pour le présent

Concernant les prédictions pour les différents horizons et scénarios futurs, les prédictions les plus incertaines sont trouvées pour l'horizon H1 ainsi que H3 pour le scénario RCP 8.5 (Fig. 306). Les différentes approches s'accordent toutes sur une restriction plus importante pour le scénario H3 ainsi que sur les zones qui seraient concernées. Pour le scénario RCP 4.5, les impacts observés sont très proches de ceux observés avec le scénario RCP 2.6 pour l'horizon H2 mais montrent une restriction de zones favorables plus importante pour l'horizon lointain.



Consensus de la présence de la marmotte des Alpes entre les quatres approches pour chaque horizon et scénario climatique RCP

Fig. 306. Consensus entre les quatre approches testées pour le futur

Les gains et les pertes calculés à partir des cartes de présence/absence consensus montrent pour le scénario RCP 2.6 un impact faible à l'horizon H1 avec un gain de 3,6% (Tab. CXXIII). Une stabilisation sur le long terme avec 10,5 et 10,9% de pertes pour les horizons H2 et H3 est observée. Pour le scénario RCP 4.5, les gains et les pertes sont stables pour les horizons H1 et H2 avec bilan de 6,2% à 5,1 % de perte d'habitat. L'horizon H3 montre quant à lui une perte plus importante avec 19,2%. Pour le scénario RCP 8.5 les pertes d'habitat sont croissantes au cours du temps allant de 6,1% (H1) à 46,7% (H3).

Tab. CXXIII. Pertes et gains d'habitat calculés pour les cartes consensus des quatre approches utilisées.

	RCP 2.6			RCP 4.5			RCP 8.5		
Indice	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3
Pourcentage perte	4.232	11.129	10.972	7.994	6.426	19.436	6.897	20.376	46.708
Pourcentage gain	7.837	0.627	0.000	1.724	1.254	0.157	0.784	0.000	0.000
Pourcentage de changement	3.605	-10.502	-10.972	-6.270	-5.172	-19.279	-6.113	-20.376	-46.708

13.3.6 Résultats des suivis en vallée d'Ossau

Les familles ont toutes été suivies de 2016 à 2020 sauf 2 sites Balour (BALOU) et Ayguebère (AYGUE) de plus basse altitude qui ont été ajouté en 2017 (Tab. CXXIV).

Tab. CXXIV. Nombre d'heures de suivi pour chaque famille de marmotte sur les cinq années du programme.

	Nombre d'heures de suivi				
Site	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
Anéou_01	3.5	2.2	2.5	2.2	1.7
Anéou_02	1.2	2.7	2.5	2.5	1.3
Anéou_03	1.2	2.7	2.5	2.2	3.0
Arrious_01	2.3	1.7	2.5	1.7	2.8
Arrious_02	3.5	2.5	2.5	2.3	3.0
Arrious_03	1.2	1.7	2.5	2.3	2.8
Aule	2.3	0.8	2.5	2.7	3.0
Ayguebere	NA	1.7	1.7	1.5	2.8
Ayous_01	3.3	1.3	1.7	1.3	1.7
Ayous_02	3.5	1.7	2.5	1.5	3.0
Ayous_03	1.2	1.7	2.5	2.5	1.5
Balour	NA	2.7	2.5	2.5	3.0
Chérue-01	2.3	2.5	2.5	1.7	1.3
Chérue-02	2.3	1.7	2.5	1.5	3.0
Chérue-03	1.2	1.7	2.5	1.3	3.0

De manière générale, les années 2018 et 2020 n'ont pas permis une bonne reproduction des marmottes avec seulement 17 marmottons observés au total (Tab. CXXV). L'année avec le plus de marmottons observés est l'année 2016 avec un nombre maximal de 41 observations. Le nombre d'adultes observés varie aussi selon les années avec un maximum de 54 individus en 2018 et un minimum de 38 individus en 2019.

Tab. CXXV. Nombre maximum d'individus observés pour tous les sites.

	Total du maximum d'individus				
	2016	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
marmottons	41	36	17	33	17
adultes	41	51	54	38	52

Les comptages montrent de larges différences entre les sites et entre les années. Sur les cinq années les moyennes par site du nombre d'individus adultes vont de 1,2 au site Balour à 4,6 individus au site Chérue1 (Fig. 307). Pour le nombre de marmottons comptés, l'abondance moyenne va de 0,5 (Balour) à 3,2 au site Ayous3. Le site de Balour a le plus petit effectif avec 2 adultes et 2 jeunes observés en 2016 puis 1 seul adulte pour les quatre années suivantes. Les familles des sites Ayous1, Arrious1, Ayous2, Anéou1, Chérue1, Chérue2, Anéou3, Arrious3, Ayous3 et Chérue3 montrent des fluctuations annuelles dans la taille observée de la portée. En revanche certains sites montrent une baisse graduelle au cours des années de suivi dans le nombre de marmottons observés (Ayguebère, Aule, Arrious2). Sur le site d'Anéou2, deux marmottons ont été observés pour la première fois en 2020. Concernant les comptages des adultes, le site avec le plus d'individus comptés pour une année est le site Chérue3 avec 11 adultes en 2018 alors que seuls 2 ou 4 individus avaient été observés les autres années. Pour certaines familles le nombre d'adultes présents diminue ou reste stable au cours des cinq années de suivi : Balour, Ayous2, Arrious2. Pour le site Anéou3 une augmentation au cours du temps est observée passant de 2 individus en 2016 à 5 individus en 2019 et 2020.

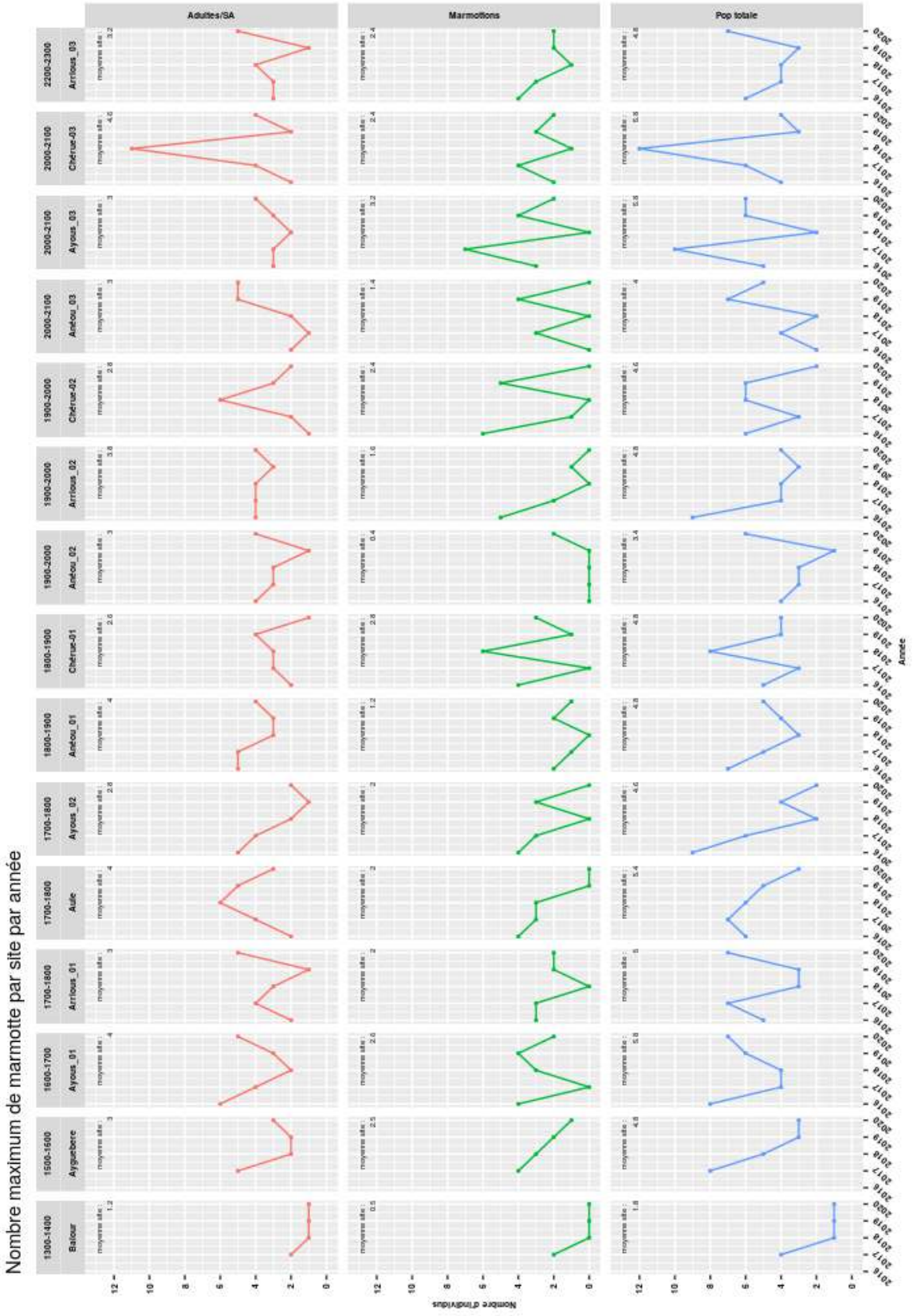


Fig. 307. Nombre d'individus comptés par année et par site

Quand les données de comptage sont agrégées par tranches altitudinales, une baisse de la population totale est observée pour les deux tranches les plus basses (1300–1600m). Une diminution est aussi observée pour la tranche altitudinale 1700–1800m et la tranche 1900–2000m. Les autres tranches montrent des variations suivant les années et ne permettent pas constater une augmentation ou une diminution des effectifs durant les années de suivi (Fig. 308).

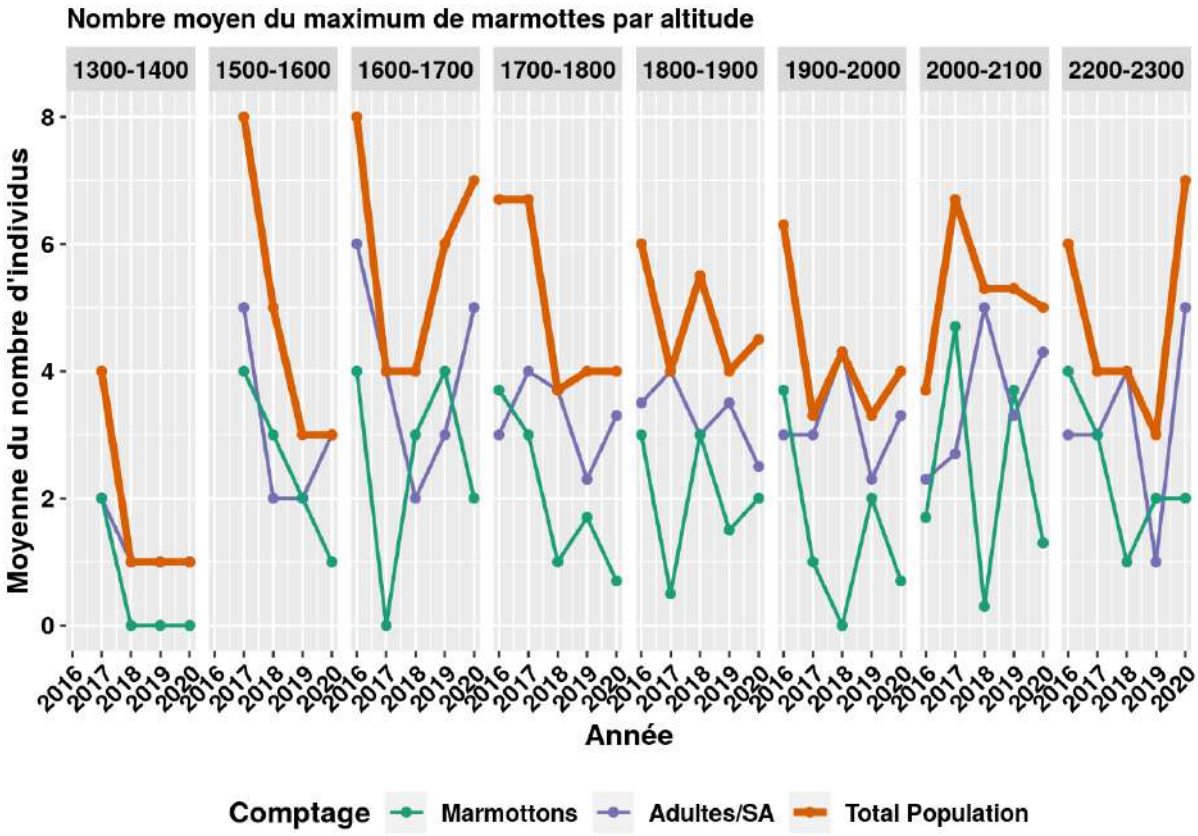


Fig. 308. Moyenne du nombre d'individus en fonction du temps par tranches d'altitude.

Le dérangement relevé pendant les comptages montre de grandes disparités entre les sites (Fig. 309). Le site Ayous2 est le plus impacté par le dérangement anthropique, suivi de Chérue3 et Chérue2. Le site Anéou3 est celui où le plus de dérangement naturel a été constaté (18%), suivi de Chérue3 avec 9% de dérangement naturel.

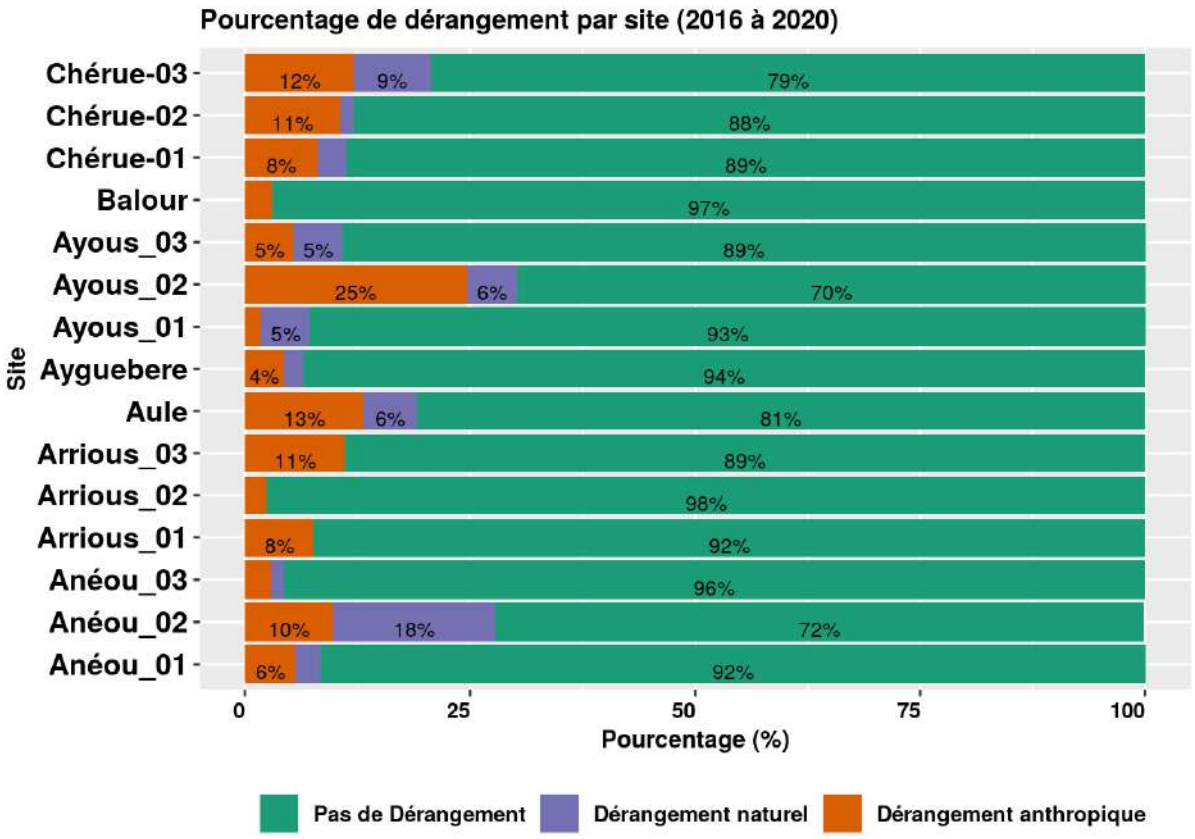


Fig. 309. Pourcentage de dérangement lors des comptages pour les cinq années de suivi.

Pour les modèles du nombre maximal de marmottons, le modèle 13 est le plus performant (AIC 216,5) parmi les modèles étudiant l'effet des caractéristiques du site. Le même résultat est obtenu en supprimant les sites non complets Balour et Ayguebère (AIC=195,8). Les variables utilisées pour ces modèles sont les suivantes :

- l'exposition, le dérangement total, le pourcentage de pierrier et le nombre maximal de marmottons comptés l'année précédente en effet fixe ;
- l'année et le site en effet aléatoire.

Seule la variable « nombre de marmottons de l'année précédente » a un effet significatif sur le nombre de marmottons ($p_{non-complet}$=0.0438 et $p_{complet}$=0.0462). La courbe de réponse montre que plus il y a de marmottons comptés l'année précédente moins on observe de marmottons l'année suivante. Ces deux modèles ne prennent pas en compte l'année 2016.

Pour la deuxième partie des modèles visant à déterminer s'il existe des effets interannuels le modèle 17 est le plus performant avec les données non-complètes et complètes (AIC=213,1 et AIC=191). Les variables utilisées sont l'année, l'exposition, le dérangement total, le pourcentage de pierrier, le nombre de marmottons comptés l'année précédente pour les effets fixes et le site comme effet aléatoire. Les années 2018 et 2020 comparées à l'année de référence 2017 ainsi que le nombre de marmottons comptés l'année précédente ont un effet significatif sur le nombre de marmottons comptés dans l'année (respectivement $p_{non-complet}$=0.0127, $p_{non-complet}$=0.0143 et $p_{non-complet}$=0.0209 et $p_{complet}$=0.00212, p_{comple}=0.01036, p_{comple}=0.0152) (Fig. 310, Fig. 311). Dans ce cas, les réponses montrent que, comme attendu les années 2018 et 2020, la reproduction a été moins bonne que les autres années.

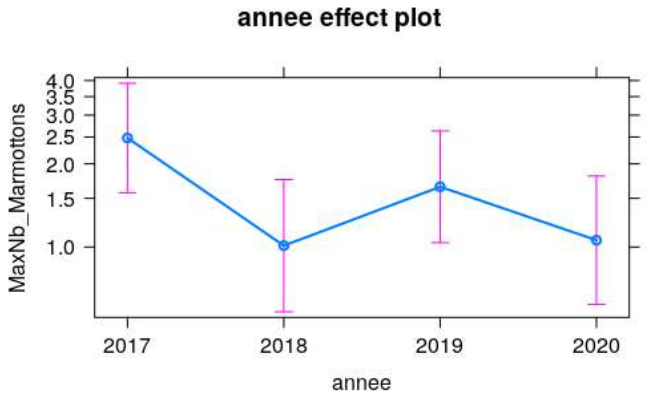


Fig. 310. Effet de l'année sur le nombre de marmottons modèle 17

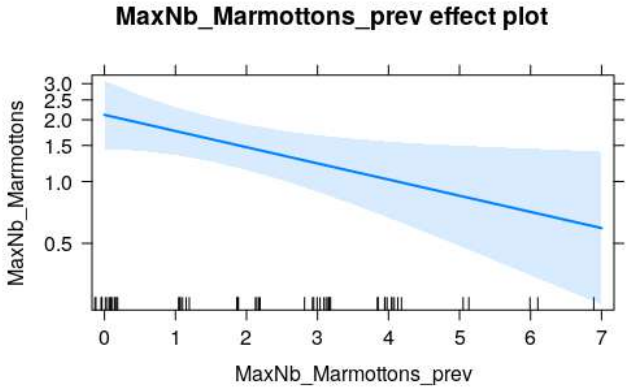


Fig. 311. Effet du nombre de marmottons de l'année précédente sur le nombre de marmottons modèle 17

Pour les modèles du nombre maximal de marmottes adultes, le modèle 8 est le meilleur modèle avec les données non-complètes et complètes (AIC=228,9 et AIC=214,4). Il a comme variable à effet fixe l'exposition, le dérangement naturel, le dérangement anthropique, le pourcentage de pierrier, le nombre de marmottons comptés l'année précédente et en effet aléatoire le site. Pour le modèle avec les données non-complètes les variables qui ont un effet significatif sont le nombre de marmottons comptés l'année précédente (p=0,047) ainsi que l'exposition. Comparée à l'exposition est, les expositions nord, nord-est et sud-ouest sont significativement différentes (p=0,01749, p=0,00643, p=0,01237), cependant le nombre de site par exposition n'est pas homogène et ne permet pas de valider ce résultat. De plus, cet effet n'est pas retrouvé avec les modèles données complètes. Les réponses modélisées montrent que plus le nombre de marmottons comptés l'année précédente est grand plus le nombre d'adulte compté augmente.

Concernant les effets interannuels le meilleur modèle est le modèle 17 pour les données non-complètes (AIC=226,8) avec comme variables fixes l'année, l'exposition, le dérangement total, le pourcentage de pierrier, le nombre de marmottons comptés l'année précédente et le modèle 23 pour les données complètes avec comme variable l'année, l'exposition, le dérangement total, le pourcentage de pierrier et le nombre d'adultes comptés l'année précédente (AIC=212). Pour le modèle 17, comparées à l'exposition est, les expositions nord, nord-est et sud-ouest sont significativement différentes (p=0.01211, p=0.00405, p=0.0875) cependant comme pour le précédent modèle le nombre de site par exposition n'est pas homogène et ne permet pas de valider ce résultat. Il n'y a pas de

différences significatives entre les années en prenant l'année 2017 comme référence. Pour le modèle 23 avec les données complètes, aucune variable n'a d'effet significatif.

13.3.7 Stations météorologiques

Les conditions métrologiques difficiles en milieu montagnard ont posé des difficultés dans la prise de données par les stations météorologiques. Certaines stations ont été dégradées soit par les chutes de neige, soit par des animaux (fils rongés). Ainsi, de longues périodes sans données sont présentes dans les relevés, rendant plus difficile l'utilisation des données de température et de l'humidité relevées (Fig. 312–Fig. 313). De plus, une part importante des stations se retrouvent sous la neige pendant la période hivernale, ne relevant que la température et l'humidité sous la couche neigeuse (soit environ 0°C et 100% d'humidité relative). Ainsi pour les stations météorologiques des sites marmottes, les cinq années ne sont pas couvertes entièrement et en particulier une seule station a pris des mesures pendant l'hiver et le printemps 2018 (Fig. 312). Malgré tout, on remarque des différences d'enneigement suivant les années et les sites : en 2017 le site de Chérue1 est resté enneigé (à 1m30) de fin Janvier jusqu'en Avril tandis que le site Chérue3 est lui resté enneigé de fin Janvier à fin Mai. En comparaison, malgré les données manquantes on remarque que le site Chérue1 a été en 2018 enneigé jusqu'à fin Mai. Enfin, de nombreuses stations montrent un faible enneigement en 2019 et 2020 (en dessous de 1m30). Pour les périodes où plusieurs stations ont mesuré la température et l'humidité, les variations au cours du temps se ressemblent entre les stations (similarité dans les pics de température par exemple).

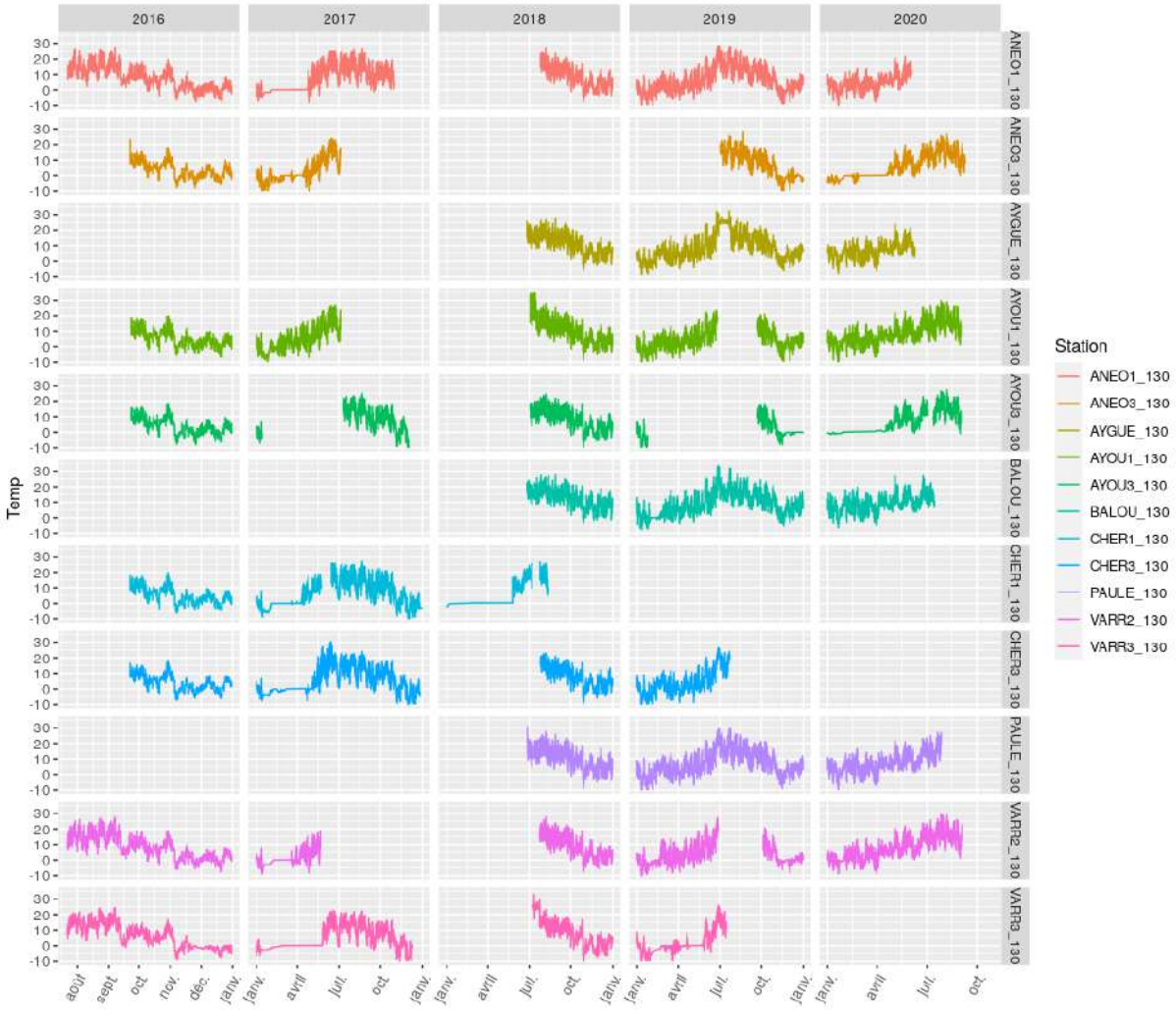


Fig. 312. Température mesurée par heure pour chaque site

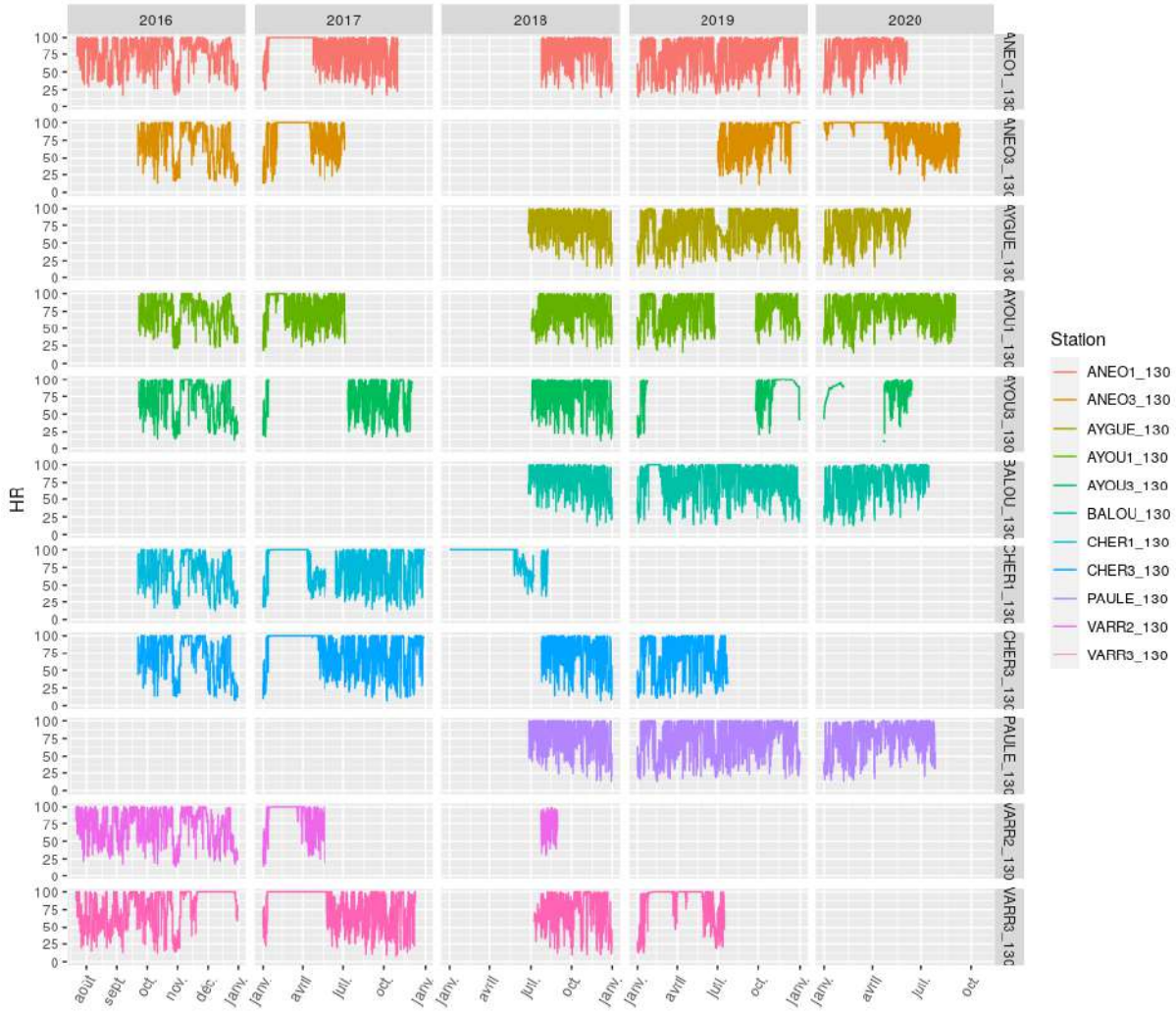


Fig. 313. Humidité relative mesurée par heure pour chaque site

Pour pouvoir analyser ces données météorologiques, il faut dans un premier temps compléter les données manquantes de température et d'humidité. L'utilisation d'autres stations de montagne pourrait permettre de compléter les données manquantes en particulier pour l'hiver et le printemps 2018. Un premier essai a été effectué à l'aide du package ChillR pour la température (LUEDELING, 2018). Il permet grâce à l'utilisation de mesures d'autres stations (Tmin et Tmax) d'estimer les données manquantes pour chaque heure (LINVILL, 1990). Un premier essai avec quatre stations supplémentaires de montagnes supplémentaires a été réalisé (BAITC_130, POMBI_130_2004 et POMBI_130_2100 et SOMPO_130). Les données complétées pour les températures semblent réalistes, cependant la station VARR3_130 n'a pas pu être complétée ainsi que le début de l'année 2016 de la station BALOU_130. De plus, il manque de nombreuses mesures en 2018 ainsi les températures estimées sont toutes très proches malgré les différences d'altitude et donc d'enneigement (Fig. 314).

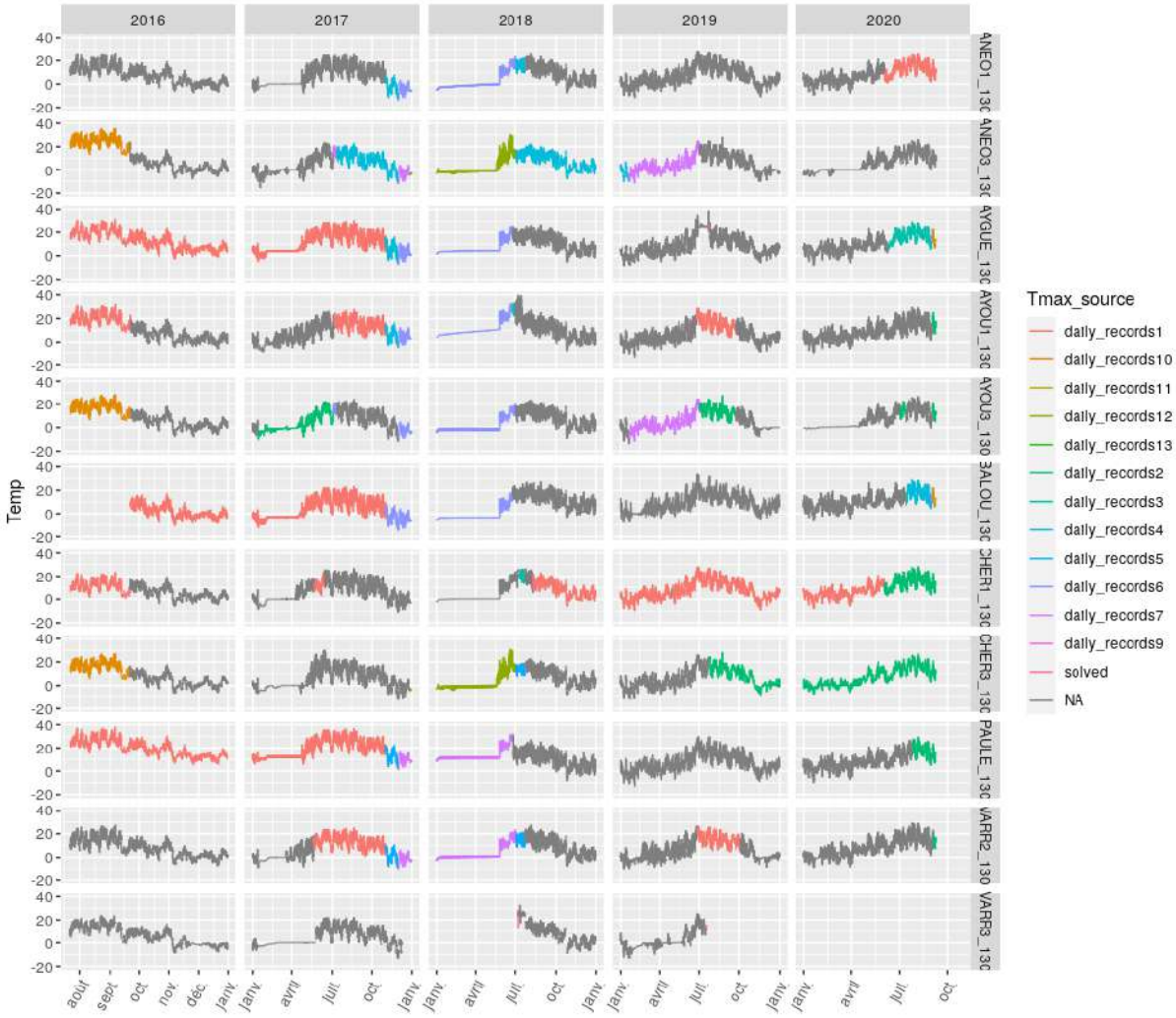


Fig. 314. Utilisation du package ChillR pour compléter les données manquantes (données réelles en gris et données estimées en couleur)

Concernant les données d'humidité relative, il n'a pour le moment pas été possible d'estimer les données manquantes. Une comparaison des différents sites de montagne de tous les suivis du programme permettra de rassembler les données des stations les plus proches et de compléter les données manquantes.

13.4 Discussion

Cette étude montre les impacts du changement climatique sur la répartition future des marmottes de la Nouvelle-Aquitaine à l'aide de modèles corrélatifs de répartition. Différents scénarios sur la répartition des marmottes à court, moyen et long terme ont été étudiés. De plus, l'utilisation de quatre approches a permis de créer des cartes de répartition consensus entre les différents modèles d'ensemble sélectionnés et d'avoir une meilleure estimation des divers impacts et des zones où les prédictions s'accordent. Les résultats entre les différentes approches testées montrent de nombreuses similitudes à la fois sur les réponses aux variables, leur importance dans les modèles et les cartes de répartition.

Les réponses aux variables sélectionnées pour les modèles sont cohérentes avec l'écologie de l'espèce. Tout d'abord, l'altitude optimale prédite (entre 1500m et 2400m environ) par les modèles rejoint les observations de Borgo (2003). Les courbes montrent aussi que des températures élevées en hiver ainsi que des écarts de température importants sont défavorables pour l'espèce. Cela rejoint, les observations sur la population de la grande Sassière, où les hivers plus chauds résultent en une plus fine couche isolante de neige et une survie en baisse pour les marmottes (Tafani *et al.*, 2013 ; Rézouki *et al.*, 2016). En revanche, l'effet de forts écarts de température journaliers sur l'hibernation doit être investigué plus précisément car il n'a pas été étudié à notre connaissance dans le cas de mammifères hibernants. Cette hypothèse pourrait être étudiée à l'aide de données de température prises régulièrement au cours d'une journée, par exemple à l'aide des stations météorologiques déployées dans le cadre des sentinelles du climat. Concernant l'épaisseur de neige en hiver, les modèles montrent qu'une couche intermédiaire est favorable pour les marmottes, les plus hautes épaisseurs de neige étant localisées à plus haute altitude. Ce résultat était attendu et montre que la population est bien présente dans des zones où il neige au cours de l'hiver. Il est cependant inattendu que cette variable ne soit pas parmi celles qui participent le plus aux modèles car l'épaisseur de neige a été montrée comme importante pour l'hibernation (Tafani *et al.*, 2013). On peut supposer qu'une hausse des températures en hiver a une grande influence sur la fréquence des chutes de neige ainsi que sur la fonte du manteau neigeux. En effet, l'association de températures qui restent froides notamment pendant la nuit, à une fonte plus importante du manteau neigeux en journée, pourrait augmenter la dépense énergétique des marmottes pour passer l'hibernation. Les courbes de réponse montrent aussi que des précipitations plus importantes en été favorisent les marmottes. On peut supposer que des précipitations plus abondantes permettent une plus forte croissance des plantes, donnant aux marmottes de la nourriture en plus grande quantité avant l'hiver. Cela rejoint les résultats d'une récente étude sur la marmotte à ventre-jaune (*Marmota flaviventris*) où l'intensité de sécheresse en été avait un effet négatif sur la survie des adultes en hiver (Cordes *et al.*, 2020 ; Yoccoz, 2020). Une réponse positive aux expositions sud et sud-est était attendue, cependant un seul des modèles a montré une influence importante de l'exposition sur les populations de marmottes étudiées, rejoignant les résultats de Galluzzi *et al.*(2017) où cette variable était la moins importante dans ses modèles de répartition des marmottes (Alpes italiennes). Il faut cependant remarquer que la zone étudiée du massif Pyrénéen comporte peu de pentes orientées au sud ou au sud-est (Fig. 315). De même les résultats des modèles d'abondance des sites sentinelles qui laisse penser à un effet de l'exposition sur le nombre de marmottes adultes mais les sites étudiés ne sont pas répartis également entre les expositions.

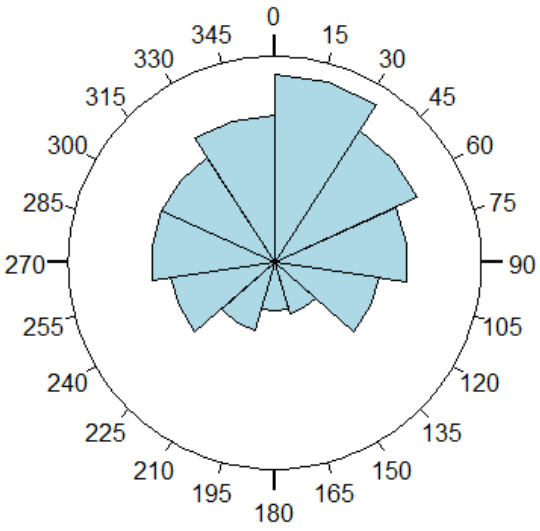


Fig. 315. Histogramme des expositions extraites de la zone d'étude Pyrénées (0 = Nord)

Les performances très hautes de chacun des modèles ne permettent pas de choisir une approche en particulier. En effet, si les différents indices permettent de quantifier la capacité des modèles à prédire la qualité de l'habitat, ces performances peuvent être trompeuses : FOURCADE *et al.* (2018) ont montré que l'utilisation de variables fictives (peintures) dans les modèles pouvait quand même créer des modèles évalués comme performants. Chaque approche a des avantages : les modèles Nouvelle-Aquitaine permettent de connaitre la niche écologique des marmottes de manière plus générale car leur présence est évaluée au regard des habitats et climats présents dans toute la région. En revanche, l'utilisation d'une zone plus restreinte peut permettre de capter des impacts locaux des différentes variables et serait plus proche de la niche réalisée de l'espèce (VANDERWAL *et al.*, 2009). Compte tenu de nos résultats, ces modèles Pyrénées pourraient être largement améliorés en étendant la zone d'étude au-delà des limites politiques de la région Nouvelle-Aquitaine et de la France sur tout le massif Pyrénéen (GUISAN&THUILLER, 2005). Il était difficile dans notre cas de connaitre avec précision le biais d'échantillonnage car les informations transmises proviennent en majorité de professionnels qui se déplacent dans la zone d'étude en fonction d'objectifs précis (échantillonnages d'autres espèces par exemple). Ainsi, les méthodes les plus courantes utilisées comme l'ajout de variables telles que de la distance aux milieux urbains, aux routes ou chemins n'étaient pas suffisantes. Les modèles sans corrections ont l'avantage d'utiliser de plus nombreuses observations, en revanche ils peuvent être influencés par les zones qui ont été le plus souvent prospectées (SYFERT *et al.*, 2013). Les modèles corrigés lissent une partie de ces biais d'échantillonnage mais une connaissance de l'effort réel de l'échantillonnage permettrait d'améliorer grandement les modèles (KRAMER-SCHADT *et al.*, 2013).

Ainsi, ces différences entre les approches se retrouvent dans les prédictions. Les résultats montrent que les modèles Nouvelle-Aquitaine prédisent une zone d'habitat favorable aux marmottes plus large et donnent plus d'importance aux variables non climatiques que les modèles Pyrénées. La correction du biais d'échantillonnage change dans certains cas largement les prédictions en particulier à l'horizon H3 pour les quatre approches. Pour une zone spécifique de la zone d'étude (est de la vallée d'Ossau) les modèles Pyrénées de gains et pertes montrent des prédictions peu réalistes au regard de nos connaissances de l'espèce. Ce résultat est à prendre avec précaution, il pourrait être dû à un manque d'observation dans cette zone qui ne permet pas au modèle de la considérer comme favorable. C'est particulièrement probable si une variable climatique diffère dans cette zone de 8km² par rapport au reste de la zone d'étude utilisée. Cet effet disparait dans les projections vers le futur, rejoignant les

prédictions des modèles de la zone Nouvelle-Aquitaine. Cependant, la présence d'un habitat de moindre qualité se retrouve aussi dans les cartes de probabilité des quatre approches montrant qu'un effet existe mais que le seuil choisi pour créer les cartes de présence-absence ne classifie pas cette zone dans même catégorie pour les deux approches. Les cartes binaires de présence-absence sont utilisées pour permettre de mieux apprécier les changements dans la répartition de l'espèce mais de l'information est perdue dans la transformation. En effet, la qualité de l'habitat est un *continuum* allant du plus défavorable au plus favorable, et les zones considérées comme présence potentielle ne supporte pas en réalité une occupation par l'espèce similaire sur toute leur surface (GUILLERA-ARROITA *et al.*, 2015). Ce problème est intéressant car il peut permettre de cibler certaines zones pour de futures prospections. Les zones peu prospectées prédites avec une faible qualité d'habitat ainsi que les zones d'habitat favorable prédites mais peu connues des naturalistes peuvent être ciblées en priorité. Des prospections seront mises en place l'année prochaine dans le cadre du programme pour augmenter le jeu de données et améliorer la répartition des données. Ces prospections seront ciblées sur les zones de désaccords des différents modèles qui sont probablement les résultats du biais spatial d'échantillonnage (Fig. 316). Ces nouvelles données pourraient permettre d'affiner les modèles et nos connaissances générales de la répartition de l'espèce. Une couverture plus large de la zone d'étude et un nombre d'observations plus important serait aussi un bon moyen de réduire l'incertitude par exemple avec des données provenant de programme de sciences participatives tel que Faune-Aquitaine (https://www.faune-aquitaine.org/ ; 880 observations en plus pour un nombre actuel de 672 observations). Enfin, l'extension dans le futur des modèles sur toute la chaine Pyrénéenne pourra aussi permettre de mieux comprendre les différents impacts du climat.

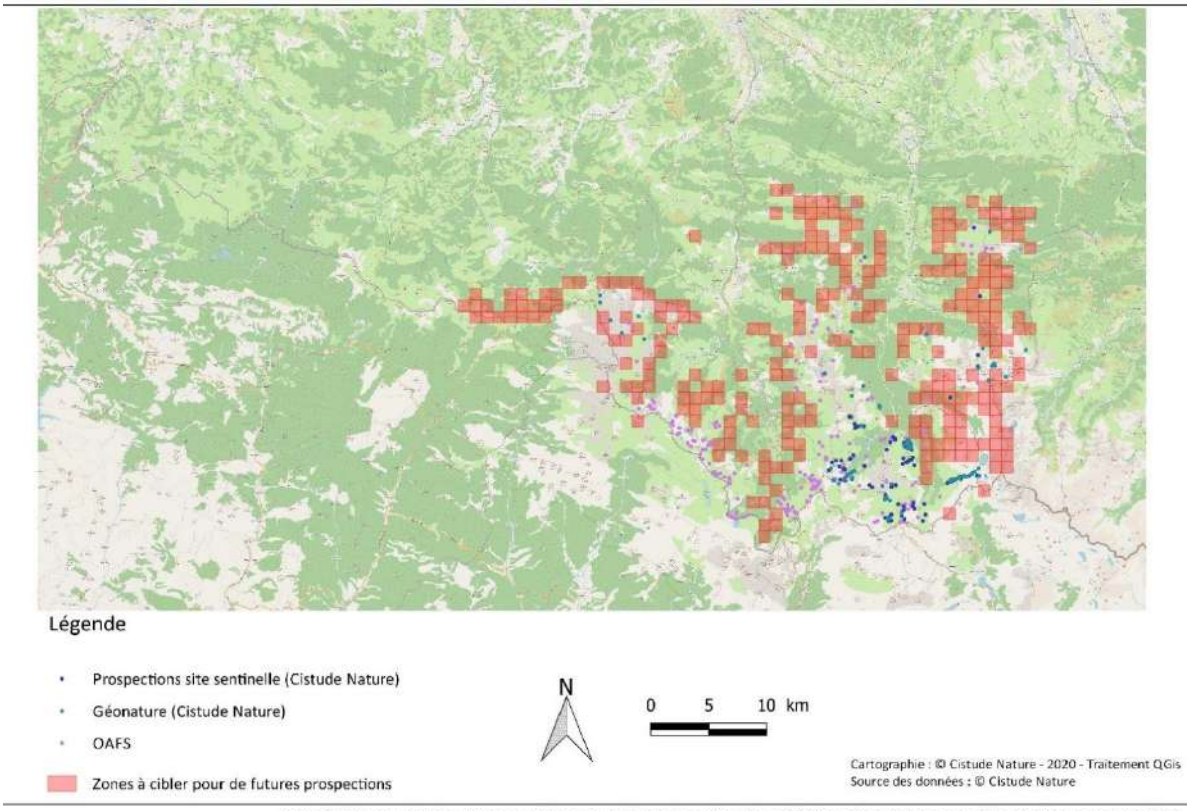


Fig. 316. Zones à cibler pour de futures prospections d'après les résultats des modèles pour le présent.

Devant la difficulté de choisir parmi les différents modèles produits, l'utilisation de cartes de répartition consensus (à partir de résultats binaires présence/absence) entre les quatre approches semblait l'approche la plus fiable pour quantifier l'impact des différents scénarios et pouvoir les comparer entre eux. Cependant, pour de futures décisions de conservation où la mise en place de futures prospections, il sera important de considérer tous les types de carte de prédiction afin d'aider à la décision.

Les projections climatiques consensus du présent sont cohérentes dans l'ensemble avec ce que l'on sait de la répartition de l'espèce. Le scénario RCP 2.6 montre un impact faible sur la surface disponible pour les marmottes. Des variations entre horizons sont observées aux bordures de la zone de répartition des marmottes, mais le cœur des zones de présence potentielles reste stable au fil du temps. Or ce scénario modélise un pic dans les émissions puis une baisse suite à des mesures qui seraient prises pour diminuer les impacts anthropogéniques. Plus précisément, il prévoit un pic d'émission de CO_2 en 2020 suivi d'un déclin pour atteindre 0 en 2080 (Moss *et al.*, 2010). Il semble aujourd'hui que ce scénario ne soit pas d'actualité, il montre donc plutôt la répartition des marmottes telle qu'elle aurait pu être si les émissions de $C0_2$ émises étaient à leur maximum en 2020. Les gains prédits pour l'horizon H1 peuvent être liés à deux facteurs :

- une remontée en altitude des populations ;
- des effets du changement climatique à court terme favorables dans certaines situations aux marmottes pour ce scénario. En effet, l'équilibre entre la quantité de neige et la fonte avancée au printemps pourrait contrebalancer favorablement une hibernation plus difficile par une sortie d'hibernation précoce (Armitage, 2013). Cet équilibre est cependant difficile à quantifier et des études plus précises sur la dynamique des populations (survie, date d'émergence, reproduction) permettraient d'affiner la compréhension de nos modèles.

Le scénario RCP 4.5 lui prévoit un pic d'émission de $C0_2$ vers 2050 puis un déclin jusqu'en 2070 et une stabilisation jusqu'en 2100 (Moss *et al.*, 2010) (Fig. 317). Le forçage radiatif reste important jusqu'en 2100 mais se stabilise de 2070 à 2100. Les répartitions prédites pour ce scénario montrent, de manière générale, des pertes et des gains d'habitats faibles pour les horizons H1 et H2 (si l'on fait abstraction de la zone à l'est de la vallée d'Ossau des modèles Pyrénées qui constitue un gain) et une perte plus importante prédite pour l'horizon H3. Cela montre qu'une stabilisation du forçage radiatif à une valeur plus élevée qu'aujourd'hui aura des effets négatifs sur la répartition des marmottes. La valeur maximale atteinte avant une stabilisation des impacts est donc importante.

Le dernier scénario RCP 8.5 prévoit le cas d'une augmentation continue des émissions de CO_2 jusqu'à une stabilisation en 2100 avec un forçage radiatif qui augmente linéairement au cours du temps sans se stabiliser 2100 (Moss *et al.*, 2010). Dans ce scénario, on remarque un effet négatif sur l'habitat favorable aux marmottes au cours du temps. On remarque en particulier un seuil important dès l'horizon H2 avec des pertes multipliées par 3 par rapport à H1. Ces pertes sont encore doublées pour l'horizon lointain (H3) par rapport à l'horizon précédent créant des patchs favorables dispersés dans la zone d'étude. L'isolement de populations sur les îlots favorables peut mener à des extinctions locales suite à des événements stochastiques augmentant ainsi les difficultés de l'espèce à se maintenir (Armitage, 2013).

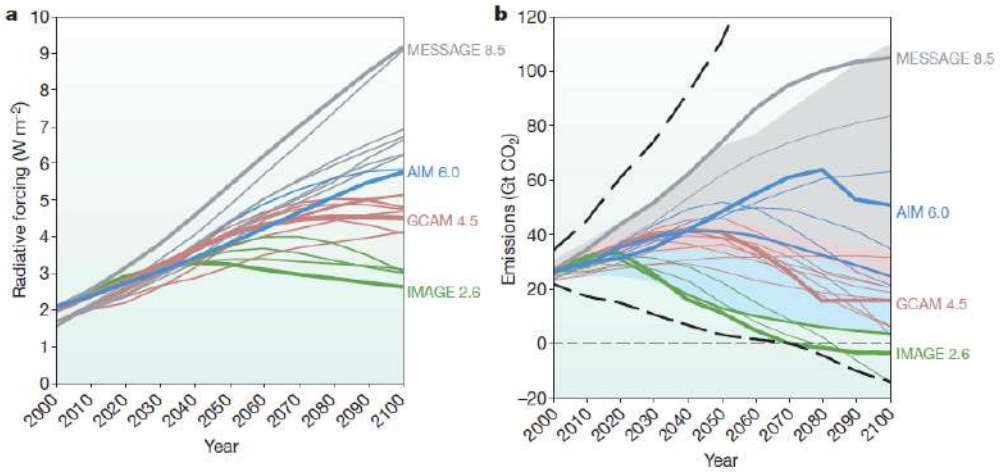


Fig. 317. Forçage radiatif et émission de CO2 des différents RCP : figure de MOSS et al. (2010).

En a) forçage radiatif prédit : les traits en plein représentent les différents RCP et les traits fins représentent 30 scénarios alternatifs candidats et en b) scénario d'émission de CO2 : les tirets noirs représentent le minimum et le maximum, la zone grisée la zone de référence, la zone bleue celle de réduction et la rouge celle superposition des deux. Remarque : le scénario 6.0 n'a pas été utilisé dans cette étude.

Ainsi, les résultats obtenus de modèles de répartition peuvent être résumés comme suit :

- Des pertes globales estimées de 11% à 47 % entre 2021 et 2100 pour tous les scénarios.
- Pour un scénario climatique modélisant un réchauffement climatique maitrisé au début de XXIème siècle (RCP 2.6), la répartition des marmottes jusqu'en 2100 varie peu. Seules des zones situées en bordure de répartition sont affectées à la fois en gain et en perte d'habitat perdant 10% de surface favorable.
- Pour un scénario climatique où une stabilisation est obtenue d'ici 2050 (RCP 4.5), la répartition des marmottes est peu impactée jusqu'en 2070 mais présente une forte contraction de son aire de répartition à l'horizon lointain (– 19,2%). De plus, entre l'horizon H2 et H3 le pourcentage de changement est multiplié par 4.
- Pour un scénario climatique où le pic n'est pas atteint d'ici à 2100 (RCP 8.5), les répartitions des marmottes aux horizons proche et moyen subissent une restriction aux bordures de son aire de présence et sont très impactées à l'horizon lointain perdant potentiellement 46,7 % de surface d'habitat favorable. Ces changements sont 4 fois plus importants en H2 qu'en H1.

Les modèles corrélatifs de répartition ont cependant des limites au-delà des effets du biais d'échantillonnage et de la surface de la zone d'étude. Tout d'abord, les variables choisies et existantes ne sont peut-être pas suffisantes pour prédire avec précision les répartitions actuelle et future. Dans notre cas, si des variables climatiques ont été utilisées pour les prédictions futures, ces données n'étaient pas disponibles pour la végétation. Ainsi, les répartitions prédites ne tiennent pas compte des changements dans la répartition des prairies et des forêts. Or, de tels changements peuvent fortement influencer la répartition des marmottes (ARMITAGE, 2013). Il est aussi possible qu'une ou plusieurs variables particulièrement importantes pour la répartition des marmottes ne soient pas prises en compte dans nos modèles, réduisant ainsi leur capacité à prédire la répartition future. La résolution utilisée peut aussi être source de biais, en particulier en milieu montagnard où les habitats changent

rapidement en fonction de l'altitude. L'utilisation des données climatiques à une résolution de 8 Km n'est peut-être pas optimale pour une modélisation très précise de la répartition. Des techniques de « downscaling » existent pour la température, mais elles restent difficilement applicables pour des données sur les précipitations (pluie et neige) qui dépendent de nombreux facteurs locaux (distance à la mer, altitude, vent) ; (MARTIN *et al.*, 2013 ; MORENO & HASENAUER, 2016). De même, la résolution de 1 Km choisie peut cacher des variations locales en particulier pour des pixels où une partie est très favorable et une autre très défavorable (par exemple des pixels situés en limite prairie-forêt). À cela s'ajoute l'importance des effets locaux sur les familles et populations de marmotte qui ne peuvent être étudiés avec des modèles qui visent à comprendre la répartition et la niche de la population sur une large zone d'étude. Une autre limitation des modèles corrélatifs de répartition est que ces modèles utilisent les données de présence actuelle des marmottes, qui sont dépendantes de leur adaptation à leur environnement actuel et les modèles corrélatifs de répartition supposent que l'espère conserve sa niche écologique au cours de temps (GUISAN&THUILLER, 2005). Or, les études sur le long terme sur la population de la grande Sassière ont montré des évolutions rapides dans la dynamique des populations (reproduction, dispersion, interactions sociales) ; (FARAND *et al.*, 2002). Ainsi, les stratégies d'adaptation au changement climatique ne sont pas prises en compte dans nos modèles, mais sont essentielles pour prévoir le devenir des populations. La marmotte des Alpes a été introduite dans des massifs montagneux variés, et semble s'adapter à des altitudes plus basses que celles observées dans les Pyrénées ou les Alpes. Cela montre qu'elles peuvent s'adapter dans une certaine mesure à un environnement différent. Pour finir, les modèles de répartition ne tiennent pas en compte des interactions entre espèces, que ce soit de la compétition, de la prédation ou du dérangement par les activités humaines. Un changement dans les dynamiques de populations des prédateurs des marmottes pourrait avoir une forte influence sur la dynamique de leur population (ARMITAGE, 2013). La situation inverse est aussi vraie car les changements de répartition des marmottes prédites par nos modèles pourront influencer la survie d'espèces protégées tel que l'aigle royal qui se nourrit de marmottes dans les Pyrénées.

Dans une seconde partie, le suivi des marmottes et de leur reproduction depuis 2016 en vallée d'Ossau a permis d'étudier les effets locaux (caractéristiques des sites) et les effets interannuels sur différentes familles. De manière générale, de grandes fluctuations ont été observées dans la reproduction des marmottes pour une majorité de sites. Le nombre de marmottons par famille semble être plus dépendant de l'année que des caractéristiques du site. Ce résultat était attendu car les années 2018 et 2020 ont été des années avec peu de marmottons observés (n=17) avec un nombre de marmottons inférieur ou égal à celui de l'année précédente pour 13 sites sur 15 en 2020. On peut supposer que ce résultat est dû à des conditions climatiques défavorables pour ces années qui n'auraient pas permis une bonne reproduction car cette baisse de reproduction se retrouve simultanément dans de nombreuses familles. Il peut cependant aussi être dû au fait que les femelles ayant fait une bonne reproduction une année peuvent ne pas se reproduire l'année d'après où avoir moins de marmottons (BLUMSTEIN & ARMITAGE, 1999). L'utilisation des données de stations météorologiques des différents sites sentinelles de montagne permettant d'obtenir un profil de la température et de l'humidité relative sur les cinq années de suivi constituera un jeu de données pour ces analyses futures. Comme présenté dans les résultats, les nombreuses données manquantes ne nous ont pas permis pour le moment de mener cette analyse. On peut cependant noter que l'année 2018 a été l'année la plus enneigée des cinq années de suivi mais aucune forte chute de neige n'a été observée en 2020. On peut poser l'hypothèse que les conditions hivernales ne sont pas les seules à influencer la reproduction et que les conditions au printemps et en été pourraient avoir une importance particulière pour la reproduction des marmottes. La dynamique générale des familles peut

aussi expliquer l'alternance des années avec une bonne reproduction, en effet l'aspect social étant important avec l'aide des mâles subordonnés « *helpers* » pour l'hibernation, les variations du nombre d'adultes au sein d'une famille peuvent influencer la taille de la portée (ALLAINÉ *et al.*, 2000 ; ALLAINÉ & THEURIAU, 2004).

Les modèles concernant le nombre maximal d'adultes montrent que les années n'ont pas autant d'influence que pour le nombre de marmottons. En revanche, l'exposition du territoire laisse penser qu'il existe des différences selon les expositions. Ce résultat obtenu est à relativiser car par exemple un seul site (Ayous2) est orienté à l'est qui de plus est un site avec le plus fort dérangement anthropique (25%), limitant la possibilité de comparer rigoureusement les effets de l'exposition. Cependant, cela laisse penser que l'orientation est un élément qui pourrait être un élément important pour les marmottes, alors que dans les modèles corrélatifs de répartition l'exposition n'était pas une des variables les plus importantes. La présence de nombreux adultes par famille semble décalée d'une année par rapport aux années de bonne reproduction : les nombreux jeunes de l'année précédente sont probablement comptés comme adulte l'année suivante, ce qui implique que les jeunes ne se dispersent pas dès la première année, contrairement à une dispersion plus précoce observée dans la population de la Grande Sassière (RÉZOUKI, 2018). Pour les futurs comptages l'ajout de la distinction entre adultes et jeunes d'un an quand si cela est possible tôt dans la saison pourrait permettre d'apporter de nouvelles informations sur la survie des jeunes à leur première hibernation ou leur dispersion. La détection et distinction de tous les jeunes est cependant difficile. La poursuite des comptages des 15 familles suivies permettra sur un plus long terme d'obtenir des informations sur la dynamique globale de la population malgré les fluctuations interannuelles qui peuvent être causées par le climat mais aussi par d'autres facteurs. De même de nouvelles années de suivi vont permettre de mieux comprendre ce qui influence la reproduction des marmottes, une période d'au moins dix ans est nécessaire pour mettre à jour des tendances, l'idéal étant une trentaine d'années. Un contrôle plus systématique des données météorologiques pourrait aussi permettre d'avoir des jeux de données plus complets pour les années futures.

13.5 Conclusion

Des modèles corrélatifs de répartition ont été créés afin de connaitre la répartition potentielle actuelle et les effets de trois scénarios de réchauffement climatique sur la répartition de la marmotte des Alpes dans le massif des Pyrénées de la Région Nouvelle-Aquitaine. Bien que des différences de performance, de réponses aux variables et de prédictions de répartition entre les quatre approches testées aient été observées, les modèles s'accordent sur l'importance des variables climatiques sur la répartition des marmottes, notamment la température moyenne maximale en hiver qui en augmentant sont de plus en plus défavorables, l'écart de température journalier en hiver défavorable au-dessus de 3°C, la médiane de la quantité de pluie en été défavorable pour des valeurs faible (< 1 mm) et la hauteur moyenne de neige en hiver défavorable lorsqu'il y a peu de neige (<50 cm) ou plus de 1,30 m de neige. Les premiers effets du réchauffement pourraient être mitigés avec des gains et des pertes d'habitats locaux dus à un effet d'équilibre entre le désavantage d'avoir des conditions plus chaudes en hiver (dépense d'énergie plus importante en hibernation) et l'avantage de pourvoir profiter d'une végétation fournie en sortie d'hibernation. Les effets à l'horizon lointain sont les plus négatifs pour les scénarios RCP 4.5 (pic et stabilisation) et 8.5 (croissance) et pourraient résulter en une large réduction des habitats favorables aux marmottes. Cependant, les modèles corrélatifs de répartition ne tiennent pas en compte de nombreux facteurs tels que l'interaction avec d'autres espèces (animales et végétales), les capacités d'adaptation des marmottes à des températures plus chaudes ainsi que sur la dynamique générale des populations.

Ces résultats sur la répartition à long terme montrent que différents facteurs peuvent influencer les dynamiques des populations en été et en hiver. Des suivis au niveau local peuvent permettre de préciser les types changements dans la dynamique des populations de marmottes. À l'échelle locale, des effets importants interannuels sur la reproduction des marmottes ont été constatés avec deux années 2018 et 2020 où peu de marmottons ont été observés. Le nombre d'adultes observés varie aussi suivant les années dans une moindre mesure, avec un effet potentiel de l'exposition sur le nombre de marmotte. Pour les deux sites les plus en altitude on constate une baisse importante du nombre d'individus. L'étude de la température ainsi que de l'humidité relative pourra dans un second temps permettre de connaitre les facteurs climatiques influençant le succès reproducteur des familles suivies.

PARTIE VI. PAYSAGE

Chapitre 14. Indices paysagers

Auteurs : *Emmeline Lobry,* ***Contributeurs :*** *Laurent Couderchet, Fanny Mallard*

Résumé : Les modèles corrélatifs visant à étudier le lien entre l'occurrence d'une espèce et des variables environnementales et climatiques, doivent prendre en compte la mosaïque paysagère. Or, l'intégration de variables paysagères dans ce type de modèle impose des contraintes techniques : elles doivent être spatialisées, selon une projection et une emprise géographique similaires à celles des autres variables explicatives utilisées dans le modèle. La conformité des résolutions spatiales et temporelles pose des questions à la fois théoriques et méthodologiques. En effet, les données paysagères sont fréquemment créées avec des bases de données d'occupation du sol, à des résolutions spatiales bien plus fines que celle des données climatiques. Ce chapitre vise à calculer des indices paysagers spatialisés, selon deux bases de données d'occupation du sol de résolution spatiale différentes et au sein de fenêtres de calcul variées. Ainsi, l'effet de la résolution spatiale sur la caractérisation du paysage peut être explicité afin de questionner la compatibilité entre la résolution spatiale et la question de recherche : le lien entre l'espèce étudiée et son habitat. La méthode testée doit permettre de sélectionner les variables paysagères qui seront intégrées dans le SDM.

Mots-clés : données, *Hyla arborea*, *Hyla meridionalis*, *Hyla molleri*, indices paysagers, occupation du sol, présence, résolution.

14.1 Introduction

Les modèles de répartition d'espèces se focalisent généralement sur la corrélation entre le climat et la présence de l'espèce. Si ce choix apparait pertinent pour la compréhension à des échelons continentaux ou mondiaux, d'autres variables explicatives sont indispensables à l'étude de la répartition des espèces à des échelons plus fins. En effet, il est alors nécessaire d'intégrer des variables qualifiant l'habitat, le paysage, la végétation ou les interactions biotiques (FRANCESCO FICETOLA *et al.*, 2014). En négligeant ces variables, notamment la connectivité paysagère, la plupart des projections basées sur des modèles de niche écologique sont limitées (MESTRE *et al.*, 2017) et ne permettent pas de lier la théorie de l'écologie et les recherches en modélisation. Ils apparaissent fondamentaux et devraient donc être explicitement inclus dans les modèles de répartition d'espèce visant à prédire la réponse des espèces face aux changements environnementaux (VALLECILLO *et al.*, 2009).

Pourtant, ces processus sont étudiés, notamment en écologie du paysage. La composition et la structure du paysage peuvent être caractérisées par des indices mathématiques, les métriques paysagères, qui sont mises en lien avec les processus écologiques à l'œuvre dans cet espace. Les indices calculés permettent d'exprimer certaines dynamiques, par exemple en renseignant sur la connectivité entre différents patchs d'habitat, ou sur leur fragmentation (MCGARIGAL & MARKS, 1995). Ces données sont importantes pour comprendre la capacité des espèces à se déplacer et à survivre, en lien avec le déplacement possible de leur aire de répartition sous l'effet du changement climatique (VALLECILLO *et al.*, 2009 ; MESTRE *et al.*, 2017). Ce type de modélisation ne vise pas la projection cartographique de la niche de l'espèce étudiée, mais en fournit toutefois elle aussi une caractérisation.

Ces deux approches peuvent être réunies : la caractérisation des habitats, souvent utilisée comme un indicateur de biodiversité, peut être utilisée comme variable(s) explicative(s) dans un SDM (BRADLEY & FLEISHMAN, 2008 ; VALLECILLO *et al.*, 2009 ; TATTONI *et al.*, 2012 ; WILSON *et al.*, 2013). Tenir compte de ces facteurs permettrait d'approcher les interrelations entre nature et société, et ainsi de dissocier les effets liés à l'anthropisation, de ceux liés au changement climatique. Cette hypothèse de recherche a été initiée en 2016 par F. Mallard (Cistude Nature) dans la mise en place de la démarche de recherche du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2016a). Une méthode alors proposée est de s'appuyer sur des indices paysagers permettant de replacer les milieux étudiés dans l'espace en étudiant leur taux de dégradation et les échanges entre les systèmes voisins dans le paysage (MALLARD & COUDERCHET, 2019). Ensuite, la rencontre en 2017 entre Cistude Nature et l'UMR PASSAGES – CNRS (L. Couderchet) a permis de développer un projet de travaux de recherche exploratoire sur la prise en compte des éléments paysagers dans la modélisation des répartitions des espèces sentinelles du climat mené par E. Lobry (LOBRY *et al.*, 2018). Puis ses travaux ont amené en 2018 au projet de thèse intitulé « Modéliser les effets spatio-temporels du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine : pistes et enjeux méthodologiques » (co-encadrement : L. Couderchet UMR PASSAGES-CNRS et F. Mallard, Cistude Nature/UMR PASSAGES-CNRS).

Les métriques paysagères sont fréquemment calculées à partir de cartes d'occupation du sol. Or, ces cartes sont souvent produites pour répondre à plusieurs enjeux en matière d'aménagement du territoire. Ainsi, elles ne sont souvent pas assez précises et négligent les caractéristiques écologiques, qui sont fondamentales pour la faune et la flore (TATTONI *et al.*, 2012 ; FRANCESCO FICETOLA *et al.*, 2014). Elles sont généralement réalisées au format vectoriel et proposent dès lors une visualisation discrète : les espaces sont délimités et définis par des catégories, par opposition à des cartes au format raster, réalisées par télédétection, où la donnée peut être continue, la seule limite visible étant le périmètre de la cellule (COUDERCHET, 2008). Cette discrétisation en types d'occupation du sol peut sembler

inadaptée à l'objectif poursuivi. Cependant, cette problématique peut être nuancée dans le cas où l'étude porte sur une espèce spécialiste d'un habitat ainsi catégorisé (FRANCESCO FICETOLA *et al.*, 2014). De plus, ces bases de données sont généralement disponibles en France, ce qui permet une certaine reproductibilité de la méthode proposée, et la compréhension des changements d'occupation du sol semble primordiale dans la mesure où ils agissent sur l'état de la biodiversité et *a fortiori* dans le contexte du changement climatique (VALLECILLO *et al.*, 2009).

Des variables de structure et de composition de la végétation peuvent aussi être obtenues par le traitement d'images, notamment la télédétection : images satellite multi-capteurs, LiDAR, drone, apportent des données sur la présence de la végétation (par exemple, indice de végétation par différence normalisé NDVI) ou sa structure verticale (hauteurs de végétation) et plusieurs auteurs ont ainsi testé l'utilisation de ces données dans des SDM (BRADLEY & FLEISHMAN, 2008 ; VALLECILLO *et al.*, 2009 ; WILSON *et al.*, 2013 ; FRANCESCO FICETOLA *et al.*, 2014). Dans le cadre du programme, un stage réalisé en 2019 pour expérimenter une cartographie fine les habitats présents sur les sites de suivi à l'aide d'un drone (PRÉVITALI, 2019). La résolution spatiale est alors de l'ordre centimétrique et permet de renseigner sur la structure et la dynamique de la végétation : le Modèle Numérique d'Elévation, en mesurant la hauteur, amène à discriminer les strates herbacées, arbustives et arborées. Ainsi, dans le milieu des pelouses calcicoles, il a été possible de différencier deux sites aux dynamiques différentes : l'un étant entretenu, l'autre en cours de fermeture. Afin de réaliser ces cartographies par télédétection, l'adéquation entre la résolution spatiale et l'objectif de description du site de suivi a également été questionnée : les images source ayant une résolution centimétrique, la reconnaissance des milieux a nécessité un rééchantillonnage vers une résolution d'ordre décimétrique.

Des questions théoriques et méthodologiques se posent avec l'utilisation des métriques paysagères ou de l'occupation du sol en tant que variables explicatives dans un SDM. En effet, la programmation du SDM, avec le package BIOMOD2 développé en langage R, impose l'emploi d'un lot de variables explicatives spatialisées, construites au format raster selon une projection, une emprise géographique et des résolutions spatiale et temporelle similaires (GEORGES & THUILLER, 2013). Cette contrainte interroge la pertinence d'utiliser, pour construire les données paysagères, les résolutions spatiale et temporelle des données climatiques, alors que les phénomènes ne se déroulent pas nécessairement dans les mêmes échelles d'espace et de temps. Ainsi, pour correspondre à la résolution spatiale des variables climatiques, les métriques paysagères doivent être dégradées ou reconfigurées. D'une certaine façon, des résolutions spatiales différentes peuvent ainsi être mobilisées, toutefois leur concordance et leur articulation doivent être explicitées.

Pour combiner les données collectées à l'échelle du site et l'échelle régionale du rendu du programme, il est nécessaire de réfléchir à l'articulation de la résolution spatiale des données climatiques (de l'ordre du kilomètre), celle des données d'occupation du sol (de l'ordre de la centaine de mètres) et celle d'occurrence des espèces (points). Dans le précédent tome (MALLARD, 2019), l'importance de cette question de la résolution spatiale comme un préalable a été démontrée. D'une part, parce que la résolution spatiale de création des données d'occupation du sol, et donc du paysage, a des conséquences sur la manière dont sont reconnues les entités qui les composent. D'autre part, la résolution de travail permet, ou non, d'obtenir des informations pertinentes pour l'objectif de l'étude. En effet, la résolution spatiale peut constituer un facteur de compréhension : l'analyse des relations entre les données paysagères de diverses résolutions spatiales et l'occurrence des espèces permettrait d'indiquer la résolution spatiale permettant de reconnaitre certains arrangements spatiaux, par exemple la connectivité paysagère.

L'objectif de ce chapitre est de s'interroger sur la taille du contexte paysager pertinent vis-à-vis des trois espèces étudiées : jusqu'à quelle distance, ou bien à partir de quelle distance, les espaces font partie d'un contexte qui semble pertinent pour expliquer la présence de l'animal ? Nous posons l'hypothèse que quelle que soit l'espèce étudiée, le comportement de la base de données d'occupation du sol amènera à des variations quant à la taille du contexte paysager la plus explicative de sa présence. Il s'agit donc d'observer les interrelations entre le comportement des bases de données paysagères avec le comportement des espèces.

Ainsi, les données paysagères identifiées comme de bons prédicteurs de la présence de l'espèce pourront être intégrées dans le modèle de répartition d'espèces (SDM). Ce dernier, par la prise en compte de l'échelon du paysage, sera pertinent pour jouer un rôle d'aide à la décision en matière d'environnement puisque cet échelon correspond aux échelons de l'action politique (FRANCESCO FICETOLA *et al.*, 2014).

14.2 Matériel et Méthodes

14.2.1 Données utilisées

Les données d'occurrence des trois espèces étudiées *Hyla arborea*, *Hyla meridionalis* et *Hyla molleri* sont issues de la base de données répertoriées par l'association Cistude Nature depuis 2004 dans le cadre notamment des Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine (BERRONEAU, 2014a). Ces données prennent la forme d'un fichier vectoriel de points.

Afin de calculer les indices paysagers, deux bases de données d'occupation du sol ont été utilisées en parallèle. Construites à des résolutions spatiales différentes, l'étude de leur relation avec les données d'occurrence devraient renseigner sur l'adéquation de la résolution spatiale vis-à-vis de la présence des espèces étudiées.

Les données CORINE Land Cover (CLC)

Elles sont fabriquées par photo-interprétation humaine avec une échelle d'interprétation de 1/100000, principalement sur la base d'images satellite de 20 m de résolution spatiale, mais aussi de cartes topographiques, ortho-photos et données d'enquête de terrain. Elles sont disponibles au format vectoriel pour les millésimes 1990, 2000, 2006, 2012 et 2018. La résolution spatiale de ces données peut être décrite par la taille de l'unité minimale cartographiée, soit 250 000 m².

Les données du référentiel aquitain d'occupation du sol à grande échelle (OCS-GE)

Elles sont fabriquées par photo-interprétation assistée par ordinateur principalement sur la base d'ortho-images IGN (BD ORTHO) de résolution 40 cm, mais aussi de la BD CARTO, de la BD TOPO et du Registre Parcellaire Graphique[1] pour les parcelles agricoles. Ces données sont disponibles au format vectoriel, pour les années 2000, 2009 et 2015 pour les départements de l'ancienne région Aquitaine et pour les années 2009 et 2015 dans les départements de l'ancienne région Poitou-Charentes ainsi que pour la Corrèze. La production de cette base de données prend celle de CORINE Land Cover comme référence. La nomenclature est reprise, tandis que l'unité minimale cartographiée est diminuée, ce qui permet d'augmenter la résolution spatiale : 10 000 m² pour les territoires agricoles, forêts et milieux semi-naturels, zones humides et surfaces en eau et de 1 000 m² pour les territoires artificialisés. L'échelle de restitution est de 1/25 000 pour les territoires agricoles, forêts et milieux semi-naturels, zones humides et surfaces en eau et de 1/5 000 pour les territoires artificialisés.

Dans ce chapitre, l'analyse a été effectuée dans l'emprise du département de Gironde. Ce choix correspond à la disponibilité des données OCS-GE par département et à la possibilité future de réfléchir à l'articulation de ce travail avec les données paysagères récoltées sur quelques sites girondins lors de travaux précédents (images satellite Landsat et Sentinel (LOBRY *et al.*, 2018), images drone en 2019).

[1] Cette donnée est mise à disposition par l'Agence de Services et de Paiement qui gère la gestion des dossiers d'aides à l'agriculture. Elle décrit notamment les types de cultures présentes sur chaque parcelle agricole.

14.2.2 Paramètres pour le calcul de métriques paysagères avec Fragstats

Les métriques paysagères explorées dans ce chapitre sont issues de traitements effectués avec le logiciel Fragstats, version 4.2, et basés sur les types d'occupation du sol présents dans des mailles de résolution 100 m pour le Référentiel aquitain (OCS-GE) et 500 m pour CORINE Land Cover (CLC). Ces deux rasters ont fait l'objet de traitements dissociés dans la mesure où le paramétrage est directement lié à la nomenclature : le raster de 100 m de résolution est codé avec une nomenclature de niveau 4 tandis que celui de 500 m de résolution est codé avec une nomenclature de niveau 3.

Le logiciel Fragstats exige un raster dont les valeurs sont des entiers comme format d'entrée : « à chaque cellule doit être assignée une valeur en nombre entier correspondant à son appartenance à une classe ou à un type de patch » (McGarigal & Marks, 1995). Le choix de la résolution spatiale a été réalisé d'après les besoins d'articulation des données paysagères aux données climatiques et en adéquation avec la méthode de construction de la base de données d'occupation du sol. Les rasters créés et utilisés dans ce chapitre décrivent donc pour chaque cellule l'appartenance à une classe considérée comme dominante puisqu'occupant la superficie la plus importante au sein de la cellule. La construction de cette donnée a été décrite dans le Tome IX (Mallard, 2019). Des indices de composition interne des mailles pourront être explorés par la suite.

Les tableaux Epaisseur de lisière (*Edge depth*), Contraste de lisière (*Edge contrast*) et Similarité (*Similarity*) ont été renseignés pour paramétrer les calculs de certaines métriques des catégories Espace cœur, Contraste et Agrégation. Ils prennent la forme de matrices assymétriques (Annexe 19 à Annexe 24). Le premier tableau comporte des valeurs qui déterminent, pour chaque combinaison de types d'occupation du sol, l'épaisseur de la lisière et donc la superficie et la localisation de la partie « cœur » des patchs (Fig. 318). Ces valeurs sont des multiples de la taille de la maille utilisée et donc de la base de données d'occupation du sol utilisée. Ainsi, les valeurs sont plus nuancées avec la base OCS-GE qu'avec la base CLC : par exemple, les valeurs 100 et 300 présentées ci-dessous avec OCS-GE sont toutes deux fixées à 500 avec CLC puisqu'il s'agit de la taille minimale de la maille et que l'attribution d'une valeur 1000 serait disproportionnée au regard des capacités de déplacement des espèces étudiées.

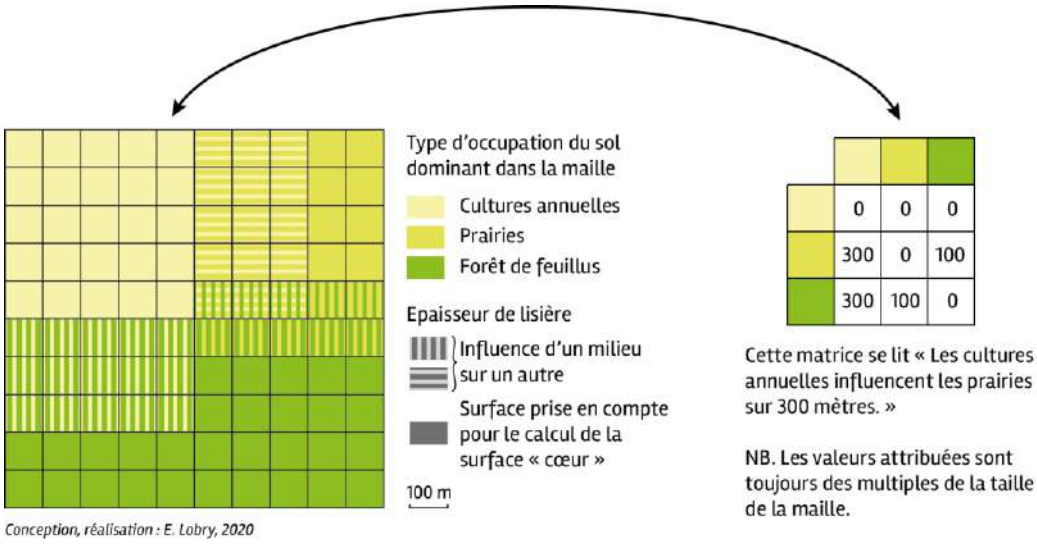


Fig. 318. Les parties « cœur » sont considérées comme n'étant pas influencées par la présence d'un autre milieu

Sur le même principe, la matrice du contraste de lisière attribue un poids de contraste à chaque combinaison et la matrice de similarité leur affecte des coefficients de similarité. Les valeurs inscrites dans ces matrices ont été repensées d'après celles attribuées aux types présents dans la nomenclature LSDC qui avait été mise en place lors de la réalisation de cartes d'occupation du sol par télédétection pour quatre sites d'étude (LOBRY *et al.*, 2018). Ainsi, un travail de regroupement des classes a été mené pour établir des concordances entre les bases de données (Fig. 319). En attribuant une même valeur, issue de celle pour une classe LSDC, à plusieurs classes OCS-GE ou CLC, l'effet de transition ou de perturbation qu'elle signifie tend à être dupliquée et ainsi s'homogénéiser pour l'ensemble de l'espace. Si certains liens posent peu question, les concordances ne sont pas nécessairement des correspondances. Ainsi, les aéroports, classés 1240 dans OCS-GE et 124 dans CLC, ont été rattachés à la classe 1401 – espace végétalisé en zone artificialisée, plutôt qu'à 1100 – espace artificialisé. Les choix de mise en concordance ont été effectués par Fanny Mallard, écologue, et Emmeline Lobry, géographe. La discussion des deux disciplines permet de conjuguer connaissance du mode de construction des bases de données d'occupation du sol et des liens entre l'occupation du sol et les espèces végétales et animales.

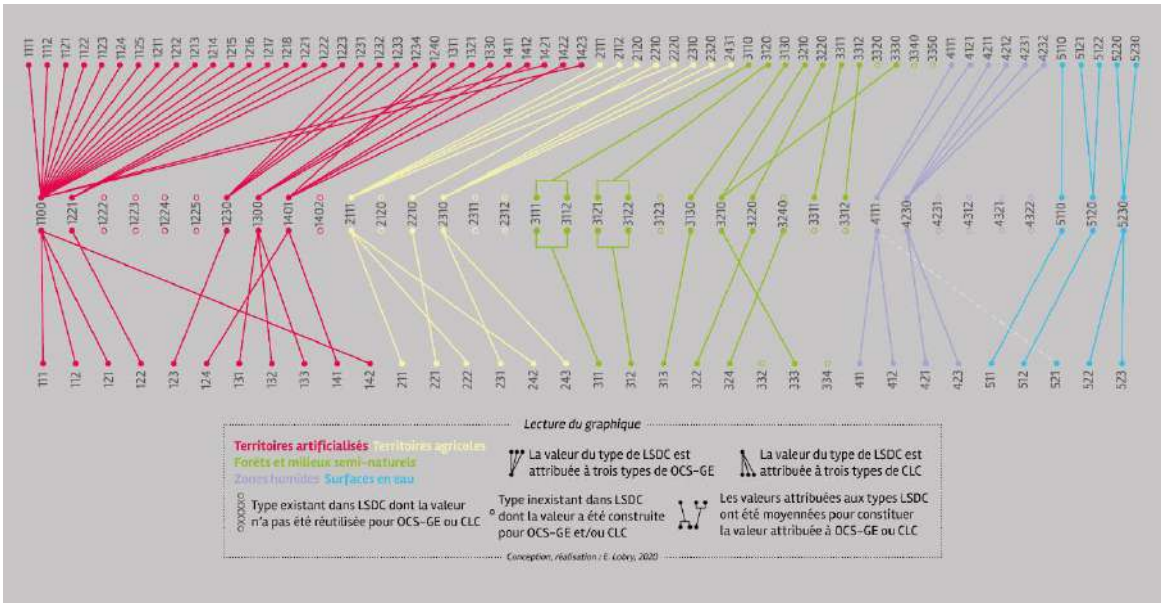


Fig. 319. La mise en concordance des nomenclatures tend à homogénéiser les effets de transition

Le Référentiel aquitain 2015 possède quelques entités classées 99 – non renseigné. Pour éviter d'avoir des mailles sans valeur ou codées 99 pour laquelle l'attribution de valeurs dans les trois matrices présentées ne semble pas pertinente, les types identifiés dans les millésimes précédents ont été récupérés. Cette modification concerne 781 entités, soit 0.39% du nombre d'entités et 0.50% de la superficie présente dans la couche OCS-GE du département des Pyrénées-Atlantiques. Parmi ces 781 entités, la classe présente en 2000 a pu être utilisée lors d'une absence d'information en 2009 également. Ce sont des espaces dont la classification n'a que très peu varié entre 2000 et 2009, composés essentiellement de forêts et espaces semi-naturels : les forêts de feuillus, pelouses et pâturages naturels et landes et broussailles représentent chacune un quart de la superficie des espaces reclassés, le dernier quart étant divisé en une vingtaine d'autres types d'occupation du sol.

L'étude des métriques paysagères telle que réalisée précédemment consistait en l'analyse des métriques calculées pour l'ensemble du « paysage », au sens de l'image dans son ensemble, soit une zone de 4 km² autour du centroïde des espaces de suivi du programme et par classes d'occupation du

sol (*Ibid.*). Dans ce chapitre, les métriques paysagères spatialisées ont été explorées. Elles sont calculées selon le principe de la fenêtre coulissante (*moving window analysis*) : il s'agit de considérer cette fenêtre coulissante comme limites du paysage et d'attribuer à chaque cellule la valeur de la métrique calculée au sein d'une fenêtre centrée sur cette cellule. Les calculs sont réalisés au niveau du paysage. Plusieurs traitements ont été lancés avec des fenêtres carrées de tailles variables (Fig. 320) et selon la résolution spatiale des données. Ainsi, la taille augmente successivement d'un kilomètre (2 x 500 m) pour le raster issu de CLC et de 200 m (2 x 100 m) pour le raster issu d'OCS-GE.

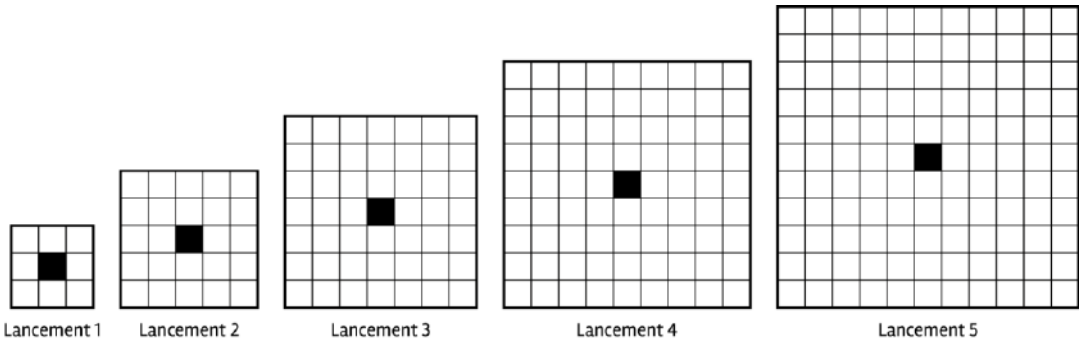


Fig. 320. La taille des fenêtres coulissantes augmente par l'ajout de deux mailles en largeur et en hauteur.

Plusieurs métriques paysagères ont été calculées afin d'étudier ensuite leur pouvoir explicatif vis-à-vis de la présence d'au moins l'une des trois espèces de rainettes étudiées. Les objectifs sont d'une part d'identifier les métriques paysagères les plus pertinentes et d'autre part d'analyser les conditions auxquelles ces métriques sont probantes : selon la base de données d'occupation du sol utilisée et la taille de la fenêtre coulissante prise en compte.

Pour l'image construite avec CLC, cinq lancements ont été programmés : 1500 m, 2500 m, 3500 m, 4500 m, 5500 m. Pour celle construite avec OCS-GE, l'ajout de deux mailles correspond à une distance de 200 m. Ainsi, des lancements à des distances plus courtes complètent les données précédentes : 300 m, 500 m, 700 m, 900 m, 1100 m, 1300 m. Pour comparer les données des deux bases de données, des lancements ont également été programmés aux distances utilisées pour CLC.

Les résultats issus des traitements avec le logiciel Fragstats consistent donc en un lot de rasters, décrivant chacun les valeurs d'une variable calculée pour chaque cellule du raster au sein de la fenêtre. Pour les données CLC, 23 rasters sont créés pour chacune des 5 tailles de fenêtres coulissantes, soit 115 rasters. Pour les données OCS-GE, les 11 fenêtres coulissantes programmées aboutissent à un lot de 253 rasters.

14.2.3 Description des métriques paysagères expérimentées

Pour procéder à l'identification *a posteriori* des métriques paysagères les plus pertinentes pour les espèces de rainettes étudiées, un lot d'indices a été calculé et est présenté dans le tableau suivant (Tab. CXXVI). Ils y sont classés selon leur type : Aire & lisière, Forme, Espace cœur, Contraste, Agrégation.

Tab. CXXVI. Les métriques paysagères utilisées

Type	Nom	Acronyme
Aire & lisière	Densité de lisière	ED
Forme	Ratio périmètre-aire (moyenne, écart-type)	PARA_MN PARA_SD

	Indice de contiguïté (moyenne, écart-type)	CONTIG_MN CONTIG_SD
Espace cœur	Superficie de l'espace cœur (moyenne, écart-type)	CORE_MN CORE_SD
	Superficie d'espace cœur disjoint (moyenne, écart-type)	DCORE_MN DCORE_SD
Contraste	Contraste de lisière total	TECI
	Indice de contraste de lisière (moyenne, écart-type)	ECON_MN ECON_SD
Agrégation	Nombre de patchs	NP
	Indice de division du paysage	DIVISION
	Contagion	CONTAG
	Indice d'agrégation	AI
	Indice de cohésion des patchs	COHESION
	Distance euclidienne au plus proche voisin (moyenne, écart-type)	ENN_MN ENN_SD
	Indice de proximité (moyenne, écart-type)	PROX_MN PROX_SD
	Indice de similarité (moyenne, écart-type)	SIMI_MN SIMI_SD

- **Indice d'aire et lisière**

La densité de lisière correspond au rapport des longueurs de lisières et de la superficie du paysage, c'est-à-dire de la taille de la fenêtre coulissante (Fig. 321).

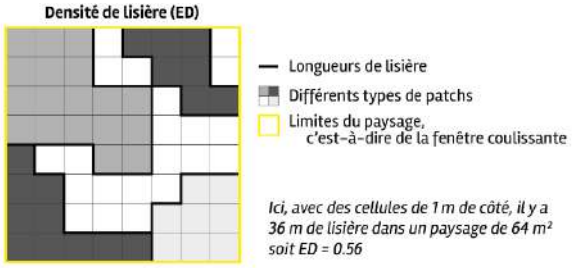


Fig. 321. Calcul de l'indice Densité de lisière (ED)

- **Indices de forme**

Le ratio périmètre-aire permet d'exprimer la complexité de la forme du patch : par exemple, un périmètre important et une aire réduite correspondent à un patch à la forme découpée (Fig. 322).

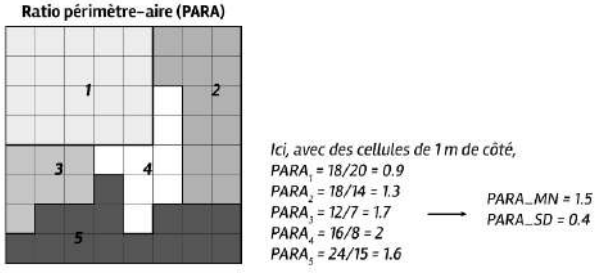


Fig. 322. Calcul de l'indice Ratio périmètre-aire (PARA)

L'indice de contiguïté est calculé pour chaque patch. Au niveau du paysage, c'est la distribution de ses valeurs qui est exprimée (moyenne, écart-type). Une valeur de contiguïté est attribuée à chaque cellule du patch en fonction de son voisinage, et rapportée à la superficie du patch. Le calcul de cet indice est réalisé de telle sorte que sa valeur soit comprise entre 0 et 1. Plus le patch est grand et contigu, plus l'indice s'approche de 1 (Fig. 323).

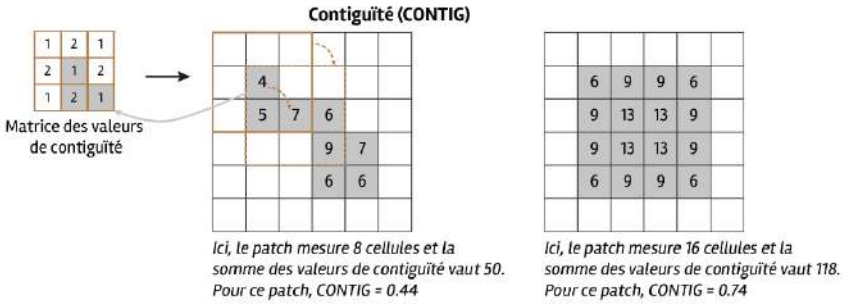


Fig. 323. Calcul de l'indice de contiguïté (CONTIG)

- Indices caractérisant l'espace cœur

La définition de l'espace cœur a été explicitée (Fig. 318). Les indices CORE et DCORE utilisent deux approches différentes pour le quantifier. Le premier renvoie à la surface totale de l'espace cœur, qu'il soit constitué d'un seul tenant ou subdivisé, tandis que le second renvoie à la surface de chaque espace cœur disjoint (Fig. 324).

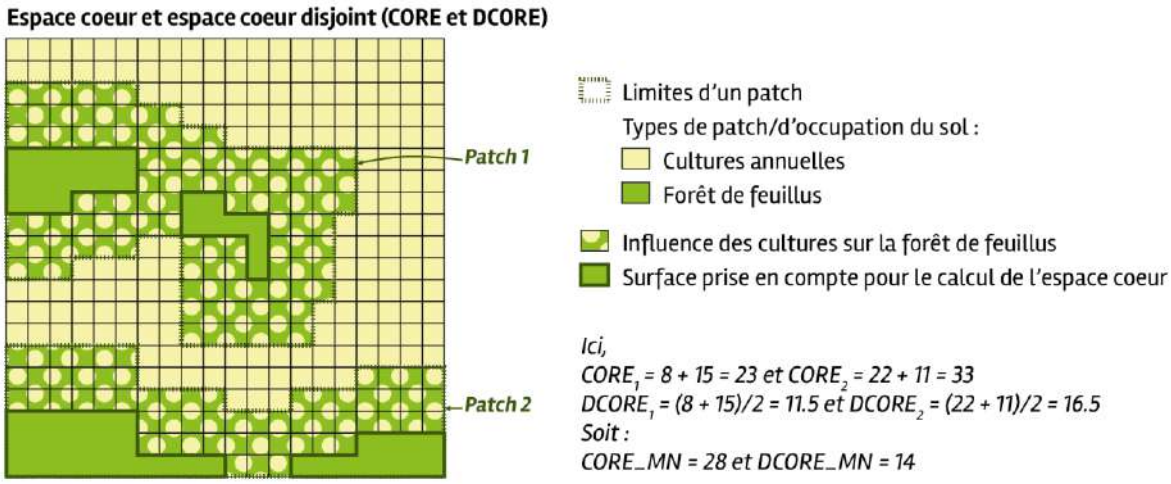


Fig. 324. Calcul des indices de surface de l'espace cœur (CORE et DCORE)

- Indices de contraste

Le contraste de lisière total correspond à la somme des longueurs de lisière, pondérées par la valeur du coefficient de contraste fixée dans la matrice Contraste de lisière (Annexe 20 et Annexe 23), rapportée à la somme de toutes les longueurs de lisière (Fig. 325). La valeur de cet indice est comprise entre 0 et 100%, la valeur maximale correspondant à un contraste maximal.

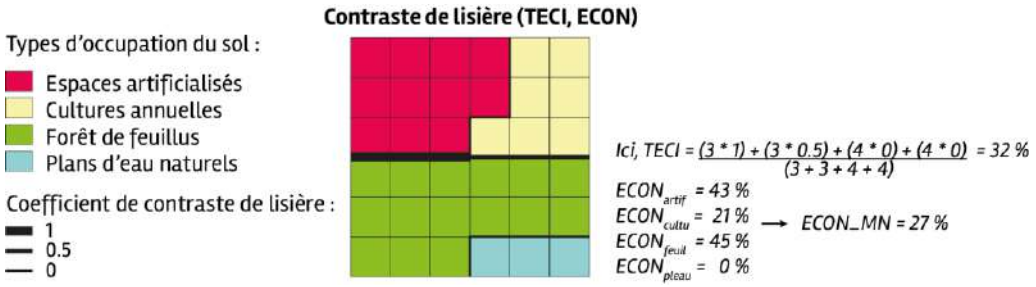


Fig. 325. Calcul des indices de contraste de lisière (TECI et ECON)

L'indice de contraste de lisière peut aussi être calculé pour chaque patch (ECON) et sa distribution au sein du paysage est alors rapportée sous les formes de la moyenne et de l'écart-type. Sur le même principe que l'indice précédent, la longueur de chaque segment du périmètre d'un patch est pondérée par le coefficient de contraste puis rapportée à la longueur totale du périmètre.

- Indices d'agrégation

Le nombre de patchs permet de décrire la fragmentation d'un paysage : plus le nombre de patchs est élevé, plus le paysage est fragmenté, comme celui présenté à droite (Fig. 326).

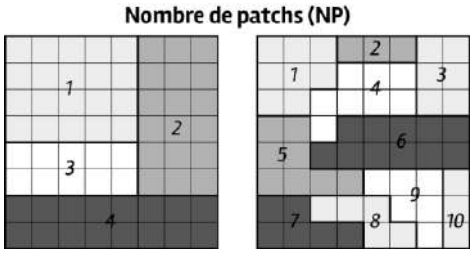


Fig. 326. Calcul de l'indice Nombre de patchs (NP)

L'indice de division du paysage exprime le rapport entre la somme des superficies de chaque patch et la surface du paysage. Il correspond à la probabilité que deux cellules choisies aléatoirement ne soient pas situées dans le même patch. Ainsi, l'indice prend une valeur nulle lorsque le paysage est composé d'un seul patch. En reprenant l'exemple précédent, l'indice de division du paysage présenté à gauche vaut 0.74 tandis que celui du paysage présenté à droite vaut 0.89.

L'indice de contagion est inversement proportionnel à la densité de lisière. Il prend en compte l'abondance relative des types de patch (c'est-à-dire des différentes classes d'occupation du sol) et l'adjacence entre deux types de patch (Fig. 327). Cet indice est exprimé en pourcentage, la valeur nulle correspondant à des patchs désagrégés au maximum.

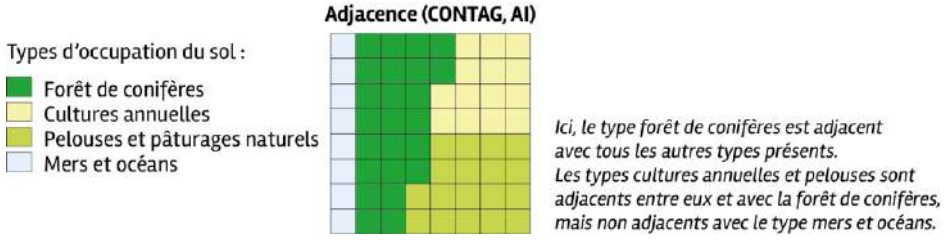


Fig. 327. Principe de l'adjacence des types de patch pour le calcul des indices CONTAG et AI

L'indice d'agrégation exprime le nombre d'adjacences entre des cellules appartenant à la même classe, rapporté au nombre maximum d'adjacences. Il est calculé par classe d'occupation du sol puis pondéré par la superficie totale de cette classe.

L'indice de cohésion des patchs mesure la connectivité physique d'un type de patch. Sa valeur est comprise entre 0 et 100. Elle tend vers 0 lorsque la proportion du paysage occupée par le type de patch étudié diminue, est subdivisée et moins connectée. Elle augmente à mesure que cette proportion augmente jusqu'à atteindre un seuil de percolation.

La distance euclidienne au plus proche voisin indique la distance entre un patch et le patch de même type le plus proche. Les distances sont calculées depuis le centre de la cellule centrale de chaque patch (Fig. 328).

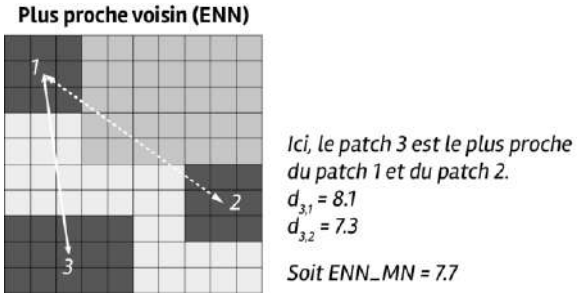


Fig. 328. Calcul de l'indice de la distance au plus proche voisin (ENN)

Les indices de proximité et de similarité sont calculés au sein d'un rayon de voisinage, défini dans les paramètres. Pour ce chapitre, le rayon varie pour correspondre à la taille de la fenêtre coulissante utilisée. Ces indices sont calculés pour chaque patch et les valeurs au niveau paysage indiquent donc leur distribution. L'indice de proximité exprime le rapport entre la somme de la surface du patch et la distance entre le patch étudié et chaque patch de même type situé dans le rayon de voisinage fixé (Fig. 329 à gauche). Cet indice a une valeur nulle lorsqu'aucun patch situé dans le voisinage n'est du même type que le patch étudié et sa valeur augmente lorsque le voisinage est occupé par des patchs de même type, proches et contigus. L'indice de similarité pondère la superficie de chaque patch situé dans le voisinage par le coefficient de similarité entre les deux types d'occupation du sol (Annexe 21 et Annexe 24) et la rapporte à la distance entre les patchs (Fig. 329 à droite). Cet indice a une valeur nulle lorsque les patchs situés dans le voisinage ont un coefficient de similarité nul et sa valeur augmente à mesure que le voisinage est constitué de patchs dont les types sont similaires (coefficients élevés) et que ces patchs sont proches, contigus et moins fragmentés dans leur distribution. À la différence de l'indice de proximité, l'indice de similarité ne tient pas compte du type des patchs situés dans le voisinage alors que le premier ne considère que les patchs d'un même type.

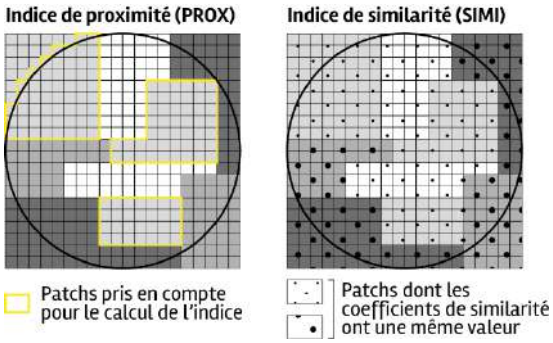


Fig. 329. Principes de calcul des indices de proximité (PROX) et de similarité (SIMI)

14.2.4 Analyses statistiques et cartographiques

Les valeurs des indices paysagers ont été extraites pour les cellules comportant au moins un des 1118 points de présence des trois espèces *Hyla arborea*, *Hyla meridionalis* et *Hyla molleri* en Gironde. Ces trois espèces ont été considérées dans leur ensemble, c'est-à-dire que les analyses ne distinguent pas si le point de présence correspond à la présence de l'une des espèces en particulier, mais de l'une ou l'autre des espèces indifféremment. Cette hypothèse constitue une première approche pour étudier la pertinence des indices paysagers, les différences entre les trois espèces seront prises en compte dans une prochaine étude.

Afin de compléter l'échantillon des cellules étudiées, 1118 points de pseudo-absence ont été générés aléatoirement et leurs valeurs d'indices paysagers extraites également. L'extraction a été menée avec l'outil « Extract multi values to Points », disponible dans ArcMap 10.4.1 (ArcGIS), qui permet d'établir une table attribuant à chaque point de présence ou de pseudo-absence une série de variables paysagères (Tab. CXXVII). L'identifiant de chaque point permet de savoir s'il s'agit d'un point de présence d'après la base de données originale ou s'il s'agit d'un point de pseudo-absence simulé aléatoirement.

Tab. CXXVII. Les données paysagères sont structurées en tant que variables pour chaque point de présence

	Identifiant	mw1500_ed	mw1500_pafrac	...	mw3500_ed	mw3500_pafrac	...
Point 1							
Point 2							
...							
Point 2236							

L'analyse statistique de ces données repose sur la méthode de l'arbre de décision. L'outil BaobARD est une interface développée par Grégoire Le Campion (UMR PASSAGES) qui propose la construction d'un arbre de décision en combinant plusieurs fonctions du logiciel R. Cet outil est disponible en ligne (https://analytics.huma-num.fr/Gregoire.LeCampion/Arbre_de_decision/).

Plusieurs arbres ont été réalisés afin d'étudier quels indices paysagers expliquent le mieux la présence de l'une des trois espèces selon la taille du contexte paysager pris en compte et selon la base de données d'occupation du sol à partir de laquelle ces indices sont calculés. Ces différents arbres sont présentés dans le tableau suivant (Tab. CXXVIII, Annexe 25-Annexe 32).

Tab. CXXVIII. Selon les variables prises en compte, les arbres de décisions permettent trois types d'analyses

Arbre de décision	**Base de données d'occupation du sol**	**Tailles de fenêtre(s) coulissante(s)**	**Objectif pour l'analyse**
1	OCS-GE + CLC	Toutes	Analyse synthétique
2	OCS-GE + CLC	1 500 m	Analyse des indices les plus explicatifs en fonction de la taille du contexte paysager pris en compte
3	OCS-GE + CLC	2 500 m	
4	OCS-GE + CLC	3 500 m	
5	OCS-GE + CLC	4 500 m	
6	OCS-GE + CLC	5 500 m	
7	OCS-GE	300 m	
8	OCS-GE	700 m	
9	OCS-GE	1 100 m	
10	OCS-GE	300 m à 1 300 m	Comparaison des deux bases de données d'occupation du sol
11	OCS-GE	1 500 m à 5 500 m	
12	OCS-GE	300 à 5 500 m	
13	CLC	1 500 m à 5 500 m	

Chaque arbre de décision sélectionne les indices paysagers les plus explicatifs et précise la valeur de cet indice qui permet de différencier les deux sous-branches créées, avec la plus grande homogénéité intra-classe et la plus grande hétérogénéité inter-classe possibles.

Ce résultat permet de réaliser une analyse cartographique. Chaque indice peut ainsi être mis en carte(s) et décrire certaines configurations spatiales identifiées au prisme des caractéristiques du paysage. Les cartes peuvent présenter un indice seul, dans ses valeurs identifiées par l'arbre de décision, ou bien une combinaison d'indices aboutissant à la création d'un groupe de points de présence homogène d'un point de vue de leurs caractéristiques paysagères. Dans tous les cas, il s'agit de calculs effectués sur les rasters issus des traitements avec le logiciel Fragstats. Ces calculs rasters ont été réalisés avec le logiciel QGis 3.8.1 et la programmation du calcul sera explicitée pour chaque carte.

14.3 Résultats

Les résultats présentés dans ce chapitre sont organisés en deux parties. La première vise à explorer les caractéristiques des indices paysagers calculés et le sens qu'ils peuvent avoir pour le groupe d'espèces étudié (14.3.1). La seconde étudie la mise en cartes de ces indices et ce qu'ils permettent de révéler du territoire de l'espèce (14.3.2). Chaque partie est subdivisée selon les variables paysagères analysées : d'abord lorsqu'elles sont toutes étudiées simultanément, puis en fonction des tailles des fenêtres coulissantes et enfin, une comparaison selon la base de données utilisée pour construire la carte d'occupation du sol.

14.3.1 Identification des indices paysagers les plus explicatifs de la présence d'au moins l'une des trois espèces Hyla arborea, Hyla meridionalis, Hyla molleri

- **Analyse simultanée de toutes les variables**

Le premier arbre de décision réalisé a pris en compte l'ensemble des variables paysagères (Fig. 330). Cet arbre montre une classification des 2236 points de présence et pseudo-absence en 12 classes, dont 6 composées majoritairement de points de présence (75% en moyenne). Les classes sont définies selon les valeurs de trois à six indices paysagers. Pour certaines classes, un même indice est présent plusieurs fois, mais calculé à une taille de fenêtre coulissante ou d'après une base de données différentes, ou bien sous une forme statistique complémentaire (moyenne, écart-type). Ainsi, les deuxième et troisième classes décrites en partant de la droite de l'arbre sont caractérisées par l'indice de proximité, sous sa forme de moyenne ou bien d'écart-type, à trois tailles de fenêtre différentes (2 500, 3 500 et 4 500 m) et calculé avec le raster issu de CLC ou bien celui d'OCS-GE.

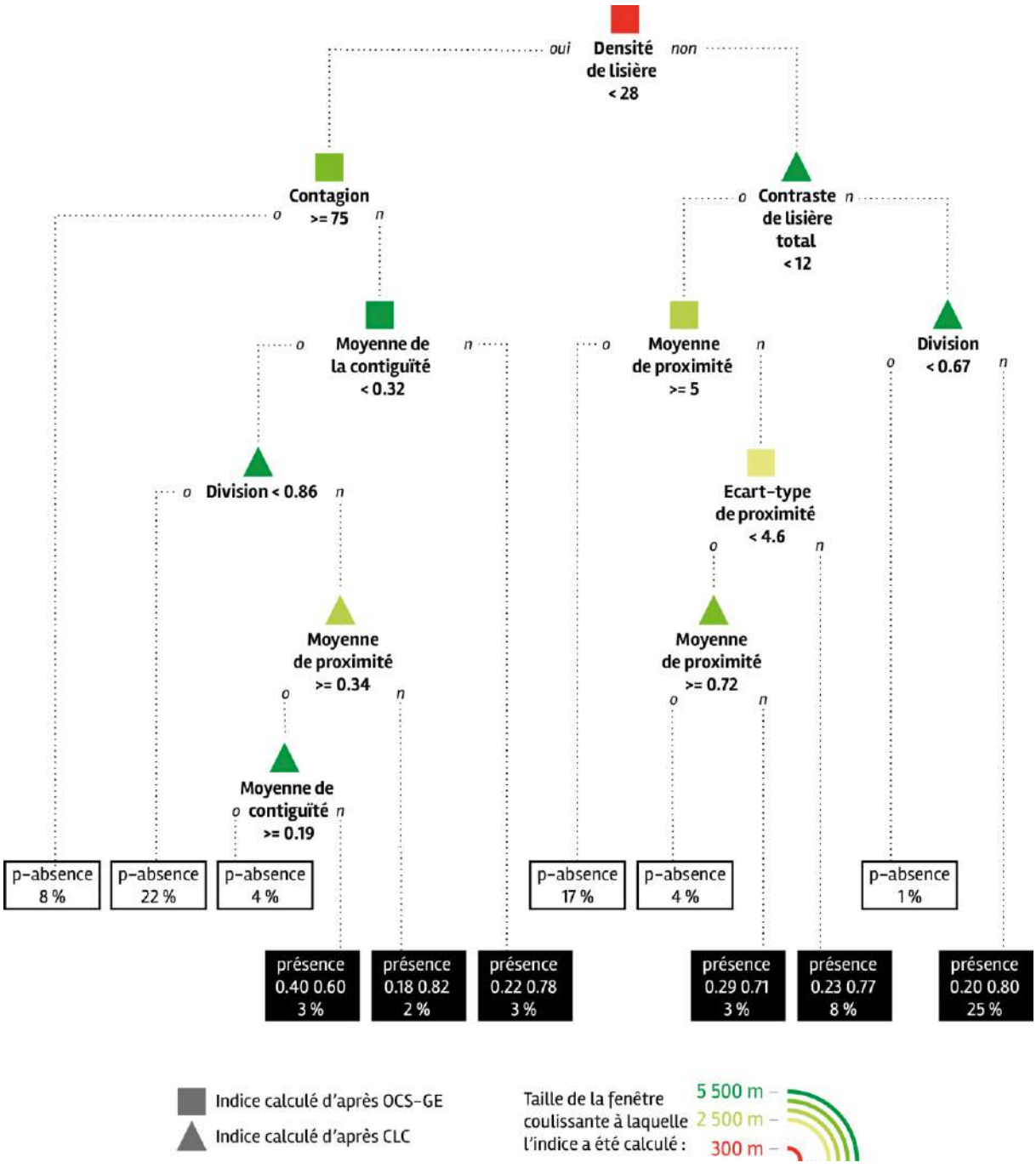


Fig. 330. Arbre de décision issu de l'analyse simultanée de toutes les variables paysagères

La figure suivante (Fig. 331) représente les indices présents dans cet arbre, c'est-à-dire ceux qui expliquent le mieux la présence d'au moins une espèce de rainette en Gironde. Ils sont placés sur des cercles concentriques selon la taille de fenêtre coulissante à laquelle l'indice a été calculé. Ils sont également caractérisés selon leur mode de construction, c'est-à-dire la base de données d'occupation du sol utilisée : les triangles pour CORINE Land Cover, les carrés pour le Référentiel aquitain d'occupation du sol et les cercles lorsque l'indice apparait dans l'arbre plusieurs fois et calculé selon les deux bases de données.

La taille de fenêtre la plus présente est celle de 5 500 m (4 indices) et les indices concernés décrivent l'agrégation (indice de division), la forme (indice de contiguïté) et le contraste (indice de contraste de lisière total).

L'indice de proximité apparait important à plusieurs fenêtres coulissantes. Cet indice exprimant l'agrégation est présent quatre fois dans l'arbre de décision, à plusieurs tailles de fenêtres et calculé selon les deux bases de données.

Les indices issus de CORINE Land Cover sont explicatifs lorsqu'ils sont calculés aux deux plus grandes fenêtres (4 500 et 5 500 m).

L'indice exprimant la densité de lisière (ED) est pertinent lorsqu'il est calculé dans une fenêtre de très petite taille (300 m).

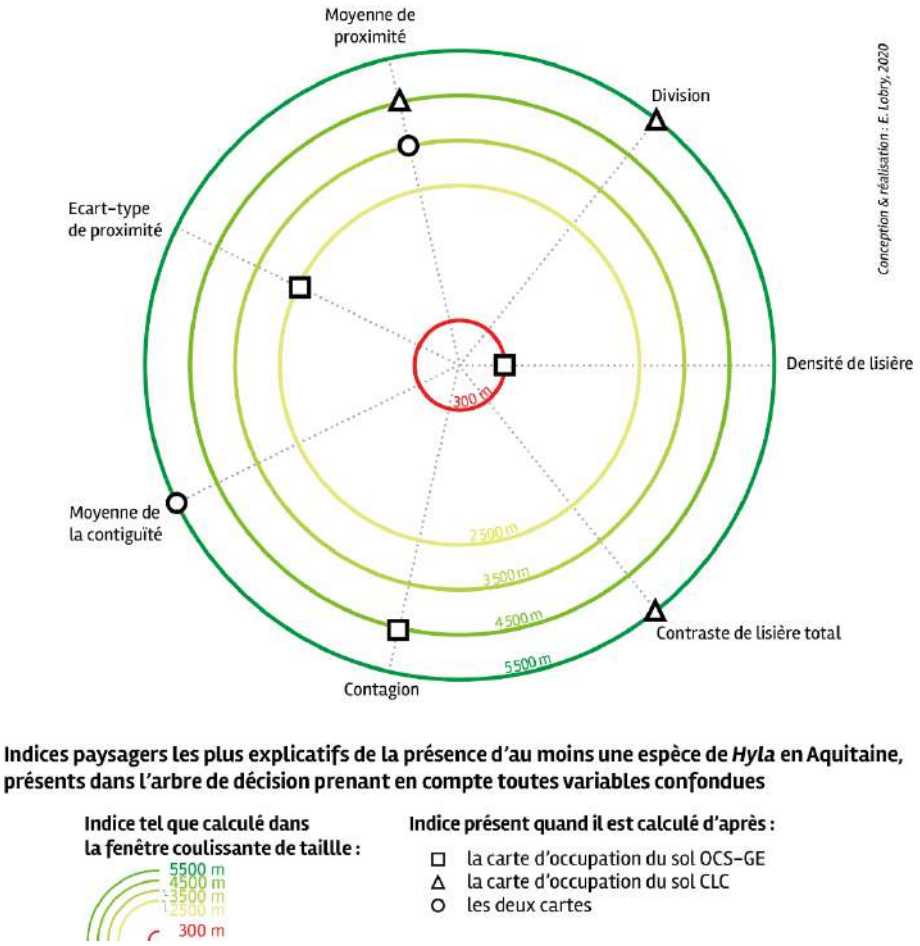


Fig. 331. Les indices explicatifs sont issus de calculs à diverses tailles de fenêtre coulissante et d'après les deux bases de données d'occupation du sol

Le tableau suivant présente les caractéristiques des classes en fonction de la valeur *i* de chaque indice (Tab. CXXIX).

Tab. CXXIX. Caractéristiques des classes d'après les valeurs des indices explicatifs

Indice	Densité de lisière (ED)	Contraste de lisière total (TECI)	Division (DIVISION)	Moyenne de proximité (PROX_MN)	Ecart-type de proximité (PROX_SD)	Moyenne de proximité (PROX_MN)	Contagion (CONTAG)	Moyenne de la contiguïté (CONTIG_MN)	Moyenne de proximité (PROX_MN)	Moyenne de la contiguïté (CONTIG_MN)
BD Occ. Sol	OCS-GE	CLC	CLC	OCS-GE	OCS-GE	CLC	OCS-GE	OCS-GE	CLC	CLC
Taille de fenêtre coulissante	300	5 500	5 500	3 500	2 500	4 500	4 500	5 500	3 500	5 500
Classe 1	*i* >= 28	*i* >= 12	*i* >= 0.67							
Classe 2	*i* >= 28	*i* < 12		*i* < 5	*i* >= 4.6					
Classe 3	*i* >= 28	*i* < 12		*i* < 5	*i* < 4.6	*i* < 0.72				
Classe 4	*i* < 28						*i* < 75	*i* >= 0.32		
Classe 5	*i* < 28		*i* >= 0.86				*i* < 75	*i* < 0.32	*i* < 0.34	
Classe 6	*i* < 28		*i* >= 0.86				*i* < 75	*i* < 0.32	*i* >= 0.34	*i* < 0.19

Après avoir étudié les dix indices mis en exergue dans l'arbre de décision prenant en compte l'ensemble des indices paysagers, calculés à toutes les tailles de fenêtres coulissantes et selon les deux bases de données d'occupation du sol, la partie suivante s'attachera à étudier les indices les plus explicatifs de la présence de rainette en fonction des tailles de fenêtres coulissantes.

- **Analyse différenciée selon le paramètre de la taille de fenêtre coulissante**

Pour cette deuxième analyse, huit arbres de décision ont été réalisés, correspondant aux différentes tailles de fenêtres coulissantes. Chaque arbre de décision prend en compte l'ensemble des indices paysagers calculés à la taille étudiée.

La figure suivante synthétise les indices les plus explicatifs de la présence d'une rainette en fonction des tailles de fenêtre coulissante prise en compte (Fig. 332).

Lue en lignes, elle permet de savoir quels types d'indices sont explicatifs à la fenêtre coulissante d'une taille donnée. Ainsi, lorsque le contexte paysager est pris en compte dans un carré de 5.5 km, les indices caractérisant l'aire et lisière, la forme et l'agrégation sont les plus explicatifs. Les indices les plus pertinents peuvent être calculés indifféremment d'après CLC (6 indices) ou OCS-GE (7 indices). Lorsque le carré pris en compte mesure 4.5 km de côté, les indices caractérisant l'aire et lisière, le contraste et l'agrégation sont les plus explicatifs. Ils sont pertinents principalement lorsqu'ils sont

calculés d'après CLC. Lorsque le contexte paysager est étudié dans un carré de 3.5 km, les indices caractérisant l'aire centrale, le contraste et l'agrégation sont les plus explicatifs. À cette échelle, les indices paysagers sont plus pertinents lorsqu'ils sont calculés d'après OCS-GE. À l'échelle d'un carré de 2.5 km de côté, ce sont les indices d'agrégation qui sont les plus explicatifs, tandis qu'aux échelles de 1.5 km et moins, les indices les plus explicatifs caractérisent l'aire et lisière, l'aire centrale et le contraste.

Lue en colonnes, la figure renseigne sur les échelles pertinentes pour chaque indice paysager. Par exemple, l'indice renseignant sur l'aire des espaces cœurs disjoints (DCORE) ne semble plus explicatif de la présence d'une espèce de rainette lorsque le contexte paysager pris en compte est supérieur à 3.5 km. En revanche, la plupart des indices caractérisant l'agrégation sont plus pertinents lorsqu'ils sont calculés dans un contexte paysager d'une taille supérieure ou égale à 2.5 km. L'indice de densité de lisière (ED) est explicatif lorsqu'il est calculé dans un contexte paysager de taille restreinte (inférieure à 1.5 km) ou, au contraire, plus grande (supérieure à 4.5 km).

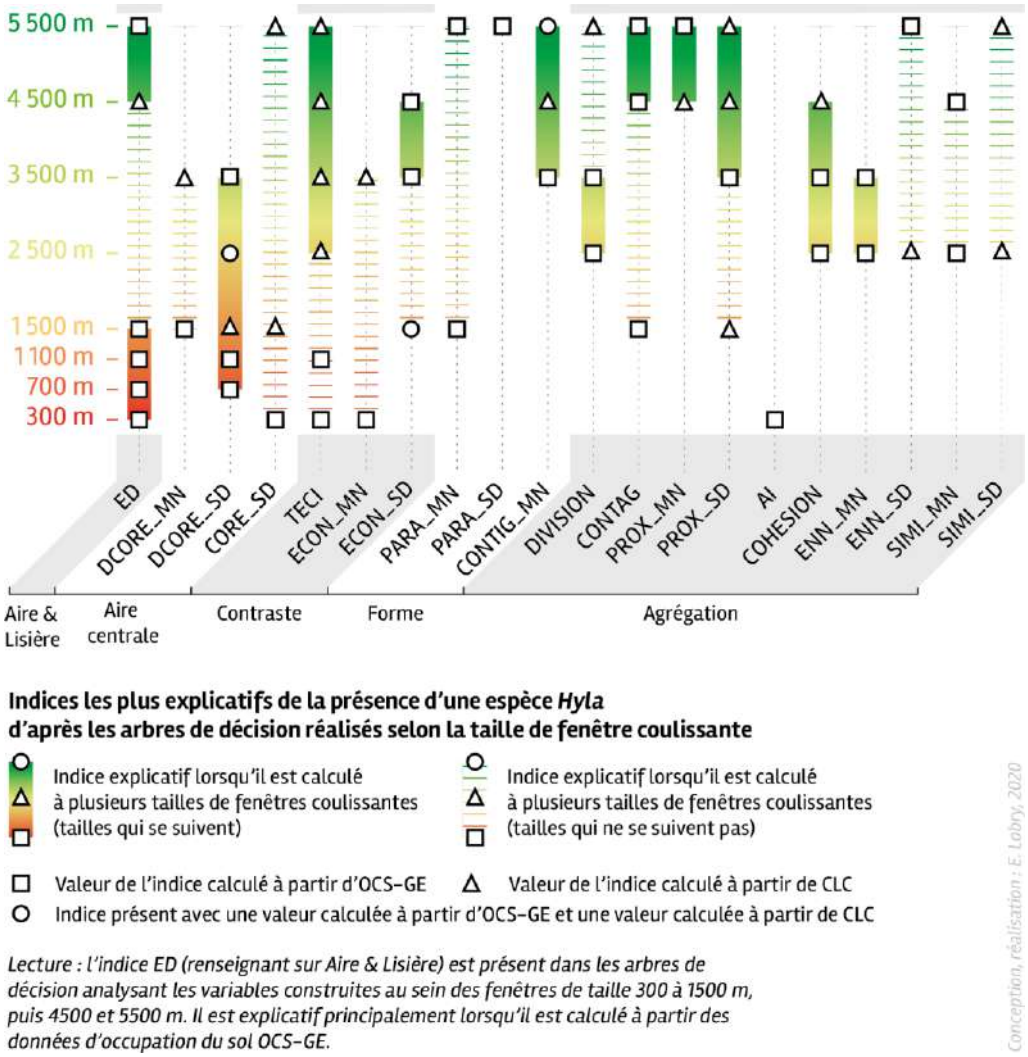


Fig. 332. La majorité des indices paysagers apparaissent explicatifs à plusieurs tailles de fenêtre coulissante

Le graphique suivant (Fig. 333) présente une synthèse des valeurs d'indices paysagers identifiées déterminantes dans l'arbre de décision pour caractériser les classes. Il présente l'amplitude des

valeurs de chaque indice paysager ainsi que la valeur identifiée dans l'arbre de décision comme discriminant deux classes homogènes.

Pour la plupart des indices, l'amplitude est similaire quelle que soit la base de données utilisée ou la taille de la fenêtre coulissante.

Les indices exprimant l'aire centrale (DCORE_MN, DCORE_SD, CORE_SD) ont une amplitude plus variée, qui a tendance à augmenter avec la taille de fenêtre coulissante utilisée. Les valeurs de ces indices, identifiées par l'arbre de décision comme permettant de discriminer deux groupes de points de présence, augmentent avec la taille de fenêtre coulissante. Les indices de contraste de lisière (ECON), de distance au plus proche voisin (ENN) et de similarité (SIMI) voient aussi cette valeur augmenter avec la taille de fenêtre coulissante.

À l'exception des indices de contiguïté (CONTIG_MN) et de superficie des espaces cœurs disjoints (DCORE_MN), ces valeurs sont principalement des valeurs hautes.

Les valeurs « pertinentes » des trois indices d'agrégation que sont l'indice de division, de contagion (CONTAG) et de cohésion n'évoluent que peu en fonction des tailles de fenêtre coulissante. D'autres indices ont des valeurs qui sont stables pour certaines distances et varient au-delà ou en-deça d'une taille : la valeur pertinente pour l'indice de densité de lisière (ED) reste stable pour les tailles 300, 1 100 et 1 500 m mais augmente sensiblement pour la taille 5 500 m, celle pour le contraste de lisière total (TECI) reste stable pour les fenêtres de taille supérieure à 3 500 m, mais varie lorsque la taille de fenêtre diminue.

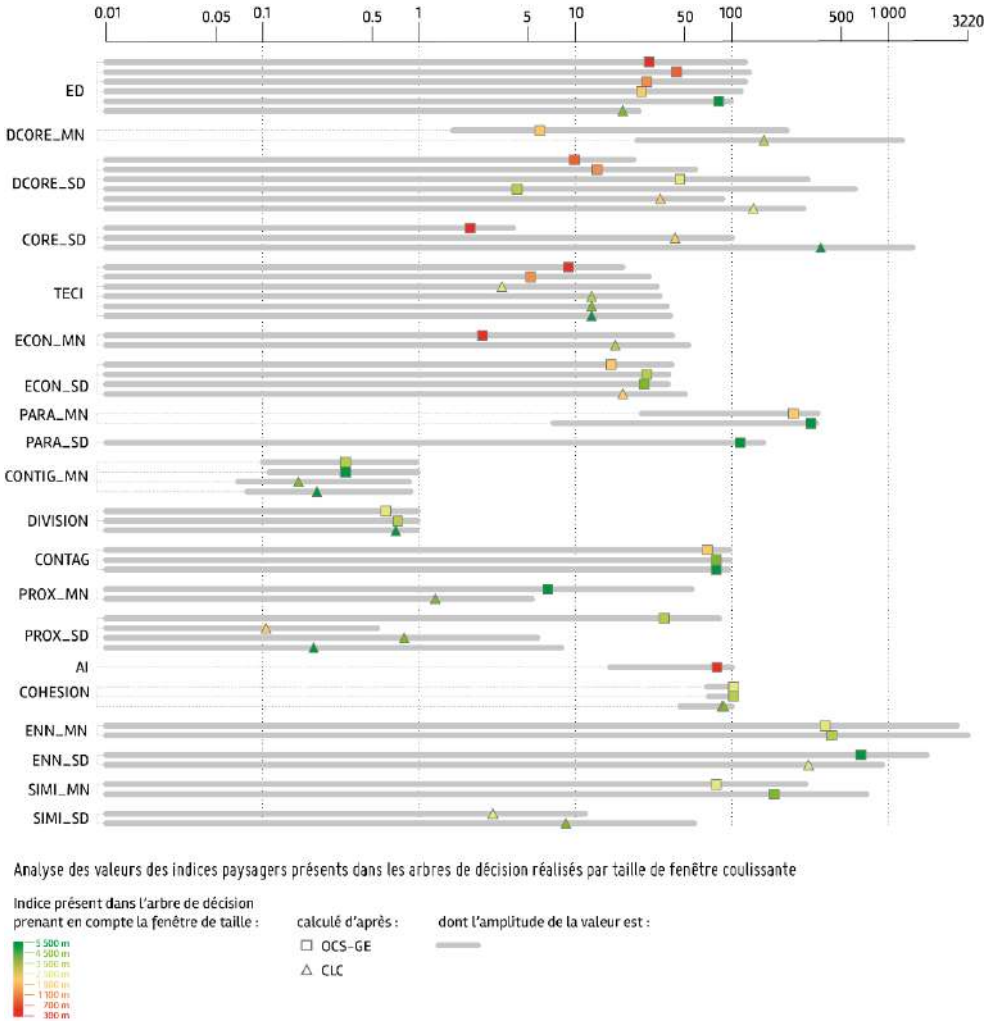


Fig. 333. Les valeurs de plusieurs indices paysagers varient peu en fonction de la taille de fenêtre coulissante

- **Analyse différenciée selon la base de données d'occupation du sol utilisée**

Le schéma suivant (Fig. 334) présente les indices les plus explicatifs de la présence d'une espèce de rainette, identifiés dans les arbres de décision prenant en compte l'ensemble des variables calculées, à toutes les tailles de fenêtre coulissante, pour chaque base de données d'occupation du sol utilisée : OCS-GE à gauche et CLC à droite, correspondant respectivement aux arbres 12 et 13 présentés en Tab. CXXVIII (Annexe 33, Annexe 34).

Il permet d'observer que les indices de la distance au plus proche voisin (ENN_SD), de division, de similarité (SIMI_MN), de densité de lisière (ED), de superficie des espaces cœurs disjoints (DCORE_MN) et de contraste de lisière total (TECI) sont présents dans les deux arbres de décision. Ces indices caractérisent l'agrégation, l'aire et lisière, l'aire centrale et le contraste.

Lorsque les indices paysagers sont construits avec CLC, 8 indices différents apparaissent explicatifs pour constituer 10 classes de points, dont 4 majoritairement constituées de points de présence. Avec OCS-GE, 11 indices différents permettent de répartir les points en 15 classes, dont 8 majoritairement constituées de points de présence.

L'indice de proximité (PROX) est explicatif uniquement avec les données construites d'après CLC. L'indice de la distance au plus proche voisin (ENN) est présent dans cet arbre sous la forme de la moyenne, toutefois il l'est également dans l'arbre des indices calculés avec OCS-GE sous la forme de l'écart-type.

Les indices calculés d'après OCS-GE et explicatifs d'après l'arbre de décision sont plus nombreux : 5 indices ne sont présents que lorsqu'ils sont calculés d'après cette base de données. Ils caractérisent notamment la forme via le ratio aire-périmètre (PARA) tandis que ce type est absent dans l'arbre CLC. Ils complètent la définition du contraste avec l'indice de contraste de lisière (ECON) et de l'agrégation avec l'indice d'agrégation (AI), l'indice de contagion (CONTAG) et celui de contiguïté (CONTIG).

Les indices de la distance au plus proche voisin (ENN_SD), de la superficie des espaces cœurs disjoints (DCORE_MN) et de contraste de lisière total (TECI) sont explicatifs à des tailles de fenêtre très différentes selon la base de données utilisée pour construire l'occupation du sol.

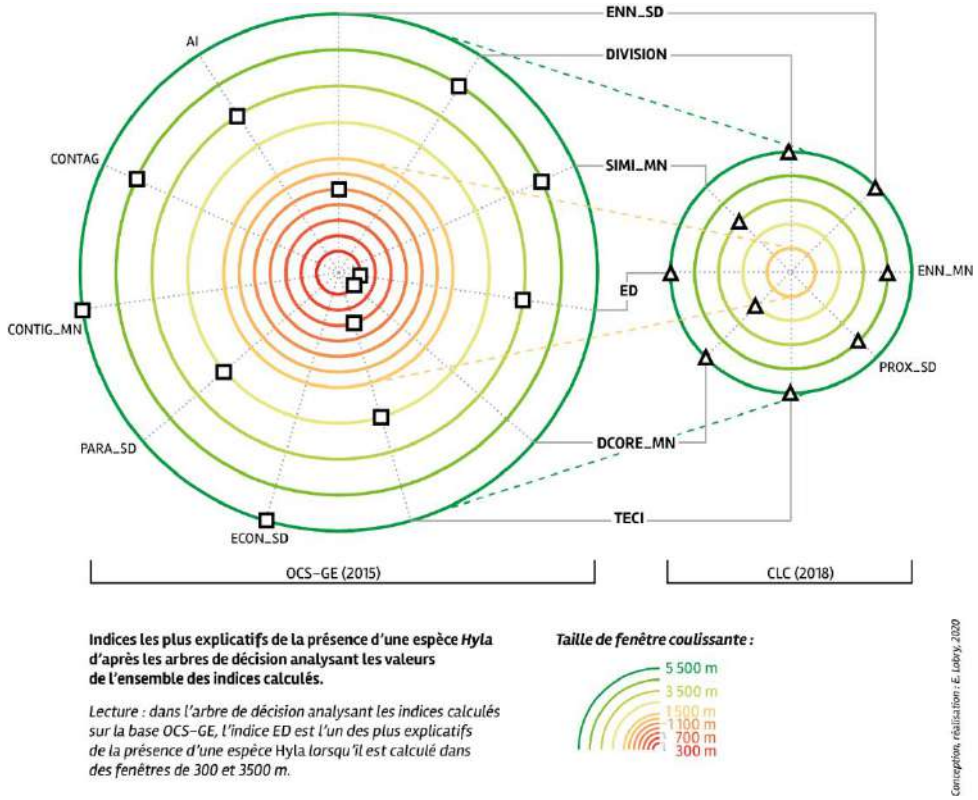
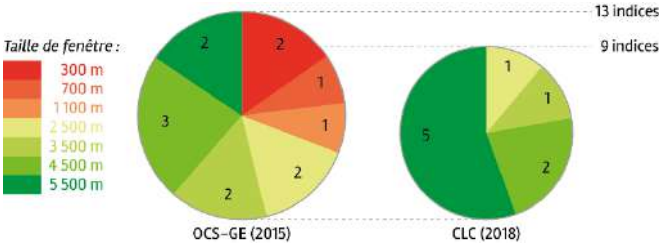


Fig. 334. Comparaison des indices prédicteurs en fonction de la base de données d'occupation du sol utilisée pour l'ensemble des tailles de fenêtres coulissantes calculées

Le tableau suivant (Tab. CXXX) présente la part d'indices explicatifs en fonction des tailles de fenêtre dans lesquelles ils ont été calculés. Lorsqu'ils sont calculés d'après CLC, les indices paysagers sont plus explicatifs lorsqu'ils prennent en compte des contextes paysagers importants, de 2500 m de côté au minimum. Calculés d'après OCS-GE, les indices paysagers sont explicatifs à des tailles de fenêtre beaucoup plus diverses allant de 300 à 5500 m. Calculés avec l'une ou l'autre des bases de données d'occupation du sol, les indices paysagers calculés dans des fenêtres de 1500 m de côté ne sont pas explicatifs puisqu'absents des arbres de décision. Ils étaient d'ailleurs aussi absents dans l'arbre de décision global.

Tab. CXXX. Les indices calculés avec OCS-GE sont explicatifs à des tailles plus diverses

	CLC		OCS-GE	
	Nb d'indices	%	Nb d'indices	%
300 m			2	15.38
700 m			1	7.69
1 100 m			1	7.69
1 500 m	0	0.00	0	0.00
2 500 m	1	11.11	2	15.38
3 500 m	1	11.11	2	15.38
4 500 m	2	22.22	3	23.08
5 500 m	5	55.56	2	15.38
Total	**9**	**100.00**	**13**	**100.00**



La Fig. 335 comparait les indices explicatifs selon les deux bases de données, pour l'ensemble des fenêtres possibles d'après leur résolution. Le graphique suivant (Fig. 335) présente quant à lui une comparaison sur la base des mêmes tailles de fenêtre coulissante : de 1 500 à 5 500 m (arbres 11 et 13 présentés en Tab. CXXVIII, cf. Annexe 35 et Annexe 36).

Seuls deux indices sont explicatifs quand ils sont construits avec les deux bases de données pour ces tailles de fenêtre : la moyenne de l'indice de similarité (SIMI_MN) et celui de division. Dans les deux bases de données, le premier est explicatif quand il est calculé dans un contexte paysager de 4 500 m de côté alors que le second est explicatif à des tailles différentes : 5 500 pour CLC, 1500 et 4500 pour OCS-GE.

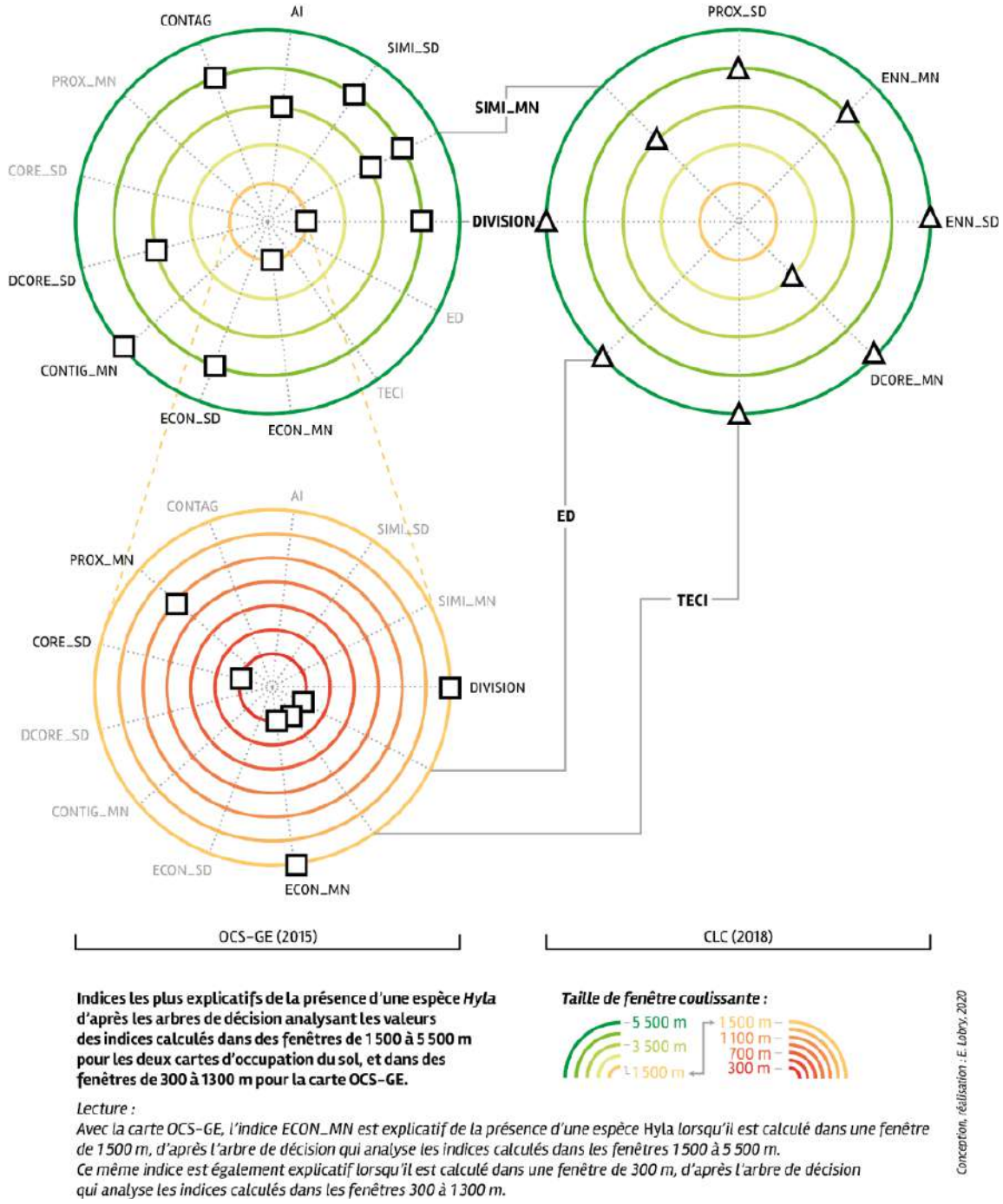
Les indices calculés avec CLC caractérisent principalement l'agrégation (proximité, distance au plus proche voisin, similarité, division), l'aire et lisière (densité de lisière) et l'aire centrale (superficie des espaces cœurs disjoints). Les indices calculés avec OCS-GE caractérisent aussi principalement l'agrégation. Toutefois, ces indices d'agrégation sont différents de ceux calculés avec CLC (contagion, agrégation, similarité, division, contiguïté). D'autres indices expriment le contraste (moyenne et écart-type du contraste de lisière) et l'aire centrale (écart-type de la superficie des espaces cœurs disjoints).

Une analyse des indices paysagers explicatifs lorsqu'ils sont calculés avec la base de données OCS-GE aux fenêtres 300 à 1 300 m (arbre 10) permet de compléter ces résultats. En tenant compte de ces indices, deux indices supplémentaires sont explicatifs selon les deux bases de données : la densité de lisière et le contraste de lisière total. Les tailles concernées sont très différentes : 300 m pour OCS-GE et 5 500 pour CLC. Cinq nouveaux indices explicatifs lorsqu'ils sont calculés avec OCS-GE, qui n'étaient pas présents dans l'analyse précédente, apparaissent dans cette figure : indice de proximité moyen (PROX_MN), écart-type de la superficie de l'espace cœur (CORE_SD), division, densité de lisière (ED), contraste de lisière total (TECI).

Dans un contexte paysager de petite taille, les indices les plus explicatifs caractérisent le contraste (contraste de lisière, contraste de lisière total), l'aire et lisière (densité de lisière), l'aire centrale (superficie de l'espace cœur). Les indices d'agrégation apparaissent explicatifs lorsqu'ils sont calculés dans une fenêtre de taille supérieure ou égale à 1100 m.

Enfin, les indices explicatifs, calculés d'après OCS-GE, diffèrent selon la prise en compte de l'ensemble des tailles possibles (Fig. 335) ou de la décomposition en deux arbres de décision (Fig. 335). Dans le premier cas, une information sur la forme (écart-type du ratio aire-périmètre PARA_SD)

apparait pertinente, tandis qu'elle est absente dans le second. Un seul indice d'aire centrale est présent et concerne les espaces cœurs disjoints, tandis que dans le premier cas, deux indices caractérisent la taille des espaces cœurs en plus de celle des espaces cœurs disjoints. Dans la Fig. 335, le nombre d'indices explicatifs est moindre que dans la Fig. 335. Toutefois, dans la globalité, les mêmes indices apparaissent et la différence vient du nombre de formes présentes : moyenne seule plutôt que moyenne et écart-type. Les deux indices qui varient de l'un à l'autre cas sont l'indice de proximité (PROX), qui est présent dans la seconde analyse uniquement, et l'indice de la distance au plus proche voisin (ENN) qui est présent uniquement dans la première analyse.



Indices les plus explicatifs de la présence d'une espèce *Hyla* d'après les arbres de décision analysant les valeurs des indices calculés dans des fenêtres de 1 500 à 5 500 m pour les deux cartes d'occupation du sol, et dans des fenêtres de 300 à 1300 m pour la carte OCS-GE.

Lecture :
Avec la carte OCS-GE, l'indice ECON_MN est explicatif de la présence d'une espèce Hyla *lorsqu'il est calculé dans une fenêtre de 1500 m, d'après l'arbre de décision qui analyse les indices calculés dans les fenêtres 1500 à 5 500 m.*
Ce même indice est également explicatif lorsqu'il est calculé dans une fenêtre de 300 m, d'après l'arbre de décision qui analyse les indices calculés dans les fenêtres 300 à 1300 m.

Conception, réalisation : E. Lobry, 2020

Fig. 335. Comparaison des indices prédicteurs en fonction de la base de données d'occupation du sol utilisée, réalisée pour les fenêtres de taille 1.5 à 5.5 km d'une part et 300 m à 1.3 km pour OCS-GE d'autre part

En réduisant le nombre de tailles de fenêtres prises en compte dans l'arbre de décision, 9 indices sont explicatifs avec OCS-GE, au lieu de 13 précédemment. Même en nombre réduit, les indices explicatifs d'après OCS-GE sont calculés à des tailles de fenêtre plus diverses que ceux calculés d'après CLC. Lorsqu'ils sont réalisés à partir d'OCS-GE, les indices explicatifs sont principalement ceux calculés dans une fenêtre de 4 500 m (45%), tandis que ceux réalisés à partir de CLC sont explicatifs principalement lorsqu'ils sont calculés dans une fenêtre de 5 500 m (55%).

14.3.2 Mises en cartes des configurations spatiales issues de cette sélection d'indices paysagers

- **Analyse simultanée de toutes les variables**

Les valeurs des indices paysagers identifiées dans l'arbre de décision et récapitulées dans le Tab. CXXIX (p. 616) permettent une mise en carte : pour chacune des six classes contenant principalement des points de présence, les espaces sélectionnés d'après ces valeurs peuvent être combinés et visualisés.

D'un point de vue général, il est possible d'identifier la localisation de ces espaces pour différencier des territoires potentiellement « favorables » pour au moins l'une des trois espèces de rainette, de ceux dont les caractéristiques ne semblent pas leur correspondre. Le département de la Gironde semble globalement caractérisé par deux espaces distincts, de part et d'autre d'une diagonale allant du Nord-Ouest au Sud-Est. Dans la partie la plus au Nord se trouvent les espaces sélectionnés d'après les valeurs d'indices paysagers identifiées sont répartis autour de la métropole de Bordeaux auquel il faut ajouter le pourtour du Bassin d'Arcachon. A l'inverse, l'espace opposé, allant du littoral médocain au Sud-Est du département, est caractérisé par des valeurs d'indices expliquant plutôt la non-présence des espèces (Fig. 336).

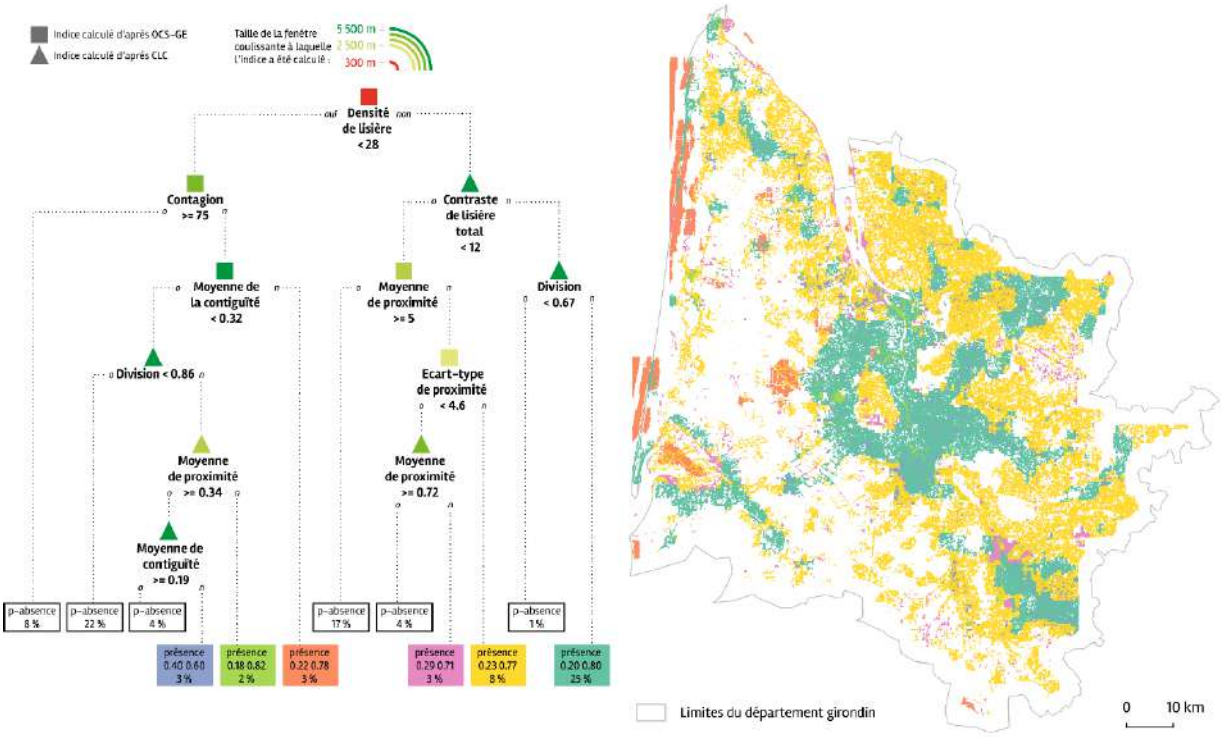


Fig. 336. Le département girondin est composé de six espaces dont les caractéristiques paysagères expliquent la présence d'au moins l'une des trois espèces étudiées

Une analyse plus fine permet de caractériser les espaces de chaque classe. Ainsi, les espaces du pourtour de la Métropole de Bordeaux et du Bassin d'Arcachon, dans le Médoc notamment entre Saint-Laurent-Médoc et Lesparre-Médoc, dans l'Entre-Deux-Mers autour de Langon et Bazas, dans le Libournais entre Libourne et Coutras, et, plus à l'Est, le long d'un axe entre Castillon-la-Bataille et Saint-Seurin-sur-l'Isle, apparaissent dans la première classe qui regroupe la plus grande part des points de présence. Cette classe est caractérisée par une densité de lisière supérieure ou égale à 28 dans un contexte paysager restreint, un contraste de lisière total supérieur ou égal à 12 et un indice de division important ($i \geq 0.67$) lorsqu'ils sont calculés dans un large contexte paysager.

La deuxième classe couvre une grande partie du territoire girondin au Nord de l'axe décrit précédemment. Cette classe est caractérisée par une densité de lisière supérieure ou égale à 28 dans un contexte paysager restreint, un moindre contraste de lisière total dans un large contexte paysager ($i < 12$), un indice de proximité dans un contexte paysager moyen (3.5 km) inférieur à 5 et un écart-type de cet indice, calculé dans une fenêtre de 2.5 km, supérieur ou égal à 4.6. Certains espaces peuvent être notés car ils constituent des « creux » au sein de cette zone : autour d'Ambarès-et-Lagrave et Sainte-Eulalie le long de l'autoroute A10, entre Artigues-près-Bordeaux et Montussan le long de la N89. Ces deux espaces sont caractérisés par une artificialisation importante et la présence de voies de communication larges et à grande vitesse. Enfin, un espace au Nord de Sauternes et longitudinalement au Nord de la Garonne apparaissent également en creux. Ils correspondent pourtant à des zones principalement viticoles, comme leur voisinage immédiat. Si cette deuxième classe recouvre une grande partie du territoire (2 742 km² soit ≈ 27 %), elle prend en compte moins de points de présence que la première.

La troisième classe partage plusieurs caractéristiques avec la seconde classe et cela se retrouve visuellement : les espaces sélectionnés pour ces deux classes s'imbriquent.

La quatrième classe est principalement située sur la bande littorale et dans l'estuaire de la Gironde. Elle est présente également en plusieurs lieux sous la forme d'espaces homogènes de taille relativement importante. Ils correspondent à une base militaire et à des espaces dédiés à une agriculture de type intensif distinguée par la forme des cercles d'irrigation. Les espaces sélectionnés dans cette quatrième classe sont caractérisés par une faible densité de lisière (i < 28), un indice de contagion inférieur à 75 et un indice moyen de contiguïté supérieur ou égal à 0.32, c'est-à-dire que l'espace est constitué par des patchs moyennement grands et contigus au sein d'une zone assez hétérogène.

Après avoir étudié les dix indices mis en exergue dans l'arbre de décision prenant en compte l'ensemble des indices paysagers calculés à toutes les tailles de fenêtres coulissantes et selon les deux bases de données d'occupation du sol, la partie suivante s'attachera à étudier les indices les plus explicatifs de la présence de rainette en fonction des tailles de fenêtres coulissantes.

• Analyse différenciée selon le paramètre de taille de fenêtre coulissante

Les cartes suivantes (Fig. 337 et Fig. 338) présentent les espaces sélectionnés pour chaque taille de fenêtre coulissante d'après les indices paysagers et leurs valeurs définies par l'arbre de décision (Annexe 25 à Annexe 32) auxquels sont superposés les espaces pris en compte à toutes les tailles de fenêtre coulissantes.

Les espaces considérés dans les cartes réalisées avec les indices calculés au sein des fenêtres de plus petites tailles semblent occuper plus de territoire mais ils sont plus morcelés que ceux identifiés aux fenêtres plus grandes, caractérisés par une plus grande compacité. Les espaces sélectionnés à toutes les tailles de fenêtre (en vert sur les cartes) représentent entre 10.6% et 16.1% des espaces sélectionnés à une taille de fenêtre particulière (en gris).

Les espaces sélectionnés d'après les indices paysagers expliquant le mieux la présence de rainettes se localisent sur le pourtour de la métropole bordelaise, la partie Sud du Bassin d'Arcachon et le long de la Leyre, dans le Médoc autour de Lesparre-Médoc et Vendays-Montalivet, dans le Sud-Est du département autour d'un axe Langon-Bazas, dans le Libournais à proximité de l'Isle, dans le Cubzaguais et le Blayais.

Une partie au Nord, proche de la limite entre les départements de Gironde et de Charente-Maritime, apparait favorable dans la majorité des tailles de fenêtre coulissante : une zone assez compacte est présente sur les cartes réalisées avec les indices calculés de 300 à 1 500 m. Entre 2 500 et 4 500 m, la zone se morcelle et se réduit à quelques espaces plus distincts. Elle « réapparait » compacte sur la carte à 5 500 m.

Le long de l'axe médocain, les espaces sélectionnés aux fenêtres les plus petites sont morcelés mais interconnectés en longeant l'estuaire de la Gironde. Plus la taille de fenêtre augmente, plus les espaces sont compacts et moins interconnectés, jusqu'à obtenir trois zones compactes distinctes sur la carte à 5 500 m.

Dans l'Entre-Deux-Mers également, les espaces sélectionnés apparaissent morcelés mais interconnectés dans les cartes correspondant aux fenêtres de taille 300 à 1 100 m. Progressivement,

avec l'élargissement de la taille de fenêtre coulissante, de moins en moins d'espaces apparaissent favorables dans cette partie du département, ne laissant que quelques zones compactes notamment à l'Est.

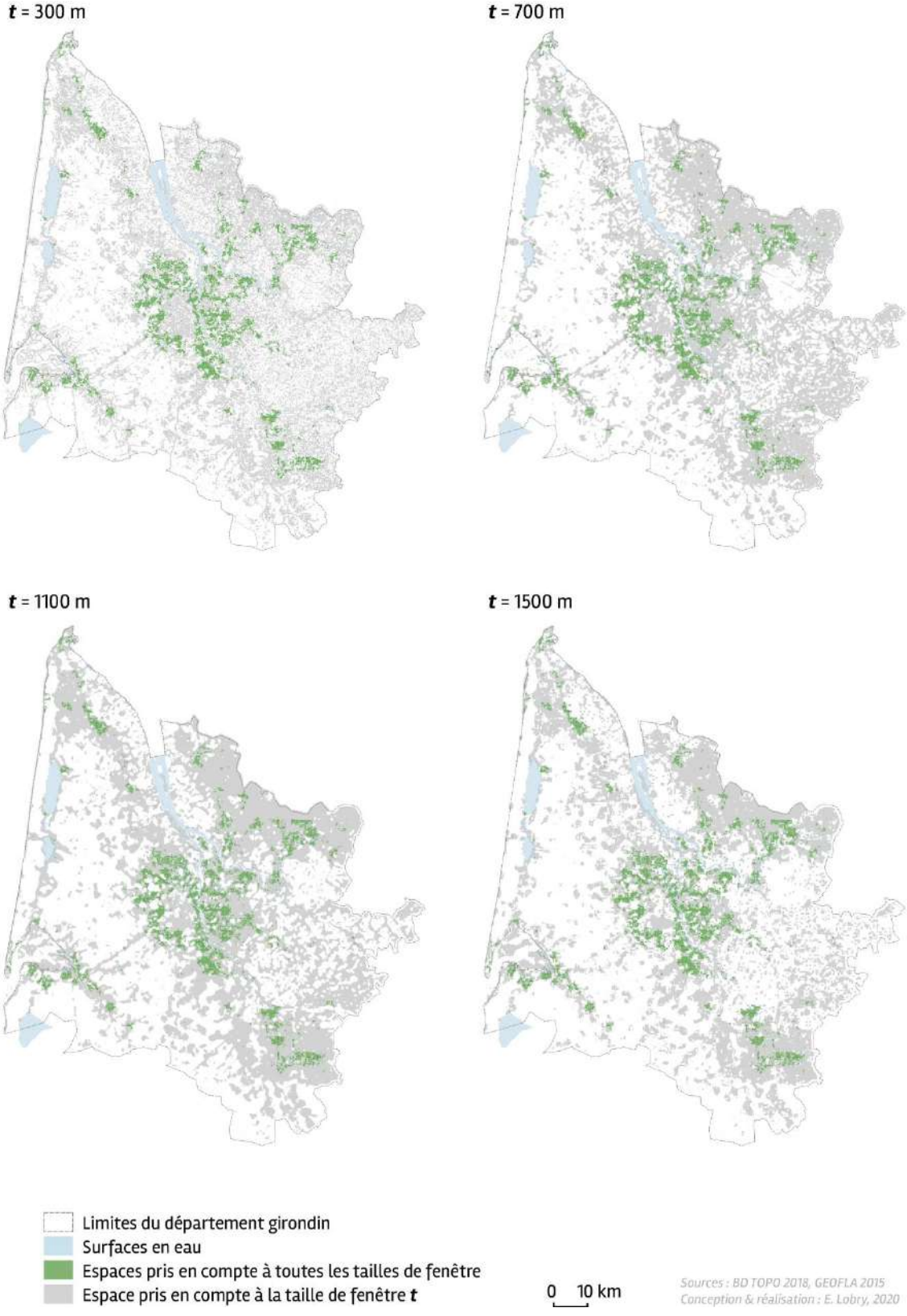


Fig. 337. Espaces sélectionnés selon les indices explicatifs aux tailles de fenêtre allant de 300 m à 1.5 km

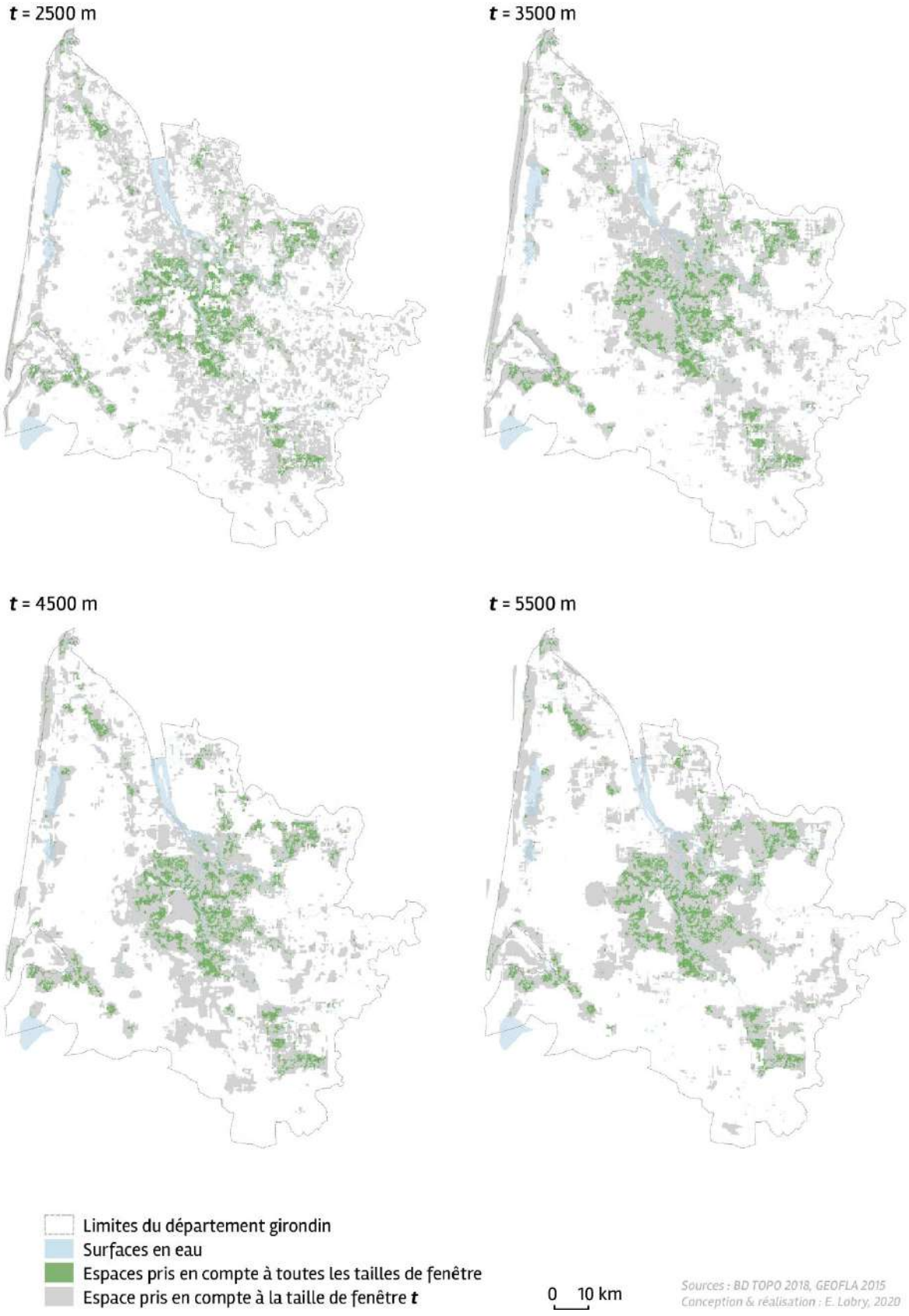


Fig. 338. Espaces sélectionnés selon les indices explicatifs aux tailles de fenêtre allant de 2.5 à 5.5 km

L'évolution de la représentativité de l'espace sélectionné au regard des points de présence pris en compte selon la largeur de la fenêtre coulissante utilisée pour le calcul des indices peut être étudiée. Afin de pouvoir comparer les résultats obtenus à toutes les tailles de fenêtre coulissante, l'emprise de chaque couche a été découpée d'après celle dont l'emprise est la plus petite (Fig. 339). La totalité du département n'est donc pas couverte et certains points de présence ne sont donc pas pris en compte : 960 sont situés dans cette emprise.

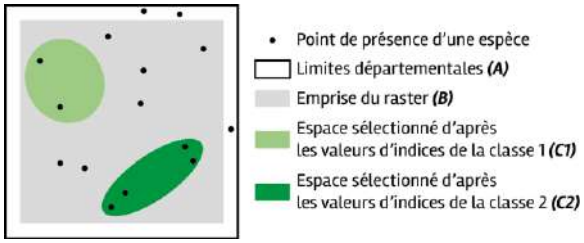


Fig. 339. Principe utilisé pour le calcul spatial du nombre de points de présence au sein d'une classe

Les graphiques suivants permettent cette analyse de représentativité (Fig. 340). L'axe gauche de ces deux graphiques (courbe en gris clair) dénombre les points présents dans l'emprise analysée, dont la superficie a été rapportée théoriquement à 100 km², ce qui permet de comparer les données correspondant à chaque taille de fenêtre. Ce ratio du nombre rapporté à une surface permet d'observer que l'analyse menée dans des fenêtres de 300 m de côté semble plus pertinente que celle réalisée dans des fenêtres de 700 m de côté. Le ratio augmente ensuite à mesure que la fenêtre s'élargit. Ce ratio est plus que triplé lorsqu'il est calculé pour les espaces pris en compte à toutes les tailles de fenêtre coulissante (en vert sur les cartes), passant d'environ 20 points/100 km² à 70 points/100 km². Dans ces espaces, moins de la moitié des points de présence est prise en compte (371 points sur 960) mais l'espace sélectionné a une superficie bien moindre (533 km²).

Le graphique de gauche met en parallèle ce nombre de points pour 100 km² et l'évolution de la superficie sélectionnée d'après les valeurs indiquées dans les arbres de décision. Cette superficie évolue en fonction de la taille de fenêtre coulissante : elle augmente simultanément à la taille de fenêtre entre 300 et 1100 m, puis diminue jusqu'à 4500 m et reste relativement stable entre 4500 m et 5500 m. À partir de 1100 m, la superficie sélectionnée diminue, ce qui correspond à leur plus grande compacité et, assez logiquement, le ratio est « favorable » à ces cartes construites avec les données des fenêtres coulissantes les plus larges : cette compacité permet d' « englober » la grande majorité des points de présence (autour de 80%).

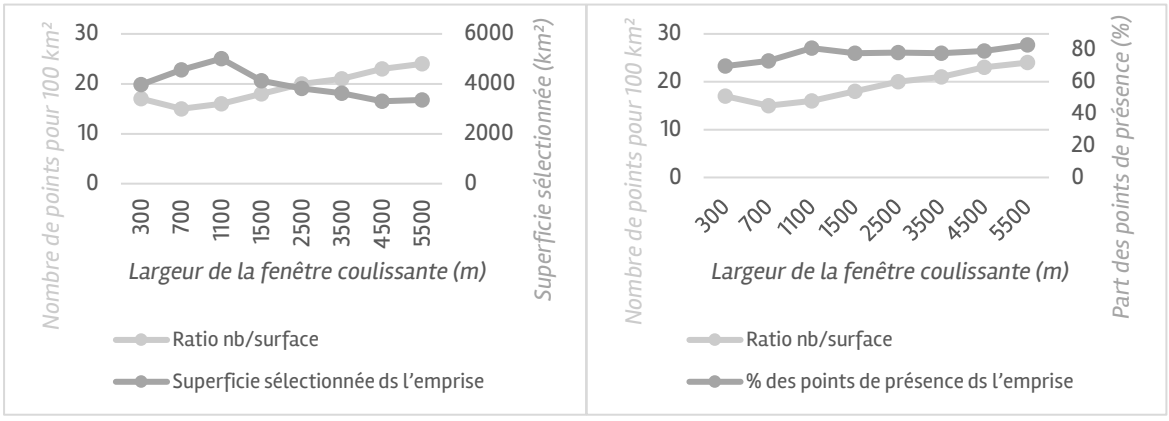


Fig. 340. Représentativité des espaces sélectionnés selon la taille de fenêtre coulissante utilisée pour le calcul des indices

L'analyse de la part des points de présence situés dans l'espace sélectionné semble pertinente. Elle est présentée sur le graphique de droite. Les superficies sélectionnées d'après les indices calculés aux fenêtres de tailles 1100 m et 5500 m apparaissent les plus « efficaces » puisqu'elles permettent chacune de prendre en compte plus de 80% des points de présence.

- **Analyse différenciée selon la base de données d'occupation du sol utilisée**

Les cartes suivantes présentent les espaces sélectionnés d'après les valeurs identifiées d'indices paysagers dans l'arbre 13 (CLC 1500-5500m) (Annexe 33) et dans l'arbre 12 (OCS-GE 300-5500m) (Annexe 34).

Lorsque les indices paysagers sont calculés d'après CORINE Land Cover (Fig. 341), la majorité des points de présence (58.0%) se trouve dans une classe définie par seulement deux indices, tous deux calculés dans une fenêtre de 5 500 m de côté : un contraste de lisière total supérieur à 12 et un indice de division supérieur à 0.67. Les espaces sélectionnés recouvrent tout le pourtour de la métropole bordelaise, du Bassin d'Arcachon, l'axe médocain, les parties Nord et Sud-Est du département. Ces espaces apparaissent très compacts et structurés. Pour les classes 2 et 3, qui regroupent 18.3% des points de présence, ce sont des espaces assez localisés, compacts mais de taille plus réduite qui sont sélectionnés. Ils sont situés principalement dans le Médoc, le Nord-Gironde et la partie Sud-Est. Pour la quatrième classe, les espaces sélectionnés concernent une superficie très réduite et consistent en quelques espaces très localisés, au sein du « vide » qui correspond aux forêts de conifères. Ces espaces contiennent 1.8% des points de présence. Trois indices suffisent à caractériser ces espaces : un contraste de lisière total peu élevé (inférieur à 12) et une distance au plus proche voisin importante (supérieure à 1 632 m) dans une fenêtre de 5 500 m et un faible indice de similarité moyen (inférieur à 8.8) dans une fenêtre de 3 500 m.

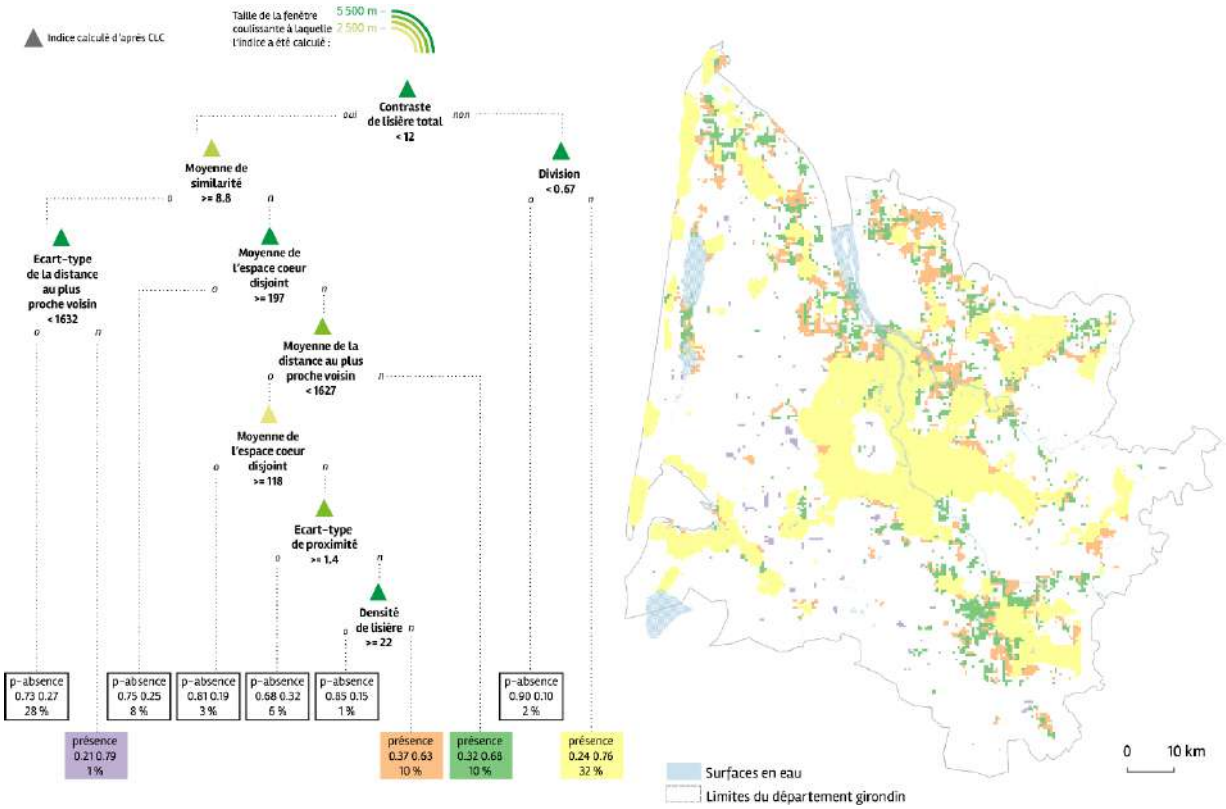


Fig. 341. Un territoire qui semble structuré d'après les indices calculés avec CLC

Les graphiques suivants (Fig. 342) permettent d'affiner l'analyse cartographique. Ils permettent notamment d'observer que la quatrième classe, qui peut paraitre anecdotique sur la carte et au regard de la proportion du nombre de points de présence qu'elle contient, est pertinente lorsque ce nombre est rapporté à la superficie sélectionnée : 34 points pour 100 km², tandis que ce même ratio est de 27 points pour 100 km² pour la classe 1.

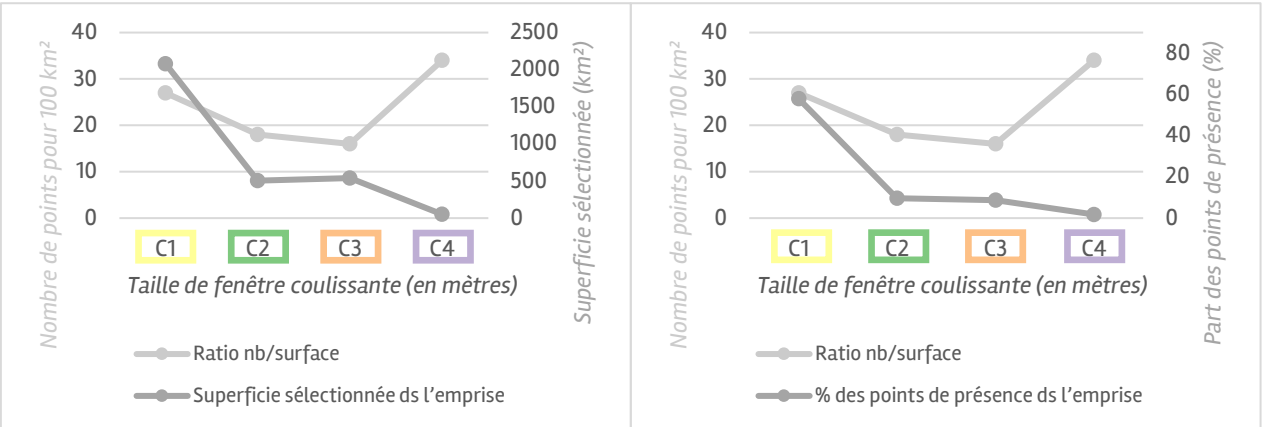


Fig. 342. Représentativité des espaces sélectionnés d'après les indices paysagers issus de CLC

Les espaces mis en exergue avec les valeurs d'indices calculés d'après le Référentiel aquitain (Fig. 343) sont beaucoup moins compacts et structurés, même si les zones du territoire girondin qui sont sélectionnées correspondent globalement à celles précédemment identifiées. L'arbre de décision (Annexe 34) distingue 8 classes, caractérisées par des combinaisons plus complexes, avec de nombreux indices calculés à des fenêtres de tailles plus variées.

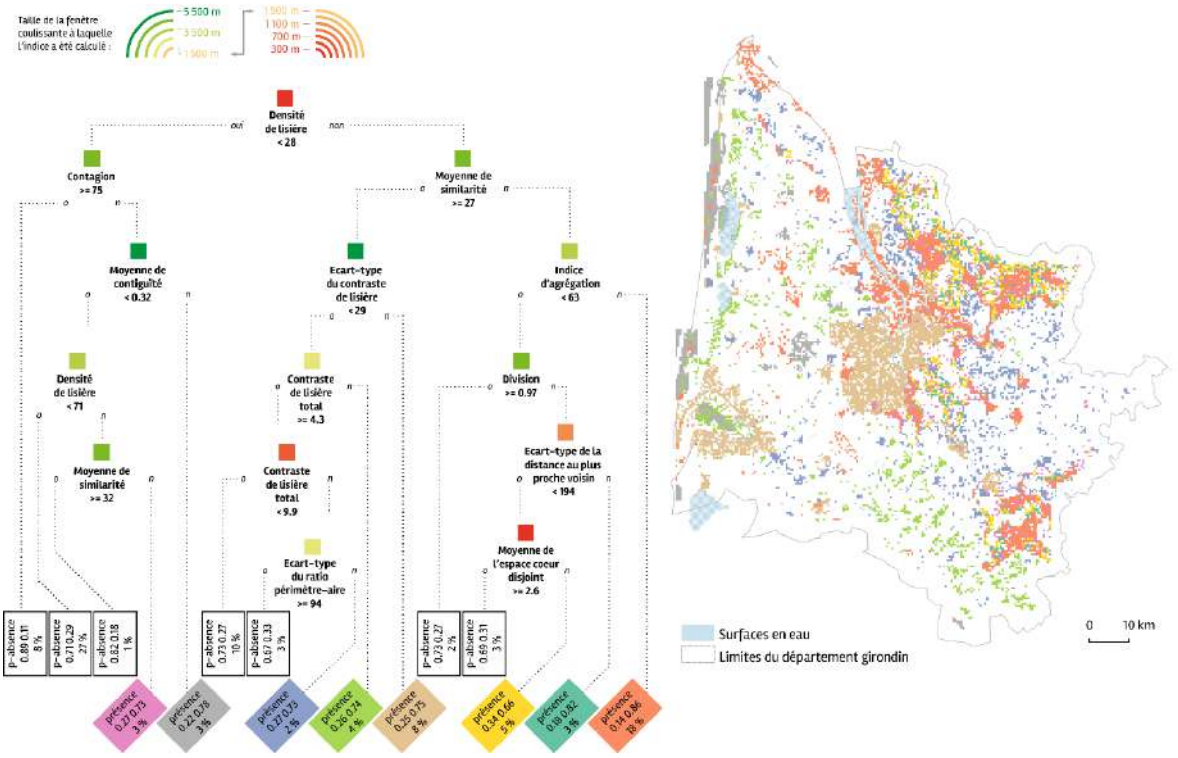


Fig. 343. Un territoire plus morcelé d'après les indices calculés avec OCS-GE

Les courbes suivantes (Fig. 344) permettent d'étudier la représentativité de chaque classe identifiée dans l'arbre de décision des indices paysagers calculés avec le Référentiel aquitain.

Les classes 1 et 4 sélectionnent les plus grandes superficies. La plus représentative est la classe 1 puisqu'elle a un ratio nombre de points de présence pour 100 km² élevé (43 points/100 km²) et qu'elle contient une part importante des points de présence en Gironde (28.8%). Cette classe est caractérisée par trois indices : une densité de lisière importante, c'est-à-dire une hétérogénéité spatiale dans un contexte paysager restreint (fenêtre de 300 m), un indice de similarité moyen inférieur à 27, c'est-à-dire faible à moyen dans une fenêtre de 4 500 m et un indice d'agrégation élevé dans un contexte paysager de 3 500 m. La quatrième classe partage la caractéristique d'une densité de lisière importante, mais l'indice de similarité moyen est plus important (supérieur à 27) et l'écart-type de l'indice de contraste de lisière est élevé (supérieur à 29). Cela correspond à un paysage hétérogène avec des espaces ayant la même occupation du sol et des caractéristiques similaires à proximité. Ces deux classes additionnées contiennent 39.5% des points de présence en Gironde.

La classe 7 contient une proportion de points de présence moindre (7.2%) mais rapportée à la superficie sélectionnée, le ratio semble intéressant : 27 points de présence pour 100 km². Elle est caractérisée par trois indices : une densité de lisière peu élevée dans le contexte paysager proche, un indice de contagion inférieur à 75 dans une fenêtre de 4 500 m et un indice de contiguïté supérieur à 0.32 dans une fenêtre de 5 500 m. Cela correspond à un paysage homogène dans un contexte proche mais plus hétérogène dans un contexte large, bien que les patchs soient de taille moyenne à grande et assez contigus.

Il est notable que plus la combinaison d'indices se complexifie, moins les classes contiennent de points de présence : les classes 2, 3, 5 et 8 sont caractérisées par 4 à 6 indices différents, calculés dans 4 à 5 tailles de fenêtres coulissantes et contiennent entre 2.6 et 6.1% des points de présence.

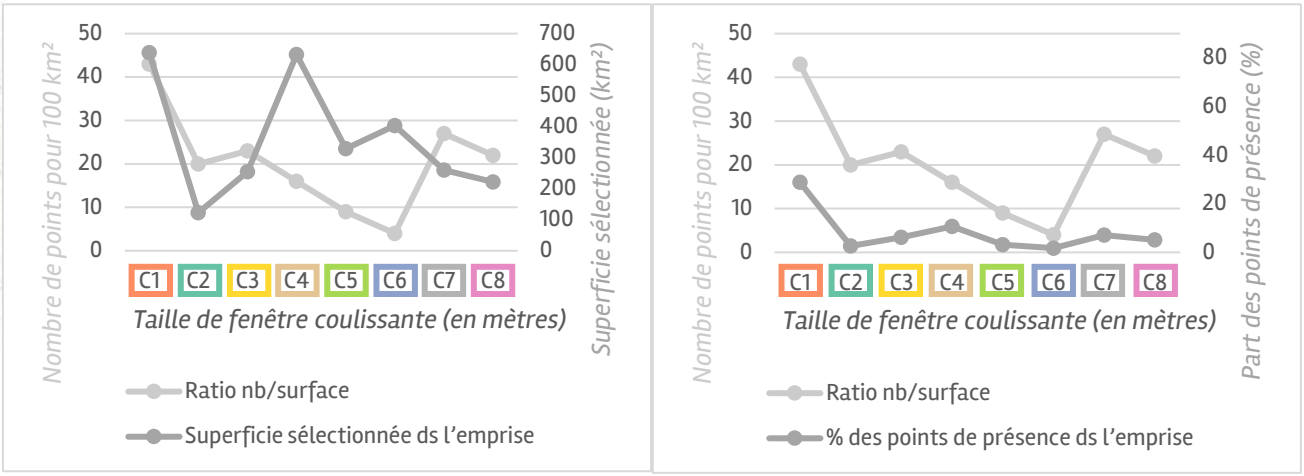


Fig. 344. Représentativité des espaces sélectionnés d'après les indices paysagers issus de OCS-GE

Les deux cartes de la Fig. 345 comparent les espaces sélectionnés d'après l'une ou l'autre des bases de données et mettent en relief ceux qui sont sélectionnés dans les deux cas. Le choix de l'une ou l'autre des bases de données aboutit à une différence importante dans les superficies sélectionnées. Avec le Référentiel aquitain, la démultiplication des classes et des tailles de fenêtre coulissante aboutit à la sélection d'espaces plus morcelés, qui additionnés mesurent 2 864 km². Avec CORINE Land Cover, les espaces sélectionnés semblent plus structurés et mesurent 3 174.75 km². Le croisement de ces deux résultats pour retenir les espaces sélectionnés dans les deux bases, en d'autres termes les zones de recouvrement des espaces sélectionnés avec OCS-GE et ceux sélectionnés avec CLC, représente une superficie de 1 409.50 km². Cela constitue donc une réduction d'au moins la moitié des zones sélectionnées selon l'une ou l'autre des bases de données. Enfin, outre ces indications à propos de la superficie globale, les graphiques (Fig. 342, Fig. 344) confirment cette différence entre les deux bases de données : avec OCS-GE, l'échelle de la superficie sélectionnée par classe a pour maximum 700 km² tandis qu'avec CLC, la même échelle a pour maximum 2 500 km², tout en notant que le nombre de classes est réduit de moitié pour cette dernière base de données.

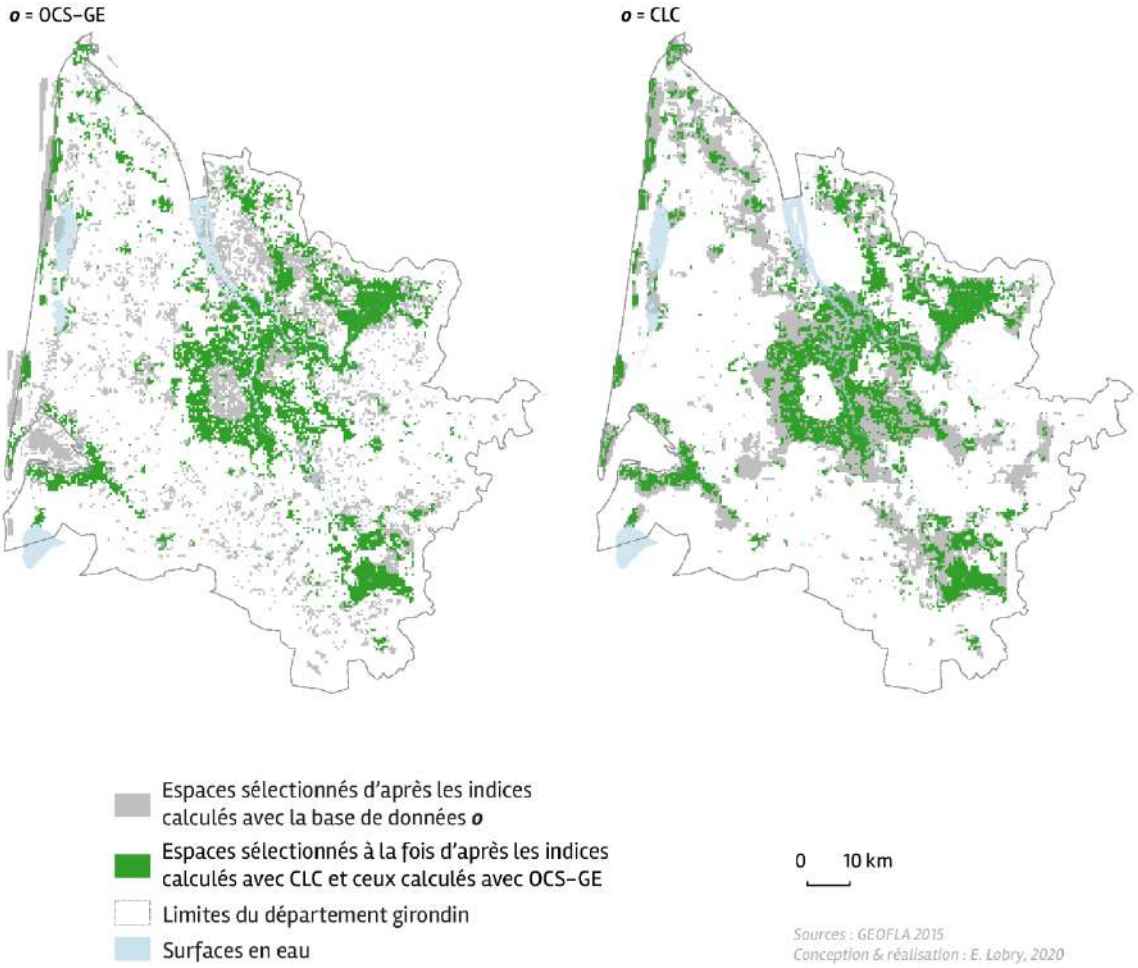


Fig. 345. Espaces sélectionnés selon les indices explicatifs d'après les deux bases de données d'occupation du sol

14.4 Discussion

Dans la perspective d'intégrer dans un modèle de répartition d'espèces (SDM) des informations sur l'habitat ou le paysage, l'utilisation d'indices paysagers calculés par le logiciel Fragstats a été explorée. Les modes de fabrication de ces indices paysagers ont été démultipliés, selon la base de données d'occupation du sol utilisée et la taille de fenêtre coulissante. Cela permet d'étudier l'adéquation de ces paramètres à ce groupe d'espèces ou, autrement dit, de questionner la compatibilité entre la résolution spatiale et la question de recherche : le lien entre l'espèce étudiée et son habitat. Simultanément, les caractéristiques des bases de données d'occupation du sol sont explicitées, ce qui revient, *in fine*, à renseigner sur leur manière de décrire et définir le paysage.

14.4.1 Sur le choix de la taille de fenêtre coulissante

La spatialisation des indices paysagers repose sur le principe de la fenêtre coulissante configuré dans le logiciel, qui attribue à la cellule centrale d'une fenêtre carrée, la valeur d'un indice calculé au niveau « paysage ». Ici, le paysage est défini par le périmètre de cette fenêtre et la cellule centrale est caractérisée en fonction de cet environnement (McGarigal & Marks, 1995). La taille de fenêtre correspond donc en un sens à une manière de borner le paysage en lui attribuant une superficie de manière arbitraire et liée à la taille de la cellule, autrement dit, de la résolution spatiale de la donnée d'occupation du sol.

Cette méthode permet donc de décrire la structure du paysage local. La démultiplication des tailles de fenêtres permet de discuter la taille du paysage et d'étudier dans quelle mesure celle-ci peut être un facteur explicatif, d'un point de vue écologique, de la présence des espèces, cette explicitation étant rarement réalisée (Andrieu, 2017).

Les paysages de petite taille (300 à 1 100 m de côté, calculés avec le Référentiel aquitain uniquement) sont caractérisés par des indices décrivant la lisière, le contraste et l'aire centrale. A cette échelle, peu de variables paysagères (2 à 5) sont nécessaires pour expliquer la présence des espèces. La présence d'une des trois espèces de rainette étudiées y est donc liée uniquement à une certaine hétérogénéité locale : des espaces de petite taille, avec des types d'occupation du sol peu à moyennement contrastés.

En augmentant progressivement la taille du paysage étudié (de 1.5 à 5.5 km), le nombre de variables paysagères permettant d'expliquer la présence des espèces augmente (de 9 à 13 indices selon la taille de la fenêtre) et celles qui décrivent l'agrégation en représentent près de la moitié (de 40 à 67%). Les indices paysagers qui décrivent la lisière et le contraste restent importants et sont complétés par des variables de forme, notamment pour les paysages de 5.5 km de large. L'élargissement du paysage par l'agrandissement de la fenêtre de calcul semble offrir la possibilité de prendre en compte sa complexité. Ainsi, la présence d'une des espèces est fréquemment expliquée par un indice dont la valeur est supérieure à celle identifiée dans l'arbre de décision, mais aussi dans ses valeurs inférieures lorsqu'elle est complétée par celle d'un voire plusieurs autres indices.

En outre, lors de la mise en cartes de ces indices, l'agrandissement de la taille du paysage pris en compte dans le calcul des indices paysagers permet la reconnaissance de certaines structures spatiales : progressivement, les espaces morcelés sont agrégés ou disparaissent. Or, les actions en faveur de la biodiversité sont fréquemment inscrites dans des documents d'aménagement comportant un volet cartographique (les anciens Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique, par

exemple, intégrés aujourd'hui dans les Schémas Régionaux d'Aménagement, de Développement Durable et d'Egalité des Territoires). Si les espaces identifiés sont morcelés, il est plus difficile de cibler des zones pour l'action. Afin d'être mobilisable dans les politiques publiques, il apparait donc nécessaire de prendre en compte une taille de fenêtre coulissante suffisamment élevée pour permettre l'identification de structures spatiales cohérentes à l'échelle du territoire. Lorsqu'une structure est identifiée, elle offre la possibilité de réfléchir au déplacement de l'espèce, ce qui renvoie notamment vers des documents de type Trame Verte et Bleue (BOUSQUET, 2016).

Il faut rappeler qu'au sens de l'écologie du paysage, « le paysage est défini comme une portion de territoire d'échelle kilométrique » (ANDRIEU, 2017). Cette définition peut questionner la nécessité de recourir à une résolution spatiale fine, supposée nécessaire vu le choix des espèces étudiées, qui disposent de faibles capacités de déplacement. Si l'hypothèse de départ était que l'utilisation d'indices paysagers, calculés à partir de données d'occupation du sol de résolution spatiale élevée (de l'ordre de la centaine de mètres) permettrait d'affiner la résolution des données climatiques de Météo–France (quelques kilomètres), il est intéressant de constater ce retournement de situation : le calcul d'indices paysagers avec le principe de la fenêtre coulissante permet finalement d'inclure des informations paysagères d'ordre kilométrique dans des cellules d'ordre hectométrique. Autrement dit, plutôt qu'inclure des données à haute résolution dans des données à plus basse résolution, ce sont des données de basse résolution qui ont été incorporées dans des données à haute résolution.

Pour certains indices paysagers, le choix d'une taille de fenêtre influence leurs valeurs. Les indices qui décrivent l'aire centrale (espace cœur CORE, espace cœur disjoint DCORE) voient logiquement leur valeur augmenter avec la taille de l'espace pris en compte. Pour ces indices, les tailles de paysage pertinentes sont au minimum de 700 m de large et au maximum de 5.5 km. La taille à laquelle ces indices sont les plus présents est 1.5 km. De la même manière, les valeurs de l'indice de contraste (ECON) et de certains indices caractérisant l'agrégation (distance au plus proche voisin ENN, similarité SIMI) augmentent avec la taille du paysage. Toutefois, il n'y a pas de convergence vers une taille à laquelle ces indices sont les plus explicatifs : le premier est explicatif dans des paysages de 1.5, 3.5 et 4.5 km, tandis que les deux autres sont explicatifs dans des paysages de 2.5 et 5.5 km de large.

Pour d'autres indices, il n'y a pas ou peu de variation des valeurs en fonction de la taille de fenêtre coulissante utilisée. C'est le cas notamment des indices de division, de contagion et de cohésion. Ces indices, qui apparaissent explicatifs à des tailles variables (de 1.5 à 5.5 km) gardent une valeur similaire quelle que soit la taille du paysage pris en compte. L'indice de cohésion indique une connectivité physique des patchs importante, qu'il soit calculé dans une fenêtre de 2.5, 3.5 ou 4.5 km. La valeur de l'indice de division décrit des espaces moyennement fragmentés, qu'il soit calculé dans une fenêtre de 2.5, 3.5 ou 5.5 km.

Que les valeurs varient ou non en fonction de la taille de fenêtre coulissante retenue, aucun choix réalisé *a priori* pour ce paramètre ne semble justifiable d'un point de vue statistique, ou plutôt, le choix de chacune des tailles de fenêtre est justifiable statistiquement. Si un paysage délimité par un carré de 1.5 km de côté semble être un minimum, que représente cette distance pour les espèces de rainette étudiées ? De nombreux indices apparaissent explicatifs lorsqu'ils sont calculés dans une fenêtre de 5.5 km de large : est–il possible alors de considérer qu'un tel contexte paysager permet d'expliquer la présence d'une des trois espèces de rainette ? Là encore, que représente cette distance pour les espèces ?

14.4.2 Sur le choix de la base de données d'occupation du sol

La comparaison entre les deux bases de données d'occupation du sol disponibles en Nouvelle-Aquitaine, CORINE Land Cover (CLC) et le Référentiel aquitain d'occupation du sol à grande échelle (OCS-GE), vise à rendre visible et expliciter les différences de résultats liées à la résolution spatiale de fabrication de ces données. En effet, pour être utilisées dans Fragstats, ces bases de données, téléchargées au format vectoriel, ont été rastérisées selon une résolution spatiale qui correspond à la taille de l'unité minimale cartographiée : respectivement 100 m (√10 ha) et 500 m (√25 ha).

L'étude des indices paysagers calculés avec CORINE Land Cover montre la pertinence de cette base de données d'occupation du sol lorsque le paysage est pris en compte dans un contexte assez large : 78% des indices calculés d'après cette base de données sont explicatifs lorsqu'ils sont calculés dans des fenêtres de 4.5 et 5.5 km. Logiquement, les indices explicatifs caractérisent principalement l'agrégation.

Le calcul d'indices paysagers d'après le Référentiel aquitain d'occupation du sol amène des résultats différents. La complexité du paysage, liée au nombre de polygones dans la fenêtre de calcul, semble mieux prise en compte : plus d'indices paysagers sont explicatifs et calculés selon une plus grande diversité de tailles de fenêtre coulissante (de 300 m à 5.5 km). Seuls 69% des indices sont calculés dans des paysages de 2.5 à 5.5 km de large, contre 100 % des indices calculés d'après CLC pour ces mêmes tailles de fenêtre. Les indices explicatifs d'après OCS-GE précisent la caractérisation du contraste (la moyenne et l'écart-type de l'indice de contraste de lisière complétent l'indice de contraste de lisière total), donnent des informations sur la forme des patchs (indice de contiguïté et ratio périmètre-aire) et sur la connectivité (indice de contagion), ces derniers n'étant pas présents lorsque les indices sont calculés d'après CLC.

Plusieurs indices paysagers sont de bons prédicteurs d'après les deux bases de données. Cependant, à l'exception de l'indice de similarité, ces indices sont toujours explicatifs à une taille de fenêtre inférieure quand ils sont calculés d'après OCS-GE par rapport à celle de CLC. La résolution spatiale plus fine du Référentiel aquitain permet donc d'atteindre une bonne prédiction en prenant en compte un paysage de taille plus restreinte. Néanmoins, la nécessité de cette complexité est questionnable : plutôt que d'aller jusqu'aux 8 classes regroupant 36.19% des points de présence, il serait possible de simplifier la compréhension de l'arbre de décision en l'arrêtant au troisième niveau, ce qui permettrait d'obtenir une combinaison d'indices moins complexes et seulement deux classes composées principalement de points de présence, tout en tenant compte d'un nombre de points de présence similaire (36.69%). Dans ce cas, les indices conservés seraient calculés principalement dans des paysages d'une taille comprise entre 3.5 et 5.5 km (comme CLC) et caractériseraient le contraste (écart-type de l'indice de contraste de lisière) et l'agrégation (indice de similarité moyen, indice d'agrégation). Le premier indice prédicteur est particulier puisqu'il s'agit de la densité de lisière, calculée dans une fenêtre de 300 m.

Il faut noter que l'objet observé varie en fonction de la résolution spatiale choisie (DRĂGUŢ & EISANK, 2011). Ainsi, la complexité paysagère décrite par OCS-GE correspond au nombre plus important de polygones décrits dans cette base de données. Cette complexité se retrouve dans la mise en cartes : les classes définies d'après OCS-GE apparaissent beaucoup plus morcelées que celles construites d'après CLC. De la même manière qu'un paysage kilométrique permet de reconnaitre des structures spatiales nécessaires à l'action politique en matière de biodiversité, la carte réalisée d'après CORINE Land Cover, moins complexe, permet de mieux distinguer les structures spatiales que la carte réalisée d'après le Référentiel aquitain.

14.4.3 Sur le choix des indices paysagers

Plusieurs auteurs notent que le nombre de variables explicatives à implémenter dans le SDM est limité (Guisan & Zimmermann, 2000 ; Francesco Ficetola et al., 2014). La réduction du nombre de variables paysagères nécessite donc des choix, qui peuvent être réalisés, entre autres, selon des critères statistiques. Ainsi, l'objectif serait de définir, parmi les indices paysagers expérimentés, lesquels sont statistiquement les meilleurs prédicteurs de la présence d'au moins l'une des trois espèces de rainette *Hyla arborea*, *Hyla molleri* et *Hyla meridionalis*.

Les deux paramètres précédemment discutés, la taille de la fenêtre et la base de données en entrée, amènent globalement à identifier la grande majorité des indices paysagers expérimentés comme de bons prédicteurs puisque seul l'indice nombre de patchs (NP) est absent de tous les arbres de décision.

Ainsi, s'il fallait intégrer au SDM tous ces indices, cela représenterait 22 rasters. Au-delà de ce nombre déjà trop important, il apparaitrait logique de ne conserver sur les rasters que les espaces sélectionnés d'après les valeurs identifiées dans l'arbre de décision. Or, elles peuvent être contradictoires : dans un même arbre de décision, une valeur inférieure et une valeur supérieure au seuil distinguant deux branches peuvent toutes deux aboutir à deux classes composées de points de présence.

La possibilité de combiner les indices paysagers constitue l'atout de la méthode de l'arbre de décision : en prenant l'exemple de la première analyse qui tient compte de tous les indices, la sélection des rasters de chaque indice prédicteur conduirait à intégrer 7 rasters dans le SDM tandis que les classes correspondant aux points de présence peuvent être décrites dans un unique raster. Dès lors, il est possible d'introduire dans le SDM cet unique raster, ou bien un lot de rasters correspondant aux classes d'une ou plusieurs tailles de fenêtres coulissantes ou à celles des deux bases de données d'occupation du sol. Faut-il faire le choix de combiner les indices identifiés à certaines tailles de fenêtre ou selon l'une des bases de données d'occupation du sol afin de conserver les qualités de chacun des paramètres privilégiés ? Comment décider des rasters à insérer ? Sur quels critères ? Statistiquement, tous les indices paysagers sont de bons prédicteurs en fonction des paramètres retenus.

14.4.4 Sur les interrelations entre l'indice paysager, la résolution spatiale et le groupe d'espèces

Comment expliquer que certains indices paysagers apparaissent comme de bons prédicteurs dans une certaine fenêtre, ou bien d'après une certaine donnée d'occupation du sol, et ne soient pas sélectionnés avec d'autres paramètres ? L'intérêt de ce travail est de s'interroger sur les interrelations entre la donnée d'occupation du sol et le paramétrage utilisés pour fabriquer les indices paysagers, vis-à-vis du groupe d'espèces étudié.

Le fait que des indices paysagers calculés dans de grandes fenêtres (5.5 km) et d'après la base de données de résolution spatiale la moins fine (CLC) soient identifiés en tant que prédicteurs de la présence d'au moins l'une des espèces du groupe de rainettes étudié, dont les capacités de déplacement sont faibles, peut paraitre contre-intuitif. L'hétérogénéité qu'ils décrivent pourrait amener à supposer l'existence de plusieurs milieux juxtaposés et de petite taille. Cependant, de tels milieux sont mal décrits par les données utilisées. En effet, afin d'utiliser le logiciel Fragstats, les données d'occupation du sol, de format vectoriel, ont été transformées au format raster. Cette rastérisation a été effectuée par un paramétrage qui conserve, au sein de chaque cellule, le type

d'occupation du sol dominant, c'est-à-dire celui qui occupe la plus grande superficie dans la cellule. Cette méthode a pour limite d'aboutir à une « disparition » des éléments linéaires, tels que les routes, qui peuvent pourtant avoir un impact non négligeable sur les rainettes, mais aussi des types d'occupation du sol dont la superficie est peu importante.

Avec un tel paramétrage, les discontinuités mises en exergue dans les indices paysagers calculés par Fragstats sont liées à la configuration des matrices Epaisseur de lisière et Contraste notamment et ne peuvent pas refléter la fragmentation des milieux par les routes, ou au contraire la proximité potentiellement bénéfique à de petits plans ou cours d'eau. Il serait donc intéressant de traduire en cartes les discontinuités modélisées d'après les paramètres du logiciel afin de mieux comprendre ce que sont capables d'exprimer les indices paysagers en termes de fragmentation et de connectivité des milieux. D'autre part, dans le précédent rapport, il était apparu que « les points de présence s'expliquent non pas par le poste dominant mais par les autres types d'occupation du sol présents dans ces mailles » (MALLARD, 2019). Tester la possibilité d'inclure la diversité d'une maille en une seule information pour la caractériser et l'inscrire dans le calcul des indices paysagers constitue l'une des perspectives de cette recherche méthodologique.

Lorsque les différences entre les cartes et les chiffres liées à la représentativité sont observées, aucun choix ne semble évident quant à décider quel(s) indice(s) paysager(s) utiliser et, *a fortiori*, selon quels paramètres ces derniers ont été calculés. Il n'y a pas un choix plus légitime qu'un autre. Dès lors, il semblerait intéressant d'accoler ces résultats abstraits aux connaissances des naturalistes en charge du suivi des espèces. Est-ce que des critères basés sur cette expertise pourraient permettre d'opérer des choix là où les critères statistiques en sont incapables, ou pour le moins expliciter certains résultats afin d'orienter ces choix ?

14.5 Conclusion

Les analyses présentées dans ce chapitre constituent la seconde étape vers la constitution d'un jeu de données paysagères intégrables en tant que variables explicatives dans les SDM. L'étude conserve une focale particulière sur les enjeux liés à la résolution spatiale des données et l'exploration des possibilités d'articuler des informations disponibles à différentes résolutions.

Dans un premier temps, il s'agissait d'analyser la capacité des métriques paysagères à prédire la présence de l'une des trois espèces étudiées grâce à l'utilisation d'arbres de décision, afin de justifier statistiquement un choix parmi les métriques calculées et permettre ainsi de réduire le nombre de variables à intégrer dans le SDM.

Dans un second temps, les indices paysagers prédicteurs ont été traduits en cartes. Cette spatialisation des résultats permet d'observer l'adéquation entre la sélection statistique des métriques et la cohérence des structures spatiales qu'elles décrivent sur le territoire étudié. Celles-ci sont notamment utiles pour identifier les espaces pouvant faire l'objet de politiques publiques environnementales.

Tout au long du chapitre, les différences de résultats liées au paramétrage du calcul des indices (base de données d'occupation du sol utilisée, taille de fenêtre coulissante) ont été mises en exergue. Il est apparu, contrairement à ce qui avait été imaginé, que les faibles capacités de déplacement des espèces étudiées ne nécessite pas pour autant la mobilisation d'une donnée d'occupation du sol à fine résolution spatiale et le calcul des indices paysagers dans des fenêtres de petite taille.

Parmi les perspectives de ce travail, une extension à l'ensemble du territoire régional doit être mise en œuvre. Par ailleurs, la méthode doit être appliquée en distinguant les trois espèces étudiées. Les modifications dans les arbres de décision tant du point de vue de l'identification des indices explicatifs que de leur valeur seuil pourraient traduire leurs différences biologiques.

Si leur intégration en tant que variables explicatives dans un SDM parait complexe, les indices paysagers visent à introduire, d'une part, le rôle joué par l'espace, et d'autre part, les interactions entre la société et la Nature et les dynamiques inhérentes au socio-écosystème qui peuvent être traduites en partie par l'occupation du sol.

PARTIE VII. CONSERVATION DES ESPÈCES

Chapitre 15. Relever le défi de la conservation de la biodiversité à l'échelle régionale pour s'adapter au changement climatique

Auteur : *Fanny Mallard*

Les objectifs mondiaux de développement durable (ODD), en particulier la protection de la faune et de la flore terrestre et la lutte contre les changements climatiques, visent à conserver les écosystèmes pour un avenir durable pour tous. La biodiversité contribue à l'adaptation au changement climatique mais elle est impactée par cette pression. Des actions à l'échelle locale sont nécessaires pour mettre en place des stratégies de conservation de la biodiversité dans les décennies à venir. L'enjeu est de développer une approche scientifique multi et transdisciplinaire des impacts du changement climatique sur la biodiversité à une échelle locale de décision.

Cet ouvrage propose une méthodologie de recherche action. Des acteurs régionaux ont déjà été mobilisés autour d'une démarche d'action scientifique qui s'inscrit dans une méthodologie en 3 étapes clés.

La première étape appelée « Connaitre » définit des indicateurs biologiques pour mettre en place un réseau de suivi des effets sur la biodiversité locale. L'hypothèse de recherche est que les effets locaux peuvent être étudiés à partir d'indicateurs d'espèces de flore et de faune à faible capacité de mouvement, appelées les sentinelles du climat. Chaque indicateur est associé à un protocole de suivi scientifique normalisé à l'échelle locale.

La deuxième étape « Comprendre » est la standardisation des analyses de données pour relier le changement climatique aux données biologiques à l'échelle locale.

Au troisième stade « Agir », les connaissances développées depuis 2016 dans le programme permettent de proposer les premières réflexions de stratégies de conservation dans ce chapitre, dans l'objectif de suivre, protéger et prévenir l'extinction des espèces et en promouvoir la conservation. Ces premières ébauches de réflexion amèneront au développement d'un programme les sentinelles du climat 2.0 en 2022 suite de ce premier programme.

15.1 Biologie de conservation appliquée

La conservation de la biodiversité nécessite d'aborder la diversité biologique à plusieurs échelles (espèce, habitat, écosystème), d'identifier les causes du déclin à chaque échelle (VITT & CALDWELL, 2009), pour maintenir des écosystèmes fonctionnels constitués d'espèces en interaction (DOBSON *et al.*, 2013).

La conception de l'application de la conservation des espèces sentinelles du climat dans le projet est à la fois descriptive, théorique, expérimentale et s'effectue à deux niveaux *in situ* (conservation sur site) et *ex situ* (conservation hors site) (Fig. 346). La conservation *in situ* se base sur la protection et le maintien de la biodiversité dans leur milieu naturel. La protection non-interventionniste peut se faire via l'acquisition foncière d'espaces naturels, par des instruments juridiques et la sensibilisation de divers publics au respect de la nature. La protection interventionniste se caractérise par l'action directe sur le milieu naturel c'est-à-dire la restauration d'un état dégradé et la gestion pour maintenir un état de référence. La conservation *ex situ* est réalisée uniquement en complément de celle *in situ* ou en dernier recours quand la conservation *in situ* n'est pas ou plus possible. La conservation *ex situ* consiste en des élevages de populations permettant par la suite des réintroductions pour renforcer les populations dans leur milieu naturel ou des collections de banques de gènes (MALLARD, in press).

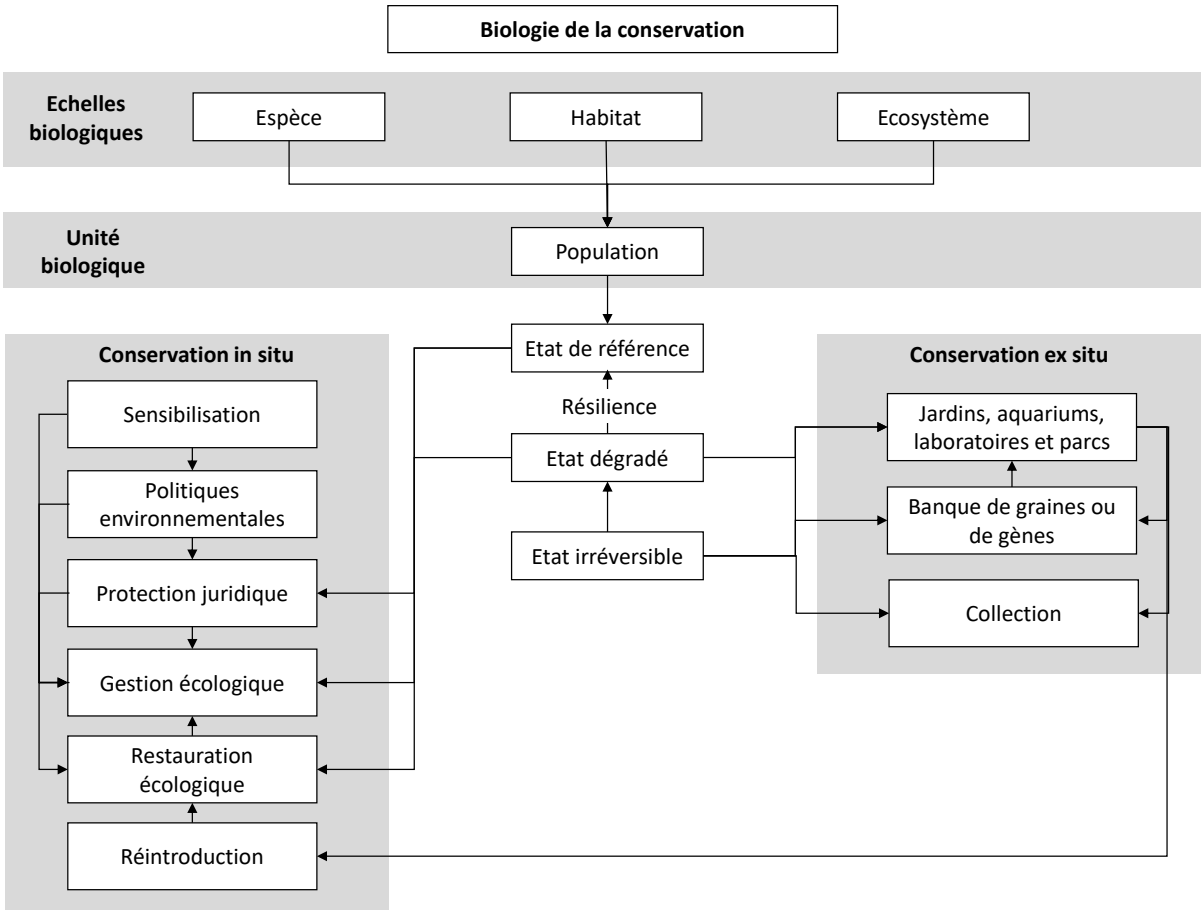


Fig. 346. Actions de conservation des espèces inscrites dans la biologie de conservation (MALLARD, in press).

La conservation des espèces sentinelles du climat *in situ* implique la protection des composants naturels ainsi que les processus écologiques et évolutifs qui se produisent dans ce système. L'unité biologique d'étude de la conservation pour ces trois échelles est la population. Nous associons ainsi l'écologie des populations à l'écologie de la restauration et de la gestion de la biodiversité. Les actions de conservation proposées à l'échelle du territoire de la Nouvelle-Aquitaine sont basées ici sur la connaissance développée à partir du réseau de suivi local et sur l'étude de toutes les pistes possibles d'actions.

15.2 Protection juridique

Les espaces naturels protégés sont considérées comme la base essentielle à la conservation in situ. En France, une quarantaine d'outils juridiques de protection de la biodiversité existent avec une effectivité juridique plus ou moins forte contre des projets anthropiques destructeurs tels que des projets routiers. En effet, malgré cet arsenal juridique, la superposition des instruments n'implique pas forcément une protection concrète des espaces naturels. Parmi les instruments les plus effectifs ayant pour objectif la protection stricte des espaces naturels, on y retrouve les espaces protégés en application de mesures et de politiques de droit communautaire ou européen (réseau Nature 2000) et les espaces protégés à l'échelle nationale (les réserves naturelles, les parcs nationaux) (MALLARD & FRANÇOIS, 2013).

En région Nouvelle-Aquitaine, le triangle landais ou les Landes de Gascogne est une zone dominée par une pinède introduite par l'Homme et des patchs d'agriculture. Sous les pins, on retrouve différents milieux humides morcelés telles que les landes humides et les lagunes. Les landes humides étudiées sont constituées de la molinie désignant diverses plantes de sols humides de la famille des *Poaceae* et des Bruyères notamment *Erica tetralix*. Les lagunes, témoins de l'époque glacière, sont des plans d'eau de formes circulaires fréquentes dans les zones interfluviales de la lande humide. Dans ces milieux, les espèces étudiées, la Rainette ibérique, le Lézard vivipare et le cortège de papillons de landes humides ont montré une sensibilité au printemps plus chaud et sec qui peut, avec le changement climatique à terme, impacter la résilience des populations. Ces milieux vulnérables sont à protéger juridiquement en priorité.

Actuellement, dans le triangle landais, plusieurs de ces milieux sont concernés par le classement Natura 2000. L'outil Natura 2000 permet la conservation d'espèces et d'habitats ciblés. Les formulaires standards sont basés sur une liste de cibles incomplète et indépendante du contexte de terrain. L'utilisation bureaucratique stricte de ces formulaires entraine une inefficacité des actions de conservation. Il est indispensable d'ajouter l'étude du fonctionnement des populations, des communautés et des écosystèmes dans un contexte plus large (BATTISTI & FANELLI, 2015). Un inventaire au niveau national recense les zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF). Cet outil de connaissance n'a qu'une valeur d'expertise mais montre de nombreux espaces non protégés qui pourraient être classés pour créer de grands couloirs de connexions entre les zones humides. Certaines zones étudiées du triangle landais sont classées en réserves naturelles nationales. Un certain nombre d'activités y sont interdites ou réglementées. Dans le programme, trois réserves sont étudiées pour les landes humides et lagunes, la Réserve naturelle nationale géologique de Saucats- La Brède, la Réserve nationale d'Arjuzanx et Réserve naturelle nationale de l'Étang Noir. En plus, La Réserve naturelle nationale du Pinail a récemment été ajoutée comme site d'étude dans le programme. Cette protection en réserve naturelle est la plus coercitive pour ces types d'habitats fragiles. Il pourrait être intéressant de créer de nouvelles réserves pour générer un maillage de protection efficace pour ces milieux. Une proposition complémentaire serait de créer une grande

réserve naturelle protégée sans intervention humaine de 6000 ha en région Nouvelle-Aquitaine s'inspirant des grands parcs (comm. pers. Christophe Coïc) tel que celui du Parc national de Yellowstone aux Etats-Unis, ou du concept de re-wilding comme développé au nord de l'Amérique (DONLAN, 2005). De grands espaces permettent à la nature de trouver un équilibre de fonctionnement sans avoir besoin d'une intervention de gestion humaine. Ce concept appelé en français le ré-ensauvagement s'inscrirait dans cette nouvelle approche de la conservation en cours de développement en Europe depuis 2011 (REWILDING EUROPE, 2020).

Un autre milieu sensible est le milieu montagnard des Pyrénées. La partie occidentale du massif montagneux des Pyrénées est classée en Parc National. L'interdiction générale d'altérer le caractère des Parcs nationaux, conformément à l'objectif de l'art. L. 331-1 C. Env. constitue la disposition fondamentale de leur statut général. Le Parc National des Pyrénées est situé au sud du pays dans la partie occidentale du massif montagneux des Pyrénées, à cheval sur les départements des Hautes-Pyrénées (région Occitanie) et des Pyrénées-Atlantiques (région Nouvelle-Aquitaine). Il protège une partie des habitats des espèces du projet sentinelles du climat. Une proposition pourrait être d'étendre la protection sur toute la partie de l'étage alpin et des étages de basses altitudes.

Ces instruments prennent encore peu en compte la notion d'écosystème. Les raisons sont liées à la difficulté d'accessibilité à cette notion en lien avec l'absence d'outil pratique d'aide à la décision. La mise « sous cloche » de la nature ne reste qu'une protection d'urgence à court terme pour éviter les atteintes causées par la destruction des sites remarquables. L'inventaire ZNIEFF recense de nombreux sites rares, exceptionnels restant à protéger, qui en majorité ne bénéficient d'aucune protection juridique, même minime (Fig. 347). Actuellement, le réseau communautaire Natura 2000 est la protection la plus intéressante en prenant en compte les maillages entre espaces naturels. Cependant, la sphère nationale d'application est limitatrice au regard des exigences communautaires. Il n'est pas nécessaire de multiplier encore les mesures. La Loi Grenelle II sur la trame verte et bleue permettrait de compenser les déficiences de conservation, si elle se basait sur des obligations coercitives et non sur le seul volontariat (MALLARD & FRANÇOIS, 2013).

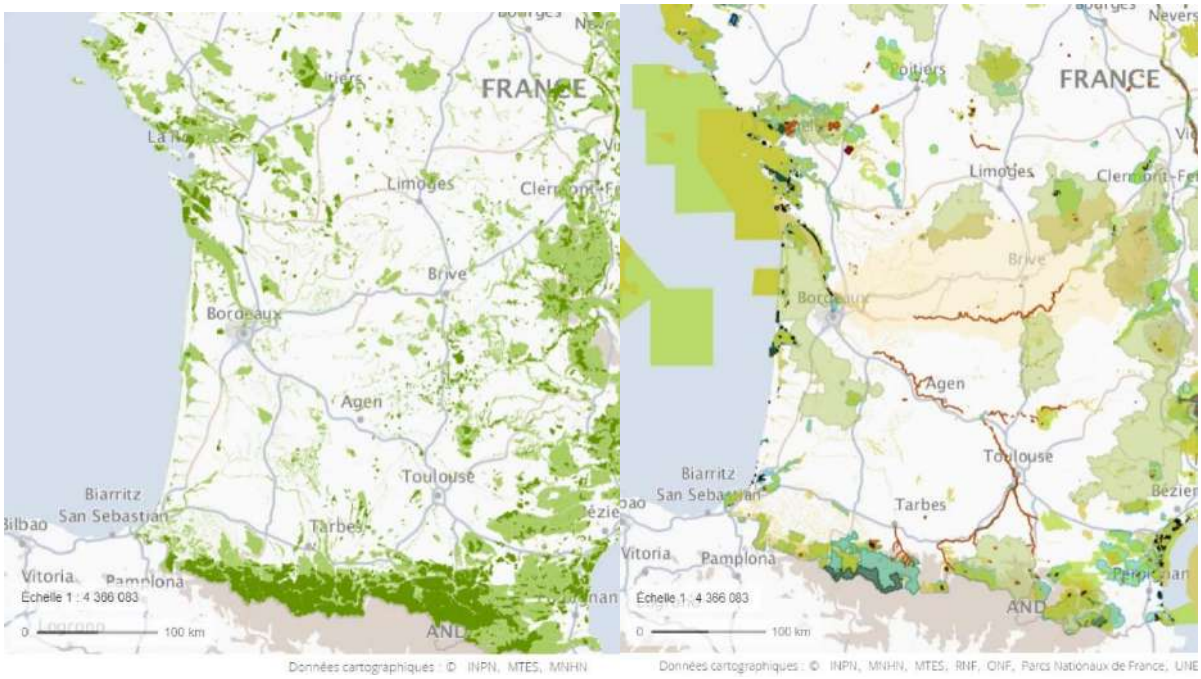


Fig. 347. Carte des sites d'intérêts écologiques ZNIEFF (à gauche) et carte des sites classés (à droite) en région Nouvelle-Aquitaine (sud-ouest de la France).

15.3 Gestion

Puisqu'il est actuellement difficile par rapport à la pression socio-économique de protéger toutes les landes humides, les lagunes et les zones de montagne, une proposition en complément est l'achat de ces zones (protection par maitrise foncière) et la gestion de propriétés privées par le Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Aquitaine. Cette association est un partenaire privilégié de la Région Nouvelle-Aquitaine pour la préservation et la gestion des espaces naturels du territoire. L'écologie de la gestion consiste à mettre en place les outils de base pour comprendre, planifier, mettre en œuvre, mesurer, analyser et documenter les mesures visant à améliorer ou maintenir la biodiversité. Elle est basée sur divers plans d'échantillonnages, techniques de mesure et de méthodes analytiques nécessaires pour développer et réaliser un projet de gestion, y compris la création d'un rapport ou d'un plan de gestion. Le plan de gestion comprend une description et une analyse de l'état initial (état initial) ; une évaluation de la valeur patrimoniale (avec définition des objectifs de gestion) ; une programmation des opérations ; les modalités d'évaluation du plan. La réussite de la gestion nécessite d'avoir une approche holistique à différentes échelles du site, au paysage, à la région (McComb, 2015). La gestion de conservation doit se baser sur les principes mathématiques permettant d'évaluer et *modéliser les mesures de gestion* sur l'utilisation et sélection de l'habitat; fragmentation, mouvement et couloirs de l'habitat; viabilité de la population et les réponses évolutives aux perturbations (Grames & Elphick, 2020).

En pratique, la gestion consiste à conserver l'état des sites (gestion d'entretien) des milieux sensibles étudiés. Cette gestion d'entretien concerne la plupart des pelouses calcicoles en Dordogne et Lot-et-Garonne en dynamique stable qui n'ont besoin pour certaines que de quelques coupes ponctuelles sur site de pins, chênes, genévriers. Dans les lagunes et les landes humides en bon état, cela consiste à y maintenir la molinie, à améliorer leur système hydraulique en supprimant les pins près des berges pour éviter le pompage de l'eau par ces essences. La gestion vise également à améliorer l'état du site par des pratiques environnementales appropriées telles que pâturage, fauche, etc. (gestion de restauration). Le pâturage ovin est une solution intéressante pour les pelouses calcicoles en cours de fermeture telles que celles de Gironde. Pour les landes humides et les lagunes, le développement d'un partenariat avec les agriculteurs du territoire permettrait d'améliorer la circulation hydraulique en gérant le réseau des fossés et la mise en place de haies bocagères. Pour les landes les plus dégradées, la mise en place de fauche peut être intéressante pour débroussailler les zones humides notamment à *Gentiana pneumonanthe.* Dans l'étage alpin, le surpâturage doit être évité pour protéger les populations végétales de sedum et joubarbes, les plantes hôtes de l'Apollon *Parnassius apollo*, et les orthoptères de montagne dont le *Gomphocerus sibiricus* qui sont très sensibles à la structuration végétale. Globalement, la lutte contre les espèces envahissantes et indésirables pour l'écosystème doit être réalisée sur l'ensemble des milieux. Plus particulièrement, dans les torrents de montagne à *Rana pyrenaica,* la lutte contre les truites introduites pour la pêche permettrait d'améliorer l'état des populations. La gestion par l'alimentation complémentaire à des fins de conservation peut être une solution de dernier recours en attendant que l'habitat soit favorable à l'alimentation des espèces (Martínez-Abraín & Oro, 2013).

15.4 Restauration

La protection juridique et la gestion permet de protéger les zones naturelles exceptionnelles existantes. Cependant, pour que ces milieux restent fonctionnels, il faut un maillage d'espaces naturels de zones transitoires pour que les espèces y circulent et accomplissent leur cycle biologique en utilisant différentes zones, mais également d'améliorer les échanges génétiques entre populations (MALLARD, 2014). Cette région étant occupée à 84% de zones agricoles et de forêts, des zones doivent être restaurées pour densifier ce maillage. La restauration se base sur l'*écologie de la restauration,* une science qui fournit des outils d'aide à la décision à destination des politiques, des propriétaires et des gestionnaires d'espace, pour arrêter la dégradation et restaurer vers un état de référence la biodiversité dégradée ou détruite par le changement climatique et par d'autres facteurs. L'état de référence est la composition attendue du milieu naturel, permettant d'atteindre un état idéal pour lequel le fonctionnement et les services écologiques rendus sont optimaux (MALLARD *et al.*, 2011 ; MALLARD, 2014).

L'habitat du Lézard ocellé est la dune grise qui se distingue par une formation herbacée de type pelouse, composée de plantes fixatrices de sable. Cet habitat risque de disparaitre avec l'augmentation des tempêtes. Une solution serait de créer des trouées dans la dune boisée de pins pour régénérer des habitats de dune grise. La restauration de cet habitat devra concerner les espèces typiques de ce milieu mais également la disposition de refuges, de souches et de roches pour le lézard. La restauration des landes humides à *Gentiana pneumonanthe* est une priorité avec la création de nouvelles landes pour créer un maillage de zones humides.

15.5 Politique environnementale et de sensibilisation

Le succès de la conservation nécessite non seulement des compétences scientifiques et techniques, mais également des compétences dans les domaines politique, social et culturel (HOWELL *et al.*, 2011).

L'enjeu est de travailler avec les décideurs du territoire de la région et des Départements pour proposer des zones prioritaires dans les politiques environnementales. Les outils de protection sont la création d'aires protégées ou de zones gérées dans une stratégie de création de réserves génétiques. La modélisation de la répartition actuelle et future des espèces présentée dans les chapitres précédents permet d'identifier des zones à enjeux pour la biodiversité et donc des zones vulnérables à protéger en priorité pour le présent et pour le futur. En effet, les zones à enjeux d'aujourd'hui peuvent évoluer dans le futur avec le déplacement ou l'extinction des espèces.

D'après les premiers résultats, les milieux les plus vulnérables sont les zones humides et le milieu montagnard. Ces habitats doivent être maintenus sur des surfaces suffisamment grandes pour permettre une taille de population suffisante avec une diversité génétique nécessaire à la survie des populations. Ces zones doivent être protégées de toutes autres activités anthropiques qui pourraient dégrader le milieu.

Le contexte socioéconomique et politique peut empêcher la mise en place de ces actions de conservation *in situ*. La sensibilisation de l'ensemble des acteurs du territoire, dont le grand public, est aussi une action de conservation indispensable. Le développement de la connaissance sur le territoire est en cours. Cependant, les actions de conservation deviennent urgentes et déjà les premiers résultats permettent d'orienter des axes de conservation. Les acteurs du programme ont mis en place un cadre de médiation permettant de montrer la science en construction et de diffuser en accès libre la connaissance auprès du grand public et des scolaires.

Les outils de productions orales pour le grand public sont des vidéos présentant les questionnements sur le changement climatique, les effets sur la biodiversité et le travail sur le terrain des naturalistes et chercheurs. Des conférences participatives sont également réalisées auprès du grand public pour notamment les interpeller sur le fait que la *biodiversité près de chez eux* est également impactée par le changement climatique et non pas seulement les espèces emblématiques et lointaines comme l'Ours polaire. Des animations, jeux de piste et expositions permettent également la découverte des espèces sentinelles du climat, de se mettre dans la peau d'un scientifique et plus généralement de réfléchir sur des actions à leur échelle en faveur de la protection de la biodiversité. *L'Observatoire des sentinelles* (obs.sentinelles-climat.org), projet de sciences citoyennes, a pour objectif l'observation des effets du changement climatique sur la phénologie des espèces. Pour ce faire, il est proposé au public d'observer le cycle de vie d'espèces communes, largement réparties et faciles à reconnaître (MALLARD, 2017b). L'observatoire s'adresse au grand public, mais aussi aux groupes, et plus particulièrement aux groupes d'enfants ou de jeunes accompagnés dans le cadre scolaire par leurs enseignants. Sur l'année scolaire 2017-2018, trois projets-test ont été mis en place par l'association Cistude Nature avec des enfants de niveaux scolaires différents. Des sorties sont effectuées sur un site naturel à proximité de l'école, afin que les différentes classes étudient le milieu à l'aide d'outils de détermination des espèces floristiques et faunistiques. Enfin, les productions orales mais également écrites sont disponibles sur un site internet dédié www.sentinelles-climat.org. Toutes les productions scientifiques écrites sont en *accès libre et gratuit*.

15.6 Conservation ex situ

Lorsque la conservation *in situ* est difficile ou impossible parce que l'état est trop dégradé et donc irréversible ou que le contexte socio-économique ne permet pas une protection du milieu naturel, alors la conservation peut s'appuyer sur l'approche *ex situ* qui consiste à réaliser des élevages des populations, hors de leur habitat originel, dans des jardins, parcs, aquariums, laboratoires mais également de placer les populations dans un autre milieu sauvage. Cette approche permet de créer une banque de diversité et de réaliser de la réintroduction d'espèces lorsque les conditions sont redevenues favorables dans leur milieu originel (EWEN *et al.*, 2011). La conservation consisterait ainsi à la mise en place de protection des habitats de l'espèce (conservation *in situ*), couplées à des élevages en parc afin de renforcer les populations naturelles par l'adjonction de spécimens (conservation *ex situ*). Cette solution peut être associée à l'image d'une arche de Noé.

Les espèces concernées par cette approche d'élevage sont les espèces sentinelles du climat pour les catégories de la liste rouge de l'UICN à partir du statut quasi-menacé. *Rana pyrenaica* et *Vipera berus*, *Parnassius apollo* sont classées respectivement en EN (en danger) et VU (vulnérable), et *Iberolacerta bonnali, Phengaris alcon* NT (quasi menacée). Les élevages de *Rana pyrenaica* pourraient être envisagés dans des parcs animaliers de la faune sauvage tels que le Zoodyssée en forêt de Chizé (comm. pers. Christophe Coïc). Les spécimens de *Parnassius apollo* pourraient être introduits dans les zones favorables qui ne sont pas encore colonisées par cette espèce à cause des barrières naturelles et artificielles qui ne lui permettent pas d'accéder aux sites. Concernant l'espèce *Phengaris alcon*, elle a un cycle biologique complexe et l'étude spécifique sur la phénologie de cette espèce est difficile en milieu naturel. L'élevage en laboratoire peut également permettre de mieux comprendre les relations complexes entre les espèces et l'effet du changement climatique. Par exemple, un projet expérimental ExplorEcoLab développé par l'association scientifique Exploratory Ecology étudie en condition de laboratoire les effets du changement climatique sur la relation papillons-plantes hôtes-fourmis (EXPLORATORY ECOLOGY, 2020).

Ces élevages comportent cependant des limites qui sont les suivantes : difficulté d'établir des populations captives autosuffisantes, coûts élevés des programmes d'élevage en captivité, faible succès des tentatives de réintroduction et effets génétiques négatifs de la domestication sur les taux de reproduction. Certaines espèces sont cependant plus sensibles aux programmes d'élevage en captivité que d'autres. Par exemple, la perte mondiale d'espèces d'amphibiens est principalement combattue par l'élevage en captivité, car la petite taille du corps, les faibles besoins d'entretien, la reproduction répétée et la forte fécondité des grenouilles permettent une constitution rapide de populations en captivité.

Ces élevages peuvent également être une sauvegarde de collection de la diversité spécifique et génétique assurant la survie des espèces menacées et le maintien de la diversité génétique associée. Des méthodes en laboratoire en complément permettent un sauvetage et une préservation de matériel génétique et reproductif des espèces actuelles menacées : culture *in vitro* ou conservation d'embryons congelés, stockage des graines, banque de graines ou de gènes, reproduction en captivité, stockage d'embryons, de sperme, ovule, ADN.

CONCLUSION : SYNTHÈSE DES RÉSULTATS CLÉS

Auteur : *Fanny Mallard*

• Démarche du programme

Les objectifs mondiaux de développement (ODD), en particulier « Life of Land » visent à conserver la biodiversité pour un avenir durable pour tout le vivant. En effet, la biodiversité est essentielle comme solution pour contribuer à l'adaptation au changement climatique, mais elle est impactée par cette pression. La biodiversité décline actuellement 100 à 1 000 fois plus rapidement que ce qui est considéré comme son rythme d'évolution « naturel ». Selon les dernières estimations scientifiques, cette perte est exceptionnellement rapide et d'origine anthropique. Une sixième période d'extinction de masse est en cours. Parmi les principales causes du déclin de la biodiversité, par sa rapidité, le changement climatique est une préoccupation majeure à prendre en compte pour les écosystèmes, pour la flore et la faune sauvages. Le changement climatique a également la particularité d'alimenter et d'amplifier les autres impacts, tels que la modification ou le changement d'utilisation des terres, la fragmentation de l'habitat, la surexploitation, la pollution, l'appauvrissement des écosystèmes et la propagation des espèces exotiques envahissantes.

L'échelle régionale est un niveau de décision politique intermédiaire pertinent pour la mise en œuvre d'actions de lutte contre le changement climatique, de préservation de la biodiversité et de médiation. À cette échelle, il est possible de mobiliser une communauté d'acteurs entre science et société et de la placer dans le cadre d'un processus de recherche. Cette « recherche-action » doit reposer sur une méthodologie scientifique indépendante de l'observateur. L'objectif est d'observer, de mesurer, d'analyser et de modéliser l'impact du changement climatique sur l'état de la biodiversité, de proposer des solutions pour la conservation des espèces et d'en assurer le suivi dans le temps. Suite aux travaux du Comité Scientifique Régional sur le Changement Climatique en région Nouvelle-Aquitaine constatant le manque de connaissances au niveau régional, le programme de recherche « sentinelles du climat » dans la région Nouvelle-Aquitaine a été mis en place. Cette région est un laboratoire à ciel ouvert pertinent par son contexte géographique. Elle est exposée au changement climatique et présente une grande variété d'écosystèmes naturels.

Pour mesurer l'état de la biodiversité, les indicateurs permettent une réduction du nombre de mesures. Ils simplifient l'approche de phénomènes complexes. Les indicateurs utilisés sont d'ordre « biologique » et concernent des espèces de flore et de faune étudiées dans leur milieu. L'état et l'évolution de ces indicateurs sont reliés à un ensemble de variables de pression climatique mesurées à des échelles de temps et d'espace différentes. Ces données horaires, journalières et annuelles concernent la température, l'hygrométrie, la pluviométrie, la radiation solaire, la vitesse du vent, etc. afin de dégager des tendances de l'impact de leurs variations sur l'état de la biodiversité années après années.

À partir d'un état de l'art des connaissances, de critères définis et d'une importante base de données empiriques des productions d'atlas de la flore et de la faune en région Aquitaine, les espèces et les groupes d'espèces « indicateurs » ont été développés pour les 5 types de milieux naturels sensibles (Fig. 5). 21 indicateurs dits « sentinelles du climat » ont été développés en 2016. Ces espèces ont été sélectionnées selon les critères : capacité de déplacement limitée, inféodées aux écosystèmes

sensibles, sensibilité au changement climatique, biologie et écologie connues, observations faciles et objectifs de conservation.

L'évolution des indicateurs est suivie pour chacun des écosystèmes et habitats étudiés suivants :

- la flore et les végétations des milieux dunaire, sec, humide, montagnard et forestier ;
- les lépidoptères des pelouses sèches, de landes humides et des pelouses de montagne, avec deux études spécifiques sur les espèces sentinelles du climat : *Phengaris alcon* écotype « *alcon* » (Denis &Schiffermüller, 1775) – Azuré des mouillères des landes et prairies humides tourbeuses à paratourbeuses ; et *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) – Apollon et cortège lépidoptérique associé aux pelouses thermophiles montagnardes ;
- Leucorrhines et cortège d'odonates associé des lagunes des Landes de Gascogne ;
- *Gomphocerus sibiricus* (Linnaeus, 1767) et le cortège des orthoptères associé des prairies et pelouses de montagne des Pyrénées-Atlantiques ;
- *Hyla molleri* (Bedriaga, 1889) – Rainette ibérique des lagunes du triangle landais et *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) – Rainette verte des mares des landes et du bocage Picto-Limousin ;
- *Rana pyrenaica* (Serra-Cobo, 1993) – Grenouille des Pyrénées des torrents de montagne ;
- *Timon lepidus* (Daudin, 1802) – Lézard ocellé des dunes grises du littoral aquitain ;
- *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) – Lézard vivipare des landes humides et tourbières de Nouvelle-Aquitaine ;
- *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) – Lézard de Bonnal et les lézards gris des affleurements et éboulis rocheux de montagne ;
- *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) et les vipères des landes humides d'altitude ;
- *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) – La Marmotte des Alpes des pelouses et rocailles pyrénéennes.

L'objectif est de projeter les réponses de ces espèces sentinelles face au changement climatique à différentes échelles spatio-temporelles pour proposer des actions de conservation des espèces selon une démarche de recherche en 3 étapes clés (Fig. 2).

1- La première étape appelée « Connaitre » définit des indicateurs biologiques pour mettre en place un réseau de suivi des effets sur la biodiversité locale (Indicateurs, Fig. 2). L'hypothèse de recherche est que les effets locaux peuvent être étudiés à partir d'indicateurs d'espèces de flore et de faune à capacité de déplacement limitée, appelées sentinelles du climat. Chaque indicateur est associé à un protocole de suivi scientifique normalisé à l'échelle locale.

2- La deuxième étape « Comprendre » est la standardisation des analyses de données pour relier le changement climatique aux données biologiques à l'échelle locale.

Trois réponses spécifiques au changement climatique sont ainsi suivies selon des échelles spatio-temporelles différentes : déplacement des aires de répartition, changements phénologiques, modifications d'écophysiologie. Trois échelles d'études sont identifiées (Données, Fig. 2) :

- **Échelle macro-climatique/écologique** (Données, Fig. 2) :
  - Données de points de présence des espèces des observatoires régionaux Système d'Information sur la Faune sauvage de Nouvelle-Aquitaine (https://observatoire-fauna.fr/) et l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (https://obv-na.fr/observatoire),
  - Données de Météo France sur la plateforme www.drias.fr du modèle CNRM 2014 (Aladin 52), variables température, précipitations, humidité, chutes de neige, rayonnement, vent pour les scénarios : RCP 2.6 (Réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES)) ; RCP 4.5 (stabilisation des GES) ; RCP 8.5 (fortes émissions des GES) et pour les périodes : Référence ou Présent (1991 à 2020) ; Horizon proche (H1 = 2021-2050) ; Horizon moyen (H2 = 2040-2070) ; Horizon lointain (H3 = 2071-2100). Ces données sont liées à une résolution de mailles de 8kmx8km qui sont redécoupées en mailles de 1kmx1km.

La donnée présence permet une modélisation corrélative c'est-à-dire d'identifier par corrélation les variables climatiques (base de données de Météo France) qui caractérisent la répartition actuelle et de projeter la répartition des espèces suivantes : flore et végétations (travaux de recherche du CBNSA), rainettes, Lézard vivipare, vipères (travaux de recherche du CEBC), lépidoptères, odonates, Marmotte des Alpes (travaux de recherche de Cistude Nature), Lézard ocellé, Lézard de Bonnal et Lézard catalan, Grenouille des Pyrénées (thèse de F. Hugon UPPA).

- **Échelle méso-climatique/écologique** (Données, Fig. 2) :
  - Données d'abondance sur 251 sites d'étude en Nouvelle-Aquitaine (Fig. 3) de 2017 à 2021 selon des protocoles d'échantillonnage standardisés basés sur des méthodes reconnues au niveau national et adaptées à la problématique du changement climatique,
  - Mesures horaires en continu de la température et de l'humidité de l'air avec un réseau de 178 stations météorologiques (160 stations à 1m10-1m50 du sol et 18 stations à 10-50cm du sol).

Les données présence ne sont pas suffisantes pour réaliser une modélisation de l'évolution fine de la répartition des espèces. Les données d'abondance des individus sont plus difficiles à obtenir. La combinaison de ce deuxième type de données d'abondance avec celui des données de présence enrichit et valide les modèles corrélatifs précédents. Cette analyse « mécanistique » consiste en une démarche sous-jacente de compréhension des processus. Ces données d'abondance nécessitent des suivis protocolés des populations à l'échelle méso-écologique.

- **Échelle micro-climatique/écologique** (Données, Fig. 2)
  - Données de sondes biomimétiques et en laboratoire dans des enceintes climatiques

L'écophysiologie contribue à une vision globale des impacts du changement climatique sur les organismes et leurs réponses évolutives. Les stades de développement des espèces ont des plages d'accumulation d'énergie de croissance différentes reflétant une spécialisation en fonction des régimes dynamiques subis de niveaux de température, de l'évolution de l'habitat de protection et les caractéristiques de mode de vie. Leurs limites apparentes de température peuvent être modifiées par acclimatation ou plutôt par adaptation évolutive. À l'échelle micro-écologique, les espèces et leurs stades de vie ont des plages thermiques différentes reflétant la spécialisation à des régimes de température. Ces réponses écophysiologiques des individus sont étudiées au moyen de dispositifs expérimentaux sur le terrain (thèse F. Hugon UPPA) en utilisant des thermocouples placés dans des modèles biomimétiques permettant d'imiter les propriétés thermiques des organismes de la Grenouille des Pyrénées, du Lézard ocellé, du Lézard de Bonnal et du Lézard Catalan. Certaines espèces sont également étudiées en conditions contrôlées (rainettes, lézards et vipères) afin de clarifier les réponses physiologiques et comportementales aux contraintes thermiques et hydriques (étude en laboratoire du CEBC).

Le changement climatique n'est pas le seul facteur impactant les espèces étudiées. Les données biologiques issues de sites d'étude sont à relier à un contexte paysager, associé à des effets d'autres facteurs anthropiques. Une méthode est de s'appuyer sur des indices paysagers (Données, Fig. 2) permettant de replacer ces écosystèmes dans l'espace en étudiant leur taux de dégradation et les échanges avec les systèmes voisins dans le paysage. En effet, dans une zone donnée les conditions climatiques peuvent être favorables, mais si l'habitat de l'espèce est absent elle n'y est théoriquement pas présente dans ce lieu. En Nouvelle-Aquitaine, les données d'occupation du sol utilisées dans le projet permettant de calculer des indices paysagers proviennent de Corine Land Cover et du Référentiel aquitain d'OCcupation du Sol (thèse d'E. Lobry UMR PASSAGES/Cistude Nature).

L'ensemble de ces données permet d'analyser les trois effets spécifiques du changement climatique à savoir la répartition, la phénologie et l'écophysiologie des espèces sentinelles du climat. À partir de modèles climatiques et écologiques dans le temps et dans l'espace, une modélisation de la répartition des espèces face au changement climatique est réalisée afin de comprendre l'adaptation ou l'extinction locale des espèces dans les années à venir (Modélisation, Fig. 2).

3- Troisième étape « Agir », les connaissances développées depuis 2016 dans le programme permettent de proposer des premières réflexions de stratégies de conservation dans l'objectif de protéger et prévenir l'extinction des espèces et en promouvoir la conservation. Ces premières ébauches de réflexion amèneront au développement d'un programme les sentinelles du climat 2.0 en 2022 dans le prolongement de ce premier programme (Fig. 2).

• Réponses de la flore et des végétations des milieux sec, humide, montagnard et forestier face au changement climatique

Les modifications à long terme des conditions environnementales par le changement climatique auront des répercussions importantes sur la composition, la structure et la diversité des plantes. De nombreuses communautés végétales présentes en région Nouvelle-Aquitaine seront sensibles à ces modifications climatiques tels que les végétations des dunes littorales, de pelouses sèches, de tourbières, de forêts à Hêtre, de gazons amphibies et des pelouses acidiphiles montagnardes.

Le climat actuel relativement chaud du piémont pyrénéen jusqu'aux rebords du Massif central (> 12°C de température moyenne annuelle, déficit hydrique) est favorable à la présence d'espèces aux affinités méditerranéennes plus ou moins marquées. Ces espèces sont adaptées aux conditions climatiques arides et aux températures élevées à l'origine d'un stress hydrique important. Les projections d'évolution du climat régional indiquent que les étés seront plus chauds et plus secs favorisant ces espèces dans certaines zones où elles sont pour l'instant absentes.

Rubia peregrina est une espèce thermophile affectionnant les zones les plus chaudes. Sa répartition actuelle correspond à la totalité du Bassin aquitain du piémont pyrénéen jusqu'aux bordures du Massif central, excluant les conditions fraîches des hautes vallées pyrénéennes, du Limousin et du nord-ouest des Deux-Sèvres. En lien avec une hausse régulière des températures d'ici la période 2071-2100, les zones favorables à cette espèce progresseraient. Cette progression géographique apparaît modérée de 2021 à 2070 avec une évolution de + 58% et une extension géographique limitée autour de sa zone de présence actuelle. Pour la période 2071-2100, le taux d'évolution est nettement plus marqué, atteignant +134% avec une extension importante en Limousin et dans la basse montagne pyrénéenne (Fig. 9-Fig. 11). Plusieurs autres espèces présentent des dynamiques d'évolution chorologique équivalentes à cette espèce telles que *Arbutus unedo, Asphodelus albus, Quercus ilex, Smilax aspera, Cistus salviifolius* ou encore *Helichrysum stoechas*.

Les espèces typiques de pelouses calcicoles xérophiles (*Staehelina dubia, Brachypodium distachyon, Lavandula latifolia, Helichrysum stoechas, Fumana procumbens, Arenaria controversa*) sont réparties principalement dans les secteurs les plus arides et chauds de Nouvelle-Aquitaine, entre le nord-est du Lot-et-Garonne et l'Angoumois. Parmi les espèces thermophiles en progression, *Fumana procumbens* illustre bien cette tendance avec une extension marginale (+25 à +32%) en périphérie de son aire actuelle à court et moyen terme. Comme pour *Rubia peregrina*, la progression serait nettement plus importante à long terme, notamment en Limousin, dans le piémont pyrénéen et vers le nord de la région où l'espèce est actuellement sporadique.

Les forts contrastes climatiques entre la plaine et les massifs montagneux sont associés à des spécificités floristiques. Les vallées pyrénéennes d'Ossau et Aspe et du plateau de Millevaches et des Monts d'Ambazac en Limousin bénéficient actuellement d'un climat frais (< 10°C) et bien arrosé (> 1100 mm/an) sans déficit hydrique. Cela permet le développement d'espèces d'affinités montagnardes, notamment de tourbières, de forêts à Hêtre et de pelouses psychrophiles.

A plus basses altitudes, ces espèces peuvent également subsister dans des conditions microclimatiques fraîches en versants nord, dans des vallons encaissés, etc. Cependant, le changement climatique devrait contraindre les conditions favorables au maintien de ces espèces. Par exemple, le Hêtre (*Fagus sylvatica*) est déjà en situation de refuge (versants nord, vallons encaissés) dans une grande partie du Bassin aquitain. De 2021-2070 une régression modérée (-18 à -21%) est constatée en

limite de son aire dans les secteurs de plaine du Limousin, du piémont pyrénéen et en Dordogne. Cette régression est associée à une progression en altitude dans les hautes vallées pyrénéennes. À l'horizon 2071–2100, la disparition prédite du Hêtre concernerait l'ensemble des zones de basses altitudes, dont l'étage collinéen inférieur (< 500m) en Limousin et dans le piémont pyrénéen (Fig. 18–Fig. 20).

Les plantes de zones humides, se développant sur des sols inondés à frais et pour lesquelles la disponibilité en eau est un facteur limitant, souffriront de l'augmentation des sécheresses et de la durée des épisodes secs. La hausse des températures accentuera ce stress hydrique défavorable à leur développement. Les milieux humides typiques et parfois relictuels comme les lagunes du plateau landais, les gazons des rives d'étangs arrière–littoraux, les landes humides et les tourbières pourraient connaître une perte des espèces les plus hygrophiles et une augmentation des espèces ubiquistes. Par exemple, *Gentiana pneumonanthe* est une plante localisée dans des landes mésophiles à hygrophiles ou zones tourbeuses à paratourbeuses. Cette espèce, comme c'est le cas pour des espèces affines *Carex echinata, Eriophorum angustifolium, Drosera rotundifolia, Agrostis canina, Betula pubescens* connaitrait d'abord une relative stabilité en termes de taux d'évolution pour 2021–2070 (+18% et 35%). En revanche, à l'horizon 2100, l'évolution chorologique tend vers une importante contraction de l'aire de répartition avec une régression régionale de –22% (Annexe 4).

Ces travaux laissent présager d'importants bouleversements sur la chorologie de la flore régionale dans les décennies à venir avec des extinctions potentielles pour de nombreuses espèces à plus ou moins long terme et une colonisation étendue pour d'autres.

Les limites de ces travaux et les pistes d'amélioration sont nombreuses. La modélisation des espèces par groupes en fonction de leur similarité écologique et fonctionnelle permettrait d'être plus fin sur la sélection des variables à intégrer et en conséquence plus robuste sur les aires de répartition potentielle. L'intégration de variables biotiques liées aux capacités de dispersion des espèces serait nécessaire pour affiner les potentialités de migration. Enfin, la prise en compte des données floristiques et environnementales dans les régions limitrophes en Occitanie assurerait une meilleure modélisation de la niche écologique de certaines espèces et donc des projections plus fiables.

L'année 2021 sera consacrée à la poursuite de ces travaux avec l'objectif de produire les cartes d'évolution chorologique pour l'ensemble des espèces du territoire. Une liste des plantes les plus sensibles en termes de régression ou de progression potentielle sera ensuite élaborée et des indicateurs de synthèse comme par exemple le taux de substitution de la flore seront développés.

• Réponses des insectes face au changement climatique

Lépidoptères des pelouses sèches, des landes humides et de montagne

Les lépidoptères se démarquent comme l'un des groupes indicateurs du changement climatique. Ils présentent un cycle de vie très court et largement influencé par les niveaux et durées des conditions climatiques. Ils sont dépendants de la température ambiante locale et journalière pour leurs activités. Leur développement, comme pour les autres insectes, sera donc influencé par l'élévation du niveau de température. Certaines espèces de lépidoptères sont spécifiquement liées à des végétations inféodées aux milieux naturels sensibles étudiés : pelouses sèches, landes humides et pelouses de montagne. De nombreuses espèces associées aux landes humides et pelouses de montagne sont susceptibles d'être sujets à des extinctions.

À l'échelle régionale, l'ensemble des modèles (du programme les sentinelles du climat, de l'atlas européen du risque climatique et à dire d'expert naturaliste) s'accorde sur une diminution de la répartition de plus de 40% pour chaque espèce en 2100 pour le scénario climatique le plus pessimiste. La diversité sera répartie de manière différente sur le territoire : plus faible en plaine avec l'arrivée de peu d'espèces et plus forte dans les massifs montagneux qui seront les derniers refuges des espèces face au changement climatique. D'après l'atlas européen, l'Azuré de la Surelle *Zizeeria knysna* présente en Espagne pourrait étendre son aire de répartition sur la région Nouvelle-Aquitaine.

Selon les scénarios climatiques les plus pessimistes, des espèces déjà classées vulnérables seront en quasi-disparition voire disparition en 2100 : *Phengaris alcon, Parnassius apollo, Coenonympha oedippus, Carterocephalus palaemon ;* ainsi que d'autres espèces *Plebejus argyrognomon, Brenthis hecate, Minois dryas, Cupido alcetas, Lycaena dispar Aphantopus hyperantus, Cupido minimus*.

Phengaris alcon ou l'Azuré des mouillères est une espèce principalement liée aux milieux ouverts humides avec la présence de son unique plante hôte en Aquitaine la Gentiane pneumonanthe (*Gentiana pneumonanthe*) et les colonies de fourmis du genre *Myrmica*. Pour l'ensemble des scénarios climatiques, la répartition a une tendance de diminution au cours du temps à plus de 80% en 2100 pour les scénarios les plus pessimistes. Une hypothèse de remontée de l'espèce en altitude au-delà de 1004m expliquerait la persistance de l'espèce dans les massifs montagneux (Fig. 59). Cependant, cette modélisation ne prend pas encore en compte la relation avec ses espèces hôtes.

Pour intégrer ces effets dans la modélisation, des suivis spécifiques sur l'Azuré des mouillères ont été initiés en 2017 sur 4 sites. L'analyse des données sur 2 années de suivis d'un même quadrat a permis de mettre en évidence des réponses différentes des populations selon la zone géographique dans laquelle elles se situent. En 2020, sur les 2 sites des Pyrénées-Atlantiques, les émergences du papillon étaient plus précoces par rapport à 2018 alors que la date de début de bourgeonnement de la Gentiane pneumonanthe tend à être plus tardive sur ces sites, ce qui ne semble pas être le cas sur les sites de Gironde. Les résultats montrent cependant encore une bonne synchronisation des phénologies des deux espèces sur tous les sites puisque le pic d'œufs est toujours postérieur au début du stade bourgeons, se traduisant par des œufs principalement pondus au niveau des bourgeons et fleurs. En 2020, afin de prendre en compte aussi les fourmis-hôtes dans le protocole, un inventaire des fourmis, biaisé en faveur des *Myrmica*, a été réalisé sur 4 sites d'études. *Myrmica scabrinodis* est l'espèce la plus fréquemment rencontrée.

Parnassius apollo ou l'Apollon est une espèce strictement montagnarde. Elle fréquente les pelouses rocailleuses, les éboulis, les clairières et lisières forestières ainsi que les bords de route où se développent ses plantes-hôtes. Elle affectionne les milieux thermophiles bien exposés et de ce fait s'observe rarement en versant nord, sauf en cas de fortes chaleurs l'été. D'après la modélisation, la présence actuelle est répartie dans le Massif Pyrénéen. La probabilité de présence est corrélée linéairement aux altitudes au-delà de 1000m et au nombre de jours de neige supérieur à 50. Pour l'ensemble des horizons et dans le cas des scénarios climatiques, la répartition de cette espèce a une tendance à la diminution de 20 à 30% en RCP 2.6, de 10 à 73% en RCP 4.5 et de 34% à 97% en RCP8.5 (Fig. 60).

La mise en place de protocoles de suivis biologiques standardisés à long terme est nécessaire pour valider ces hypothèses, assurer le suivi pour anticiper les impacts locaux du changement climatique. L'analyse des données de stations météorologiques sur les sites a permis de montrer l'importance de la prise en compte des signatures climatiques spécifiques des milieux avec des différences de 4°C à 8°C entre les milieux de montagne, humides et secs. Les similarités climatiques entre les sites (similarités des indices moyens de températures, humidité relative, point de rosée, degrés-jours, etc.) correspondent aux axes de dispersion des espèces qui sont ceux des coteaux de la vallée de l'Adour et de la vallée de la Garonne (Fig. 89–Fig. 91).

L'année 2017 est caractérisée par un printemps-été plus chaud et sec, et 2018 un printemps-été moins chaud et plus humide que 2017. Le cumul des degrés-jours de croissance (10°C–35°C) sur l'année montre une différence de l'ordre de 1 semaine pour atteindre le même niveau entre 2017 et 2018 et la différence est de 100 degrés-jours début juillet, cela correspond à l'ordre de grandeur de l'énergie nécessaire pour l'évolution d'un insecte d'un stade à un autre. En 2020, *Parnassius apollo* a démarré sa période de vol très tôt avec une majorité de pics de vols observés mi-juillet. L'été 2020 aura été marqué par une sécheresse prononcée en haute altitude dans les vallées béarnaises. Les tendances sur l'état des populations de cette espèce restent stables depuis 2018 en dehors des chutes d'effectifs pour les sites de Lagouare et Pombie.

La diversité spécifique n'est pas modifiée pour le milieu sec. Au contraire, les espèces de lépidoptères de landes humides et de montagne sont impactées par un réchauffement du mésoclimat. Globalement, la comparaison entre les résultats des milieux montre une fragilité des espèces de lépidoptères de landes humides et de montagne lors d'un printemps-été chaud et sec suggérant une sensibilité dans le futur plus importante au changement climatique que pour les milieux secs (Fig. 100). Ces premiers résultats exploratoires sur ces quelques sites sont des hypothèses à confirmer sur l'ensemble des sites de suivis et sur plusieurs années.

Les évolutions de cette étude concernent l'intégration des traits des espèces dans les profils de diversité. En effet, les espèces ne sont différenciées par défaut que par leurs dénombrements, il est également possible d'ajouter une pondération, une distance entre elles issues de traits biologiques (par exemple la taille, couleur, etc.). L'analyse des profils de diversité peut ainsi être complétée au cours du programme en fonction des ressources disponibles. Pour l'aspect climatique, l'analyse est abordée avec le paramètre principal la température conduisant aux degrés-jours, l'évolution consisterait à y ajouter de façon couplée l'humidité avec une relation entre les degrés-jours, le déficit de pression de vapeur et la photopériode annuelle.

Leucorrhines et cortège d'odonates associé des lagunes des Landes de Gascogne

Les lagunes constituent un habitat remarquable en Nouvelle-Aquitaine. Elles abritent un cortège odonatologique particulier incluant des espèces rares et patrimoniales, dont trois espèces de leucorrhines : *Leucorrhinia albifrons*, *L. caudalis, L. pectoralis*. Avec des affinités boréo-montagnardes, elles se retrouvent en limite sud-ouest de leurs aires de répartition dans les Landes de Gascogne. Ces populations risquent de se raréfier, voire de disparaître, si les températures moyennes augmentent et que le déficit de pression de vapeur s'installe.

La modélisation de la répartition actuelle et future de 68 espèces d'odonates montre des réponses variées au changement climatique. Si certaines espèces perdent la totalité de leur habitat (*Sympetrum danae, Aeshna grandis, Calopterygidae, Brachytron pratense, Somatochlora metallica, Calopteryx splendens, Gomphus graslinii, Aeshna cyanea*), d'autres au contraire voient leur répartition potentielle être étendue à une large partie de la région (*Anax imperator Sympetrum fonscolombii, Cordulegaster boltonii, Platycnemis acutipennis, Chalcolestes viridis, Orthetrum albistylum, Enallagma cyathigerum, Coenagrion mercuriale, Calopteryx haemorrhoidalis* et *Calopteryx xanthostoma*).

La répartition actuelle de *Leucorrhinia albifrons* définit les zones favorables à l'espèce et sont situées dans le triangle landais ainsi que dans le nord du département de la Gironde (Fig. 166). Pour le scénario RCP 4.5, la qualité des habitats diminue au cours du temps de 28% à l'horizon 2100 en particulier pour les zones les plus proches de la côte et au nord du département de la Gironde. Seuls les habitats au centre du triangle landais restent favorables mais la qualité de l'environnement y est diminuée par rapport au présent (perte de 65%).

La répartition actuelle de *Leucorrhinia pectoralis* indique que les zones favorables à l'espèce sont situées aussi dans le triangle landais ainsi que dans le nord du département de la Gironde, avec les habitats les plus favorables localisés dans les lagunes du centre du triangle landais (Fig. 168). Pour le scénario RCP 4.5, la qualité des habitats diminue au cours du temps sur toute la zone d'étude. Certaines lagunes restent favorables pour l'espèce à l'horizon 2100, mais la perte est estimée à 33% par rapport au présent. À l'horizon 2100, les lagunes du triangle landais très favorables sont réduites par rapport au présent (perte de 81%).

Pour certaines espèces, peu d'observations ont pu être utilisées. Les résultats des modèles pour les espèces les plus rares (telle que *Leucorrhinia caudalis*) doivent être interprétés avec précaution. D'autres données d'observations de ces espèces lors de prochains suivis pourraient permettre d'améliorer ces résultats.

L'utilisation de données météorologiques à fine échelle permettra de mieux comprendre la réponse des espèces aux variables climatiques. Des suivis du type transects STELI ont été mis en place pour les imagos comme pour les exuvies. Les étés 2018, 2019 et 2020 se sont avérés très chauds, voire caniculaires par période, mais l'année 2020 est caractérisée par une forte pluviométrie au printemps et donc des niveaux d'eau importants dans les lagunes durant les premiers passages. Le nombre d'espèces total est similaire à 2018 et 2019, mais le nombre d'espèces moyen par transect est supérieur (+ 3 espèces). L'espèce *Leucorrhinia albifrons* a été observée sur 8 lagunes et les effectifs observés ont fortement augmenté en 2020 pour les imagos, mais ont été réduits pour les exuvies. L'espèce *Leucorrhinia pectoralis* n'a pas été observée en 2020. Les résultats permettent aussi de dresser les listes d'espèces qui appartiennent aux cortèges des leucorrhines et des lagunes. Une vigilance particulière sera portée en 2021 sur les lagunes où aucune leucorrhine n'a été vue en 2019.

• Réponses des amphibiens face au changement climatique

Hyla molleri (Bedriaga, 1889) – Rainette ibérique des lagunes du triangle landais et Hyla arborea (Linnaeus, 1758) – Rainette verte des mares, des landes et du bocage Picto-Limousin

Hyla molleri est une espèce qui se reproduit dans les milieux humides frais du massif landais de type lagune. *Hyla arborea* possède une répartition septentrionale étendue dont la limite sud atteint le Massif central. Les habitats préférentiels de ces espèces sont sujets aux perturbations climatiques comme l'assèchement brutal et la modification en conséquence de la flore spécifique de ces zones. Le changement climatique peut en conséquence induire des extinctions locales de ces deux espèces. *Hyla meridionalis* est une espèce d'affinité méditerranéenne thermophile qui pénètre sur l'aire de répartition de ces deux espèces et pourrait être favorisée au détriment de ces deux espèces.

La présence de la Rainette méridionale est expliquée par la variable de température minimale hivernale (fortement corrélée aux températures annuelles ou moyennes mensuelles). L'indice d'humidité associé est un facteur qui semble également important pour identifier les différences de niche climatique entre *H. meridionalis* et les deux autres espèces. Les espèces de milieux frais seraient donc plus sensibles à la déshydratation que les espèces méridionales. Toutefois, il reste encore des éléments à expliquer comme la difficulté à prédire la Rainette verte en zone poitevine ou son absence dans le nord de la Haute Vienne. De plus, les projections pour la Rainette ibérique identifient la Charente-Maritime comme faisant partie de la niche climatique de l'espèce, ce que les observations de terrain contredisent.

Le protocole de point d'écoute des chants des rainettes montre que les préférences thermiques et hydriques de *Hyla molleri* sont plus humides et fraiches comparées à celles de *H. meridionalis*. Une année très sèche avec moins 50 mm/mois au printemps en 2017 semble défavorable aux populations de *H. molleri* comparée à une année très humide avec 82 mm/mois au printemps en 2018 (lagunes en eau jusqu'à fin juillet). La baisse constante des niveaux d'eau dans le massif landais depuis un siècle et la disparition des lagunes sont donc des perspectives défavorables pour *H. molleri* si ces phénomènes se poursuivent. L'année 2019 se positionne comme une année intermédiaire suffisamment pluvieuse et fraiche en début de saison printanière permettant d'assurer la reprise d'activité de reproduction de *H. molleri*. En ce qui concerne 2020, les conditions thermiques et hydriques ont été favorables et plus précoces dans la saison. L'activité de reproduction de la Rainette ibérique a démarré dès février 2020 et l'assèchement des lagunes n'a eu lieu qu'en juin-juillet permettant de bonnes conditions pour la reproduction. La saison de reproduction de la Rainette méridionale a été décalée avec les fortes chaleurs dès février-mars. La compétition associée aux chevauchements de phénologie sera à prendre en compte pour analyser les conséquences de ces variations. Un autre phénomène pouvant impacter la réussite de leur reproduction est l'amplitude thermique jour/nuit au cours de la saison d'activité de reproduction. Les mâles de *H. molleri* ayant leur comportement reproduction de chant essentiellement la nuit, une très forte chute de température en fin de journée peut impacter l'activité reproductrice.

Rana pyrenaica (Serra-Cobo, 1993) – Grenouille des Pyrénées des torrents de montagne

Endémique de l'ouest des Pyrénées, la Grenouille des Pyrénées *Rana pyrenaica* est la seule grenouille strictement torrenticole de France métropolitaine, localisée dans des sites de torrents frais et oxygénés en moyenne montagne. En raison des faibles capacités de déplacement de l'espèce et du faible nombre de sites de présence, les différentes populations sont probablement déconnectées et isolées les unes des autres. Le changement climatique risquerait ainsi d'entraîner à moyen terme la disparition d'une ou plusieurs populations de *Rana pyrenaica*.

Les projections indiquent sa présence actuelle dans la zone de la forêt d'Iraty et en vallée d'Aspe. Les projections indiquent une perte d'habitat en 2100 quasi totale de –95,15% pour le scénario les plus pessimiste (Fig. 204). Par la suite, cette modélisation devra prendre en compte les éventuels processus d'adaptation qui permettraient la persistance des populations, la dispersion des individus, l'influence des interactions entre espèces (parasites, proies, prédateurs, compétiteurs) et traits de vie des amphibiens, comme la diversité du cycle de vie (stades œufs, larves et adultes occupant des micro-habitats différents) et l'étendue du cycle nycthéméral (activité nocturne importante).

Depuis 2012, un suivi sur la réussite de la reproduction annuelle de l'espèce a été mis en place. Le protocole est basé sur le comptage de têtards qui est le stade le plus facilement observable et fiable. Le protocole de suivi est basé sur des tronçons discontinus des différents torrents utilisés pour la reproduction de l'espèce. Chaque année, les placettes sont prospectées d'aval vers l'amont, trois fois durant la saison de reproduction de l'espèce lors de conditions optimales. Les premières analyses exploratoires montrent que les facteurs corrélés négativement à l'abondance des têtards sont liés aux printemps et hivers chauds et aux crues printanières. Les têtards sont probablement résistants aux crues tardives, mais sensibles aux crues de début de saison. Le constat semble inquiétant dans le secteur de la forêt d'Iraty. La reproduction est en forte baisse sur les sites historiques de Larrau (pas de reproduction depuis 2018) et de Lecumberry. Seul le site d'Estérençuby continue à maintenir des effectifs importants. Les analyses devront être complétées par l'étude de la relation de ces variabilités avec les données météorologiques.

En vallée d'Aspe, le constat semble meilleur avec des effectifs en hausse sur les trois sites suivis. Toutefois, les phénomènes de crues impactent les comptages. Le site Aspe Ouest correspond à un transect situé en marge d'une population plus importante en amont. Des phénomènes de crues printanières entraînent des phénomènes de lessivage et de dévalaison probablement défavorables à l'échelle de la population. Avec les crues, les têtards situés à l'amont du transect, s'ils survivent, finissent leur croissance, se retrouvent plus en aval. L'inverse se produit sur le secteur Aspe Est, où les sites suivis sont situés en tête de bassin. Les phénomènes de lessivage font baisser le nombre de têtards sur le site suivi, sans recrutement possible en aval (Fig. 205).

Ces estimations de taille des populations seront couplées aux études de modélisations sur la base des connaissances établies en parallèle sur la niche thermique de l'espèce. En 2017, l'objectif était d'estimer pour la première fois quelques paramètres descripteurs spécifiques de la niche thermique des têtards de *Rana pyrenaica*. La première approche de Courbe de Performance Thermique « TPC » indique une Température corporelle optimale de 13 °C et une gamme de tolérance de 26 à 37°C tandis que la deuxième approche de Courbe de vigueur d'activité réelle fournit une Température corporelle optimale Topt de 14 °C et une gamme de tolérance de 13 à 15°C. D'après les résultats exploratoires, le développement des têtards s'effectue dans des eaux plus froides que celles indiquées par les analyses écophysiologiques et comportementales. Une étude au moyen d'imagerie thermique *in situ*

permettrait de mettre en évidence une stratégie de sélection de microhabitats de bord de vasque par les têtards comme stratégie de thermorégulation active. Concernant les adultes, l'approche expérimentale indirecte montre que *Rana pyrenaica* est plus vulnérable au changement climatique que les espèces de grande taille. Il est avéré qu'en hiver comme en été, le taux de déshydratation chez un avatar exposé (individu actif) est en moyenne 13 à 16 fois plus élevé comparé à un avatar en situation de refuge (individu inactif). Les épisodes extrêmes chauds type canicule semblent augmenter la déshydratation de façon proportionnellement plus importante chez des individus inactifs, réfugiés sous un abri sommaire.

En perspective, pour l'année 2021, l'apport des modèles mécanistiques, basés sur des processus biologiques ou écophysiologiques permettra de déterminer les interactions mécanistes entre la croissance, l'aptitude d'un organisme et son environnement, en utilisant en complément des inférences théoriques et des expériences. En 2017, l'objectif était d'estimer pour la première fois quelques paramètres descripteurs spécifiques de la niche thermique des têtards de *Rana pyrenaica*. Ces premières observations doivent être confirmées avec des suivis sur le long terme et des expériences complémentaires.

• Réponses des reptiles face au changement climatique

Timon lepidus (Daudin, 1802) – Lézard ocellé des dunes grises du littoral aquitain

Timon lepidus est une espèce thermophile qui colonise en Aquitaine la quasi-totalité du milieu dunaire entre l'embouchure de l'Adour et la pointe du Verdon-sur-Mer. Les habitats préférentiels de *T. lepidus* se trouvent en dune grise. Ces milieux fragiles sont soumis à différents risques et perturbations liés au changement climatique (érosion, submersion marine, etc.). Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur *T. lepidus* sont les suivantes : 1) mouvement et extinction locale possible des populations suite à la disparition de l'habitat, 2) adaptation écophysiologique jusqu'à un certain seuil.

Les projections dans le temps indiquent sa présence le long du littoral aquitain, de Tarnos à l'Ile d'Oléron et en Dordogne. Elles suggèrent un déplacement progressif des populations du littoral dans les terres et pour les populations de Dordogne plutôt vers le centre des terres. Par rapport à la surface de l'habitat actuel, il y aurait des pertes de 32 à 44% respectivement. Selon les scénarios les plus pessimistes, les projections montrent en plus une colonisation du nord des Pyrénées-Atlantiques, de la Dordogne ainsi que de la Corrèze (gain de 397 et 363% respectivement). Enfin, les projections en 2100 pour le scénario le plus pessimiste RCP 8.5 indiquent que la Haute Vienne et la Creuse seront également colonisées comme la quasi-totalité des Pyrénées-Atlantiques et la disparition de l'espèce sur le littoral. Ce scénario présente le pourcentage de gain le plus important de 560% (Fig. 218).

Les premières analyses écophysiologiques montrent que le Lézard ocellé choisit au sein de la niche réalisée un endroit précis pour se chauffer. Ce comportement permet aux individus d'atteindre des températures leur permettant d'être performants métaboliquement. La température préférée de la population du littoral aquitain serait de 30,90°C et la fenêtre thermique d'activité de 20,3 à 42,1°C. Ces données permettent d'établir les préférences thermiques de l'espèce et seront prochainement intégrées dans la modélisation de la répartition. En particulier, elles permettront de moduler le calcul du temps d'activité afin de définir l'extinction ou la persistance des populations sur les zones d'étude.

En parallèle, les quatre premières années de suivis indiquent que l'année 2017 en milieu dunaire est plus sèche que 2018, 2019 et 2020. Les moyennes d'indices d'observations montrent une différence significative entre 2017 et les trois autres années. Il semblerait que des conditions de sécheresse importantes soient liées à peu d'observations de l'espèce. Ce résultat soulève la pertinence de considérer des paramètres hydriques dans la modélisation de la répartition de l'espèce. Lors de fortes chaleurs, les lézards ne peuvent pas réaliser leurs activités journalières avec le risque d'atteindre la surchauffe corporelle et ils se retirent dans des abris frais. Il est possible qu'en 2017 les lézards ocellés aient adopté ce comportement, contrairement à 2018, année plus fraîche et pluvieuse. L'année 2019 est une année intermédiaire, relativement sèche mais pas caniculaire au moment des suivis. L'année 2020 est précocement chaude mais humide. Des années aussi précocement chaudes seront récurrentes avec le changement climatique. Le décalage de phénologie pourrait épuiser les individus et provoquer à terme l'extinction des populations.

Bien qu'il soit encore tôt pour démontrer l'existence d'une pression climatique sur le Lézard ocellé par les suivis naturalistes seuls, la menace du changement climatique est bien présente. La prédiction de la montée du niveau des océans et l'augmentation des tempêtes accentuent le risque de la destruction d'habitat sur le relief littoral. La dernière actualisation du rapport de l'Observatoire Aquitain conclut à une hausse globale de ces valeurs et fait état de reculs moyens du trait de côte de 2,5 m/an en Gironde et de 1,7 m/an dans les Landes. Sur la côte sableuse (de la Pointe du Médoc à l'embouchure de l'Adour), l'érosion estimée est de l'ordre de 20 et 50 mètres en moyenne respectivement pour les horizons 2025 et 2050. En comparant la carte des prédictions des zones d'érosion d'ici 2050 publiée par le BRGM avec celles des noyaux de population de Lézard ocellé, des noyaux se trouvent sur une zone à fort risque d'érosion (Fig. 220). Le secteur de Lacanau en Gironde est une zone à haut risque.

La poursuite du suivi avec la mise en place de suivis sur les zones forestières en arrières-dunes ou encore les reliquats dunaires autour des grands lacs médocains permettront d'élargir la connaissance de la répartition actuelle du Lézard ocellé et de son adaptabilité sur le cordon dunaire littoral. Il serait également pertinent de prospecter les habitats futurs potentiels mis en évidence par les modélisations.

Zootoca vivipara (Lichtenstein, 1823) – Lézard vivipare des landes humides et tourbières de Nouvelle-Aquitaine

Le Lézard vivipare est une espèce d'affinité climatique fraîche. Abondante en altitude en Nouvelle-Aquitaine, l'espèce est beaucoup plus rare en plaine où elle se cantonne à des milieux de landes humides. Le changement climatique pourrait impacter fortement l'espèce par extinction locale des populations suite à la disparition de ses habitats en plaine et par l'entrée progressive de *Podarcis muralis*. En Nouvelle-Aquitaine, deux formes de reproduction existent chez cette même espèce, la forme ovipare (*Z. vivipara louislantzi*) présente dans le sud-ouest de la région et la forme vivipare (*Z. vivipara vivipara)*.

Le travail de modélisation soulève la problématique des niches climatiques entre la forme ovipare et vivipare (Fig. 240–Fig. 241). Les premières comparaisons visuelles à l'échelle de la répartition globale des deux formes de reproduction confirment l'importance des variables climatiques notamment thermique (période estivale et d'irradiation solaire). Elles semblent aussi montrer l'interaction entre les contraintes thermiques et de nébulosité où les populations soumises aux conditions les plus chaudes sont aussi associées à des conditions nébuleuses (triangle landais, Limousin). Inversement, les populations soumises aux plus fortes irradiations sont en même temps des populations d'altitude qui présentent par conséquent des températures maximales basses (Chaines Cantabrique et Pyrénées, Mont Lozère).

La niche de la forme ovipare semble plus large que la forme vivipare car elle est capable d'exploiter des conditions plus chaudes (triangle landais). Ce secteur est également une région dense en zones humides mais il reste à identifier si la présence de ces populations reliques du triangle landais est liée à une adaptation locale, et/ou à l'avantage du mode de reproduction ovipare, et/ou à la présence de zones humides. Les populations de la forme ovipare en Gironde sont étroitement associées à des conditions climatiques spécifiques (pluviométrie plus élevée). Les spécificités climatiques du triangle landais ont probablement une importance majeure dans le maintien de cette forme dans un secteur de basse altitude exposé à des températures élevées. Il est possible que la reproduction vivipare soit plus contraignante avec des besoins en eau plus élevés. Les modélisations à venir permettront de dissocier l'effet des variables climatiques et d'habitat sur la répartition actuelle des deux formes de reproduction.

La prise en compte de l'ensemble de la répartition actuelle de ces deux groupes permet de définir la niche de chacune des deux formes d'un point de vue climatique et méso/microclimatique (habitats) ; et d'intégrer l'ensemble des configurations environnementales que ces formes sont capables d'exploiter dans ces deux situations géographiques isolées. Ces résultats permettront de comparer les enveloppes climatiques à des échelles biogéographiques adaptées pour dissocier l'importance relative des zones humides (habitat) sur la présence des populations en conditions climatiques chaudes. Cette étape de définition de la niche actuelle de ces deux formes sera mise en lien avec les études écophysiologiques menées en parallèle. La modélisation de la niche de ces deux groupes permettra également de réaliser des projections de changement de répartition à l'horizon 2100.

L'étude écophysiologique a permis de mettre en évidence des liens entre la morphologie et le climat c'est-à-dire une taille et une masse plus élevées pour les populations exposées à des conditions fraiches et humides. L'accès à l'eau dans le milieu semble être un facteur important qui façonne le niveau de pertes hydriques. Les résultats des travaux expérimentaux menés sur la forme vivipare montrent une forte sensibilité thermique et hydrique pendant la phase de gestation. Les femelles exposées à des conditions chaudes et desséchantes ont une masse moins importante pendant la gestation et mobilisent leurs protéines musculaires pour compenser le manque d'eau. La comparaison

de la sensibilité aux pertes hydriques avec le Lézard des murailles souligne la vulnérabilité des *Zootoca vivipara* aux pertes hydriques (Fig. 238). Ces données sont associées à des répartitions très fortement dépendantes des conditions climatiques et notamment de la pluviométrie ou de balance hydrique.

Les suivis dans les Landes de Gascogne tendent à montrer que l'année 2017 était une année caractérisée par une hausse des températures printanières et estivales en défaveur de *Zootoca vivipara*. À l'inverse, l'année 2018 est représentative d'une année favorable aux populations de *Zootoca vivipara* avec une saison humide en début de printemps. 2019 est une année intermédiaire. L'année 2020 a connu une fin d'hiver très doux et sec, suivi d'un printemps très précoce (de premières fortes chaleurs enregistrées dès le mois de février) mais très humide (des évènements climatiques soudains de crues en avril–mai). Les lagunes ont connu un assèchement jusqu'en début d'été et les températures ont été estivales dès le printemps. Ces conditions ont été propices à l'observation des lézards vivipares (Fig. 230). Cependant, en 2020, la première session de comptages a été avancée dès février liée au léger décalage de la phénologie de l'activité.

Ces résultats permettent de poser l'hypothèse que la répétitivité d'évènements climatiques extrêmes peut affaiblir les organismes, impacter la dynamique des populations et modifier leurs habitats. Les suivis répétés sur le long terme apporteront des tendances sur l'évolution des populations. Par la suite, ces observations seront confortées par les analyses des stations météorologiques en lien avec les indices d'abondance annuels.

Iberolacerta bonnali (Lantz, 1927) – Lézard de Bonnal et Podarcis liolepis (Boulenger, 1905) – Lézard catalan des affleurements et éboulis rocheux de montagne

Les espèces de lézards d'altitude endémiques des Pyrénées du genre *Iberolacerta* semblent particulièrement menacées par l'élévation des températures. Le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* vit principalement entre 1800 m et 2200 m d'altitude. À terme, le réchauffement climatique permettrait la remontée d'espèces compétitrices par exemple le Lézard des murailles *Podarcis muralis* et prédatrices par exemple la Coronelle lisse *Coronella austriaca* entraînant à terme la disparition des espèces d'iberolézards.

Les projections montrent que le Lézard de Bonnal subirait une contraction de son aire de répartition en Pyrénées–Atlantiques jusqu'à un habitat résiduel au Sud–Est du département aux frontières de l'Espagne et des Hautes–Pyrénées. Les projections indiquent une contraction progressive de l'habitat disponible, d'abord à l'ouest puis à l'est, quel que soit le scénario climatique. D'après les scénarios RCP 2.6 et 4.5 (sauf horizon lointain), une perte d'habitat de 18,2 à 27,6% est prédite. Enfin, à 2100, le scénario RCP 4.5 indique une perte de 65% de l'habitat et pour le RCP 8.5 une perte de 89,2% de l'habitat ; seules les populations au sud–ouest du département proche du lac d'Arrious pourraient survivre (Fig. 257).

A contrario, le Lézard catalan serait bénéficiaire du changement climatique. Les scénarios RCP 2.6 – horizon lointain, RCP 4.5 – horizon proche et RCP 8.5 – horizon proche projettent des pertes compensées par des gains, le bilan gain–perte est respectivement +4,7%, –0,9% et +19,9%. D'après le scénario RCP 8.5, les pertes sont de plus en plus importantes et les gains de plus en plus faibles jusqu'en 2100. En 2100, le scénario RCP 8.5 indique une perte nette de –70,8% (Fig. 260).

L'étude écophysiologique menée en parallèle permet la construction d'un modèle mécanistique qui explique la répartition des espèces en se basant sur leurs caractéristiques écophysiologiques. Ce modèle est fondé sur le temps d'activité au cours de la saison de reproduction et est inspiré du modèle

de Sinervo *et al.* 2010 en intégrant les variabilités spatiales et temporelles. Les premiers éléments d'analyse démontrent que la microtopographie offre un large panel de micro-habitats qui pourront être colonisés préférentiellement par les espèces dans les années à venir.

Les variations des températures opérantes (Te) sont bornées par CTmin = 6,10°C et CTmax = 42,20°C dans les pierriers utilisés par le Lézard de Bonnal, là où se réfugient les individus lorsque les températures de l'air sont trop faibles ou trop élevées pour leur permettre de maintenir leur température interne. La fenêtre thermique d'activité est définie par VTmin = 26,1°C et VTmax = 38,4°C. Selon une étude préliminaire, la température d'activité minimale (Tb MinActivity sensu Sinervo) pourrait s'abaisser à 14.0°C mais cette hypothèse n'est pas considérée pour le moment. En 2021, le modèle mécanistique sera mis en relation avec le modèle corrélatif et une modélisation hybride sera produite.

En parallèle, les suivis des populations dans les Pyrénées-Atlantiques sont répliqués dans le temps et dans l'espace ce qui permet de comparer les effectifs des différents sites selon leurs caractéristiques. Les outils utilisés sont des cartes de chaleur et la modélisation de l'abondance. Pour le Lézard de Bonnal et le Lézard catalan, les cartes de chaleur montrent que les aires de répartition semblent fixes de 2017 à 2020. En revanche, le Lézard des murailles, qui vit en syntopie avec les deux espèces, semble s'étendre en altitude sur un des sites d'étude du Lézard de Bonnal (Fig. 251).

Sur le site d'Arrious, la population de Lézard de Bonnal est toujours relativement stable. Une légère migration altitudinale est peut-être en cours. Les déplacements d'aire chez le Lézard des murailles, avec une forte colonisation de l'espèce en altitude, sont clairement visibles depuis le début de suivi. Entre 2011 et 2017, l'altitude maximale du Lézard des murailles est passée de 2 045m à 2 082m. Entre 2017 et 2019, cette hauteur maximale est passée de 2 082m à 2 167m. Cette hausse s'est poursuivie en 2020 avec un Lézard des murailles observé à 2 175m. Le Lézard des murailles est toujours présent à basse altitude mais étend ainsi sa répartition en hauteur. Le Lézard des murailles a donc progressé de 23 m par an en quatre ans et de 130 m en 9 ans. Au-delà de 2 065 m d'altitude, seuls trois individus de l'espèce avaient été observés en 2017, contre 9 en 2018, 23 en 2019 et 10 en 2020 (Fig. 251).

Vipera berus (Linnaeus, 1758) et autres vipères dans les landes humides d'altitude

La Vipère péliade (*Vipera berus*) et la Vipère de séoane *(Vipera seoanei)* sont des espèces à affinité climatique froide et sont particulièrement vulnérables aux modifications climatiques influant sur la qualité de leurs habitats et perturbant directement la physiologie et la phénologie de la reproduction. La limite sud de répartition de la Vipère péliade se trouve dans le Massif central. En marge de répartition, les espèces à affinités climatiques froides sont particulièrement dépendantes de conditions climatiques et microclimatiques spécifiques. La Vipère aspic est également une espèce de vipère exposée aux épisodes climatiques extrêmes.

La répartition actuelle de ces espèces sont expliquées par les variables de température maximale et l'irradiation estivale. Les forts gradients d'irradiation et de température montrent les rôles refuges des zones d'altitude par rapport à la plaine et le couloir de la Garonne (Fig. 276).

En combinant l'approche corrélative et mécaniste des différences marquées sont notées entre la Vipère péliade et la Vipère aspic. Les épisodes caniculaires ont des répercussions sur les températures corporelles des individus de Vipère aspic. En journée, les femelles évitent les températures critiques maximum (>35°C) en sélectionnant des microhabitats appropriés. Le réchauffement passif la nuit a également des conséquences délétères (mobilisations des réserves). Ces résultats obtenus chez la

Vipère aspic (*Vipera aspis*) offre une base de compréhension mécanistique pour la Vipère péliade (*Vipera berus*). Cette espèce présentant un taux métabolique plus élevé, les contraintes énergétiques devraient être encore plus marquées. Le taux métabolique élevé lui permet d'exploiter des zones froides mais devient très défavorable dans un contexte climatique de réchauffement diurne et nocturne. La Vipère péliade est particulièrement vulnérable aux conditions estivales qui correspondent à la période de gestation (Juin à Août) (Fig. 275).

Enfin, les épisodes caniculaires entrainent une avance importante des dates de mises-bas mais génèrent aussi un amaigrissement plus important sur les femelles après la mise-bas. La répétition d'évènements extrêmes pourrait avoir des répercussions en affectant la dynamique de population. Dans ce contexte, il devrait être possible de modéliser l'évolution des coûts métaboliques de maintenance chez la Vipère péliade avec le réchauffement à l'échelle de la Région Nouvelle-Aquitaine. En parallèle, il va être essentiel de considérer les contraintes hydriques qui interagissent avec la thermorégulation ou concept de thermo-hydrorégulation.

Une meilleure connaissance de ces mécanismes régissant la répartition d'une espèce permettrait de mieux comprendre la répartition actuelle mais également de prédire son évolution dans l'espace et dans le temps, notamment dans un contexte de changement climatique en combinant de façon pertinente les modélisations corrélatives et mécanistiques.

• Réponses des mammifères face au changement climatique

Marmota marmota (Linnaeus, 1758) – La Marmotte des Alpes des pelouses et rocailles pyrénéennes

Vingt années d'étude dans les Alpes ont montré que le changement climatique impactait le succès reproducteur des femelles de la Marmotte des Alpes. En effet, ce suivi a montré que la diminution de la couverture neigeuse pendant l'hiver est liée au changement climatique et corrélée à la diminution de la taille des portées. La population pyrénéenne de marmotte pourrait subir la même réponse face au changement climatique.

Ces premiers effets du réchauffement pourraient être mitigés avec des gains et des pertes d'habitats locaux liés à un effet d'équilibre entre le désavantage de conditions plus chaudes en hiver (dépense d'énergie plus importante en hibernation) et l'avantage de pourvoir profiter d'une végétation fournie en sortie d'hibernation. Les premiers effets du réchauffement seraient de 11% à 46.7% de pertes d'habitat tous horizons et scénarios confondus. Les effets à l'horizon lointain sont les plus négatifs pour les scénarios RCP 4.5 avec une perte de 19% en 2100 et RCP 8.5 avec une perte de 46.7% en 2100 (Fig. 306). Cependant, les modèles corrélatifs de répartition ne tiennent pas en compte de nombreux facteurs tels que l'interaction avec d'autres espèces (animales et végétales), les capacités d'adaptation des marmottes à des températures plus chaudes ainsi que la dynamique générale des populations.

L'influence de paramètres locaux sur 15 familles suivies depuis cinq ans dans la vallée Ossau montrent des effets importants interannuels sur la reproduction des marmottes avec deux années 2018 et 2020 où peu de marmottons ont été observés. Le nombre d'adultes observés varie aussi suivant les années dans une moindre mesure, avec un effet potentiel de l'exposition sur le nombre de marmotte. Sur les cinq années, les moyennes par site du nombre d'individus adultes sont de 1,2 au site Balour à 4,6 individus au site Chérue1. Pour le nombre de marmottons comptés, l'abondance moyenne

est de 0,5 (Balour) à 3,2 au site Ayous3. Pour les deux sites les plus hauts en altitude, une baisse importante du nombre d'individus est constatée (Fig. 307).

Ces résultats sur la répartition à long terme montrent que différents facteurs peuvent influencer les dynamiques des populations en été et en hiver. Des suivis au niveau local peuvent permettre de préciser les types de changements dans la dynamique des populations de marmottes. À l'échelle locale, des effets importants interannuels sur la reproduction des marmottes ont été constatés. L'étude de la température ainsi que de l'humidité relative pourra dans un second temps permettre de connaître les facteurs climatiques influençant le succès reproducteur des familles suivies.

• Modéliser les réponses des espèces sentinelles du climat en intégrant la mosaïque paysagère

Les modèles corrélatifs de répartition des espèces précédemment citées visent à étudier le lien entre l'occurrence d'une espèce et des variables environnementales et climatiques mais ne prennent pas en compte la mosaïque paysagère. Or, l'intégration de variables paysagères est nécessaire puisque qu'un climat favorable ne signifie pas que l'espèce puisse persister dans la zone sans également un habitat approprié. La constitution d'un jeu de données paysagères intégrables en tant que variables est liée aux calculs d'indices paysagers spatialisés selon deux bases de données d'occupation du sol de résolutions spatiales différentes et au sein de fenêtres de calcul variées.

Dans un premier temps, une analyse sur la capacité des métriques paysagères à prédire la présence des espèces a été réalisée pour trois espèces de rainettes : Rainette ibérique, Rainette verte et Rainette méridionale. Dans un second temps, les indices paysagers en lien avec les points de présence des espèces ont été traduits en cartes sur le Département de la Gironde. Cette spatialisation des résultats permet d'observer l'adéquation entre la sélection statistique des métriques et la cohérence des structures spatiales qu'elles décrivent sur le territoire étudié. Celles-ci sont notamment utiles pour identifier les espaces pouvant faire l'objet de politiques publiques environnementales.

D'un point de vue général, il est possible d'identifier la localisation de ces espaces pour différencier des territoires potentiellement « favorables » pour au moins l'une des trois espèces de rainette. Le département de la Gironde semble globalement caractérisé par deux espaces distincts, de part et d'autre d'une diagonale allant du Nord-Ouest au Sud-Est. Dans la partie la plus au Nord se trouvent les espaces sélectionnés d'après les valeurs d'indices paysagers identifiées. Ils sont répartis autour de la métropole de Bordeaux à laquelle il faut ajouter le pourtour du Bassin d'Arcachon. A l'inverse, l'espace opposé, allant du littoral médocain au Sud-Est du département, est caractérisé par des valeurs d'indices expliquant plutôt la non-présence des espèces (Fig. 336).

Une analyse plus fine permet de caractériser les espaces de chaque classe. Ainsi, les espaces du pourtour de la Métropole de Bordeaux et du Bassin d'Arcachon, dans le Médoc notamment entre Saint-Laurent-Médoc et Lesparre-Médoc, dans l'Entre-Deux-Mers autour de Langon et Bazas, dans le Libournais entre Libourne et Coutras, et, plus à l'Est, le long d'un axe entre Castillon-la-Bataille et Saint-Seurin-sur-l'Isle, regroupent la plus grande part des points de présence (25%) (zones en couleur verte, Fig. 336).

Parmi les perspectives de ce travail, une extension à l'ensemble du territoire régional doit être mise en œuvre. Par ailleurs, la méthode doit être appliquée en distinguant les trois espèces étudiées. Les modifications dans les arbres de décision tant du point de vue de l'identification des indices explicatifs que de leur valeur seuil pourraient traduire leurs différences biologiques.

- **Relever le défi de la conservation de la biodiversité à l'échelle régionale pour s'adapter au changement climatique**

Le programme « les sentinelles du climat » propose une démarche globale innovante en écologie du changement climatique pour comprendre les interactions entre les variations climatiques et la réponse de la biodiversité. L'étude est effectuée à une échelle régionale. Cette échelle est pertinente pour la mise en place de mesures de conservation. L'objectif à terme de ces résultats est de servir de système d'alerte précoce, prévoyant quelles seront les zones les plus à risque et quand elles le deviendront. Cela aiderait à cibler et justifier les efforts de conservation et d'en assurer le suivi. L'objectif étant de développer un programme de surveillance décennal similaire, parallèle à ce que font les climatologues, adapté à la biodiversité qui pourrait être mis à jour régulièrement en interaction avec les données climatiques

La démarche du programme mise en place s'insère dans le domaine que nous appelons « écologie du changement climatique ». Elle est ainsi ancrée dans une approche pluridisciplinaire, à l'interface principalement entre l'écologie, la biologie de la conservation et la climatologie, entre la recherche et l'expertise naturaliste, entre la science et la société. L' « écologie du changement climatique » met en œuvre des actions d'adaptation au changement climatique s'inscrivant dans une démarche de recherche action dans un objectif de conservation de la biodiversité.

La conservation de la biodiversité au niveau régionale nécessite d'aborder la diversité biologique à plusieurs échelles d'état (espèce, habitat, écosystème), d'identifier les causes, les pressions du déclin à chaque échelle, pour maintenir, restaurer des écosystèmes fonctionnels constitués d'espèces en interaction.

La conception de l'application de la conservation des espèces sentinelles du climat dans le projet est à la fois descriptive, théorique, expérimentale et s'effectue à deux niveaux *in situ* (conservation sur site) et *ex situ* (conservation hors site). La conservation *in situ* se base sur la protection et le maintien de la biodiversité dans le milieu naturel. La protection non-interventionniste peut se faire via l'acquisition foncière d'espaces naturels, par des instruments juridiques et la sensibilisation de divers publics au respect de la nature. La protection interventionniste se caractérise par l'action directe sur le milieu naturel c'est-à-dire la restauration d'un état dégradé et la gestion pour suivre et maintenir un état de référence. La conservation *ex situ* est réalisée uniquement en complément de celle *in situ* ou en dernier recours quand la conservation *in situ* n'est pas ou plus possible. La conservation *ex situ* consiste en des élevages de populations permettant par la suite des réintroductions pour renforcer les populations dans leur milieu naturel ou abonder des collections de banques de gènes (Fig. 346).

La biologie de la conservation est au cœur des grands défis sociaux et politiques planétaires de pression comme le changement climatique. Son objectif est de permettre à la société de s'adapter au changement climatique, de prévenir et de réduire les dommages écologiques, et de générer des informations scientifiques à partir desquelles des stratégies et des politiques de conservation efficaces peuvent être conçues, justifiées et mises en œuvre. La biologie de la conservation pose cependant des défis à la philosophie traditionnelle des sciences. Le non-anthropocentrisme en éthique environnementale est beaucoup plus problématique à mettre en œuvre que l'anthropocentrisme.

Cette science par essence inter et transdisciplinaire s'appuie sur l'écologie des populations, de la restauration, de la gestion écologique et mobilise la biologie, la botanique, la zoologie, la génétique de la conservation, l'écologie des perturbations, l'ingénierie écologique, l'écologie du paysage,

l'écophysiologie, les mathématiques, les outils de modélisations mécanistiques et biostatistiques, l'hydrologie, la pédologie, les sciences humaines et sociales, la philosophie de l'éthique, le Droit de l'environnement, la médecine. Pour mettre en application les propositions de mesures de conservation proposées dans le programme, certains questionnements techniques sont à redéfinir. Le changement climatique menaçant désormais la stabilité des écosystèmes, quel en est le bon état de conservation acceptable ? Comment définir ce qui est « en bon état » lorsque les espèces et les écosystèmes changent constamment au fil du temps avec ou sans intervention humaine ?

La combinaison de la biologie de la conservation et l'écologie du changement climatique remettent en question les valeurs fondamentales de la science neutre et indépendante, et de la pratique de l'écologie de la restauration. En effet, des questionnements éthiques sont posés notamment dans le cas d'actions d'élevages et de réintroduction des espèces dans des milieux favorables où elle n'est pas présente. Jusqu'ici aucune autre espèce autre que l'homme n'avait jamais impacté toute la planète par son existence même. L'humanité n'a-t-elle pas ainsi un devoir d'humilité envers ces espèces en les protégeant par toutes les actions possibles ? Il est probable qu'à l'avenir, les actions de conservation deviennent un processus sans fin, difficile, en constante évolution, remise en question si les activités humaines ne s'inscrivent pas en harmonie avec les espèces. La biodiversité sera ainsi celle que nous choisirons et se fera certainement dans un équilibre fragile entre les avantages écologiques et les valeurs culturelles de l'instant.

BIBLIOGRAPHIE

ACCLIMATERRA., 2018. – *Anticiper les changements climatiques pour agir dans les territoires*. Editions Région Nouvelle-Aquitaine., 488 p.

AIELLO-LAMMENS M. E., BORIA R. A., RADOSAVLJEVIC A., VILELA B. & ANDERSON R. P., 2015. – spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, **38** (5) : 541-545.

ALEXANDRE F., GÉNIN A. & LECOMPTE M., 1998. – Seuils biologiques et limites climatiques en Méditerranée occidentale. .

ALLAINÉ D., BRONDEX F., GRAZIANI L., COULON J. & TILL-BOTTRAUD I., 2000. – Male-biased sex ratio in litters of Alpine marmots supports the helper repayment hypothesis. *Behavioral Ecology*, **11** (5) : 507-514.

ALLAINÉ D., RODRIGUE I., BERRE M. L. & RAMOUSSE R., 1994. – Habitat preferences of alpine marmots, Marmota marmota. *Canadian Journal of Zoology*, **72** (12) : 2193-2198.

ALLAINÉ D. & THEURIAU F., 2004. – Is there an optimal number of helpers in Alpine marmot family groups? *Behavioral Ecology*, **15** (6) : 916-924 doi : 10.1093/beheco/arh096.

ALLEN M. R., DUBE O. P., SOLECKI W., ARAGÓN-DURAND F., CRAMER W., HUMPHREYS S., KAINUMA M., KALA J., MAHOWALD N., MULUGETTA Y., PEREZ R., WAIRU M. & ZICKFELD K., 2018. – *Allen, M.R., O.P. Dube, W. Solecki, F. Aragón-Durand, W. Cramer, S. Humphreys, M. Kainuma, J. Kala, N. Mahowald, Y. Mulugetta, R. Perez, M.Wairiu, and K. Zickfeld, 2018: Framing and Context. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press.*

ALMETWALLY E. M., MUHAMMED H. Z. & EL-SHERPIENY E.-S. A., 2020. – Bivariate Weibull Distribution: Properties and Different Methods of Estimation. *Annals of Data Science*, **7** (1) : 163-193 doi : 10.1007/s40745-019-00197-5.

ANDREWARTHA H. G. & BIRCH L. C., 1954. – *The distribution and abundance of animals*. University of Chicago Press.

ANDRIEU J., 2017. – *Contribution méthodologique à l'analyse spatiale de la végétation terrestre. De la biogéographie quantitative à une géographie appliquée à la lutte contre l'érosion de la biodiversité végétale. Volume 1 Positionnement scientifique et projet*. Paris : Paris 13 Sorbonne Paris Cité, 209 p.

ANGILLETTA M. J., NIEWIAROWSKI P. H. & NAVAS C. A., 2002. – The evolution of thermal physiology in ectotherms. *Journal of Thermal Biology*, **27** (4) : 249-268 doi : https://doi.org/10.1016/S0306-4565(01)00094-8.

ANTAREA., 2020. – AntArea | Etude, identification, répartition, localisation des fourmis françaises métropolitaines. .

ARAÚJO M. B., THUILLER W. & PEARSON R. G., 2006. – Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, **33** (10) : 1712-1728 doi : 10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x.

ARMITAGE K., 2013. – Climate change and the conservation of marmots. .

ARNOLD E. N., 1987. – Resource partition among Lacertid lizards in southern europe. *Resource partition among Lacertid lizards in southern europe*, .

ARNOLD W., HELDMAIER G., ORTMANN S., POHL H., RUF T. & STEINLECHNER S., 1991. – Ambient temperatures in hibernacula and their energetic consequences for alpine marmots Marmota marmota. *Journal of Thermal Biology*, **16** (4) : 223-226.

ARRIBAS O. J., 2009. – Habitat selection, thermoregulation and activity of the Pyrenean Rock Lizard Iberolacerta bonnali (LANTZ, 1927). *Herpetozoa*, **22** (3) : 145-166.

ARRIBAS O. J. & GALAN P., 2005. – Reproductive characteristics of the Pyrenean high–mountain lizards: Iberolacerta aranica, I. aurelioi and I. bonnali. *Animal Biology*, **55** (2) : 163-190.

ASHTON S., GUTIERREZ D. & WILSON R. J., 2009. – Effects of temperature and elevation on habitat use by a rare mountain butterfly: implications for species responses to climate change. *Ecological Entomology*, (4) : 437 doi : 10.1111/j.1365–2311.2008.01068.x.

ASKEW R. R., 1988. – The dragonflies of Europe. *The dragonflies of Europe.*, .

ASTRUC G., GUILLON M., LOURDAIS O., MARC–ANTOINE MARCHAND. & BESNARD A., 2018. – Modélisation spatiale de la probabilité de présence relative du Lézard ocellé dans les régions Provence–Alpes–Côte d'Azur et ex–Languedoc–Roussillon. *Modélisation spatiale de la probabilité de présence relative du Lézard ocellé dans les régions Provence–Alpes–Côte d'Azur et ex–Languedoc–Roussillon*, doi : 10.13140/rg.2.2.18107.05923.

ASTRUC G., GUILLON M., LOURDAIS O., MARCHAND M.–A. & BESNARD A., 2017. – Apport de la modélisation de la distribution du LO dans la région PACA et Languedoc Roussillon pour les politiques publiques de conservation. .

AUSTIN M. P. & VAN NIEL K. P., 2011. – Improving species distribution models for climate change studies: variable selection and scale. *Journal of Biogeography*, **38** (1) : 1-8 doi : 10.1111/j.1365–2699.2010.02416.x.

BAILLEUX G., COUANON V., GOURVIL P.–Y. & SOULET D., 2017. – *Pré–atlas des odonates d'Aquitaine – Synthèse des connaissances 1972–2014*. CEN Aquitaine, LPO Aquitaine, 117 p.

BAILLEUX G., DENIS A., GOUDIABY A. & SOULET D., 2018. – *Etat des lieux des connaissances sur les leucorrhinesen Aquitaine. Bilan stationnel et hiérarchisation des enjeux. Conservatoire d'espaces naturels d'Aquitaine – Plan régional d'Actions en faveur des odonates en Aquitaine*., 35 p.

BAKKENES M., ALKEMADE J. R. M., IHLE F., LEEMANS R. & LATOUR J. B., 2002. – Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology*, **8** (4) : 390-407 doi : 10.1046/j.1354–1013.2001.00467.x.

BALE J. S., MASTERS G. J., HODKINSON I. D., AWMACK C., BEZEMER T. M., BROWN V. K., BUTTERFIELD J., BUSE A., COULSON J. C., FARRAR J., GOOD J. E. G., HARRINGTON R., HARTLEY S., JONES T. H., LINDROTH R. L. ET AL., 2002. – Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, **8** (1) : 1-16 doi : 10.1046/j.1365–2486.2002.00451.x.

BALLABIO C., PANAGOS P. & MONATANARELLA L., 2016. – Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. *Geoderma*, **261** : 110-123 doi : 10.1016/j.geoderma.2015.07.006.

BARBET-MASSIN M., JIGUET F., ALBERT C. H. & THUILLER W., 2012. – Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many?: How to use pseudo-absences in niche modelling? *Methods in Ecology and Evolution*, **3** (2) : 327-338 doi : 10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x.

BARBET-MASSIN M., THUILLER W. & JIGUET F., 2010. – How much do we overestimate future local extinction rates when restricting the range of occurrence data in climate suitability models? *Ecography*, **33** (5) : 878-886 doi : 10.1111/j.1600-0587.2010.06181.x.

BARNEIX M., BAILLEUX G. & SOULET D., 2016. – *Liste rouge régionale des odonates d'Aquitaine*. Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage, 40 p.

BARRIO I. C., HERRERO J., BUENO C. G., LÓPEZ B. C., ALDEZABAL A., CAMPOS-ARCEIZ A. & GARCÍA-GONZÁLEZ R., 2013. – The successful introduction of the alpine marmot Marmota marmota in the Pyrenees, Iberian Peninsula, Western Europe. *Mammal Review*, **43** (2) : 142-155 doi : 10.1111/j.1365-2907.2012.00212.x.

BARRIOZ M. & MIAUD C., 2016. – *Protocoles de suivi des populations d'amphibiens de France, POPAmphibien.* Société Herpétologique de France, 14 p.

BARROSO F. M., CARRETERO M. A., SILVA F. & SANNOLO M., 2016. – Assessing the reliability of thermography to infer internal body temperatures of lizards. *Journal of Thermal Biology*, **62** : 90-96 doi : 10.1016/j.jtherbio.2016.10.004.

BARRY-MACAULAY D., BOUAZZA A., SINGH R. M., WANG B. & RANJITH P. G., 2013. – Thermal conductivity of soils and rocks from the Melbourne (Australia) region. *Engineering Geology*, **164** : 131-138 doi : 10.1016/j.enggeo.2013.06.014.

BATTISTI C. & FANELLI G., 2015. – Don't think local! Scale in conservation, parochialism, dogmatic bureaucracy and the implementing of the European Directives. *Journal for Nature Conservation*, **24** : 24-30 doi : 10.1016/j.jnc.2015.01.005.

BEEBEE T. J. C., 2002. – Amphibian phenology and climate changes. *Conservation Biology*, **16** (6) : 1454-1454 doi : 10.1046/j.1523-1739.2002.02102.x.

BELENGUIER L., KREDER M. & PONT L., 2017. – *Évaluation de l'état de conservation des stations de l'Azuré des mouillères (Maculinea alcon alcon). Volume 1 : Proposition d'une méthode. Rapport d'étude Syndicat mixte du parc naturel régional des Volcans d'Auvergne*., 32 p + fiches terrain et précision cartographiques p.

BERNARDO J. & SPOTILA J. R., 2006. – Physiological constraints on organismal response to global warming: mechanistic insights from clinally varying populations and implications for assessing endangerment. *Biology Letters*, **2** (1) : 135-139 doi : 10.1098/rsbl.2005.0417.

BERRONEAU M., 2012. – *Guide technique de conservation du Lézard ocellé en Aquitaine*. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France, 118 p.

BERRONEAU M., 2014a. – *Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine*. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France : C. Nature, 256 p.

BERRONEAU M., 2014b. – *La Grenouille des Pyrénées, une endémique de l'ouest pyrénéen*. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France : C. Nature, 40 p.

BERRONEAU M., 2015. – *Guide des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine*. C. Nature., Le Haillan, Gironde, France : Association Cistude Nature, 180 p.

BERRONEAU M., D'AMICO F., FOURNIER A., DEVAUX B. & CHAZAL R., 2015. – Trois années de suivi des populations françaises de Rana pyrenaica Serra-Cobo, 1993 (Amphibia : Ranidae) : premières données d'abondance des têtards. *Bulletin société herpétologique de France*, **156** (4e trimestre 2015) : 31-44.

BERRONEAU M., REINACH HIRTZBACH J. & TILLO S., 2016. – Répartition de Podarcis liolepis sebastiani (Klemmer 1964) en France. *Herpetofocus*, .

BERTHIER L., BARDY M., CHENU J.-P., GUZMOVA L., LAROCHE B., LEHMANN S., LEMERCIER B., MARTIN M., MÉROT P., SQUIVIDANT H., THIRY E. & WALTER C., 2014. – *Enveloppes des milieux potentiellement humides de la France métropolitaine – notice d'accompagnement. Programme de modélisation des milieux potentiellement humides de France*. Ministère d'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. (Issue January 2016).,.

BERTIN R. I., 2008. – Plant Phenology And Distribution In Relation To Recent Climate Change. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, **135** (1) : 126-146 doi : 10.3159/07-RP-035R.1.

BERTOLINI A., LECLERE M., LE MOAL T., ROBINET C. & SOULET D., in prep. – *Programme régional Papillons menacés des zones humides. Amélioration des connaissances et préservation de 5 espèces menacées de papillons diurnes des zones humides en Aquitaine. Bilan de la phase initiale (2010-2013)*. Conservatoire d'espaces naturels d'Aquitaine.,.

BERTRAND R., 2012. – *Réponse spatio-temporelle de la végétation forestière au réchauffement climatique-Évaluation du remaniement de la végétation et caractérisation de l'effet des facteurs écologiques et géographiques le modulant à l'échelle de l'espèce et des communautés*. Nancy : AgroParisTech, 312 p.

BERTRAND R., LENOIR J., PIEDALLU C., RIOFRÍO-DILLON G., RUFFRAY P. DE., VIDAL C., PIERRAT J.-C. & GÉGOUT J.-C., 2011. – Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. *Nature*, **479** (7374) : 517-520 doi : 10.1038/nature10548.

BERTRAND R., RIOFRIO-DILLON G., LENOIR J., DRAPIER J., DE RUFFRAY P., GÉGOUT J.-C. & LOREAU M., 2016. – Ecological constraints increase the climatic debt in forests. *Nature communications*, **7** : 12643.

BEUTLER H., 1987. – Das neue Naturschutzgebiet « Milaseen » – ein wichtiger Beitrag zur Erhaltung nährstoffarmer Heideseen. *Beeskower Naturwissenschaftliche Abhandlungen*, **1** : 85-86.

BLATRIX C., GALKOWSKI C., LEBAS C. & WEGNEZ P., 2013. – *Fourmis de France, de Belgique et du Luxembourg*., 287 p.

BLOUIN-DEMERS G. & WEATHERHEAD P. J., 2002. – Habitat-specific behavioural thermoregulation by black rat snakes (Elaphe obsoleta obsoleta). *Oikos*, **97** (1) : 59-68 doi : 10.1034/j.1600-0706.2002.970106.x.

BLUMSTEIN D. T. & ARMITAGE K. B., 1999. – Cooperative breeding in marmots. *Oikos*, : 369-382.

BONELLI S., CROCETTA A., BARBERO F. & BALLETTO E., 2005. – *Ovoposition behaviour in the myrmecophilous butterfly Maculinea alcon (Lepidoptera: Lycaenidae). In : Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe, Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea butterflies as a Model. J. K. Settele, E. & Thomas, J. A., Pensoft, Sofia/Moscow: 65-68 pp*.

BONIFAIT S. & DUHAZÉ B., 2020. – Référentiel des orthoptères d'Aquitaine. Version 1.4. Locusta, Observatoire FAUNA. *Feuille de liaison de Locusta*, : 1-9.

BONNEFOY C., 2013. – *Observation et modélisation spatiale de la température dans les terroirs viticoles du Val de Loire dans le contexte du changement climatique*. Rennes 2.

BONNET X., 2011. – *Chapter 17, The Evolution of Semelparity*. Dans : *Reproductive Biology and Phylogeny of Snakes*. Barrie G.M. Jamieson, p. 812.

BORGO A., 2003. – Habitat requirements of the Alpine marmotMarmota marmota in re-introduction areas of the Eastern Italian Alps. Formulation and validation of habitat suitability models. *Acta Theriologica*, **48** (4) : 557-569 doi : 10.1007/BF03192501.

BÖTSCH Y., JENNI L. & KÉRY M., 2019. – Field evaluation of abundance estimates under binomial and multinomial *N* -mixture models. *Ibis*, : ibi.12802 doi : 10.1111/ibi.12802.

BOUDOT J. P. & KALKMAN V. J., 2015. – *Atlas of the European dragonflies and damselflies. KNNV publishing.*

BOUSQUET A., 2016. – *Cartographie et participation. Vers une pluralisation des sources de connaissance. Application à la Trame Verte et Bleue dans le bocage bressuirais*. Bordeaux : Université Bordeaux Montaigne, 393 p.

BOUTIN M., CORCKET E., ALARD D., VILLAR L., JIMÉNEZ J.-J., BLAIX C., LEMAIRE C., CORRIOL G., LAMAZE T. & PORNON A., 2017. – Nitrogen deposition and climate change have increased vascular plant species richness and altered the composition of grazed subalpine grasslands. *Journal of Ecology*, : n/a-n/a doi : 10.1111/1365-2745.12743.

BOZINOVIC F. & PÖRTNER H.-O., 2015. – Physiological ecology meets climate change. *Ecology and Evolution*, **5** (5) : 1025-1030 doi : 10.1002/ece3.1403.

BRADLEY B. A. & FLEISHMAN E., 2008. – Can remote sensing of land cover improve species distribution modelling? *Journal of Biogeography*, **35** (7) : 1158-1159 doi : 10.1111/j.1365-2699.2008.01928.x.

BRANA F., 1991. – Summer activity patterns and thermoregulation in the wall lizard, Podarcis muralis. *Herpetologica*, **1** : 544-549.

BRAUNISCH V., COPPES J., ARLETTAZ R., SUCHANT R., SCHMID H. & BOLLMANN K., 2013. – Selecting from correlated climate variables: a major source of uncertainty for predicting species distributions under climate change. *Ecography*, **36** (9) : 971-983.

BREINER F. T., GUISAN A., BERGAMINI A. & NOBIS M. P., 2016. – Overcoming limitations of modelling rare species by using ensembles of small models. *Journal of Animal Ecology*, : 1210-1218 doi : 10.1111/2041-210X.12403@10.1111/(ISSN)1365-2656.EndangeredSpecies.

BRGM., 2016. – Littoral aquitain : de nouvelles projections de l'érosion jusqu'en 2050 | BRGM. https://www.brgm.fr/actualite/littoral-aquitain-nouvelles-projections-erosion-jusqu-2050 Consulté le 4/12/2019.

BRIÉRE S., DUMEIGE B. & MERCIER J.-L., 2008. – Étude de la faisabilité d'un renforcement de populations de Maculinea alcon et Gentiana pneumonanthe dans le Parc de la Brenne. *Symbiose*, **22** : 19-26.

BROENNIMANN O., TREIER U. A., MULLER-SCHARER H., THUILLER W., PETERSON A. T. & GUISAN A., 2007. – Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters*, **10** (8) : 701-709 doi : 10.1111/j.1461-0248.2007.01060.x.

BROOKS M. E., KRISTENSEN K., VAN BENTHEM K. J., MAGNUSSON A., BERG C. W., NIELSEN A., SKAUG H. J., MAECHLER M. & BOLKER B. M., 2017. – *glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling.*

BRUSCH G. A., GAVIRA R. S. B., VITON R., DUPOUÉ A., LEROUX-COYAU M., MEYLAN S., GALLIARD J.-F. L. & LOURDAIS O., 2020. – Additive effects of temperature and water availability on pregnancy in a viviparous lizard. *Journal of Experimental Biology*, **223** (19) doi : 10.1242/jeb.228064.

BUCKLEY L. B., 2010. – The range implications of lizard traits in changing environments. *Global Ecology and Biogeography*, **19** (4) : 452-464 doi : 10.1111/j.1466-8238.2010.00538.x.

BUCKLEY L. B. & HUEY R. B., 2016. – How Extreme Temperatures Impact Organisms and the Evolution of their Thermal Tolerance. *Integrative and Comparative Biology*, **56** (1) : 98-109 doi : 10.1093/icb/icw004.

BUCKLEY L. B., WAASER S. A., MACLEAN H. J. & FOX R., 2011. – Does including physiology improve species distribution model predictions of responses to recent climate change? *Ecology*, **92** (12) : 2214-2221 doi : 10.1890/11-0066.1.

BURTON J. B., 2001. – *The apparent influence of climatic change on recent changes of range by European insects (Lepidoptera, Orthoptera)*. Dans : *Proceedings 13th international colloquium European Invertebrate Survey*. Leiden, p. 13-21.

BUSASK S. D. & VISNAW J. A., 1989. – Observations on the natural history of Lacerta lepida in Cádiz Province, Spain. *Amphibia-Reptilia*, **10** (3) : 201-213.

CAETANO G. H. O., SANTOS J. C., GODINHO L. B., CAVALCANTE V. H. G. L., DIELE-VIEGAS L. M., CAMPELO P. H., MARTINS L. F., OLIVEIRA A. F. S., ALVARENGA J. M., WIEDERHECKER H. C., DE NOVAES E SILVA V., WERNECK F. P., MILES D. B., COLLI G. R. & SINERVO B. R., 2020. – Time of activity is a better predictor of the distribution of a tropical lizard than pure environmental temperatures. *Oikos*, doi : 10.1111/oik.07123.

CAILLAUD M., LE FOULER A. & LAFON P., 2018. – *Suivi et évaluation des habitats d'intérêt communautaire des étangs arrière-littoraux d'Aquitaine – Méthodologie, grille d'évaluation et premiers résultats*. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.

CAMACHO A. & RUSCH T. W., 2017. – Methods and pitfalls of measuring thermal preference and tolerance in lizards. *Journal of Thermal Biology*, **68** : 63-72 doi : 10.1016/j.jtherbio.2017.03.010.

CAMERON G. N. & SCHEEL D., 2001. – Getting Warmer: Effect of Global Climate Change on Distribution of Rodents in Texas. *Journal of Mammalogy*, **82** (3) : 652-680.

CANELLAS C., GIBELIN A. L., LASSÈGUES P., KERDONCUFF M., DANDIN P. & SIMON P., 2014. – *Les normales climatiques spatialisées Aurelhy 1981-2010: températures et précipitations. La météorologie*.

CAREY C. & ALEXANDER M. A., 2003. – Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and distributions*, **9** (2) : 111-121.

CARMONA C. P., SZAVA-KOVATS R. & PÄRTEL M., 2019. – Estimating probabilistic dark diversity based on the hypergeometric distribution. *bioRxiv*, : 636753 doi : 10.1101/636753.

CARNEIRO D., 2012. – *Assessing Ecophysiological Traits and Distribution Patterns of Two Podarcis Species in NE Iberia*.

CARRETERO M. A., MARCOS E. & PRADO P. DE., 2006. – *Intraspecific variation of preferred temperatures in the NE form of Podarcis hispanica*. Dans : *Mainland and insular lacertid lizards: a mediterranean perspective*. .

CARRETERO M. & VERÍSSIMO C., 2009. – Preferred temperatures of Podarcis vaucheri from Morocco: intraspecific variation and interspecific comparisons. *Amphibia-Reptilia*, **30** (1) : 17-23 doi : 10.1163/156853809787392748.

CARRON G., 1996. – Do alpine Acridids have a shortened post-embryonic development ? *Articulata*, **11** (1) : 49-72.

CASTILLA., VAN DAMME R. & BAUWENS D., 1999. – Field body temperatures, mechanisms of thermoregulation and evolution of thermal characteristics in lacertid lizards. *Natura Croatica*, **8** (3) : 253-274.

CAYTON H. L., HADDAD N. M., GROSS K., DIAMOND S. E. & RIES L., 2015. – Do growing degree days predict phenology across butterfly species? *Ecology*, **96** (6) : 1473-1479 doi : 10.1890/15-0131.1.

CBNSA., 2017. – *Notice méthodologique : protocole suivi phénologique de la flore, version 0.4. Document de travail.*, 4 p.

CEBALLOS G., EHRLICH P. R., BARNOSKY A. D., GARCÍA A., PRINGLE R. M. & PALMER T. M., 2015. – Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, **1** (5) : e1400253 doi : 10.1126/sciadv.1400253.

CEBALLOS G., EHRLICH P. R. & DIRZO R., 2017. – Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **114** (30) : E6089-E6096 doi : 10.1073/pnas.1704949114.

CEIA-HASSE A., SINERVO B., VICENTE L. & PEREIRA H. M., 2014. – Integrating ecophysiological models into species distribution projections of European reptile range shifts in response to climate change. *Ecography*, **37** (7) : 679-688 doi : 10.1111/j.1600-0587.2013.00600.x.

CERRATO C., LAI V., BALLETTO E. & BONELLI S., 2016. – Direct and indirect effects of weather variability in a specialist butterfly. *Ecological Entomology*, **41** (3) : 263-275 doi : 10.1111/een.12296.

CESBIO., 2020. – Cesbio – Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère. .

CHABAUD C., GAVIRA R., BERRONEAU M., BERRONEAU M., DUPOUÉ A., GUILLON M., VITON R., LOURDAIS O. & LE GAILLARD J. F., in prep. a. – Climate aridity and water availability in the habitat drive geographic variation in thermo-hydroregulation strategies of a widespread lizard species. .

CHABAUD C., GAVIRA R., DUPOUÉ A., BERRONEAU M., BERRONEAU M., CLOBERT J., GUILLON M., VITRON R., LOURDAIS O. & LE GAILLARD J. F., in prep. b. – Spatial variation in thermohydroregulation : a comparative approach from Bordeaux to the Pyrenees. .

CHAO A. & CHIU C.-H., 2016. – Bridging the variance and diversity decomposition approaches to beta diversity via similarity and differentiation measures. *Methods in Ecology and Evolution*, **7** (8) : 919-928 doi : 10.1111/2041-210X.12551.

CHAO A., CHIU C.-H. & HSIEH T. C., 2012. – Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology*, **93** (9) : 2037-2051 doi : 10.1890/11-1817.1.

CHAO A., MA K. H. & HSIEH T. C., 2016. – *iNEXT online: interpolation and extrapolation*.

CHAPMAN D., PESCOTT O. L., ROY H. E. & TANNER R., 2019. – Improving species distribution models for invasive non-native species with biologically informed pseudo-absence selection. *Journal of Biogeography*, **46** (5) : 1029-1040 doi : 10.1111/jbi.13555.

CHELSA., 2018. – CHELSAcruts (1901-2016). *Chelsa Climate*, .

CHELSA., 2020. – Downloads. *Chelsa Climate*, https://chelsa-climate.org/downloads/ Consulté le 15/12/2020.

CHIU C.-H., JOST L. & CHAO A., 2014. – Phylogenetic beta diversity, similarity, and differentiation measures based on Hill numbers. *Ecological Monographs*, **84** (1) : 21-44 doi : 10.1890/12-0960.1.

CHO W. J., KWON S. & CHOI J. W., 2009. – The thermal conductivity for granite with various water contents. *Engineering Geology*, **107** (3-4) : 167-171 doi : 10.1016/j.enggeo.2009.05.012.

CICCHINO A. S., CAIRNS N. A., BULTÉ G. & LOUGHEED S. C., 2020. – High and dry: Trade-off in arboreal calling in a treefrog mediated by local environment. *Behavioral Ecology*, **31** (1) : 132-139 doi : 10.1093/beheco/arz169.

CLEMENTE M. E., GARCÍA M. D. & PRESA J. J., 1990. – Nuevos datos sobre los acridoidea (Insecta: Orthoptera) del Pirineo y Prepirineo catalano-aragones. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, : 37-44.

CLÉRO C., 2018. – *Note synthétique ey méthodologique - Inventaire et cartographie de la flore patrimonilae des étangs arrière-littoraux médocains*. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.

CLIMATE-DATA.ORG., 2020. – Les données climatiques pour les villes du monde entier - Climate-Data.org. https://fr.climate-data.org/ Consulté le 15/12/2020.

CLUSELLA-TRULLAS S. & CHOWN S. L., 2011. – Comment on « Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches ». *Science*, **332** (6029) : 537-537 doi : 10.1126/science.1195193.

COLA V. D., BROENNIMANN O., PETITPIERRE B., BREINER F. T., D'AMEN M., RANDIN C., ENGLER R., POTTIER J., PIO D., DUBUIS A., PELLISSIER L., MATEO R. G., HORDIJK W., SALAMIN N. & GUISAN A., 2017. – ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography*, **40** (6) : 774-787 doi : 10.1111/ecog.02671.

CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DE FRANCHE-COMTÉ. & OBSERVATOIRE RÉGIONAL DES INVERTÉBRÉS., 2016. – *Présentation des biotopes de leucorrhines, orientations de gestion et d'entretien, et clé de détermination – Fiche technique*., 5 p.

CORDES L. S., BLUMSTEIN D. T., ARMITAGE K. B., CARADONNA P. J., CHILDS D. Z., GERBER B. D., MARTIN J. G. A., OLI M. K. & OZGUL A., 2020. – Contrasting effects of climate change on seasonal survival of a hibernating mammal. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **117** (30) : 18119 doi : 10.1073/pnas.1918584117.

CORMONT A., WIEGER WAMELINK G. W., JOCHEM R., WALLISDEVRIES M. F. & WEGMAN R. M. A., 2013. – Host plant–mediated effects of climate change on the occurrence of the Alcon blue butterfly (Phengaris alcon). *Ecological Modelling*, **250** : 329-337 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2012.11.022.

CORN P. S., 2005. – Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, **28** (1) : 59-67.

CORN P. S. & MUTHS E., 2002. – Variable Breeding Phenology Affects the Exposure of Amphibian Embryos to Ultraviolet Radiation. *Ecology*, **83** (11) : 2958-2963 doi : 10.2307/3071830.

CORNUET J.–M., RAVIGNÉ V. & ESTOUP A., 2010. – Inference on population history and model checking using DNA sequence and microsatellite data with the software DIYABC (v1.0). *BMC Bioinformatics*, **11** (1) : 401 doi : 10.1186/1471–2105–11–401.

COUDERCHET L., 2008. – *Entre le pixel et l'espace de la gestion : le continuum géographique. Réflexions sur les continuités et discontinuités spatiales dans le cadre des programmes écologiques*. Dans : *Continu et discontinu dans l'espace géographique*. Tours : Presses universitaires François–Rabelais, p. 247-261.

COURANT S., 2010. – *Ecologie et gestion des populations de Leucorrhines d'un étang du Saumurois*. LPO Anjou, PNR Loire–Anjou–Touraine, 46 p. + annexes p.

COUTURIER T., CHEYLAN M., BERTOLERO A., ASTRUC G. & BESNARD A., 2013. – Estimating abundance and population trends when detection is low and highly variable: A comparison of three methods for the Hermann's tortoise. *The Journal of Wildlife Management*, **77** (3) : 454-462 doi : 10.1002/jwmg.499.

COUTURIER T., MOURGUIART B., MANSONS J., BRAUD Y., COMBRISSON D., JAILLOUX A. & BESNARD A., 2019. – *Suivi des déplacements altitudinaux des communautés d'orthoptères en lien avec le changement climatique dans les parcs nationaux du Mercantour et des Ecrins. Rapport méthodologique, protocole version 1. Coopération OFB–CEFE.*, 44 p.

COX D. T. C., MACLEAN I. M. D., GARDNER A. S. & GASTON K. J., 2020. – Global variation in diurnal asymmetry in temperature, cloud cover, specific humidity and precipitation and its association with leaf area index. *Global Change Biology*, **26** (12) : 7099-7111 doi : https://doi.org/10.1111/gcb.15336.

DAHMS H., WELLSTEIN C., WOLTERS V. & DAUBER J., 2005. – Effects of management practices of ant species richness and community composition in grasslands (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecologische Nachrichten*, **7** : 9-16.

D'AMICO F., 2018. – Protocole simplifié de mesure thermique à distance et rapide (flash IR sampling) pour les lézards. .

DAMOS P. & SOULOPOULOU P., 2015. – Do Insect Populations Die at Constant Rates as They Become Older? Contrasting Demographic Failure Kinetics with Respect to Temperature According to the Weibull Model. *PloS One*, **10** (8) : e0127328 doi : 10.1371/journal.pone.0127328.

DANIEL M., LEMONSU A., DÉQUÉ M., SOMOT S., ALIAS A. & MASSON V., 2019. – Benefits of explicit urban parameterization in regional climate modeling to study climate and city interactions. *Climate Dynamics*, **52** (5) : 2745-2764 doi : 10.1007/s00382-018-4289-x.

DATCHARRY R., 2014. – *Détectabilité en montagne de deux lézards rupicoles : le Lézard des murailles (Podarcis muralis) vs le Lézard de Bonnal (Iberolacerta bonnali)*. Nature Midi-Pyrénées.

DAVID R. & ROMEYER K., 2019. – *Communautés végétales de plaine et de montagne*. Dans : *Mallard F. (coord.), 2019. Programme les sentinelles du climat – Tome VIII : Écologie du changement climatique en région Nouvelle-Aquitaine, C. Nature : Le Haillan, Gironde, 605 p. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02495935.* , p. 13-72.

DAVIS M. B. & SHAW R. G., 2001. – Range Shifts and Adaptive Responses to Quaternary Climate Change. *Science*, **292** (5517) : 673-679 doi : 10.1126/science.292.5517.673.

DAY A., 2012. – *heatmap.plus: Heatmap with more sensible behavior*.

DAY P. B., STUART-SMITH R. D., EDGAR G. J. & BATES A. E., 2018. – Species' thermal ranges predict changes in reef fish community structure during 8 years of extreme temperature variation. *Diversity and Distributions*, **24** (8) : 1036-1046 doi : 10.1111/ddi.12753.

DE BOER E. P., 2007. – *De Oostlijke witsnuitlibel in Friesland 2005-2006.* Landschapsbeheer Friesland, Beetsterzwaag, 47 p.

DE FRENNE P., RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ F., COOMES D. A., BAETEN L., VERSTRAETEN G., VELLEND M., BERNHARDT-RÖMERMANN M., BROWN C. D., BRUNET J., CORNELIS J., DECOCQ G. M., DIERSCHKE H., ERIKSSON O., GILLIAM F. S., HÉDL R. ET AL., 2013. – Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **110** (46) : 18561-18565 doi : 10.1073/pnas.1311190110.

DELPECH R. & GÉHU J. M., 1988. – Intérêt de la phytosociologie actuelle pour la typologie, l'évaluation et la gestion des écosystèmes. *La gestion des systèmes écologiques: des progrès de la recherche au développement des techniques*, : 39-52.

DELZON S., URLI M., SAMALENS J.-C., LAMY J.-B., LISCHKE H., SIN F., ZIMMERMANN N. E. & PORTÉ A. J., 2013. – Field evidence of colonisation by Holm oak, at the northern margin of its distribution range, during the Anthropocene period. *PloS one*, **8** (11) : e80443.

DENNIS B., KEMP W. P. & BECKWITH R. C., 1986. – Stochastic Model of Insect Phenology: Estimation and Testing. *Environmental Entomology*, **15** (3) : 540-546 doi : 10.1093/ee/15.3.540.

DESCIMON H., 1994. – Les parnassius français: écologie, génétique, perspectives pour leur conservation. *Insectes*, **93** : 2-6.

DEUTSCH C. A., TEWKSBURY J. J., HUEY R. B., SHELDON K. S., GHALAMBOR C. K., HAAK D. C. & MARTIN P. R., 2008. – Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105** (18) : 6668-6672 doi : 10.1073/pnas.0709472105.

DEZETTER M., LEGALLIARD J. F. & LOURDAIS O., in prep. – Hydroregulation response to a simulated dry spell: interaction between air humidity and microhabitat in a dry skinned ectotherm. .

DIJKSTRA K.-D. B., 2007. – *Guide des libellules de France et d'Europe*. Delachaux & Niestlé, 320 p.

DILLON M. E., WANG G. & HUEY R. B., 2010. – Global metabolic impacts of recent climate warming. *Nature*, **467** (7316) : 704-706 doi : 10.1038/nature09407.

DOBSON A. P., NOWAK K. & RODRÍGUEZ J. P., 2013. – *Conservation Biology, Discipline of Author links open overlay panel*. Dans : Levin SA. *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*. Waltham : Academic Press, p. 238-248. doi : 10.1016/B978-0-12-384719-5.00272-0.

DOMMANGET J. L., 1989. – Utilisation des odonates dans le cadre de la gestion des zones humides. In : Utilisation des inventaires d'invertébrés pour l'identification et la surveillance d'espaces naturels de grand intérêt faunistique. *Inventaire de faune et de flore Secrétariat de la faune et de la faune*, **53** (93-110) .

DONLAN J., 2005. – Re-wilding North America. *Nature*, **436** (7053) : 913-914 doi : 10.1038/436913a.

DORÉ F., CHEYLAN M. & GRILLET P., 2014. – *Le Lézard ocellé : Un géant sur le continent européen*. Biotope Editions.,.

DORÉ F., GRILLET P., THIRION J. M., BESNARD A. & CHEYLAN M., 2011. – Premiers Résultats d'un Suivi à Long Terme Sur Une Population de Lézard Ocellé Timon Lepidus Sur l'Île d'Oléron. *Revue d'écologie (Terre et vie)*, **66** : 205-214.

DORMANN C. F., ELITH J., BACHER S., BUCHMANN C., CARL G., CARRÉ G., MARQUÉZ J. R. G., GRUBER B., LAFOURCADE B., LEITÃO P. J., MÜNKEMÜLLER T., MCCLEAN C., OSBORNE P. E., REINEKING B., SCHRÖDER B., SKIDMORE A. K., ZURELL D. & LAUTENBACH S., 2013. – Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, **36** (1) : 27-46 doi : 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x.

DORMANN C. F., SCHYMANSKI S. J., CABRAL J., CHUINE I., GRAHAM C., HARTIG F., KEARNEY M., MORIN X., RÖMERMANN C., SCHRÖDER B. & SINGER A., 2012. – Correlation and process in species distribution models: bridging a dichotomy: Bridging the correlation–process dichotomy. *Journal of Biogeography*, **39** (12) : 2119-2131 doi : 10.1111/j.1365-2699.2011.02659.x.

DRĂGUŢ L. & EISANK C., 2011. – Object representations at multiple scales from digital elevation models. *Geomorphology*, **129** (3-4) : 183-189 doi : 10.1016/j.geomorph.2011.03.003.

DRIAS., 2020. – Drias, Les futurs du climat - Accueil. http://www.drias-climat.fr/ Consulté le 27/9/2018.

DUBUIS A., GIOVANETTINA S., PELLISSIER L., POTTIER J., VITTOZ P. & GUISAN A., 2013. – Improving the prediction of plant species distribution and community composition by adding edaphic to topo-climatic variables. *Journal of Vegetation Science*, **24** (4) : 593-606 doi : 10.1111/jvs.12002.

DUCHATEAU S., BERRONEAU M., CANTEGREL L., GOYENECHE L., DE REINACH HIRTZBACH J. & TILLO S., 2012. – Découverte de Rana pyrenaica Serra-Cobo, 1993 (Anura : Ranidae) sur le versant nord des Pyrénées. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **142-143** : 51-63.

DUHAZÉ B. & BONIFAIT S., 2014. – Contribution à la connaissance des Orthoptères d'Aquitaine : nouvelles données et considérations écologiques (Ensifera et Caelifera). *Matériaux orthoptériques et entomocénotiques*, **19** (81-97) .

DULLINGER S., GATTRINGER A., THUILLER W., MOSER D., ZIMMERMANN N. E., GUISAN A., WILLNER W., PLUTZAR C., LEITNER M., MANG T., CACCIANIGA M., DIRNBÖCK T., ERTL S., FISCHER A., LENOIR J. ET AL., 2012. – Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Climate Change*, **2** (8) : 619-622 doi : 10.1038/nclimate1514.

DUMÉ G., GAUBERVILLE C., MANSION D. & RAMEAU J. C., 2018. – Flore forestière française (guide écologique illustré), tome 1: Plaines et collines. *Institut pour le développement forestier; Auflage: 2e édition. Nouvelle Flore forestière*, : 2464.

DUPONT P., 2010a. – *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 p.

DUPONT P., 2010b. – *Plan national d'actions en faveur des Odonates*. Office pour les insectes et leur environnement / Société Française d'Odonatologie – Ministère de Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, 170 p.

DUPOUÉ A., LOURDAIS O., MEYLAN S., BRISCHOUX F., ANGELIER F., ROZEN-RECHELS D., MARCANGELI Y., DECENCIÈRE B., AGOSTINI S. & LE GALLIARD J.-F., 2019. – Data from: Some like it dry: water restriction overrides heterogametic sex determination in two reptiles. doi : 10.5061/dryad.mv06pv1.

DUPOUÉ A., RUTSCHMANN A., LE GALLIARD J. F., CLOBERT J., ANGELIER F., MARCIAU C., RUAULT S., MILES D. & MEYLAN S., 2017. – Shorter telomeres precede population extinction in wild lizards. *Scientific Reports*, **7** (1) : 1-8 doi : 10.1038/s41598-017-17323-z.

DUPOUÉ A., TROCHET A., RICHARD M., SORLIN M., GUILLON M., TEULIERES-QUILLET J., VALLÉ C., RAULT C., BERRONEAU M., BERRONEAU M., LOURDAIS O., BLAIMONT P., BERTRAND R., POTTIER G., CALVEZ O. ET AL., 2020. – Genetic and demographic trends from rear to leading edge are explained by climate and forest cover in a cold-adapted ectotherm. *Diversity and Distributions*, **n/a** (n/a) doi : https://doi.org/10.1111/ddi.13202.

DUPOUÉ A., TROCHET A., RICHARD M., SORLIN M., TEULIÈRE QUILLET J., VALLÉ C., RAULT C., BERRONEAU M., BERRONEAU M., LOURDAIS O., BLAIMONT P., BERTRAND R., GUILLON M., POTTIER G., CALVEZ O. ET AL., in prep. – Both range margins matter: genetic and demographic variation over an altitude gradient in a cold-adapted specialist lizard (Zootoca vivipara louislantzi). .

DUPRÈ C., STEVENS C. J., RANKE T., BLEEKER A., PEPPLER-LISBACH C., GOWING D. J., DISE N. B., DORLAND E. D. U., BOBBINK R. & DIEKMANN M., 2010. – Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology*, **16** (1) : 344-357.

DZIALOWSKI E. M., 2005. – Use of operative temperature and standard operative temperature models in thermal biology. *Journal of Thermal Biology*, **30** (4) : 317-334 doi : 10.1016/j.jtherbio.2005.01.005.

ELITH J., GRAHAM C. H., ANDERSON R. P., DUDIK M., FERRIER S., GUISAN A., HIJMANS R. J., HUETTMANN F., LEATHWICK J. R., LEHMANN A., LI J., LOHMANN L. G., LOISELLE B. A., MANION G., MORITZ C. ET AL., 2006. – Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, **29** (2) : 129-151 doi : 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.

ELITH J., KEARNEY M. & PHILLIPS S., 2010. – The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, **1** (4) : 330-342 doi : 10.1111/j.2041-210X.2010.00036.x.

ELITH J. & LEATHWICK J. R., 2009. – Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **40** (1) : 677.

ELITH J., PHILLIPS S. J., HASTIE T., DUDÍK M., CHEE Y. E. & YATES C. J., 2011. – A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, **17** (1) : 43-57.

ELMES G., 1974. – The spatial distribution of a population of two ant species living in limestone grassland. *Pedobiologia*, **14** : 412-418.

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*, **2** (1) : 67-78 doi : 10.1023/A:1009696823965.

ELMES G. W. & WARDLAW J. C., 1982. – A Population study of the ants Myrmica sabuleti and Myrmica scabrinodis living at two sites in the south of England. II. Effect of above-nest vegetation. *Journal of animal ecology*, **51** (2) : 665-680.

ELSEN P. R. & TINGLEY M. W., 2015. – Global mountain topography and the fate of montane species under climate change. *Nature Clim. Change*, **5** (8) : 772-776.

ENRIQUEZ-URZELAI U., KEARNEY M. R., NICIEZA A. G. & TINGLEY R., 2019. – Integrating mechanistic and correlative niche models to unravel range-limiting processes in a temperate amphibian. *Global Change Biology*, **25** (8) : 2633-2647 doi : https://doi.org/10.1111/gcb.14673.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY., 2020. – European Environment Agency's home page — European Environment Agency. https://www.eea.europa.eu/ Consulté le 15/12/2020.

EVANS T. G., DIAMOND S. E. & KELLY M. W., 2015. – Mechanistic species distribution modelling as a link between physiology and conservation. *Conservation Physiology*, **3** (1) : cov056 doi : 10.1093/conphys/cov056.

EWEN J. G., ARMSTRONG D. P., PARKER K. A. & SEDDON P. J., 2011. – *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. 1 edition., Wiley-Blackwell, 528 p.

EWING D. A., COBBOLD C. A., PURSE B. V., NUNN M. A. & WHITE S. M., 2016. – Modelling the effect of temperature on the seasonal population dynamics of temperate mosquitoes. *Journal of Theoretical Biology*, **400** : 65-79 doi : 10.1016/j.jtbi.2016.04.008.

EXPLORATORY ECOLOGY., 2020. – Exploratory Ecology – Association de recherche scientifique et de conservation de la biodiversité. *Exploratory Ecology*, https://www.explorecology.com Consulté le 8/11/2020.

FARAND E., ALLAINE D. & COULON J., 2002. – Variation in survival rates for the alpine marmot (Marmota marmota): effects of sex, age, year, and climatic factors. *Canadian Journal of Zoology*, **80** (2) : 342-349.

FAY M. P., 2018. – asht: Applied Statistical Hypothesis Tests. *asht: Applied Statistical Hypothesis Tests*, .

FEEHAN J., HARLEY M. & VAN MINNEN J., 2009. – Climate change in Europe. 1. Impact on terrestrial ecosystems and biodiversity. A review. *Agronomy for Sustainable Development (EDP Sciences)*, **29** (3) : 409-421 doi : 10.1051/agro:2008066.

FELDMEIER S., SCHEFCZYK L., HOCHKIRCH A., LÖTTERS S., PFEIFER M. A., HEINEMANN G. & VEITH M., 2018. – Climate versus weather extremes: Temporal predictor resolution matters for future rather than current regional species distribution models. *Diversity and Distributions*, **24** (8) : 1047-1060 doi : 10.1111/ddi.12746.

FERRIER S. & GUISAN A., 2006. – Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, **43** (3) : 393-404 doi : 10.1111/j.1365–2664.2006.01149.x.

FERRI–YÁÑEZ F., 2007. – *Thermoregulation and use of Microhabitat by Timon lepidus*.

FILER A., BEYER H. L., MEYER E. & RENSBURG B. J. V., 2020. – Distribution mapping of specialized amphibian species in rare, ephemeral habitats: Implications for the conservation of threatened "acid" frogs in south–east Queensland. *Conservation Science and Practice*, **2** (1) : e143 doi : https://doi.org/10.1111/csp2.143.

FISKE I. & CHANDLER R., 2011. – Unmarked : An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, **43** (10) doi : 10.18637/jss.v043.i10.

FISKE I. & CHANDLER R., 2019. – *Overview of unmarked, an R package for the analysis of data from unmarked animals*.

FLENNER I. & SAHLÉN G., 2008. – Dragonfly community re–organisation in boreal forest lakes: rapid species turnover driven by climate change? *Insect Conservation & Diversity*, **1** (3) : 169-179 doi : 10.1111/j.1752–4598.2008.00020.x.

FODEN W., VIÉ J. C., ANGULO A., BUTCHART S., DEVANTIER L., DUBLIN H., GUTSCHE A., STUART S. & TURAK E., 2008. – *Species susceptibility to climate change impact*. Dans : *J.–C. Vié, C. Hilton–Taylor and S.N. Stuart (eds). The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. Switzerland : IUCN Gland.

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 – Syndicat Mixte Espaces Littoraux de la Manche.* Université Paul Verlaine, 51 p.

FORISTER M. L., MCCALL A. C., SANDERS N. J., FORDYCE J. A., THORNE J. H., O'BRIEN J., WAETJEN D. P. & SHAPIRO A. M., 2010. – Compounded effects of climate change and habitat alteration shift patterns of butterfly diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, (5) : 2088-2092.

FOUCART T., LOURDAIS O., DENARDO D. & HEULIN B., 2014. – Influence of reproductive mode on metabolic costs of reproduction: Insight from the bimodal lizard Zootoca vivipara. *Journal of Experimental Biology*, **217** (22) : 4049-4056 doi : 10.1242/jeb.104315.

FOUCAULT B. DE., 1984. – Introduction à une épistémologie de l'invariance; applications à la botanique et à la phytosociologie. *Bull. Soc. bot. Nord France, 37, 3*, **4** : 73-84.

FOUERT–POURET J., 2019. – *Sites Natura 2000 Lagunes des Landes de Gascogne, Rapport d'activités 2019*., 19 p.

FOURCADE Y., BESNARD A. G. & SECONDI J., 2018. – Paintings predict the distribution of species, or the challenge of selecting environmental predictors and evaluation statistics. *Global Ecology and Biogeography*, **27** (2) : 245-256 doi : 10.1111/geb.12684.

FOURCADE Y., ENGLER J. O., RÖDDER D. & SECONDI J., 2014. – Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: a performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PloS one*, **9** (5) : e97122.

FRANCESCO FICETOLA G., BONARDI A., MÜCHER C. A., GILISSEN N. L. M. & PADOA–SCHIOPPA E., 2014. – How many predictors in species distribution models at the landscape scale? Land use versus LiDAR–derived

canopy height. *International Journal of Geographical Information Science*, **28** (8) : 1723-1739 doi : 10.1080/13658816.2014.891222.

FRANCO A. M. A., HILL J. K., KITSCHKE C., COLLINGHAM Y. C., ROY D. B., FOX R., HUNTLEY B. & THOMAS C. D., 2006. – Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, **12** (8) : 1545-1553 doi : 10.1111/j.1365-2486.2006.01180.x.

FRANKLIN J., 2009. – *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press.

GALLUZZI M., ARMANINI M., FERRARI G., ZIBORDI F., NOCENTINI S. & MUSTONI A., 2017. – Habitat Suitability Models, for ecological study of the alpine marmot in the central Italian Alps. *Ecological Informatics*, **37** : 10-17.

GANGLOFF E. J., SORLIN M., CORDERO G. A., SOUCHET J. & AUBRET F., 2019. – Lizards at the Peak: Physiological Plasticity Does Not Maintain Performance in Lizards Transplanted to High Altitude. *Physiological and biochemical zoology: PBZ*, **92** (2) : 189-200 doi : 10.1086/701793.

GARDINER T., HILL J. & CHESMORE D., 2005. – Review of the Methods Frequently Used to Estimate the Abundance of Orthoptera in Grassland Ecosystems. *Journal of Insect Conservation*, doi : 10.1007/s10841-005-2854-1.

GARDNER A. S., MACLEAN I. M. D. & GASTON K. J., 2019. – Climatic predictors of species distributions neglect biophysiologically meaningful variables. *Diversity and Distributions*, : ddi.12939 doi : 10.1111/ddi.12939.

GARIN I., ALDEZABAL A., HERRERO J., GARCÍA-SERRANO A. & REMÓN J., 2008. – Diet selection of the Alpine marmot (Marmota m. marmota L.) in the Pyrenees. *Revue d'écologie*, .

GASC J. P., CABELA A., CRNOBRNJA-ISAILOVIC D., DOLMEN K., GROSSENBACHER K., HAFFNER P., LESCURE J., MARTENS H., MARTINEZ-RICA J. P., MAURIN H., OLIVIERA M. E., SOFIANIDOU T. S., VEITH M. & ZUIDERWIJK A. C. M., 1997. – *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica & Museum National d'Histoire Naturelle.

GAUDNIK C., CORCKET E., CLÉMENT B., DELMAS C. E., GOMBERT-COURVOISIER S., MULLER S., STEVENS C. J. & ALARD D., 2011. – Detecting the footprint of changing atmospheric nitrogen deposition loads on acid grasslands in the context of climate change. *Global Change Biology*, **17** (11) : 3351-3365.

GBIF., 2020. – Global Biodiversity Information Facility. Accès ouvert et gratuit aux données de biodiversité. https://www.gbif.org/fr/ Consulté le 16/12/2020.

GEORGES D. & THUILLER W., 2013. – *An example of species distribution modeling with biomod2*., 21 p.

GLOBAL FOREST WATCH., 2020. – Forest Monitoring, Land Use & Deforestation Trends | Global Forest Watch. http://www.globalforestwatch.org/ Consulté le 15/12/2020.

GMHL., 2000. – *Mammifères, Reptiles et Amphibiens du Limousin*. GMHL., Limousin, 215 p.

GOUEL, FY F., CAZE G. & LEBLOND N., à paraître. – Liste rouge de la flore vasculaire de Poitou-Charentes. .

GOURVIL P.-Y., en préparation. – *Atlas des papillons de jour d'Aquitaine*.

GOURVIL P.-Y., DUPRAT V. & POUSSIN., in prep. – *Phengaris alcon (Denis & Schiffermuller, 1775) – Azure des mouillères, Azure de la Pulmonaire. Référentiel technique du Plan Régional d'Actions en faveur des Lépidoptères d'Aquitaine, CEN Nouvelle-Aquitaine*.

GOURVIL P.-Y., SOULET D., COUANON V., SANNIER M., DROUET E., SIMPSON D. & VAN HALDER I., 2016. – *Pré-Atlas des rhopalocères et zygènes d'Aquitaine. Synthèse des connaissances 1995 – 2015*. France : CEN Aquitaine, LPO Aquitaine, 217 p.

GRAMES E. M. & ELPHICK C. S., 2020. – Use of study design principles would increase the reproducibility of reviews in conservation biology. *Biological Conservation*, **241** : 108385 doi : 10.1016/j.biocon.2019.108385.

GRAND D. & BOUDOT J. P., 2006. – *Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope., Mèze, 480 p.

GRBAC I. & BAUWENS D., 2001. – Constraints on Temperature Regulation in Two Sympatric Podarcis Lizards during Autumn. *Copeia*, **2001** (1) : 178-186 doi : 10.1643/0045-8511(2001)001[0178:COTRIT]2.0.CO;2.

GRIEBELER E. M. & SEITZ A., 2002. – An individual based model for the conservation of the endangered Large Blue Butterfly, Maculinea arion (Lepidoptera: Lycaenidae). doi : 10.1016/S0304-3800(02)00131-X.

GRILLET P., CHEYLAN M. & DUSOULIER F., 2006. – Évolution des habitats et changement climatique. *ecologia mediterranea*, **32** : 64.

GU W. & NOVAK R. J., 2006. – Statistical estimation of degree days of mosquito development under fluctuating temperatures in the field. *Journal of Vector Ecology: Journal of the Society for Vector Ecology*, **31** (1) : 107-112.

GUILLER G., LOURDAIS O. & URSENBACHER S., 2017. – Hybridization between a Euro-Siberian (Vipera berus) and a Para-Mediterranean viper (V. aspis) at their contact zone in western France. *Journal of Zoology*, **302** (2) : 138-147 doi : 10.1111/jzo.12431.

GUILLERA-ARROITA G., LAHOZ-MONFORT J. J., ELITH J., GORDON A., KUJALA H., LENTINI P. E., MCCARTHY M. A., TINGLEY R. & WINTLE B. A., 2015. – Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecology and Biogeography*, **24** (3) : 276-292 doi : https://doi.org/10.1111/geb.12268.

GUILLERA-ARROITA G., LAHOZ-MONFORT J. J., ELITH J., GORDON A., KUJALA H., LENTINI P. E., MCCARTHY M. A., TINGLEY R. & WINTLE B. A., 2015. – Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecology and Biogeography*, **24** (3) : 276-292 doi : 10.1111/geb.12268.

GUILLON M., 2012. – *De la physiologie à la répartition : Adaptations climatiques et sensibilité thermique chez une relique glaciaire*. Université de Poitiers, 244 p.

GUILLON M., BERRONEAU M., BERRONEAU M., MALLARD F., COÏC C., BOISSINOT A., DORE F., DORFIAC M., AUBOUIN N., JOURDE P., TEXIER L., GAILLEDRAT M. & LOURDAIS O., in prep. a. – Effets des changements climatiques sur la répartition des rainettes de Nouvelle-Aquitaine. .

GUILLON M., BERRONEAU M., BERRONEAU M., MALLARD F., COÏC C., BOISSINOT A., DORE F., DORFIAC M., AUBOUIN N., JOURDE P., TEXIER L., GAILLEDRAT M. & LOURDAIS O., Effets des changements climatiques sur la répartition des vipères de Nouvelle-Aquitaine. .

GUILLON M., GUILLER G., DENARDO D. F. & LOURDAIS O., 2014. – Microclimate preferences correlate with contrasted evaporative water loss in parapatric vipers at their contact zone. *Canadian Journal of Zoology*, **92** (1) : 81-86 doi : 10.1139/cjz-2013-0189.

GUILLON M., LAGARDE F., THUILLER W., HUANG S. P., PORTER W. P., CUBIZOLLE H. & LOURDAIS O., in prep. b. – Insight from correlative and mechanistic modeling in parapatric vipers. .

GUILLON M., LOURDAIS O., ASTRUC G. & BESNARD A., 2016. – Etude de la distribution du Lézard ocellé (Timon lepidus), intérêt d'une approche corrélative et mécanistique, présentation du projet dans le cadre du PNA. *Etude de la distribution du Lézard ocellé (Timon lepidus), intérêt d'une approche corrélative et mécanistique, présentation du projet dans le cadre du PNA*, .

GUILLON M., LOURDAIS O., DUPOUÉ A., BERRONEAU M., BERRONEAU M., POTTIER G., GENIEZ P. & LE GALLIARD J. F., in prep. c. – A widespread lizard with a bimodal reproduction facing global change challenges. .

GUILLON M., LOURDAIS O., THUILLER W., CUBIZOLLE H., HUANG S.-P., WARREN., PORTER P. & LAGARDE F., in prep. d. – Paleodistribution models and phylogeographic structure support Northern glacial refugia of two cold specialists, the common lizard and the adder. .

GUILLON M., LOURDAIS O., THUILLER W., CUBIZOLLE H., HUANG S.-P., WARREN., PORTER P. & LAGARDE F., in prep. e. – Parapatric distributions reflect climatic specialization in European vipers: insight from correlative and mechanistic niche modelling. .

GUISAN A., PETITPIERRE B., BROENNIMANN O., DAEHLER C. & KUEFFER C., 2014. – Unifying niche shift studies: insights from biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **29** (5) : 260-269 doi : 10.1016/j.tree.2014.02.009.

GUISAN A. & THUILLER W., 2005. – Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, **8** (9) : 993-1009.

GUISAN A., THUILLER W. & ZIMMERMANN N. E., 2017. – *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge : Cambridge University Press doi : 10.1017/9781139028271.

GUISAN A., TINGLEY R., BAUMGARTNER J. B., NAUJOKAITIS-LEWIS I., SUTCLIFFE P. R., TULLOCH A. I. T., REGAN T. J., BROTONS L., MCDONALD-MADDEN E., MANTYKA-PRINGLE C., MARTIN T. G., RHODES J. R., MAGGINI R., SETTERFIELD S. A., ELITH J. ET AL., 2013. – Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, **16** (12) : 1424-1435 doi : https://doi.org/10.1111/ele.12189.

GUISAN A. & ZIMMERMANN N. E., 2000. – Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135** (2-3) : 147-186 doi : 10.1016/S0304-3800(00)00354-9.

GUNDERSON A. R. & LEAL M., 2015. – Patterns of Thermal Constraint on Ectotherm Activity. *The American Naturalist*, **185** (5) : 653-664 doi : 10.1086/680849.

GUNDERSON A. R. & LEAL M., 2016. – A conceptual framework for understanding thermal constraints on ectotherm activity with implications for predicting responses to global change. *Ecology Letters*, **19** (2) : 111-120 doi : 10.1111/ele.12552.

GVOŽDÍK L., 2018. – Just what is the thermal niche? *Oikos*, **127** (12) : 1701-1710 doi : 10.1111/oik.05563.

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*, **32** (5) : 536-543 doi : 10.1111/j.1365–2311.2007.00903.x.

HAMPE A. & PETIT R. J., 2005. – Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, **8** (5) : 461-467 doi : 10.1111/j.1461–0248.2005.00739.x.

HAN G., WANG W. & DONG Y., 2020. – Effects of balancing selection and microhabitat temperature variations on heat tolerance of the intertidal black mussel *Septifer virgatus*. *Integrative Zoology*, : 1749–4877.12439 doi : 10.1111/1749–4877.12439.

HÄNFLING B., EDWARDS F. & GHERARDI F., 2011. – Invasive alien Crustacea: dispersal, establishment, impact and control. *BioControl*, **56** (4) : 573-595 doi : 10.1007/s10526–011–9380–8.

HAO T., ELITH J., GUILLERA-ARROITA G. & LAHOZ-MONFORT J. J., 2019. – A review of evidence about use and performance of species distribution modelling ensembles like BIOMOD. *Diversity and Distributions*, **25** (5) : 839-852 doi : 10.1111/ddi.12892.

HARRIS R. M. B., PORFIRIO L. L., HUGH S., LEE G., BINDOFF N. L., MACKEY B. & BEETON N. J., 2013. – To Be Or Not to Be? Variable selection can change the projected fate of a threatened species under future climate. *Ecological Management & Restoration*, : n/a–n/a doi : 10.1111/emr.12055.

HASSALL C. & THOMPSON D. J., 2008. – The effects of environmental warming on Odonata: a review. *International Journal of Odonatology*, **11** (2) : 131-153 doi : 10.1080/13887890.2008.9748319.

HASSALL C., THOMPSON D. J., FRENCH G. C. & HARVEY I. F., 2007. – Historical changes in the phenology of British Odonata are related to climate. *Global Change Biology*, **13** (5) : 933-941 doi : 10.1111/j.1365–2486.2007.01318.x.

HEIKKINEN R. K., LUOTO M., ARAÚJO M. B., VIRKKALA R., THUILLER W. & SYKES M. T., 2006. – Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, **30** (6) : 751-777 doi : 10.1177/0309133306071957.

HERNANDEZ P. A., GRAHAM C. H., MASTER L. L. & ALBERT D. L., 2006. – The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, **29** (5) : 773-785.

HERRANDO–PÉREZ S., FERRI–YÁÑEZ F., MONASTERIO C., BEUKEMA W., GOMES V., BELLIURE J., CHOWN S. L., VIEITES D. R. & ARAÚJO M. B., 2019. – Intraspecific variation in lizard heat tolerance alters estimates of climate impact. *Journal of Animal Ecology*, **88** (2) : 247-257 doi : 10.1111/1365–2656.12914.

HICKLING R., ROY D. B., HILL J. K. & THOMAS C. D., 2005. – A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, **11** (3) : 502-506 doi : 10.1111/j.1365–2486.2005.00904.x.

HIGGINS S. I., LARCOMBE M. J., BEETON N. J., CONRADI T. & NOTTEBROCK H., 2020. – Predictive ability of a process–based versus a correlative species distribution model. *Ecology and Evolution*, **10** (20) : 11043-11054 doi : https://doi.org/10.1002/ece3.6712.

HILL J. K., GRIFFITHS H. M. & THOMAS C. D., 2011. – Climate change and evolutionary adaptations at species' range margins. *Annual Review of Entomology*, **56** : 143-159 doi : 10.1146/annurev-ento-120709-144746.

HILL M. O., 1973. – Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, **54** (2) : 427-432 doi : 10.2307/1934352.

HODGES J. L. & LEHMANN E. L., 1963. – Estimates of Location Based on Rank Tests. *The Annals of Mathematical Statistics*, **34** (2) : 598-611 doi : 10.1214/aoms/1177704172.

HODGES J. & LEHMANN E., 1983. – *Hodges-Lehmann Estimators*. Dans : *Encyclopedian of Statistics*. S. Kotz and NL Johnson.

HODKINSON I. D., 2005. – Terrestrial insects along elevation gradients: species and community responses to altitude. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **80** (3) : 489-513 doi : 10.1017/s1464793105006767.

HOEGH-GULDBERG O., JACOB D., TAYLOR M., BINDI M., BROWN S., CAMILLONI I., DIEDHIOU A., DJALANTE R., EBI K. L., ENGELBRECHT F., GUIOT J., HIJIOKA Y., MEHROTRA S., PAYNE A., SENEVIRATNE S. I., THOMAS A., WARREN R. & ZHOU G., 2018. – *Impacts of 1.5°C of Global Warming on Natural and Human Systems*. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I.Gomis, E. Lonnoy, T.Maycock, M.Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press.,.

HORREO J. L., PELAEZ M. L., SUÁREZ T., BREEDVELD M. C., HEULIN B., SURGET-GROBA Y., OKSANEN T. A. & FITZE P. S., 2018. – Phylogeography, evolutionary history and effects of glaciations in a species (Zootoca vivipara) inhabiting multiple biogeographic regions. *Journal of Biogeography*, **45** (7) : 1616-1627 doi : https://doi.org/10.1111/jbi.13349.

HOWARD C., STEPHENS P. A., PEARCE-HIGGINS J. W., GREGORY R. D. & WILLIS S. G., 2014. – Improving species distribution models: the value of data on abundance. *Methods in Ecology and Evolution*, **5** (6) : 506-513 doi : 10.1111/2041-210X.12184.

HOWELL E. A., HARRINGTON J. A. & GLASS S. B., 2011. – *Introduction to Restoration Ecology*. 2 edition., Washington, DC : Island Press, 436 p.

HUEY R. B., 1991. – Physiological Consequences of Habitat Selection. *The American Naturalist*, **137** : S91-S115 doi : 10.1086/285141.

HUEY R. B., KEARNEY M. R., KROCKENBERGER A., HOLTUM J. A. M., JESS M. & WILLIAMS S. E., 2012. – Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **367** (1596) : 1665-1679 doi : 10.1098/rstb.2012.0005.

HUEY R. B., LOSOS J. B. & MORITZ C., 2010. – Are Lizards Toast? *Science*, **328** (5980) : 832-833 doi : 10.1126/science.1190374.

HUGON F. & BERRONEAU M., 2019. – *Chapitre 11. Iberolacerta bonnali (Lantz 1927) – Lézard de Bonnal et Podarcis liolepis (Boulenger 1905) – Lézard Catalan, Tome VIII : Écologie du changement climatique*

en région Nouvelle-Aquitaine, Programme les sentinelles du climat. Cistude Nature : Le Haillan, Gironde, France, 40p p.

HUGON F., BERRONEAU M. & DUGAST C., 2019. – *Chapitre 9. Timon lepidus (Daudin 1802) - Lézard Ocellé, Tome VIII : Écologie du changement climatique en région Nouvelle-Aquitaine, Programme les sentinelles du climat*. Cistude Nature : Le Haillan, Gironde, France, 37p p.

HUGON F., LIQUET B. & D'AMICO F., 2020. – Multi-Site and Multi-Year Remote Records of Operative Temperatures with Biomimetic Loggers Reveal Spatio-Temporal Variability in Mountain Lizard Activity and Persistence Proxy Estimates. *Remote Sensing*, **12** (18) : 2908 doi : 10.3390/rs12182908.

HULD T., MÜLLER R. & GAMBARDELLA A., 2012. – A new solar radiation database for estimating PV performance in Europe and Africa. *Solar Energy*, **86** (6) : 1803-1815 doi : 10.1016/j.solener.2012.03.006.

IKEDA D. H., MAX T. L., ALLAN G. J., LAU M. K., SHUSTER S. M. & WHITHAM T. G., 2017. – Genetically informed ecological niche models improve climate change predictions. *Global Change Biology*, **23** (1) : 164-176 doi : 10.1111/gcb.13470.

INFOFLORA., 2020. – Infoflora. https://www.infoflora.ch/fr Consulté le 24/11/2020.

INPN., 2020. – INPN. *Inventaire National du Patrimoine Naturel*, https://inpn.mnhn.fr/accueil/index Consulté le 11/11/2020.

IPBES., 2019. – Assessment Reports | IPBES. https://ipbes.net/assessment-reports Consulté le 6/12/2019.

IPCC., 2007. – *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland : Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.), 104 p.

IPCC., 2014a. – *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Working Group II Contribution to the IPCC 5th Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.*

IPCC., 2014b. – *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland, 151 p.

ISE T., DUNN A. L., WOFSY S. C. & MOORCROFT P. R., 2008. – High sensitivity of peat decomposition to climate change through water-table feedback. *Nature Geoscience*, **1** (11) : 763-766.

ITURBIDE M., BEDIA J., HERRERA S., DEL HIERRO O., PINTO M. & GUTIÉRREZ J. M., 2015. – A framework for species distribution modelling with improved pseudo-absence generation. *Ecological Modelling*, **312** : 166-174 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2015.05.018.

IUCN., 2008. – *Timon lepidus: Juan M. Pleguezuelos, Paulo Sá-Sousa, Valentin Pérez-Mellado, Rafael Marquez, Marc Cheylan, Claudia Corti, Iñigo Martínez-Solano: The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T61583A12498949*. International Union for Conservation of Nature.

JACKSON S. T. & SAX D. F., 2010. – Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology & Evolution*, **25** (3) : 153-160 doi : 10.1016/j.tree.2009.10.001.

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 modelling. *Insect Conservation and Diversity*, **6** (1) : 93-103 doi : 10.1111/j.1752–4598.2012.00194.x.

JARNEVICH C. S., STOHLGREN T. J., KUMAR S., MORISETTE J. T. & HOLCOMBE T. R., 2015. – Caveats for correlative species distribution modeling. *Ecological Informatics*, **29** : 6-15 doi : 10.1016/j.ecoinf.2015.06.007.

JAROSÍK V., HONEK A., MAGAREY R. D. & SKUHROVEC J., 2011. – Developmental database for phenology models: related insect and mite species have similar thermal requirements. *Journal of Economic Entomology*, **104** (6) : 1870-1876.

JIMÉNEZ-ROBLES O. & DE LA RIVA I., 2019. – Lizards in the mist: Thermal niches constrained by habitat and microclimates in the Andes of southern Bolivia. *Journal of Biogeography*, **46** (8) : 1676-1686 doi : 10.1111/jbi.13660.

JOHNSON C. J. & GILLINGHAM M. P., 2005. – An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. *Environmental Conservation*, **32** (02) : 117-128.

JORCIN P. & CHEYLAN M., 2017. – Modélisation de la distribution française du LO. .

JOST A., LUNT D., KAGEYAMA M., ABE–OUCHI A., PEYRON O., VALDES P. J. & RAMSTEIN G., 2005. – High–resolution simulations of the last glacial maximum climate over Europe: a solution to discrepancies with continental palaeoclimatic reconstructions? *Climate Dynamics*, **24** (6) : 577-590 doi : 10.1007/s00382–005–0009–4.

JOURDE P., 2010. – Les Odonates biologie et écologie. *Insectes*, **3** (157) : 3-8.

JOUZEL J., OUZEAU G., DÉQUÉ M., JOUINI M., PLANTON S. & VAUTARD R., 2014. – Le climat de la France au XXIe siècle – Scénarios régionalisés: édition 2014 pour la métropole et les régions d'outre–mer. *Rapports de la Direction générale de l'Énergie et du Climat*, **4** .

JULVE P., 2018. – Baseflor. Base de données pour la flore de France. *catminat*, http://philippe.julve.pagesperso–orange.fr/catminat.htm Consulté le 26/11/2018.

KAGEYAMA M., LAÎNÉ A., ABE–OUCHI A., BRACONNOT P., CORTIJO E., CRUCIFIX M., DE VERNAL A., GUIOT J., HEWITT C. D., KITOH A., KUCERA M., MARTI O., OHGAITO R., OTTO–BLIESNER B., PELTIER W. R. ET AL., 2006. – Last Glacial Maximum temperatures over the North Atlantic, Europe and western Siberia: a comparison between PMIP models, MARGO sea–surface temperatures and pollen–based reconstructions. *Quaternary Science Reviews*, **25** (17) : 2082-2102 doi : 10.1016/j.quascirev.2006.02.010.

KAUFMANN B., 2010. – Les fourmis en France à l'heure de la biodiversité. *Publications de la Société Linnéenne de Lyon*, **2** (1) : 167-173 doi : 10.3406/linly.2010.13767.

KAUFMANN B. & MERCIER J.–L., 2013. – *Considérer les hôtes des Maculinea dans le PNA – Caractérisation des communautés de fourmis rencontrées par les Maculinea. Présentation COPILPNA Maculinea.*

KAUFMANN B., MERCIER J.–L., ITRAC–BRUNEAU R. & CHMARGOUNOF G., 2014. – *Protocole d'échantillonnage simple permettant d'évaluer la presence et l'importance des Myrmica au sein des communautés de*

fourmis. Université Lyon 1- LEHNA, Université François Rabelais de Tours-IRBI et Office pour les insectes et leur environnement. Plan national d'actions en faveur des Maculinea.

KEARNEY M. & PORTER W., 2009. – Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, **12** (4) : 334-350 doi : 10.1111/j.1461–0248.2008.01277.x.

KEARNEY M., PORTER W. P., WILLIAMS C., RITCHIE S. & HOFFMANN A. A., 2009a. – Integrating biophysical models and evolutionary theory to predict climatic impacts on species ranges: the dengue mosquito Aedes aegypti in Australia. *Functional Ecology*, **23** (3) : 528-538.

KEARNEY M. R., MATZELLE A. & HELMUTH B., 2012. – Biomechanics meets the ecological niche: the importance of temporal data resolution. *Journal of Experimental Biology*, **215** (6) : 922-933 doi : 10.1242/jeb.059634.

KEARNEY M. R., WINTLE B. A. & PORTER W. P., 2010. – Correlative and mechanistic models of species distribution provide congruent forecasts under climate change. *Conservation Letters*, **3** (3) : 203-213 doi : 10.1111/j.1755–263X.2010.00097.x.

KEARNEY M., SHINE R. & PORTER W. P., 2009b. – The potential for behavioral thermoregulation to buffer « cold-blooded » animals against climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **106** (10) : 3835-3840 doi : 10.1073/pnas.0808913106.

KEITH D. A., AKÇAKAYA H. R., THUILLER W., MIDGLEY G. F., PEARSON R. G., PHILLIPS S. J., REGAN H. M., ARAÚJO M. B. & REBELO T. G., 2008. – Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. *Biology Letters*, **4** (5) : 560-563 doi : 10.1098/rsbl.2008.0049.

KENNETH DODD JR C., 2016. – *Reptile Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. xford University Press., Oxford, New York, 496 p.

KESEL R. & URBAN K., 1999. – Population Dynamics of Gentiana pneumonanthe and Rhynchospora fusca during Wet Heathland Restoration. *Applied Vegetation Science*, **2** (1) : 149-156 doi : 10.2307/1478892.

KIM Y.-H., MIN S.-K., ZHANG X., SILLMANN J. & SANDSTAD M., 2020. – Evaluation of the CMIP6 multi-model ensemble for climate extreme indices. *Weather and Climate Extremes*, **29** : 100269 doi : 10.1016/j.wace.2020.100269.

KLECKOVA I. & KLECKA J., 2016. – Facing the Heat: Thermoregulation and Behaviour of Lowland Species of a Cold-Dwelling Butterfly Genus, Erebia. *PloS One*, **11** (3) : e0150393 doi : 10.1371/journal.pone.0150393.

KLEUKERS R. M. J. C., DECLEER K., HAES E. C. M., KOLSHORN P. & THOMAS B., 1996. – The recent expansion of Conocephalus discolor (Thunberg)(Orthoptera: Tettigoniidae) in western Europe. *Entomologist's Gazette*, (42) : 37-39.

KÖRTNER G. & HELDMAIER G., 1995. – Body Weight Cycles and Energy Balance in the Alpine Marmot (Marmota marmota). *Physiological Zoology*, **68** (1) : 149-163.

KRAMER-SCHADT S., NIEDBALLA J., PILGRIM J. D., SCHRÖDER B., LINDENBORN J., REINFELDER V., STILLFRIED M., HECKMANN I., SCHARF A. K. & AUGERI D. M., 2013. – The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, **19** (11) : 1366-1379.

KREBS C. J., 1972. – *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings; 5 edition, 816 p.

KRITICOS D. J. & LERICHE A., 2010. – The effects of climate data precision on fitting and projecting species niche models. *Ecography*, **33** (1) : 115-127 doi : 10.1111/j.1600–0587.2009.06042.x.

KUHN J., 1994. – Life history and demography of female common toads Bufo bufo bufo (L.). *Magazine for field herpetology*, **1** : 3-87.

LAFON P., BISSOT R., GOUEL S., LEVY W., AIRD A., BEUDIN T., GUISIER R., HENRY E., LE FOULER A. & ROMEYER K., 2020. – Synopsis des végétations du territoire d'agrément du Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique. .

LAFON P. & LE FOULER A., à paraître. – *Les végétations aquatiques, palustres et riveraines des étangs arrière–littoraux et lagunes du plateau landais*. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique.

LAFON P., LE FOULER A. & CAZE G., 2014. – *Typologie des végétations des landes et tourbières acidiphiles d'Aquitaine , parties planitaires et collinéennes (Calluno vulgaris – Ulicetea minoris, Oxycocco palustris – Sphagnetea magellanici, Scheuchzerio palustris – Caricetea fuscae).* Audenge : Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique/DREAL Aquitaine, 99 p.

LAFRANCHIS T., 2000. – *Les papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles*. Biotope, 448 p.

LAFRANCHIS T. A., JUTZELER D., GUILLOSSON J. Y., KAN P. & KAN B., 2015. – *La vie des papillons : écologie, biologie et comportement des Rhopalocères de France*. Paris : Diatheo, 752 p.

LAMPO M., RODRÍGUEZ–CONTRERAS A., LA MARCA E. & DASZAK P., 2006. – A chytridiomycosis epidemic and a severe dry season precede the disappearance of Atelopus species from the Venezuelan Andes. *The Herpetological Journal*, **16** (4) : 395-402.

LANG B. J., WIDRLECHNER M. P., DIXON P. M. & THOMPSON J. R., 2020. – Can climatic variables improve phenological predictions for butterfly species? .

LATTE N., LEBOURGEOIS F., KINT V., DROUET T. & CLAESSENS H., 2017. – Beech confronted with climate change–The case of Belgium. *Revue Forestiere Francaise*, **69** (3) : 205-218.

LAVOREL S. & GARNIER E., 2002. – Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, **16** (5) : 545-556 doi : 10.1046/j.1365–2435.2002.00664.x.

LE FOULER A., 2012. – *Le suivi des végétations des rives des étangs arrière–littoraux d'Aquitaine – Méthode et premiers éléments.* Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique/DREAL Aquitaine, 79 p.

LE FOULER A. & BLANCHARD F., 2011. – *Méthodologie d'évaluation et de suivi de l'état de conservation des lagunes du plateau landais et première lecture d'un échantillon de 86 lagunes. Vol. 1 : méthodologie et premiers résultats*. Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique/DREAL Aquitaine, 38 p.

LE MOIGNE C. & JAILLOUX A., 2013. – *Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles d'Aquitaine*. Talence : Observatoire Aquitaine de la Faune Sauvage.

LE TREUT H., 2013. – *Les impacts du changement climatique en Aquitaine: un état des lieux scientifique*. Pessac, France : Presses universitaires de Bordeaux : LGPA–Editions, 360 p.

LE TREUT H., 2018. – *Anticiper les changements climatiques en Nouvelle–Aquitaine. Pour agir dans les territoires*. Editions Région Nouvelle–Aquitaine, 488 p.

LEBLOND N., ABADIE J.–C., CAZE G. & GOUEL S., à paraître. – Liste rouge de la flore vasculaire d'Aquitaine. .

LEBLOND N., CAZE G., NAWROT O. & VIALT T., 2019. – *Liste des espèces sensibles de la flore vasculaire en Nouvelle–Aquitaine dans le cadre du Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP)*. Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique., Gironde.

LEBOURGEOIS F., BRÉDA N., ULRICH E. & GRANIER A., 2005. – Climate–tree–growth relationships of European beech (Fagus sylvatica L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees*, **19** (4) : 385-401.

LEBOURGEOIS F. & MÉRIAN P., 2011. – La sensibilité au climat des arbres forestiers a–t–elle changé au cours du XXe siècle ? *Revue Forestière Française*, (1) doi : 10.4267/2042/43091.

LELIEVRE H., LE HENANFF M., BLOUIN–DEMERS G., NAULLEAU G. & LOURDAIS O., 2010. – Thermal strategies and energetics in two sympatric colubrid snakes with contrasted exposure. *Journal of Comparative Physiology B–Biochemical Systemic and Environmental Physiology*, **180** (3) : 415-425 doi : 10.1007/s00360–009–0423–8.

LENOIR J., 2009. – *Impacts d'un réchauffement rapide du climat sur la distribution des espèces végétales forestières le long du gradient d'altitude*. AgroParisTech.

LENOIR J. & GÉGOUT J.–C., 2010. – La remontée de la distribution altitudinale des espèces végétales forestières tempérées en lien avec le réchauffement climatique récent. .

LHONNORÉ J., 1998. – *Biologie, écologie et répartition de quatre espèces de Lépidoptères Rhopalocères protégés (Lycaenidae, Satyridae) dans l'ouest de la France*. Les rapports d'études de l'OPIE (Volume 2)., 108 p.

LI Y., COHEN J. M. & ROHR J. R., 2013. – Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. *Integrative Zoology*, **8** (2) : 145-161 doi : 10.1111/1749–4877.12001.

LIANG W., PAPEŞ M., TRAN L., GRANT J., WASHINGTON–ALLEN R., STEWART S. & WIGGINS G., 2018. – The effect of pseudo–absence selection method on transferability of species distribution models in the context of non–adaptive niche shift. *Ecological Modelling*, **388** : 1-9 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2018.09.018.

LINVILL D. E., 1990. – Calculating chilling hours and chill units from daily maximum and minimum temperature observations. *HortScience*, **25** (1) : 14-16.

LOBRY E., MALLARD F. & COUDERCHET L., 2018. – *Programme les sentinelles du climat. Tome V : Prise en compte des éléments paysagers dans la modélisation des répartitions des espèces sentinelles du climat*. C. Nature, 92 p.

LÓPEZ-MORENO J., SOUBEYROUX J. M., GASCOIN S., ALONSO-GONZALEZ E., DURÁN-GÓMEZ N., LAFAYSSE M., VERNAY M., CARMAGNOLA C. & MORIN S., 2020. – Long-term trends (1958–2017) in snow cover duration and depth in the Pyrenees. *International Journal of Climatology*, .

LORIOUX S., VAUGOYEAU M., DENARDO D. F., CLOBERT J., GUILLON M. & LOURDAIS O., 2013. – Stage dependence of phenotypical and phenological maternal effects: insight into squamate reptile reproductive strategies. *The American Naturalist*, **182** (2) : 223-233.

LOURDAIS O., BERRONEAU M., BERRONEAU M. & GUILLON M., in prep. – Distribution reflects contrasted EWL in parapatric tree frogs. .

LOURDAIS O., GUILLON M., DENARDO D. & BLOUIN-DEMERS G., 2013. – Cold climate specialization: Adaptive covariation between metabolic rate and thermoregulation in pregnant vipers. *Physiology & behavior*, **119** : 149-155.

LOURDAIS O., GUILLON M., GUILLER G., BONNET X., NAULLEAU G. & BLOUIN DEMERS G., in prep. b. – Turning up the heat: warming diurnal and nocturnal temperature drive thermoregulation and reproduction in a temperate ectotherm. .

LOURDAIS O., GUILLON M., GUILLER G., BONNET X., NAULLEAU G. & BLOUIN-DEMERS G., in prep. a. – Impact of heatwaves on thermoregulation and reproduction in a temperate ectotherm. .

LOURDAIS O. & MIAUD C., 2016. – *Protocoles de suivi des populations de reptiles de France, POPReptiles*. Société Herpétologique de France, 26 p.

LOUVEAUX A., DREUILLAUX J. M., LHONNORÉ J., DUMEIGE B. & MERCIER J.-L., 2004. – *Bilan de l'écologie et des Interractions 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 Diren Centre*., 57 p.

LOWE W. H., 2012. – Climate change is linked to long-term decline in a stream salamander. *Biological Conservation*, **145** (1) : 48-53 doi : 10.1016/j.biocon.2011.10.004.

LPO AQUITAINE., 2019. – Cartes dynamiques de la faune d'Aquitaine. https://www.faune-aquitaine.org/index.php?m_id=620&frmSpecies=29960&sp_tg=11&tframe=0&maptype=max&action=sp&y=-20152019&y_start=2015&y_stop=2019 Consulté le 28/11/2019.

LUEDELING E., 2018. – Interpolating hourly temperatures for computing agroclimatic metrics. *International Journal of Biometeorology*, **62** (10) : 1799-1807 doi : 10.1007/s00484-018-1582-7.

LYONS C. L., COETZEE M. & CHOWN S. L., 2013. – Stable and fluctuating temperature effects on the development rate and survival of two malaria vectors, Anopheles arabiensis and Anopheles funestus. *Parasites & Vectors*, **6** (1) : 104 doi : 10.1186/1756-3305-6-104.

LYONS M. P. & KOZAK K. H., 2020. – Vanishing islands in the sky? A comparison of correlation- and mechanism-based forecasts of range dynamics for montane salamanders under climate change. *Ecography*, **43** (4) : 481-493 doi : 10.1111/ecog.04282.

MACARTHUR R. H., 1984. – *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. Princeton University Press.

MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., HINES J. E., KNUTSON M. G. & FRANKLIN A. B., 2003. – Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly*, .

MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., LACHMAN G. B., DROEGE S., ROYLE J. A. & LANGTIMM C. A., 2002. – Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one*, .

MADY M., MAHAUT L., CHABROL L., BARTHÉLÉMY G., DEPALLE P., FEUGÈRE B. & RABIET M., 2015. – *Acquisition des premières données stationnelles sur les cours d'eau à Isoète à spores épineuses (Isoetes echinospora Durieu) du plateau de Millevaches en Limousin*. Dans : *Actes des secondes rencontres végétales du Massif central.* , p. 11-20.

MADY M., NAWROT O., OLICARD L. & INFANTE SANCHEZ M., 2018. – *Communautés végétales des tourbières et bas-marais acidiphiles*. Dans : *Mallard F. (coord.), 2018b. Programme les sentinelles du climat. Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine, C. Nature : Le Haillan, Gironde, 805 p. [En ligne] https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02060363.* , p. 213-227.

MADY M. & ROMEYER K., 2017. – *Communautés végétales de pelouses acidiphiles psychrophiles*. Dans : *Mallard F. (coord.), 2016b. Programme les sentinelles du climat. Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine, C. Nature : Le Haillan, Gironde, France, 453 p. [En ligne] https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02022814.* , p. 380-390.

MAGURRAN A. E., 2004. – *Measuring biological diversity*. Blackwel Science Ltd.: Oxford., 256 p.

MALLARD F., in press. – *The Climate sentinels programme: meeting the challenge of a regional biodiversity conservation adaptation to climate change*. .

MALLARD F., 2014. – *Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructures de transport terrestre sur les milieux naturels*. Nantes, France : Ecole Centrale de Nantes (ECN), Université Nantes Angers le Mans, 471 p.

MALLARD F., 2016a. – *Programme les sentinelles du climat. Tome I : Développement d'indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 86 p.

———., 2018. – Présentation des indicateurs biologiques des effets du changement climatique sur la biodiversité en région Nouvelle-Aquitaine : les espèces sentinelles du climat. *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux*, **Tome 153** (nouv. série n° 46 (2-4)) : 341-358.

MALLARD F. & BULTÉ S., 2018. – Programme « les sentinelles du climat » : protocole de suivis des effets du changement climatique sur la biodiversité en région Nouvelle-Aquitaine – cas d'étude : les lépidoptères de la lande humide de Brousteyrot (Réserve Naturelle Géologique de Saucats-La Brède, France). *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux*, **Tome 153** (nouv. série n° 46 (2-4)) : 359-368.

MALLARD F. (COORD.))., 2017a. – *Programme les sentinelles du climat. Tome III : Cadre de la modélisation prédictive des réponses des espèces face au changement climatique en Nouvelle-Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 90 p.

MALLARD F. (COORD.))., 2017b. – *Programme les sentinelles du climat. Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 966 p.

MALLARD F. (COORD.))., 2018b. – *Programme les sentinelles du climat. Tome VII : Vers la mise en place d'une base de données des suivis des espèces sentinelles du climat*. Le Haillan, France : C. Nature, 619 p.

MALLARD F. (COORD.))., 2018a. – *Programme les sentinelles du climat. Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 805 p.

MALLARD F. (COORD.))., 2016b. – *Programme les sentinelles du climat. Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 453 p.

MALLARD F. (COORD.))., 2019. – *Programme les sentinelles du climat. Tome VIII : Écologie du changement climatique en région Nouvelle-Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 605 p.

MALLARD F. & COUDERCHET L., 2019. – *Climate Sentinels Research Program: Developing Indicators of the Effects of Climate Change on Biodiversity in the Region of New Aquitaine (South West, France)*. Dans : Leal Filho W, Barbir J, Preziosi R. *Handbook of Climate Change and Biodiversity*. Cham : Springer International Publishing, p. 223-241. doi : 10.1007/978-3-319-98681-4_14.

MALLARD F. & FRANÇOIS D., 2013. – Effectiveness of the legal framework for natural areas protection relative to French road projects. *Land Use Policy*, **30** (1) : 582-591 doi : 10.1016/j.landusepol.2012.05.006.

MALLARD F., FRANÇOIS D. & JULLIEN A., 2011. – *Évaluation des effets des traitements des sols de chantiers de terrassements routiers sur les écosystèmes terrestres, recherche d'indicateurs écosystémiques et mesures d'insertion*. Programme de recherche Agence Nationale de la Recherche Terrassements Durables – OUvrages en Sols Traités (TerDOUEST), 70 p.

MANENTI R. & BIANCHI BARBARA., 2011. – A new western limit for Rana pyrenaica Serra-Cobo 1993 in the Irati region (Pyrenees). *Herpetology Notes*, **4** : 403-404.

MANIL L. & HENRY P.-Y., 2007. – *Suivi Temporel des Rhopalocères de France (STERF) – Suivi Temporel des Insectes Communs (STIC) – Protocole national.*, 10 p.

MANZOOR S. A., GRIFFITHS G. & LUKAC M., 2018. – Species distribution model transferability and model grain size – finer may not always be better. *Scientific Reports*, **8** (1) : 7168 doi : 10.1038/s41598-018-25437-1.

MARAGE D. & GÉGOUT J.-C., 2010. – Réponses de quelques habitats naturels forestiers et de leurs espèces typiques au changement climatique. *Revue Forestière Française*, **LXII** (3-4) : 485-500.

MARLY R., 1969. – Ecologie et biocénotique des orthoptères des Pyrénées. *Vie et milieu, bulletin du laboratoire ARAGO*, **Série C: biologie terrestre** (Fascicule 1-C) : 65-170.

MARMION M., LUOTO M., HEIKKINEN R. K. & THUILLER W., 2009. – The performance of state-of-the-art modelling techniques depends on geographical distribution of species. *Ecological Modelling*, **220** (24) : 3512-3520 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2008.10.019.

MARTIN L. B., HOPKINS W. A., MYDLARZ L. D. & ROHR J. R., 2010. – The effects of anthropogenic global changes on immune functions and disease resistance. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1195** : 129-148 doi : 10.1111/j.1749-6632.2010.05454.x.

MARTIN N., CARREGA P. & ADNÈS C., 2013. – Downscaling à fine résolution spatiale des températures actuelles et futures par modélisation statistique des sorties ALADIN-climat sur les Alpes-Maritimes (France). *Climatologie*, : 51-72.

MARTÍNEZ-ABRAÍN A. & ORO D., 2013. – Preventing the development of dogmatic approaches in conservation biology: A review. *Biological Conservation*, **159** : 539-547 doi : 10.1016/j.biocon.2012.10.020.

MARTIN-VALLEJO F. J., VILLARDON J. L. V. & PÉREZ-MELLADO V., 1995. – Habitat selection and thermal ecology of the sympatric lizards Podarcis muralis and Podarcis hispanica in a mountain region of Central Spain. *Habitat selection and thermal ecology of the sympatric lizards Podarcis muralis and Podarcis hispanica in a mountain region of Central Spain*, .

MATEO J. A., 2011. – *Lagarto ocelado – Timon lepidus (Daudin, 1802)*. Dans : *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales,.

MAURICE T., 2011. – *Variabilité génétique et biologie de l'espèce Arnica montana dans un contexte de fragmentation des populations et de réchauffement climatique*. Metz : Paul Verlaine, 176 p.

MAUTRET E., 2014. – *Mise à jour des données d'inventaire de l'Agrion de Mercure (Coenagrion mercuriale), diagnostic de l'état de conservation des habitats et réalisation de préconisations de gestion sur le site Natura 2000 « vallée de l'Epte francilienne et ses affluents »*. Parc naturel régional du Vexin français. Office pour les insectes et leur environnement. Université Paris Sud 11-UFR Science d'Orsay., 59 p.

MCCOMB B. C., 2015. – *Wildlife Habitat Management: Concepts and Applications in Forestry, Second Edition*. 2 edition., CRC Press, 401 p.

MCGARIGAL K. & MARKS B. J., 1995. – *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.* Portland, OR : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station doi : 10.2737/PNW-GTR-351.

MCGLYNN K., 1994. – *The foraging behavior of the common ant, Myrmica rubra (L.). Unpublished PhD thesis.* University of London, 339 p.

MCKINNEY M. L. & LOCKWOOD J. L., 1999. – Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, **14** (11) : 450-453 doi : 10.1016/S0169-5347(99)01679-1.

MEDDOUR R., 2011. – *La méthode phytosociologique sigmatiste ou Braun-Blanqueto-Tüxenienne*. Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou : Faculté des Sciences Biologiques et Agronomiques, 41 p.

MEINERI E., DEVILLE A.-S., GRÉMILLET D., GAUTHIER-CLERC M. & BÉCHET A., 2014. – Combining correlative and mechanistic habitat suitability models to improve ecological compensation. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **90** (1) : 314-329 doi : 10.1111/brv.12111.

MENÉNDEZ R., 2007. – How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, **150** : 355-365.

MENÉNDEZ R., GONZÁLEZ-MEGÍAS A., JAY-ROBERT P. & MARQUÉZ-FERRANDO R., 2014. – Climate change and elevational range shifts: evidence from dung beetles in two European mountain ranges. *Global Ecology and Biogeography*, **23** (6) : 646-657 doi : https://doi.org/10.1111/geb.12142.

MESTRE F., RISK B. B., MIRA A., BEJA P. & PITA R., 2017. – A metapopulation approach to predict species range shifts under different climate change and landscape connectivity scenarios. *Ecological Modelling*, **359** : 406-414 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2017.06.013.

MÉTÉO FRANCE., 2017. – METEO FRANCE – Bilans climatiques. http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/bilans-climatiques/bilan-2017/bilan-climatique-de-l-annee-2017 Consulté le 16/1/2019.

MÉTÉO FRANCE., 2018. – METEO FRANCE – Bilans climatiques. http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/bilans-climatiques/bilan-2018/bilan-climatique-de-l-annee-2018 Consulté le 16/1/2019.

MÉTÉO FRANCE., 2019. – Bilans climatiques-2019. http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/bilans-climatiques/bilan-2019 Consulté le 28/11/2019.

MÉTÉO FRANCE., 2020a. – Records de chaleur : jusqu'à 41,9 °C à Socoa hier, 41,5 °C à Gueugnon aujourd'hui. http://www.meteofrance.fr/actualites/84239616-records-de-chaleur-jusqu-a-41-9-c-a-socoa-hier-41-5-c-a-gueugnon-aujourd-hui Consulté le 4/1/2021.

MÉTÉO FRANCE., 2020b. – Une canicule aussi sévère mais moins intense qu'en 2019. http://www.meteofrance.fr/actualites/84471758-une-canicule-aussi-severe-mais-moins-intense-qu-en-2019 Consulté le 4/1/2021.

MIKOLAJCZAK A., MARÉCHAL D., SANZ T., ISENMANN M., THIERION V. & LUQUE S., 2015. – Modelling spatial distributions of alpine vegetation: A graph theory approach to delineate ecologically-consistent species assemblages. *Ecological Informatics*, **30** : 196-202.

MILHAU B., DELMAS N., VERGNE J. & POTTIER G., 2012. – Nouveau record d'altitude chez le Lézard catalan, Podarcis liolepis, dans les Pyrénées. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, (144) : 15-22.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT., 2005. – *Ecosystems and human well-being*. Island Press, 86 p.

MNHN., 2019a. – Visualisateur Cartographique. https://inpn.mnhn.fr/viewer-carto/especes/66111 Consulté le 28/11/2019.

MNHN., 2019b. – Suivi des Orthoptères Nocturnes (SON) | Vigie-Nature. http://www.vigienature.fr/fr/suivi-des-orthopteres-nocturnes Consulté le 28/11/2019.

MOD H. K., SCHERRER D., LUOTO M. & GUISAN A., 2016. – What we use is not what we know: environmental predictors in plant distribution models. *Journal of Vegetation Science*, **27** (6) : 1308-1322 doi : 10.1111/jvs.12444.

MORENO A. & HASENAUER H., 2016. – Spatial downscaling of European climate data. *International Journal of Climatology*, **36** (3) : 1444-1458 doi : 10.1002/joc.4436.

MOSIER T. M., HILL D. F. & SHARP K. V., 2018. – Update to the Global Climate Data package: analysis of empirical bias correction methods in the context of producing very high resolution climate

projections. *International Journal of Climatology*, **38** (2) : 825-840 doi : https://doi.org/10.1002/joc.5213.

MOSS R. H., EDMONDS J. A., HIBBARD K. A., MANNING M. R., ROSE S. K., VAN VUUREN D. P., CARTER T. R., EMORI S., KAINUMA M., KRAM T., MEEHL G. A., MITCHELL J. F. B., NAKICENOVIC N., RIAHI K., SMITH S. J. ET AL., 2010. – The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, **463** (7282) : 747-756 doi : 10.1038/nature08823.

MOURET V., GUILLAUMET A., CHEYLAN M., POTTIER G., FERCHAUD A.-L. & CROCHET P.-A., 2011. – The legacy of ice ages in mountain species: post-glacial colonization of mountain tops rather than current range fragmentation determines mitochondrial genetic diversity in an endemic Pyrenean rock lizard: Post-glacial history of a Pyrenean mountain lizard. *Journal of Biogeography*, **38** (9) : 1717-1731 doi : 10.1111/j.1365-2699.2011.02514.x.

MUNAFÒ M. R. & DAVEY SMITH G., 2018. – Robust research needs many lines of evidence. *Nature*, **553** (7689) : 399-401 doi : 10.1038/d41586-018-01023-3.

NAWROT O., 2013. – Liste rouge de la flore vasculaire du Limousin. .

NOWICKI P., WITEK M., SKÓRKA P. & WOYCIECHOWSKI M., 2005. – Oviposition patterns in the myrmecophilous butterfly Maculinea alcon denis & schiffermüller (Lepidoptera: Lycaenidae) in relation to characteristics of foodplants and presence of ant hosts. *Polish Journal of Ecology*, **Vol. 53** (nr 3) : 409-417.

OAFS., 2019. – *La Liste rouge des Papillons de jour d'Aquitaine. Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage*. Talence, 16 p.

OAFS., 2020. – FAUNA – Accueil. https://observatoire-fauna.fr/ Consulté le 16/12/2020.

OBV-NA., 2020. – Observatoire de la biodiversité végétale de Nouvelle-Aquitaine, Inventaire du Patrimoine Naturel (IPN), Flore-Fonge-Habitats. https://obv-na.fr/ Consulté le 17/11/2020.

O'CONNOR M. P., SIEG A. E. & DUNHAM A. E., 2006. – Linking physiological effects on activity and resource use to population level phenomena. *Integrative and Comparative Biology*, **46** (6) : 1093-1109 doi : 10.1093/icb/icl031.

OPIE., 2011. – STELI | Plan National d'Actions Odonates. .

ORTEGA Z., MENCÍA A. & PÉREZ-MELLADO V., 2016. – The peak of thermoregulation effectiveness: Thermal biology of the Pyrenean rock lizard, Iberolacerta bonnali (Squamata, Lacertidae). *Journal of Thermal Biology*, **56** : 77-83 doi : 10.1016/j.jtherbio.2016.01.005.

OUZEAU G., DÉQUÉ M., JOUINI M., PLANTON S. & VAUTARD R., 2014. – *Le climat de la France au XXI siècle Volume 4, scénarios régionalisés: édition 2014 pour la métropole et les régions d'outre-mer*. Ministère de l'écologie et du développement durable, 1-64 p.

PABLO VALVERDE J., 2017. – *Phenotypic plasticity and condition-dependent trait expression in sexual ornaments and body colour in the alpine grasshopper Gomphocerus sibiricus. Dissertation to obtzain a doctoral degreee from the Faculty of Biology at the Univesity of Bielefeld*., 97 p.

PARMESAN C., 2006. – Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **37** (1) : 637-669 doi : 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.

PARMESAN C., ROOT T. L. & WILLIG M. R., 2000. – Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **81** (3) : 443-450 doi : 10.1175/1520–0477(2000)081<0443:ioewac>2.3.co;2.

PARMESAN C. & YOHE G., 2003. – A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, **421** (6918) : 37-42 doi : 10.1038/nature01286.

PASCO P. Y., LÉVÊQUE N. & MOREL R., 2008. – Marais de Gannedel et de Timouy – Premier inventaire des odonates. : 36-43.

PÉREZ–GARCÍA N., FONT X., FERRÉ A. & CARRERAS J., 2013. – Drastic reduction in the potential habitats for alpine and subalpine vegetation in the Pyrenees due to twenty–first–century climate change. *Regional Environmental Change*, **13** (6) : 1157-1169.

PÉREZ–MELLADO V., 1982. – Datos sobre Lacerta monticola en el oeste del Sistema Central. *Acta Vertebrata*, **9** : 107-129.

PETAL J. M., 1976. – The effect of mineral fertilization on ant populations in meadows. *Polish Ecological Studies*, **2** (4) : 209-218.

PETERSON A. T., PAPEŞ M. & SOBERÓN J., 2015. – Mechanistic and Correlative Models of Ecological Niches. *European Journal of Ecology*, **1** (2) : 28-38 doi : 10.1515/eje–2015–0014.

PHILLIPS S. J., ANDERSON R. P., DUDÍK M., SCHAPIRE R. E. & BLAIR M. E., 2017. – Opening the black box: an open–source release of Maxent. *Ecography*, **40** (7) : 887-893 doi : 10.1111/ecog.03049.

PHILLIPS S. J., ANDERSON R. P. & SCHAPIRE R. E., 2006. – Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190** (3-4) : 231-259 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.

PIEDALLU C., PEREZ V., GÉGOUT J.–C., LEBOURGEOIS F. & BERTRAND R., 2009. – Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Épicéa, du Sapin, du Hêtre et du Chêne sessile en France. *Revue Forestière Française*, **LXI** (6) : 567-593.

PIKE N., 2011. – Using false discovery rates for multiple comparisons in ecology and evolution: False discovery rates for multiple comparisons. *Methods in Ecology and Evolution*, **2** (3) : 278-282 doi : 10.1111/j.2041–210X.2010.00061.x.

PIMM S. L., JENKINS C. N., ABELL R., BROOKS T. M., GITTLEMAN J. L., JOPPA L. N., RAVEN P. H., ROBERTS C. M. & SEXTON J. O., 2014. – The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, **344** (6187) : 1246752 doi : 10.1126/science.1246752.

POITOU–CHARENTES NATURE., 2019. – *Liste rouge du Poitou–Charentes : chapitre Rhopalocères. Fontaine–le–Comte*.

POLLARD E. & YATES T. J., 1993. – *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation: The British Butterfly Monitoring Scheme*. Springer Netherlands.

PONIATOWSKI D., DEFAUT B., LLUCIA-POMARES D. & FARTMANN T., 2009. – *The Orthoptera Fauna of Pyrenean Region: A Field Guide*. Articulata Beiheft. N°14 (2009), seconde édition., 143 p.

PORTER W. P., 1989. – New animal models and experiments for calculating growth potential at different elevations. *Physiological Zoology*, **62** (2) : 286-313.

PORTER W. P. & MITCHELL J. W., 2006. – Method and system for calculating the spatial-temporal effects of climate and other environmental conditions on animals. .

POTTIER G., 2012. – Plan national d'actions en faveur des Lézards des Pyrénées Iberolacerta aranica, I. aurelioi et I. bonnali, 2013 - 2017. *Plan national d'actions en faveur des Lézards des Pyrénées Iberolacerta aranica, I. aurelioi et I. bonnali, 2013 - 2017*, .

POTTIER G., 2016. – Cahier Technique Lézards des Pyrénées. *Cahier Technique Lézards des Pyrénées*, .

POTTIER G., 2018. – Miramelle pyrénéenne - Nature Midi-Pyrénées. http://www.naturemp.org/Miramelle-pyreneenne.html Consulté le 20/12/2018.

POTTIER G., ARTHUR C. P., WEBER L. & CHEYLAN M., 2014. – Répartition des lézards du genre Iberolacerta Arribas, 1997 (Sauria : Lacertidae) en France : 3/3 : le Lézard de Bonnal, Iberolacerta bonnali (Lantz, 1927). *bulletin société herpétologique de France*, **148** : 425-450.

POTTIER G., PAUMIER J. M., TESSIER M., BARASCUD Y., TALHOËT S., LIOZON R., D'ANDURAIN P., VACHER J. P., BARTHE L., HEAULMÉ V., ESSLINGER M., ARTHUR C. P., CALVET A., MAUREL C. & REDON H., 2008. – *Atlas de répartition des reptiles et amphibiens de Midi-Pyrénées*.

POUNDS J. A. & CRUMP M. L., 1994. – Amphibian Declines and Climate Disturbance: The Case of the Golden Toad and the Harlequin Frog. *Conservation Biology*, **8** (1) : 72-85.

POUSSIN M. & GOURVIL P.-Y., 2019. – *Etude par Capture-Marquage-Recapture d'une population d'Azuré de la Pulmonaire (Phengaris alcon écotype alcon) sur le secteur des landes de Mouguerre (64). Rapport technique*. CEN d'Aquitaine., 19 p.

PRÉVITALI M., 2019. – *Étude de faisabilité pour la reconnaissance de la structure des habitats sur les sites de suivis des espèces du programme « Les Sentinelles du Climat » à l'aide d'images prises par drone. Étude de cas sur l'habitat pelouse calcicole*. Bordeaux : Université Bordeaux Montaigne, UMR PASSAGES CNRS, 124 p.

R CORE TEAM., 2020. – *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria : R Foundation for Statistical Computing.

RADOSAVLJEVIC A. & ANDERSON R. P., 2014. – Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*, **41** (4) : 629-643 doi : 10.1111/jbi.12227.

RALLET L., 1960. – Le climat de la région Charentes-Poitou et ses rapports avec l'extension de la flore méditerranéenne. *Bulletin de la Société Botanique de France*, **107** (sup2) : 76-99.

RAMEAU J.-C., 2001. – *De la typologie Corine Biotopes aux habitats visés par la directive européenne 92/43*. Dans : *Le réseau Natura 2000 en France et dans les pays de l'Union Européenne et ses objectifs*. Metz, p. 57-63.

READING C. J., 2007. – Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia*, **151** (1) : 125-131 doi : 10.1007/s00442-006-0558-1.

REINO L., FERREIRA M., MARTÍNEZ-SOLANO Í., SEGURADO P., XU C. & BARBOSA A. M., 2017. – Favourable areas for co-occurrence of parapatric species: niche conservatism and niche divergence in Iberian tree frogs and midwife toads. *Journal of Biogeography*, **44** (1) : 88-98 doi : 10.1111/jbi.12850.

RENAUX B., TIMBAL J., GAUBERVILLE C., BOEUF R. & THÉBAUD G., 2019. – Contribution au Prodrome des végétations de France. les Quercetea pubescentis Doing-Kraft ex Scamoni & H. Passarge 1959. *Documents phytosociologiques*, .

RENET J., DESO G., GERRIET O., DIEBOLT S., MARCHAND M.-A. & TATIN L., 2018. – L'occurrence du Lézard ocellé Timon lepidus (Daudin, 1802) (Sauria, Lacertidae) en altitude est-elle sporadique ? Le cas du sud-est des Alpes françaises. *Naturae*, (1) .

RENNER I. W. & WARTON D. I., 2013. – Equivalence of MAXENT and Poisson point process models for species distribution modeling in ecology. *Biometrics*, **69** (1) : 274-281.

REWILDING EUROPE., 2020. – Rewilding Europe | Making Europe a Wilder Place. *Rewilding Europe*, https://rewildingeurope.com/ Consulté le 17/12/2020.

REY P., 1957. – Le déterminisme écologique de la répartition des plantes méditerranéennes en Aquitaine. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse*, (T. 92) : 131-156.

REY P., 1960. – *Essai de phytocinétique biogéographique.* Toulouse, 399 p.

RÉZOUKI C., 2018. – *The influence of lifestyle on demographic responses to climate change : the Alpine marmot as a case study. Thèse de doctorat de l'université de Lyon.*, 265 p + annexes p.

RÉZOUKI C., TAFANI M., COHAS A., LOISON A., GAILLARD J., ALLAINÉ D. & BONENFANT C., 2016. – Socially mediated effects of climate change decrease survival of hibernating Alpine marmots. *Journal of Animal Ecology*, **85** (3) : 761-773.

RIDDELL E. A., CARLO M. A., APANOVITCH E. K. & SEARS M. W., 2017. – *Potential responses to climate change are improved by physiological acclimation of water loss*. Dans : *INTEGRATIVE AND COMPARATIVE BIOLOGY*. OXFORD UNIV PRESS INC JOURNALS DEPT, 2001 EVANS RD, CARY, NC 27513 USA, p. E386-E386.

RIDDELL E. A., MCPHAIL J., DAMM J. D. & SEARS M. W., 2018. – Trade-offs between water loss and gas exchange influence habitat suitability of a woodland salamander. *Functional ecology*, **32** (4) : 916-925.

RIQUELME N. A., DÍAZ-PÁEZ H. & ORTIZ J. C., 2016. – Thermal tolerance in the Andean toad Rhinella spinulosa (Anura: Bufonidae) at three sites located along a latitudinal gradient in Chile. *Journal of Thermal Biology*, **60** : 237-245 doi : 10.1016/j.jtherbio.2016.07.019.

ROBERT C., 2020. – *L'Azure des mouillères (Phengaris alcon ecotype « alcon ») en Nouvelle-Aquitaine : fourmis hôtes et changement climatique. Rapport de stage – Cistude Nature.* Université de Rennes 1, 37 p.

ROBERTSON E. C., 1988. – *Thermal properties of rocks.*, 110p p.

ROHR J. R., CIVITELLO D. J., COHEN J. M., ROZNIK E. A., SINERVO B. & DELL A. I., 2018. – The complex drivers of thermal acclimation and breadth in ectotherms. *Ecology Letters*, **21** (9) : 1425-1439 doi : 10.1111/ele.13107.

ROMEYER K., 2018a. – *Communautés végétales des lagunes du plateau landais*. Dans : *Mallard F. (coord.), 2018b. Programme les sentinelles du climat. Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine, C. Nature : Le Haillan, Gironde, 805 p. [En ligne] https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02060363.* , p. 332-352.

ROMEYER K., 2018b. – *Communautés végétales des rives d'étangs arrière-littoraux*. Dans : *Mallard F. (coord.), 2018b. Programme les sentinelles du climat. Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine, C. Nature : Le Haillan, Gironde, 805 p. [En ligne] https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02060363.* , p. 393-408.

ROMEYER K., 2017. – *Communautés végétales des dunes littorales non boisées*. Dans : *Mallard F. (coord.), 2017b. Programme les sentinelles du climat. Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine, 966 p. [En ligne] https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02022916.* , p. 45-53.

ROMEYER K., LAFON P., HOVER A. & DAVID R., in prep. – *Les forêts à Hêtre de plaines de Nouvelle-Aquitaine. Typologie, répartition, écologie, suivi et déterminisme climatique*. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.

ROOT T. L. & SCHNEIDER S. H., 2006. – Conservation and Climate Change: the Challenges Ahead. *Conservation Biology*, **20** (3) : 706-708 doi : 10.1111/j.1523-1739.2006.00465.x.

ROSE R. J., CLARKE R. T. & CHAPMAN S. B., 1998. – Individual variation and the effects of weather, age and Zlowering history on survival and flowering of the longlived perennial Gentiana pneumonanthe. *Ecography*, **21** : 317-326.

ROYLE J. A., 2004. – N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics*, **60** (1) : 108-115 doi : 10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x.

ROYLE J. A. & NICHOLS J. D., 2003. – Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology*, **84** (3) : 777-790 doi : 10.1890/0012-9658(2003)084[0777:EAFRPA]2.0.CO;2.

ROZEN-RECHELS D., DUPOUÉ A., LOURDAIS O., CHAMAILLÉ-JAMMES S., MEYLAN S., CLOBERT J. & LE GALLIARD J.-F., 2019. – When water interacts with temperature: Ecological and evolutionary implications of thermo-hydroregulation in terrestrial ectotherms. *Ecology and evolution*, .

ROZEN-RECHELS D., FARIGOULE P., AGOSTINI S., BADIANE A., MEYLAN S. & GALLIARD J.-F. L., 2020a. – Short-term change in water availability influences thermoregulation behaviours in a dry-skinned ectotherm. *Journal of Animal Ecology*, **89** (9) : 2099-2110 doi : https://doi.org/10.1111/1365-2656.13279.

ROZEN-RECHELS D., RUTSCHMANN A., DUPOUÉ A., BLAIMONT P., CHAUVEAU V., MILES D. B., GUILLON M., RICHARD M., BADIANE A., MEYLAN S., CLOBERT J. & GALLIARD J.-F. L., 2020b. – Interaction of hydric and thermal conditions drive geographic variation in thermoregulation in a widespread lizard. *Ecological Monographs*, **n/a** (n/a) doi : https://doi.org/10.1002/ecm.1440.

ROZIER Y., 1999. – *Contribution à l'étude de la Biologie de la Conservation de Maculinea sp.(Lepidoptera: Lycaenidae) dans les zones humides de la vallée du Haut-Rhône*. Université Claude Bernard – Lyon 1, 230 p.

ROZIER Y. & GUÉRIN C., 2014. – Les papillons du genre Maculinea : 20 ans d'études menées en biologie de la conservation dans la Reserve naturelle nationale du Marais de Lavours. In: Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, hors-série numéro 3. Bilan de 30 ans d'études scientifiques dans le marais de Lavours (1984-2014) pp. 202-218. .

ROZNIK E. A. & ALFORD R. A., 2014. – Using pairs of physiological models to estimate temporal variation in amphibian body temperature. *Journal of Thermal Biology*, **45** : 22-29 doi : 10.1016/j.jtherbio.2014.07.005.

RUGIERO L., MILANA G., PETROZZI F., CAPULA M. & LUISELLI L., 2013. – Climate-change-related shifts in annual phenology of a temperate snake during the last 20 years. *Acta Oecologica*, **51** : 42-48 doi : 10.1016/j.actao.2013.05.005.

RUYS T. & COUZI L., 2015. – *Atlas des Mammifères sauvages d'Aquitaine. Tome 6 : Les rongeurs, les érinacéomorphes et les soricomorphes. Cistude Nature et LPO Aquitaine*. France : C. Nature, 228 p.

SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ D., RIZZO V., CIESLAK A., FAILLE A., FRESNEDA J. & RIBERA I., 2016. – Thermal niche estimators and the capability of poor dispersal species to cope with climate change. *Scientific Reports*, **6** (1) : 23381 doi : 10.1038/srep23381.

SARDET E., ROESTI C. & BRAUD Y., 2015. – *Cahier d'identification des Orthoptères de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Biotope, Mèze, (collection Cahier d'identification)., 304 p.

SCHMUCKI R., PE'ER G., ROY D. B., STEFANESCU C., SWAAY C. A. M. V., OLIVER T. H., KUUSSAARI M., STRIEN A. J. V., RIES L., SETTELE J., MUSCHE M., CARNICER J., SCHWEIGER O., BRERETON T. M., HARPKE A., HELIÖLÄ J., KÜHN E. & JULLIARD R., 2016. – A regionally informed abundance index for supporting integrative analyses across butterfly monitoring schemes. *Journal of Applied Ecology*, **53** (2) : 501-510 doi : 10.1111/1365-2664.12561.

SCHWARTZ M. D., 2003. – *PHENOLOGY: An Integrative Environmental Science*. Kluwer Academic Publishers., Netherlands.

SEIBOLD S., GOSSNER M. M., SIMONS N. K., BLÜTHGEN N., MÜLLER J., AMBARLI D., AMMER C., BAUHUS J., FISCHER M., HABEL J. C., LINSENMAIR K. E., NAUSS T., PENONE C., PRATI D., SCHALL P. ET AL., 2019. – Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, **574** (7780) : 671-674 doi : 10.1038/s41586-019-1684-3.

SEIFERT B., 2017. – The ecology of Central European non-arboreal ants – 37 years of a broad-spectrum analysis under permanent taxonomic control: + Electronic supplement is linked to the online version of the paper. *SOIL ORGANISMS*, **89** (1) : 1-69-1-69.

SELLIER Y. & BEAUNE D., 2016. – *Plan Régional d'Action Maculinea. Étude des peuplements Myrmica du Pinail sur trois modes de gestion. Évaluation de l'état de conservation de la dernière population régionale de Maculinea alcon alcon (Lepidoptera ; Lycaenidae)*. GEREPI., Vouneuil-sur-Vienne, 28 p.

SELLIER Y. & PRÉAU C., 2016. – *Rapport d'étude 2016 de la réserve naturelle nationale du Pinail.*, 461 p.

SEO C., THORNE J. H., HANNAH L. & THUILLER W., 2009. – Scale effects in species distribution models: implications for conservation planning under climate change. *Biology letters*, **5** (1) : 39-43.

SERRA-COBO J., LACROIX G. & WHITE S., 1998. – Comparison between the ecology of the new European frog Rana pyrenaica and that of four Pyrenean amphibians. *Journal of Zoology*, **246** (2) : 147-154 doi : 10.1111/j.1469-7998.1998.tb00143.x.

SETTELE J., KUDRNA O., HARPKE A., KÜHN I., SWAAY C. VAN., VEROVNIK R., WARREN M., WIEMERS M., HANSPACH J., HICKLER T., KÜHN E., HALDER I. VAN., VELING K., VLIEGENTHART A., WYNHOFF I. & SCHWEIGER O., 2008. – Climatic Risk Atlas of European Butterflies. *BioRisk*, **1, 1** : 1-712 doi : 10.3897/biorisk.1.

SIELEZNIEW M., BUSZKO J. & STANKIEWICZ A. M., 2005. – Maculinea arion in Poland: distribution, ecology and prospects of conservation. *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*, **2** : 231-233.

SILLERO N., CAMPOS J., BONARDI A., CORTI C., CREEMERS R., CROCHET P.-A., CRNOBRNJA ISAILOVIĆ J., DENOËL M., FICETOLA G. F., GONÇALVES J., KUZMIN S., LYMBERAKIS P., DE POUS P., RODRÍGUEZ A., SINDACO R. ET AL., 2014. – Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, **35** (1) : 1-31 doi : 10.1163/15685381-00002935.

SINERVO B., MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ F., MILES D. B., HEULIN B., BASTIAANS E., VILLAGRÁN-SANTA CRUZ M., LARA-RESENDIZ R., MARTÍNEZ-MÉNDEZ N., CALDERÓN-ESPINOSA M. L., MEZA-LÁZARO R. N., GADSDEN H., AVILA L. J., MORANDO M., DE LA RIVA I. J., VICTORIANO SEPULVEDA P. ET AL., 2010. – Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science*, **328** (5980) : 894-899 doi : 10.1126/science.1184695.

SINERVO B., MILES D. B., WU Y., MÉNDEZ-DE LA CRUZ F. R., KIRCHHOF S. & QI Y., 2018. – Climate change, thermal niches, extinction risk and maternal-effect rescue of toad-headed lizards, *Phrynocephalus* , in thermal extremes of the Arabian Peninsula to the Qinghai-Tibetan Plateau. *Integrative Zoology*, **13** (4) : 450-470 doi : 10.1111/1749-4877.12315.

SMITH C. F., SCHUETT G. W., REISERER R. S., DANA C. E., COLLYER M. L. & DAVIS M. A., 2019. – Drought-induced Suppression of Female Fecundity in a Capital Breeder. *Scientific Reports*, **9** (1) doi : 10.1038/s41598-019-51810-9.

SOBERÓN J. & ARROYO-PEÑA B., 2017. – Are fundamental niches larger than the realized? Testing a 50-year-old prediction by Hutchinson. *PLOS ONE*, **12** (4) : e0175138 doi : 10.1371/journal.pone.0175138.

SOFAER H. R., JARNEVICH C. S., PEARSE I. S., SMYTH R. L., AUER S., COOK G. L., EDWARDS T. C. JR., GUALA G. F., HOWARD T. G., MORISETTE J. T. & HAMILTON H., 2019. – Development and Delivery of Species Distribution Models to Inform Decision-Making. *BioScience*, **69** (7) : 544-557 doi : 10.1093/biosci/biz045.

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 p.

SOUBEYROUX J.-M., MARTIN E., FRANCHISTEGUY L., HABETS F., NOILHAN J., BAILLON M., REGIMBEAU F., VIDAL J.-P., MOIGNE P. L. & MOREL S., 2007. – Safran-Isba-Modcou (SIM) : Un outil pour le suivi hydrométéorologique opérationnel et les études. *La Météorologie*, (63) : PP. 40-45.

SOUSA-GUEDES D., ARENAS-CASTRO S. & SILLERO N., 2020. – Ecological Niche Models Reveal Climate Change Effect on Biogeographical Regions: The Iberian Peninsula as a Case Study. *Climate*, **8** (3) : 42 doi : 10.3390/cli8030042.

STEINER F. M., SIELEZNIEW M., SCHLICK–STEINER B. C., HÖTTINGER H., STANKIEWICZ A. & GÓRNICKI A., 2003. – Host specificity revisited: New data on Myrmica host ants of the lycaenid butterfly Maculinea rebeli. *Journal of Insect Conservation*, **7** (1) : 1-6 doi : 10.1023/A:1024763305517.

STERNBERG K. & BUCHWALD R., 2000. – *Libellen Baden–Württembergs, Bd.2, Großlibellen (Anisoptera), Literatur*. Stuttgart : Ulmer, E, 712 p.

STOECKEL S. & MERCIER J.–L., 2001. – Maculinea alcon (Lepidoptera, Lycaenidae) en Brenne analyse des relations entre la plante hôte Gentiana pneumonanthe et la fourmi hôte Myrmica scabrinodis (Hymenoptera, Formicidae). *Symbioses*, **4** : 11-13.

SUN X., REN G., YOU Q., REN Y., XU W., XUE X., ZHAN Y., ZHANG S. & ZHANG P., 2019. – Global diurnal temperature range (DTR) changes since 1901. *Climate Dynamics*, **52** (5-6) : 3343-3356 doi : 10.1007/s00382–018–4329–6.

SURGET–GROBA Y., 2002. – *Phylogeographie du lézard Zootoca vivipara et evolution de la viviparité*. Université de Rennes 1.

SURI M., HULD T. A., DUNLOP E. D. & OSSENBRINK H. A., 2007. – Potential of solar electricity generation in the European Union member states and candidate countries. *Solar energy*, **81** (10) : 1295-1305.

SVENNING J. C., NORMAND S. & KAGEYAMA M., 2008. – Glacial refugia of temperate trees in Europe: insights from species distribution modelling. *Journal of Ecology*, **96** (6) : 1117-1127 doi : 10.1111/j.1365–2745.2008.01422.x.

SYFERT M. M., SMITH M. J. & COOMES D. A., 2013. – The effects of sampling bias and model complexity on the predictive performance of MaxEnt species distribution models. *PloS one*, **8** (2) : e55158.

TAFANI M., COHAS A., BONENFANT C., GAILLARD J.–M. & ALLAINÉ D., 2013. – Decreasing litter size of marmots over time: a life history response to climate change? *Ecology*, **94** (3) : 580-586 doi : 10.1890/12–0833.1.

TATTONI C., RIZZOLLI F. & PEDRINI P., 2012. – Can LiDAR data improve bird habitat suitability models? *Ecological Modelling*, **245** : 103-110 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2012.03.020.

TEXIER J. P., 2011. – *Genèse des lagunes landaises : un point sur la question in De la lagune à l'airial*. Travaux et colloques scientifiques du PNRLG, 20 p.

THIENPONT S., 2019. – Plan National d'Actions en faveur du Lézard ocellé (Timon lepidus), 2020–2029. *Plan National d'Actions en faveur du Lézard ocellé (Timon lepidus), 2020–2029.*, .

THIÉRY D., AMRAOUI N., GOMEZ E., PÉDRON N. & SEGUIN J. J., 2011. – *Regional Model of Groundwater Management in North Aquitania Aquifer System: Water Resources Optimization and Implementation of Prospective Scenarios Taking into Account Climate Change*. Dans : *Water Security in the Mediterranean Region*. Springer, p. 275-290.

THIRION J.–M. & DORÉ F., 2012. – Plan National d'Actions, Lézard ocellé (Timon lepidus), 2012–2016. *Plan National d'Actions, Lézard ocellé (Timon lepidus), 2012–2016*, .

THIRION J.–M., VOLETTE J., PLISSON C., ANDRÉ C., LAFITTE J. & SOURP E., 2018. – Suivi d'une population de Lézard de Bonnal Iberolacerta bonnali (Lantz, 1927) dans le Val d'Arrious (Vallée d'Ossau). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, (166) : 11-22.

THOMAS C. D., CAMERON A., GREEN R. E., BAKKENES M., BEAUMONT L. J., COLLINGHAM Y. C., ERASMUS B. F. N., DE SIQUEIRA M. F., GRAINGER A., HANNAH L., HUGHES L., HUNTLEY B., VAN JAARSVELD A. S., MIDGLEY G. F., MILES L. ET AL., 2004. – Extinction risk from climate change. *Nature*, **427** (6970) : 145-148 doi : 10.1038/nature02121.

THOMAS C. D., FRANCO A. M. A. & HILL J. K., 2006. – Range retractions and extinction in the face of climate warming. *Trends in Ecology & Evolution*, **21** (8) : 415-416 doi : 10.1016/j.tree.2006.05.012.

THOMAS J., 1980. – Why Did the Large Blue Become Extinct in Britain? *Oryx*, **15** (3) : 243-247 doi : 10.1017/S0030605300024625.

THOMAS J., 1984. – The behaviour and habitat requirements of Maculinea nausithous (the dusky large blue butterfly) and M. teleius (the scarce large blue) in France. *Biological Conservation*, **28** : 325-347 doi : 10.1016/0006-3207(84)90040-5.

THUILLER W., 2003. – BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, **9** (10) : 1353-1362 doi : 10.1046/j.1365-2486.2003.00666.x.

THUILLER W., GEORGES D., ENGLER R. & BREINER F., 2020. – Package « biomod2 ». *Package « biomod2 »*, .

THUILLER W., LAFOURCADE B., ENGLER R. & ARAÚJO M. B., 2009. – BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, **32** (3) : 369-373 doi : 10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x.

THUILLER W., LAVOREL S., ARAÚJO M. B., SYKES M. T. & PRENTICE I. C., 2005. – Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **102** (23) : 8245-8250 doi : 10.1073/pnas.0409902102.

THUILLER W., SLINGSBY J. A., PRIVETT S. D. J. & COWLING R. M., 2007. – Stochastic Species Turnover and Stable Coexistence in a Species-Rich, Fire-Prone Plant Community. *PLOS ONE*, **2** (9) : e938 doi : 10.1371/journal.pone.0000938.

TISON J.-M., JAUZEIN P., MICHAUD H. & MICHAUD H., 2014. – *Flore de la France méditerranéenne continentale*. Naturalia publications Turriers.

TITO R., VASCONCELOS H. L. & FEELEY K. J., 2020. – Mountain Ecosystems as Natural Laboratories for Climate Change Experiments. *Frontiers in Forests and Global Change*, **3** : 38 doi : 10.3389/ffgc.2020.00038.

TU W., 2006. – *Zero-Inflated Data*. Dans : El-Shaarawi AH, Piegorsch WW. *Encyclopedia of Environmetrics*. Chichester, UK : John Wiley & Sons, Ltd, p. vaz000g. doi : 10.1002/9780470057339.vaz000g.

TÜRK A. & ARNOLD W., 1988. – Thermoregulation as a limit to habitat use in alpine marmots (Marmota marmota). *Oecologia*, **76** (4) : 544-548.

UICN., 2017. – Les solutions fondées sur la nature pour lutter contre les changements climatiques. *UICN France*, .

UNITED NATIONS., 2020. – The Sustainable Development Goals. *United Nations Sustainable Development*, https://www.un.org/sustainabledevelopment/ Consulté le 16/12/2020.

URLI M., LAMY J.-B., SIN F., BURLETT R., DELZON S. & PORTÉ A. J., 2015. – The high vulnerability of Quercus robur to drought at its southern margin paves the way for Quercus ilex. *Plant ecology*, **216** (2) : 177-187.

VALLECILLO S., BROTONS L. & THUILLER W., 2009. – Dangers of predicting bird species distributions in response to land-cover changes. *Ecological Applications*, **19** (2) : 538-549 doi : 10.1890/08-0348.1.

VAN DYCK H. & REGNIERS S., 2010. – Egg spreading in the ant-parasitic butterfly, Maculinea alcon: from individual behaviour to egg distribution pattern. *Animal Behaviour*, **80** (4) : 621-627 doi : 10.1016/j.anbehav.2010.06.021.

VANDERWAL J., SHOO L. P., GRAHAM C. & WILLIAMS S. E., 2009. – Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: how far should you stray from what you know? *Ecological modelling*, **220** (4) : 589-594.

VASCONCELOS R., SANTOS X. & CARRETERO M. A., 2012. – High temperatures constrain microhabitat selection and activity patterns of the insular Cape Verde wall gecko. *Journal of Arid Environments*, **81** : 18-25 doi : 10.1016/j.jaridenv.2012.01.013.

VASSEUR D. A., DELONG J. P., GILBERT B., GREIG H. S., HARLEY C. D. G., MCCANN K. S., SAVAGE V., TUNNEY T. D. & O'CONNOR M. I., 2014. – Increased temperature variation poses a greater risk to species than climate warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **281** (1779) : 20132612-20132612 doi : 10.1098/rspb.2013.2612.

VENNETIER M. & RIPERT C., 2010. – Impact du changement climatique sur la flore méditerranéenne: théorie et pratique. *Changement climatique et biodiversité*, : p-75.

VERFAILLIE D., DÉQUÉ M., MORIN S. & LAFAYSSE M., 2017. – The method ADAMONT v1.0 for statistical adjustment of climate projections applicable to energy balance land surface models. *Geoscientific Model Development*, **10** (11) : 4257-4283 doi : https://doi.org/10.5194/gmd-10-4257-2017.

VICENZI N., CORBALÁN V., MILES D., SINERVO B. & IBARGÜENGOYTÍA N., 2017. – Range increment or range detriment? Predicting potential changes in distribution caused by climate change for the endemic high-Andean lizard Phymaturus palluma. *Biological Conservation*, **206** : 151-160 doi : 10.1016/j.biocon.2016.12.030.

VITASSE Y., 2009. – *Déterminismes environnemental et génétique de la phénologie des arbres en climat tempéré – Suivi des dates de débourrement et de sénescence le long d'un gradient altitudinal et en tests de provenances.*, 410 p.

VITT L. J. & CALDWELL J. P., 2009. – *Chapter 14 - Conservation Biology*. Dans : Vitt LJ, Caldwell JP. *Herpetology (Third Edition)*. London : Academic Press, p. 379-409. doi : 10.1016/B978-0-12-374346-6.00014-6.

VOISIN J. F., 1980. – Réflexion à propos d'une méthode simple d'échantillonnage des peuplements d'Orthoptères en milieu ouvert. *Acrida*, **9** : 159-170.

VOISIN J. F., 1986a. – Observations sur une pullulation d'Aeropus sibiricus en Grande-Sassière (Savoie) [Orth.]. *Bulletin de la Société entomologique de France*, **91** (7) : 213-218.

VOISIN J. F., 1986b. – Une méthode simple pour caractériser l'abondance des orthoptères en milieu ouvert. *L'entomologiste*, **42** (2) : 113-119.

WADSWORTH C. B., OKADA Y. & DOPMAN E. B., 2020. – Phenology–dependent cold exposure and thermal performance of Ostrinia nubilalis ecotypes. *BMC Evolutionary Biology*, **20** (1) : 34 doi : 10.1186/s12862–020–1598–6.

WAGNER T. L., OLSON R. L. & WILLERS J. L., 1991. – Modeling arthropod development time. *Journal of Agricultural Entomology*, **8** (4) : 251-270.

WALBOTT M., 2018. – *Rôles des facteurs locaux dans la distribution et la persistance des communautés à hêtre (Fagus sylvatica) en marge d'aire de répartition*. Bordeaux : Université de Bordeaux 1, 198 p.

WALLER D. M., MUDRAK E. L. & ROGERS D. A., 2016. – Can the metacommunity data matrix predict changes in species incidence and abundance? *bioRxiv*, : 047696 doi : 10.1101/047696.

WANG S., XU X., SHRESTHA N., ZIMMERMANN N. E., TANG Z. & WANG Z., 2017. – Response of spatial vegetation distribution in China to climate changes since the Last Glacial Maximum (LGM). *PloS one*, **12** (4) : e0175742.

WERKOWSKA W., MÁRQUEZ A. L., REAL R. & ACEVEDO P., 2016. – A practical overview of transferability in species distribution modeling. *Environmental Reviews*, doi : 10.1139/er–2016–0045.

WHITE T., VAN DER ENDE J. & NICHOLS T. E., 2019. – Beyond Bonferroni revisited: concerns over inflated false positive research findings in the fields of conservation genetics, biology, and medicine. *Conservation Genetics*, **20** (4) : 927-937 doi : 10.1007/s10592–019–01178–0.

WIENS J. J., 2016. – Climate–Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. *PLOS Biology*, **14** (12) : e2001104 doi : 10.1371/journal.pbio.2001104.

WILSON J. W., SEXTON J. O., TODD JOBE R. & HADDAD N. M., 2013. – The relative contribution of terrain, land cover, and vegetation structure indices to species distribution models. *Biological Conservation*, **164** : 170-176 doi : 10.1016/j.biocon.2013.04.021.

WILSON R. J., BENNIE J., LAWSON C. R., PEARSON D., ORTÚZAR–UGARTE G. & GUTIÉRREZ D., 2015. – Population turnover, habitat use and microclimate at the contracting range margin of a butterfly. *Journal of Insect Conservation*, **19** (2) : 205-216 doi : 10.1007/s10841–014–9710–0.

WILSON R. J., GUTIERREZ D., GUTIERREZ J. & MONSERRAT V. J., 2007. – An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology*, (9) : 1873.

WILSON R. J. & MACLEAN I. M. D., 2011. – Recent evidence for the climate change threat to Lepidoptera and other insects. *Journal of Insect Conservation*, **15** (1-2) : 259-268 doi : 10.1007/s10841–010–9342–y.

WINGFIELD J. C., 2003. – Control of behavioural strategies for capricious environments. *Animal Behaviour*, **66** (5) : 807-816 doi : 10.1006/anbe.2003.2298.

WINGFIELD J. C., 2008. – Organization of vertebrate annual cycles: implications for control mechanisms. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **363** (1490) : 425-441 doi : 10.1098/rstb.2007.2149.

WINKLER D. E., 2019. – Contemporary human impacts on alpine ecosystems: the direct and indirect effects of human–induced climate change and land use. .

WISZ M. S. & GUISAN A., 2009. – Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions? An information-theoretic approach based on simulated data. *BMC Ecology*, **9** (1) : 8 doi : 10.1186/1472-6785-9-8.

YANG L. H. & RUDOLF V. H. W., 2010. – Phenology, ontogeny and the effects of climate change on the timing of species interactions. *Ecology Letters*, **13** (1) : 1-10 doi : 10.1111/j.1461-0248.2009.01402.x.

YOCCOZ N. G., 2020. – Seasonal climate change and marmot demography. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **117** (32) : 18921 doi : 10.1073/pnas.2012792117.

ZANINI F., PELLET J. & SCHMIDT B. R., 2009. – The transferability of distribution models across regions: an amphibian case study. *Diversity and Distributions*, **15** (3) : 469-480 doi : https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00556.x.

ZIPKIN E. F., ROSSMAN S., YACKULIC C. B., WIENS J. D., THORSON J. T., DAVIS R. J. & GRANT E. H. C., 2017. – Integrating count and detection-nondetection data to model population dynamics. *Ecology*, **98** (6) : 1640-1650 doi : 10.1002/ecy.1831.

ZWICKE M., 2013. – *Impacts d'une canicule sécheresse sur le fonctionnement et la structure des communautés végétales de l'écosystème prairial*. Clermont-Ferrand : Université Blaise Pascal-Clermont-Ferrand II, 305 p.

ANNEXES

ANNEXE 1. CARTE DE LOCALISATION DES SITES SENTINELLES ET CODES ASSOCIÉS 715

ANNEXE 2. CARTES DE LOCALISATION DES STATIONS MÉTÉOROLOGIQUES 731

ANNEXE 3. CATALOGUE SYNTHÉTIQUE DES FORÊTS À HÊTRE DE NOUVELLE-AQUITAINE 735

ANNEXE 4. EXEMPLES DE CARTES D'ÉVOLUTION CHOROLOGIQUE DES ESPÈCES VÉGÉTALES 738

ANNEXE 5. COURBES DE RÉPONSES DES ESPÈCES VÉGÉTALES POUR LES 35 VARIABLES ENVIRONNEMENTALES SÉLECTIONNÉES 749

ANNEXE 6. COURBES DE RÉPONSES DES VÉGÉTATIONS À HÊTRE POUR LES 35 VARIABLES ENVIRONNEMENTALES SÉLECTIONNÉES 752

ANNEXE 7. VARIABLES D'OCCUPATION DU SOL ET TOPOGRAPHIQUES 755

ANNEXE 8. VARIABLES CLIMATIQUES 757

ANNEXE 9. NOTATION DES ESPÈCES D'ODONATES PAR SITE POUR DÉFINIR LES CORTÈGES 762

ANNEXE 10. DATES DE PASSAGES DES SUIVIS D'ODONATES 763

ANNEXE 11. PERTES D'HABITAT SUPÉRIEURES À 50% PRÉDITES PAR LES MODÈLES CORRÉLATIFS DE RÉPARTITION 764

ANNEXE 12. GAINS D'HABITAT SUPÉRIEURS À 100% PRÉDITES PAR LES MODÈLES CORRÉLATIFS DE RÉPARTITION 766

ANNEXE 13. TABLE DE CORRÉLATION DES VARIABLES CLIMATIQUES UTILISÉES POUR LES MODÉLISATIONS PRÉLIMINAIRES 769

ANNEXE 14. PROJECTIONS DES RÉPARTITIONS FUTURES DE LA GRENOUILLE DES PYRÉNÉES EN NOUVELLE-AQUITAINE 771

ANNEXE 15. PROJECTIONS DES RÉPARTITIONS FUTURES DU LÉZARD OCELLÉ EN NOUVELLE-AQUITAINE 776

ANNEXE 16. PROJECTIONS DES RÉPARTITIONS FUTURES DU LÉZARD DE BONNAL EN NOUVELLE-AQUITAINE 781

ANNEXE 17. PROJECTIONS DES RÉPARTITIONS FUTURES DU LÉZARD CATALAN EN NOUVELLE-AQUITAINE 786

ANNEXE 18. RÉSULTATS DES MODÈLES INDIVIDUELS POUR LA MARMOTTE DES ALPES 791

ANNEXE 19. MATRICE ÉPAISSEUR DE LISIÈRE POUR CORINE LAND COVER 796

ANNEXE 20. MATRICE CONTRASTE DE LISIÈRE POUR CORINE LAND COVER 797

ANNEXE 21. MATRICE SIMILARITÉ POUR CORINE LAND COVER 798

ANNEXE 22. MATRICE ÉPAISSEUR DE LISIÈRE POUR LE RÉFÉRENTIEL AQUITAIN 799

ANNEXE 23. MATRICE CONTRASTE DE LISIÈRE POUR LE RÉFÉRENTIEL AQUITAIN 800

ANNEXE 24. MATRICE SIMILARITÉ POUR LE RÉFÉRENTIEL AQUITAIN 801

ANNEXE 25. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS DANS UNE FENÊTRE COULISSANTE DE 300 M (OCS-GE UNIQUEMENT) 802

ANNEXE 26. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS DANS UNE FENÊTRE COULISSANTE DE 700 M (OCS-GE UNIQUEMENT) 802

ANNEXE 27. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS DANS UNE FENÊTRE COULISSANTE DE 1.1 KM (OCS-GE UNIQUEMENT) 803

ANNEXE 28. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS DANS UNE FENÊTRE COULISSANTE DE 1.5 KM (OCS-GE ET CLC) 803

ANNEXE 29. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS DANS UNE FENÊTRE COULISSANTE DE 2.5 KM (OCS-GE ET CLC) 804

ANNEXE 30. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS DANS UNE FENÊTRE COULISSANTE DE 3.5 KM (OCS-GE ET CLC) 804

ANNEXE 31. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS DANS UNE FENÊTRE COULISSANTE DE 4.5 KM (OCS-GE ET CLC) 805

ANNEXE 32. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS DANS UNE FENÊTRE COULISSANTE DE 5.5 KM (OCS-GE ET CLC) 806

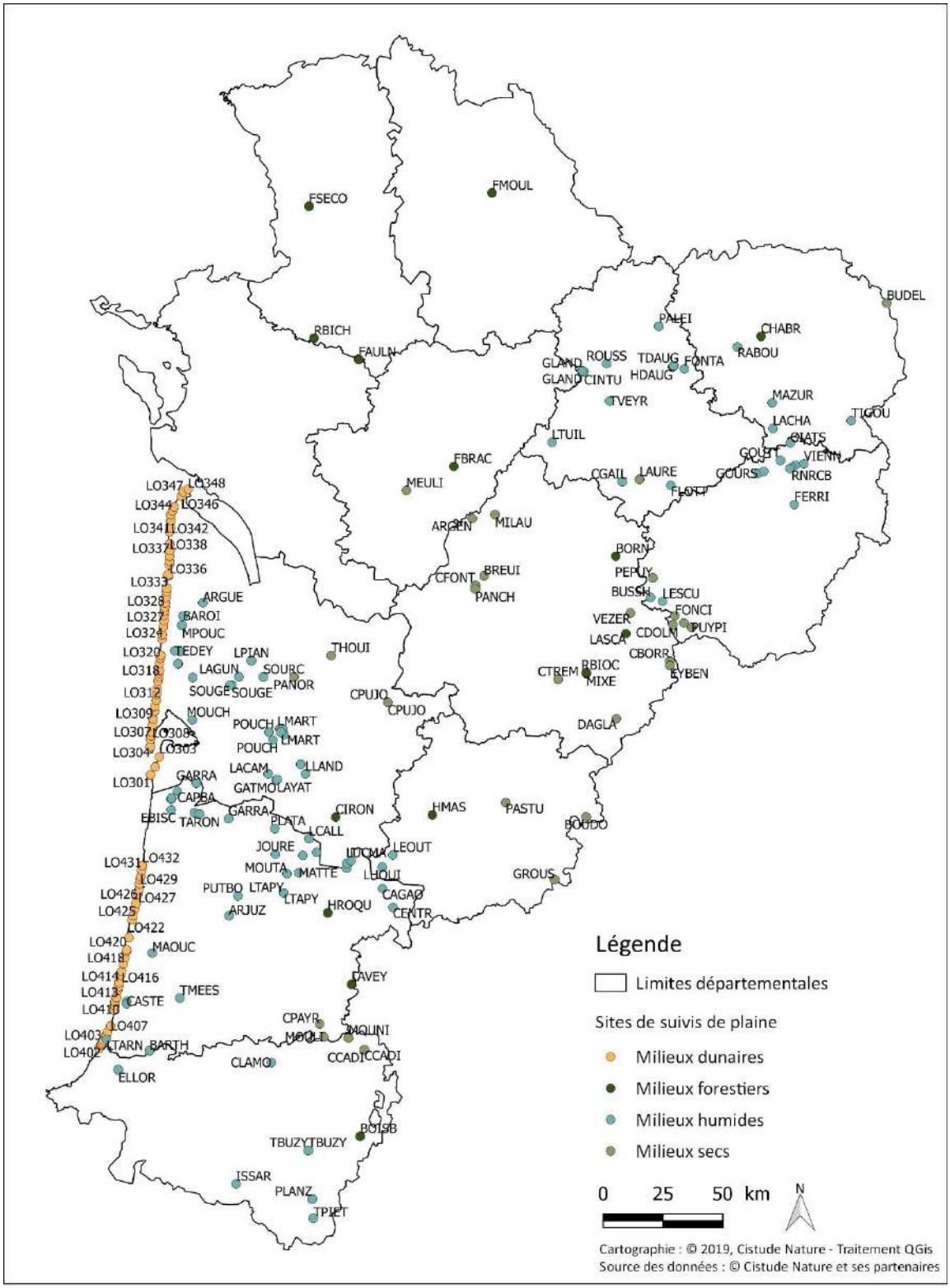
ANNEXE 33. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS D'APRÈS CORINE LAND COVER (FENÊTRES COULISSANTES DE 1.5 À 5.5 KM) 807

ANNEXE 34. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS D'APRÈS LE RÉFÉRENTIEL AQUITAIN (FENÊTRES COULISSANTES DE 300 M À 5.5 KM) 808

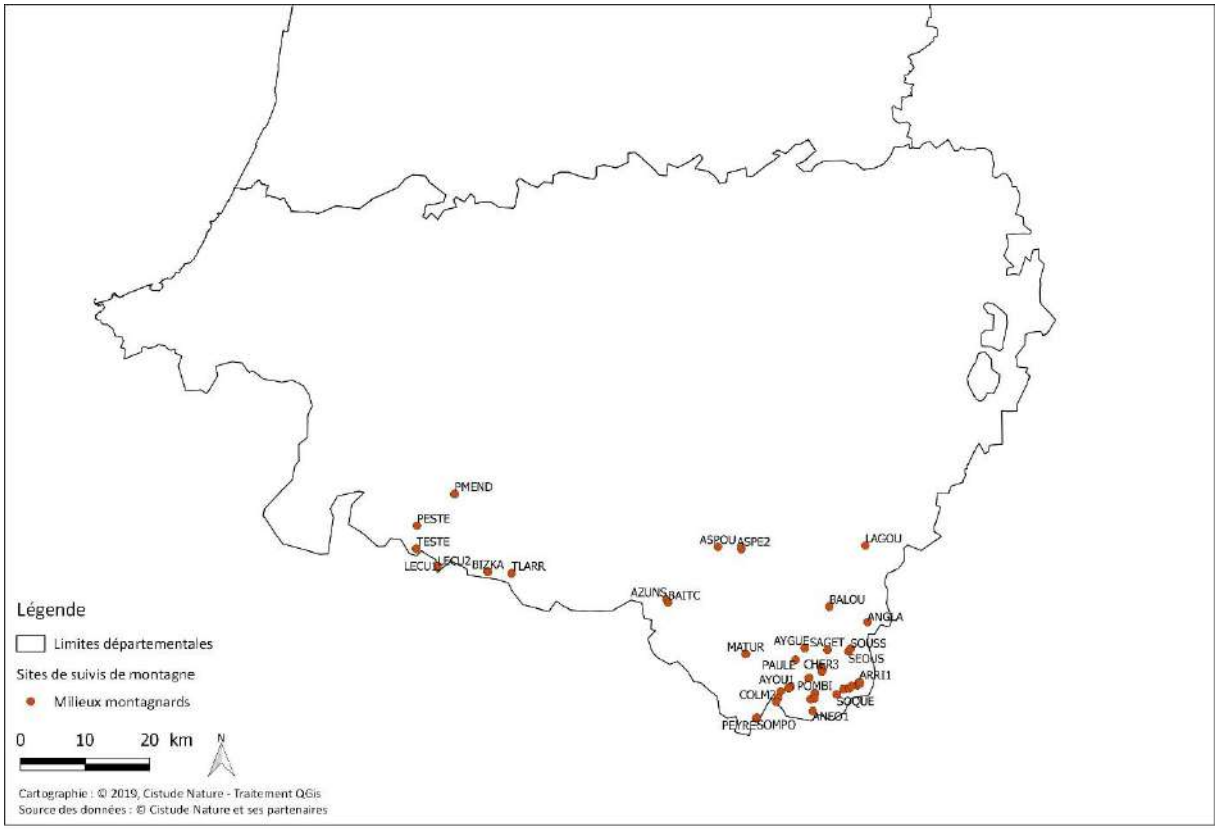
ANNEXE 35. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS D'APRÈS LE RÉFÉRENTIEL AQUITAIN (FENÊTRES COULISSANTES DE 300 M À 1.3 KM) 809

ANNEXE 36. ARBRE DE DÉCISION DES INDICES PAYSAGERS CALCULÉS D'APRÈS LE RÉFÉRENTIEL AQUITAIN (FENÊTRES COULISSANTES DE 1.5 À 5.5 KM) 809

Annexe 1. Carte de localisation des sites sentinelles et codes associés



Sites validés de suivis des sentinelles du climat en milieux dunaires, forestiers, humides et secs, en 2019.



Sites validés de suivis des sentinelles du climat en milieux montagnards, en 2019.

Tab. CXXXI. Codes des sites sentinelles par ordre alphabétique associés aux milieux, indicateurs étudiés et aux communes

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Humide	Landes humides	Azuré des mouillères	Léognan et Martillac	33850	AEROD	Aérodrome de Bordeaux Saucats
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Léognan et Martillac	33850	AEROD	Aérodrome de Bordeaux Saucats
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Léognan et Martillac	33850	AEROD	Aérodrome de Bordeaux Saucats
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	ANE01	Cirque d'Anéou-01
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	ANE02	Cirque d'Anéou-02
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	ANE03	Cirque d'Anéou-03
Montagnard	Pelouse et rocaille de montagne	Lézard de Bonnal	Eaux-Bonnes	64440	ANGLA	Anglas
Montagnard	Pelouse et rocaille de montagne	Sibiricus et cortège d'orthoptères de montagne associé	Eaux-Bonnes	64440	ANGLA	Anglas
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	La Rochebeaucourt-et-Argentine	24340	ARGEN	Plateau d'Argentine
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	La Rochebeaucourt-et-Argentine	24340	ARGEN	Plateau d'Argentine
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Hourtin	33990	ARGUE	Lagune d'Argues
Humide	Lagunes	Végétations de lagunes	Hourtin	33990	ARGUE	Lagune d'Argues
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Arjuzanx	40110	ARJUZ	RNN d'Arjuzanx
Montagnard	Pelouse et rocaille de montagne	Lézard de Bonnal	Laruns	64440	ARRI1	Arrious
Montagnard	Pelouse et rocaille de montagne	Sibiricus et cortège d'orthoptères de montagne associé	Laruns	64440	ARRI1	Arrious
Montagnard	Torrents	Grenouille des Pyrénées	Sarrance	64490	ASPE1	Aspe Est 1
Montagnard	Torrents	Grenouille des Pyrénées	Sarrance	64490	ASPE2	Aspe Est 2
Montagnard	Torrents	Grenouille des Pyrénées	Sarrance	64490	ASPOU	Aspe Ouest
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	AYGUE	Ayguebère
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	AYOU1	Lacs d'Ayous-01
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	AYOU2	Lacs d'Ayous-02
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	AYOU3	Lacs d'Ayous-03
Montagnard	Pelouse de montagne	Sibiricus et cortège d'orthoptères de montagne associé	Lées-Athas	64490	AZUNS	Pas d'Azuns
Montagnard	Pelouse de montagne	Sibiricus et cortège d'orthoptères de montagne associé	Lées-Athas	64490	BAITC	Plaa de Baitch
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Eaux-Bonnes	64440	BALOU	Balour
Humide	Etangs arrière-littoraux	Végétations des étangs arrière-littoraux	Hourtin	33990	BAROI	Rive de Baroins
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Saint-Laurent-de-Gosse	40390	BARTH	Barthes de l'Adour

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Saint-Laurent-de-Gosse	40390	BARTH	Barthes de l'Adour
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Larrau	64560	BIZKA	Bizkarzé
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Bénéjacq	64800	BOISB	Bois de Bénéjacq
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Saint-Mesmin	24270	BORN	Born
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Tournon-d'Agenais	47370	BOUDO	Vallée du Boudouyssou
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Tournon-d'Agenais	47370	BOUDO	Vallée du Boudouyssou
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Saint-Victor	24350	BREUI	Coteau du Breuilh
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Saint-Victor	24350	BREUI	Coteau du Breuilh
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	La Brède	33650	BROUS	Lande de Brousteyrot
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	La Brède	33650	BROUS	Lande de Brousteyrot
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Budelière	#VALEUR!	BUDEL	Budelière
Humide	Lagunes	Rainette verte	Brignac-la-plaine	19310	BUSSH	Bussac haut
Humide	Lagunes	Végétations de lagunes	Losse	40240	CAGAO	Lagune de Cagaouille
Humide	Landes humides	Azuré des mouillères	Captieux	33840	CAMPC	Camp de Captieux
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Captieux	33840	CAMPC	Camp de Captieux
Humide	Etangs arrière-littoraux	Végétations des étangs arrière-littoraux	Sanguinet	40460	CAPBA	Rive de Capbat
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Ychoux	40160	CAPDE	Lubiosse-Lagune de Capdejus
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Seignosse	40510	CASTE	Lagune de Castet-Bieilh
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Borrèze	24590	CBORR	Coteau de Borrèze
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Borrèze	24590	CBORR	Coteau de Borrèze
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Cadillon	64330	CCADI	Coteau de Cadillon
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Cadillon	64330	CCADI	Coteau de Cadillon
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Saint-Cernin-de-Larche	#VALEUR!	CDOLM	Causse du dolmen
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Losse	40240	CENTR	Lagune centrale photovoltaïque
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Saint-Pardoux-de-Drône	24600	CFONT	Coteau des Fontenelles
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Saint-Pardoux-de-Drône	24600	CFONT	Coteau des Fontenelles
Humide	Lagunes	Rainette verte	La Meyze	19310	CGAIL	Château Gaillard
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Guêret	23000	CHABR	Hêtraie de Chabrières
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	CHER1	Chérue-01
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	CHER2	Chérue-02

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	CHER3	Chérue-03
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Cieux	87520	CINTU	Cinturat
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Bernos-Beaulac	33430	CIRON	Hêtraie du ciron
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Arthez-de-Béarn	64370	CLAMO	Vallon de Clamondé
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Arthez-de-Béarn	64370	CLAMO	Vallon de Clamondé
Montagnard	Pelouse de montagne	Sibiricus et cortège d'orthoptères de montagne associé	Laruns	64440	COLM1	Col des Moines_T5
Montagnard	Pelouse de montagne	Sibiricus et cortège d'orthoptères de montagne associé	Laruns	64440	COLM2	Col des Moines
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Payros-Cazautets	40320	CPAYR	Coteau de Payros-Cazautet
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Payros-Cazautets	40320	CPAYR	Coteau de Payros-Cazautet
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Chasteaux	#VALEUR!	CPELE	Côte pelée
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Pujols	33350	CPUJO	Coteau de Pujols
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Pujols	33350	CPUJO	Coteau de Pujols
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Trémolat	24510	CTREM	Coteau de Trémolat
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Trémolat	24510	CTREM	Coteau de Trémolat
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Saint-Pompont	24170	DAGLA	Causses de Daglan
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Saint-Pompont	24170	DAGLA	Causses de Daglan
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Biscarrosse	40600	EBISC	Etang de Biscarosse (Lande de Craste Neuve)
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Biscarrosse	40600	EBISC	Etang de Biscarosse (Lande de Craste Neuve)
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Lacanau	33680	ELACA	Etang de Lacanau
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Lacanau	33680	ELACA	Etang de Lacanau
Humide	Etangs arrière-littoraux	Végétations des étangs arrière-littoraux	Lacanau	33680	ELACV	Rive de Lacanau-ville
Humide	Landes humides	Azuré des mouillères	Mouguerre	64990	ELLOR	Ellorimendi
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Mouguerre	64990	ELLOR	Ellorimendi
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Mouguerre	64990	ELLOR	Ellorimendi
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Borrèze	24590	EYBEN	Coteau d'Eybènes
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Borrèze	24590	EYBEN	Coteau d'Eybènes
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Vinax	17510	FAULN	Forêt d'Aulnay
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Touvre	16600	FBRAC	Forêt de la Braconne
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Davignac	19250	FERRI	Tourbière de la Ferrière

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Meuzac	87380	FLOTT	Lande de la Flotte et du Cluzeau
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Bignoux	86028	FMOUL	Forêt de Moulière
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Terrasson-Lavilledieu	#VALEUR!	FONCI	Coteau des Foncillières
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	La Jonchère-Saint-Maurice	87340	FONTA	la Fontaine
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Secondigny	79130	FSECO	Forêt de Secondigny
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Saugnacq-et-Muret	40410	GARRA	Lagune de Garrans
Humide	Lagunes	Végétations de lagunes	Saugnacq-et-Muret	40410	GARRA	Lagune de Garrans
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Hostens	33125	GATMO	Hostens - Lagune du Gat Mort
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Hostens	33125	GATMO	Hostens - Lagune du Gat Mort
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Bourriot-Bergonce	40120	GAUDO	Lagune de la Gaudole
Humide	Landes humides	Vipère péliade	Peyrelevade	19290	GIATS	Landes et tourbières de Giat—St-Fourchat
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Montrol-Sénard	87330	GLAND	Grandes Landes
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Montrol-Sénard	87330	GLAND	Grandes Landes
Humide	Landes humides	Vipère péliade	Lacelle	19170	GOURS	Prairies du Moulin de Goursolles
Humide	Landes humides	Vipère péliade	Tarnac	19170	GOUTT	Tourbière de Gouttenègre
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Saint-Urcisse	47270	GROUS	Coteau de Grousset
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Saint-Urcisse	47270	GROUS	Coteau de Grousset
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Saint-Léger-la-Montagne	87340	HDAUG	Hêtraie des Dauges
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Le Mas-d'Agenais	47430	HMAS	Hêtraie du Mas d'Agenais
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Roquefort	40120	HROQU	Hêtraie Roquefort
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Lanne-en-Baretous	64570	ISSAR	Tourbière d'Issarbe
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Sore	40430	JOURE	Lagune de la Joureyre
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Saint-Magne	33125	LACAM	Saint-Magne - Lagune du Cam
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Saint-Magne	33125	LACAM	Saint-Magne - Lagune du Cam
Humide	Landes humides	Vipère péliade	Gentioux-Pigerolles	23340	LACHA	Ferme de Lachaud
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Louvie-Juzon	64260	LAGOU	Lagouare
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Saint-Médard-en-Jalles	33160	LAGUN	Saint-Médard-en-Jalles - Lagunasse
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Saint-Médard-en-Jalles	33160	LAGUN	Saint-Médard-en-Jalles - Lagunasse
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Montignac	24290	LASCA	Hêtraie de Lascaux
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	La Roche l'Abeille	87800	LAURE	Lande de Saint-Laurent

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	La Roche l'Abeille	87800	LAURE	Lande de Saint-Laurent
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Lussagnet	40270	LAVEY	Forêt Laveyron
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Louchats	33125	LAYAT	Lagune des Layats
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Callen	40430	LCALL	Callen
Humide	Lagunes	Végétations de lagunes	Callen	40430	LCALL	Callen
Montagnard	Torrents	Grenouille des Pyrénées	Lécumberry	64220	LECU1	Lecumberry 1
Montagnard	Torrents	Grenouille des Pyrénées	Lécumberry	64220	LECU2	Lecumberry 2
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Pindères	47700	LEOUT	Pindères - Léoutre
Humide	Lagunes	Rainette verte	Brignac-la-Plaine	19310	LESCU	Lescure
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Luxey	40430	LGAOU	Lagune de Gaouchey
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Luxey	40430	LGAOU	Lagune de Gaouchey
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Houillès	47420	LHOUI	Houeillès - Grand Lagu
Humide	Landes humides	Rainette ibérique	Houillès	47420	LHOUI	Houeillès - Grand Lagu
Humide	Lagunes	Lézard vivipare	Landiras	33720	LLAND	Landiras-Suscouse
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Martillac	33650	LMART	Martillac
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Martillac	33650	LMART	Martillac
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	La Teste-de-Buch	33260	LO301	LO_33_01
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	La Teste-de-Buch	33260	LO301	LO_33_1
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	La Teste-de-Buch	33260	LO302	LO_33_02
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	La Teste-de-Buch	33260	LO302	LO_33_2
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	La Teste-de-Buch	33260	LO303	LO_33_03
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	La Teste-de-Buch	33260	LO303	LO_33_3
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lège-Cap-Ferret	33950	LO304	LO_33_04
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lège-Cap-Ferret	33950	LO304	LO_33_4
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lège-Cap-Ferret	33950	LO305	LO_33_05
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lège-Cap-Ferret	33950	LO305	LO_33_5
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lège-Cap-Ferret	33950	LO306	LO_33_06
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lège-Cap-Ferret	33950	LO306	LO_33_6
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lège-Cap-Ferret	33950	LO307	LO_33_07
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lège-Cap-Ferret	33950	LO307	LO_33_7
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lège-Cap-Ferret	33950	LO308	LO_33_08
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lège-Cap-Ferret	33950	LO308	LO_33_8

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lège-Cap-Ferret	33950	L0309	L0_33_09
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lège-Cap-Ferret	33950	L0309	L0_33_9
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lège-Cap-Ferret	33950	L0310	L0_33_10
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lège-Cap-Ferret	33950	L0310	L0_33_10
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lège-Cap-Ferret	33950	L0311	L0_33_11
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lège-Cap-Ferret	33950	L0311	L0_33_11
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Porge	33680	L0312	L0_33_12
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Porge	33680	L0312	L0_33_12
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Porge	33680	L0313	L0_33_13
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Porge	33680	L0313	L0_33_13
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Porge	33680	L0314	L0_33_14
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Porge	33680	L0314	L0_33_14
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Porge	33680	L0315	L0_33_15
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Porge	33680	L0315	L0_33_15
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Porge	33680	L0316	L0_33_16
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Porge	33680	L0316	L0_33_16
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Porge	33680	L0317	L0_33_17
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Porge	33680	L0317	L0_33_17
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Porge	33680	L0318	L0_33_18
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Porge	33680	L0318	L0_33_18
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lacanau	33680	L0319	L0_33_19
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lacanau	33680	L0319	L0_33_19
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lacanau	33680	L0320	L0_33_20
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lacanau	33680	L0320	L0_33_20
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lacanau	33680	L0321	L0_33_21
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lacanau	33680	L0321	L0_33_21
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lacanau	33680	L0322	L0_33_22
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lacanau	33680	L0322	L0_33_22
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lacanau	33680	L0323	L0_33_23
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lacanau	33680	L0323	L0_33_23

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lacanau	33680	L0324	L0_33_24
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lacanau	33680	L0324	L0_33_24
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Carcans	33121	L0325	L0_33_25
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Carcans	33121	L0325	L0_33_25
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Carcans	33121	L0326	L0_33_26
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Carcans	33121	L0326	L0_33_26
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Hourtin	33990	L0327	L0_33_27
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Hourtin	33990	L0327	L0_33_27
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Hourtin	33990	L0328	L0_33_28
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Hourtin	33990	L0328	L0_33_28
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Hourtin	33990	L0329	L0_33_29
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Hourtin	33990	L0329	L0_33_29
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Hourtin	33990	L0330	L0_33_30
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Hourtin	33990	L0330	L0_33_30
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Hourtin	33990	L0331	L0_33_31
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Hourtin	33990	L0331	L0_33_31
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Hourtin	33990	L0332	L0_33_32
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Hourtin	33990	L0332	L0_33_32
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Naujac-sur-Mer	33990	L0333	L0_33_33
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Naujac-sur-Mer	33990	L0333	L0_33_33
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Naujac-sur-Mer	33990	L0334	L0_33_34
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Naujac-sur-Mer	33990	L0334	L0_33_34
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Vendays-Montalivet	33930	L0335	L0_33_35
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Vendays-Montalivet	33930	L0335	L0_33_35
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Vendays-Montalivet	33930	L0336	L0_33_36
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Vendays-Montalivet	33930	L0336	L0_33_36
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Vendays-Montalivet	33930	L0337	L0_33_37
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Vendays-Montalivet	33930	L0337	L0_33_37
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Vendays-Montalivet	33930	L0338	L0_33_38
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Vendays-Montalivet	33930	L0338	L0_33_38

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Vendays-Montalivet	33930	L0339	L0_33_39
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Vendays-Montalivet	33930	L0339	L0_33_39
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Grayan-et-l'Hopital	33590	L0340	L0_33_40
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Grayan-et-l'Hopital	33590	L0340	L0_33_40
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Grayan-et-l'Hopital	33590	L0341	L0_33_41
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Grayan-et-l'Hopital	33590	L0341	L0_33_41
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Grayan-et-l'Hopital	33590	L0342	L0_33_42
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Grayan-et-l'Hopital	33590	L0342	L0_33_42
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Soulac-sur-Mer	33780	L0343	L0_33_43
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Soulac-sur-Mer	33780	L0343	L0_33_43
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Soulac-sur-Mer	33780	L0344	L0_33_44
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Soulac-sur-Mer	33780	L0344	L0_33_44
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Soulac-sur-Mer	33780	L0345	L0_33_45
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Soulac-sur-Mer	33780	L0345	L0_33_45
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Verdon-sur-Mer	33123	L0346	L0_33_46
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Verdon-sur-Mer	33123	L0346	L0_33_46
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Verdon-sur-Mer	33123	L0347	L0_33_47
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Verdon-sur-Mer	33123	L0347	L0_33_47
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Le Verdon-sur-Mer	33123	L0348	L0_33_48
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Le Verdon-sur-Mer	33123	L0348	L0_33_48
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Tarnos	40220	L0401	L0_40_01
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Tarnos	40220	L0401	L0_40_1
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Tarnos	40220	L0402	L0_40_02
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Tarnos	40220	L0402	L0_40_2
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Tarnos	40220	L0403	L0_40_03
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Tarnos	40220	L0403	L0_40_3
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Tarnos	40220	L0404	L0_40_04
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Tarnos	40220	L0404	L0_40_4
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Ondres	40440	L0405	L0_40_05
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Ondres	40440	L0405	L0_40_5

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Labenne	40530	L0406	L0_40_06
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Labenne	40530	L0406	L0_40_6
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Capbreton	40130	L0407	L0_40_07
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Capbreton	40130	L0407	L0_40_7
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Soorts-Hossegor	40150	L0408	L0_40_08
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Soorts-Hossegor	40150	L0408	L0_40_8
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Seignosse	40510	L0409	L0_40_09
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Seignosse	40510	L0409	L0_40_9
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Seignosse	40510	L0410	L0_40_10
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Seignosse	40510	L0410	L0_40_10
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Seignosse	40510	L0411	L0_40_11
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Seignosse	40510	L0411	L0_40_11
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Soustons	40140	L0412	L0_40_12
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Soustons	40140	L0412	L0_40_12
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Soustons	40140	L0413	L0_40_13
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Soustons	40140	L0413	L0_40_13
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Soustons	40140	L0414	L0_40_14
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Soustons	40140	L0414	L0_40_14
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Messanges	40660	L0415	L0_40_15
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Messanges	40660	L0415	L0_40_15
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Messanges	40660	L0416	L0_40_16
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Messanges	40660	L0416	L0_40_16
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Moliets-et-Maa	40660	L0417	L0_40_17
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Moliets-et-Maa	40660	L0417	L0_40_17
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Moliets-et-Maa	40660	L0418	L0_40_18
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Moliets-et-Maa	40660	L0418	L0_40_18
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Vielle-Saint-Girons	40560	L0419	L0_40_19
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Vielle-Saint-Girons	40560	L0419	L0_40_19
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Vielle-Saint-Girons	40560	L0420	L0_40_20
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Vielle-Saint-Girons	40560	L0420	L0_40_20

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Vielle-Saint-Girons	40560	L0421	L0_40_21
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Vielle-Saint-Girons	40560	L0421	L0_40_21
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lit-et-Mixe	40170	L0422	L0_40_22
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lit-et-Mixe	40170	L0422	L0_40_22
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lit-et-Mixe	40170	L0423	L0_40_23
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lit-et-Mixe	40170	L0423	L0_40_23
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lit-et-Mixe	40170	L0424	L0_40_24
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lit-et-Mixe	40170	L0424	L0_40_24
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Lit-et-Mixe	40170	L0425	L0_40_25
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Lit-et-Mixe	40170	L0425	L0_40_25
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Saint-Julien-en-Born	40170	L0426	L0_40_26
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Saint-Julien-en-Born	40170	L0426	L0_40_26
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Saint-Julien-en-Born	40170	L0427	L0_40_27
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Saint-Julien-en-Born	40170	L0427	L0_40_27
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Mimizan	40200	L0428	L0_40_28
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Mimizan	40200	L0428	L0_40_28
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Mimizan	40200	L0429	L0_40_29
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Mimizan	40200	L0429	L0_40_29
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Mimizan	40200	L0430	L0_40_30
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Mimizan	40200	L0430	L0_40_30
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Mimizan	40200	L0431	L0_40_31
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Mimizan	40200	L0431	L0_40_31
Dune	Dunes littorales	Lézard ocellé	Mimizan	40200	L0432	L0_40_32
Dune	Dunes littorales	Végétations dunaires	Mimizan	40200	L0432	L0_40_32
Humide	Lagunes	Lézard vivipare	Le Pian-Médoc	33290	LPIAN	Le Pian Médoc
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Le Pian-Médoc	33290	LPIAN	Le Pian Médoc
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Saumos et Le Porge	33680	LPORG	Saumos - Lagune de Moulugat
Humide	Landes humides	Rainette ibérique	Saumos et Le Porge	33680	LPORG	Saumos - Lagune de Moulugat
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Vert	40420	LTAPY	Lagune de la Tapy
Humide	Lagunes	Végétations de lagunes	Vert	40420	LTAPY	Lagune de la Tapy
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Tarnos	40220	LTARN	Tarnos

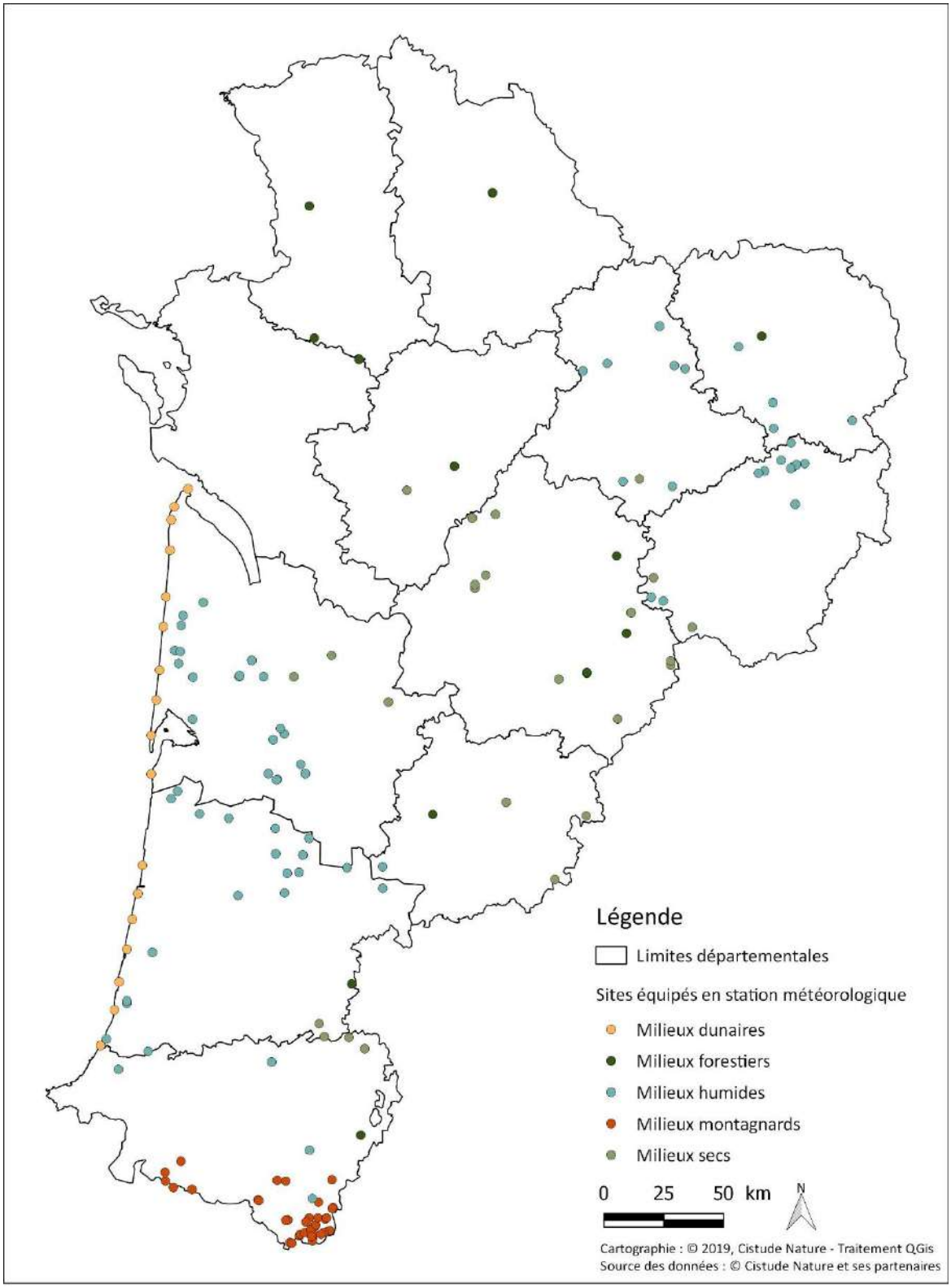
milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Saint-Bazile	87150	LTUIL	Landes des Tuileries de Forgeas
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Captieux	33840	LUCMA	Captieux - Lagune de Lucmaysouau
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Captieux	33840	LUCMA	Captieux - Lagune de Lucmaysouau
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Saint-Michel-Escalus	40550	MAOUC	Tourbière de Maoucout
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Saint-Michel-Escalus	40550	MAOUC	Tourbière de Maoucout (Tourbière de Pont Neuf)
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Tarnac	19170	MARCY	Landes de Marcy
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Luxey	40430	MATTE	Lagune de la Matte
Montagnard	Pelouse et rocaille de montagne	Lézard catalan	Etsaut	64490	MATUR	Chemin de la Mâture
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Royère-de-Vassivière	23460	MAZUR	Landes et tourbières de la Mazure
Humide	Landes humides	Vipère péliade	Royère-de-Vassivière	23460	MAZUR	Landes et tourbières de la Mazure
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Roullet-Saint Estèphe	16440	MEULI	Meulières
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Rudeau-Ladosse	24340	MILAU	Coteau de Milauvieux
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Rudeau-Ladosse	24340	MILAU	Coteau de Milauvieux
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Orègue	64120	MIXE	Mixe
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Lanton	33138	MOUCH	Landes de Mouchon
Humide	Lagunes	Végétations de lagunes	Lanton	33138	MOUCH	Landes de Mouchon
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Pimbo	40320	MOULI	Coteau du Moulin
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Pimbo	40320	MOULI	Coteau du Moulin
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Garlin	64330	MOUNI	Coteau de Mounicou
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Garlin	64330	MOUNI	Coteau de Mounicou
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Le Sen	40420	MOUTA	Lagune de Moutan
Humide	Lagunes	Végétations de lagunes	Le Sen	40420	MOUTA	Lagune de Moutan
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Carcans	33121	MPOUC	Marais du Pouch
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Carcans	33121	MPOUC	Marais du Pouch
Montagnard	Pelouse et rocaille de montagne	Lézard de Bonnal	Laruns	64440	OSSAU	Ossau Nord
Humide	Lagunes	Rainette verte	Bessines-sur-Gartempe	19310	PALEI	les Paleines
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Saint-Sulpice-de-Roumagnac	24600	PANCH	Coteau de la Panche
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Saint-Sulpice-de-Roumagnac	24600	PANCH	Coteau de la Panche
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Carbon-Blanc	33560	PANOR	Parc Panoramis

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Carbon-Blanc	33560	PANOR	Parc Panoramis
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Laruns	64440	PARRI	Arrious
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Pinel-Hauterive	47380	PASTU	Pech de Pastur
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Pinel-Hauterive	47380	PASTU	Pech de Pastur
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	PAULE	Aule
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Ayen	19310	PEPUY	Pelouse du Puy d'Ayen
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Ayen	19310	PEPUY	Pelouse du Puy d'Ayen
Montagnard	Pelouse et rocaille de montagne	Lézard catalan	Estérençuby	64220	PESTE	Pelouse Esterençuby
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Biscarrosse	40600	PETAN	Petit étang de Biscarosse
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Urdos	64490	PEYRE	ASP2-Peyrenère
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Saint-Médard-en-Jalles	33160	PILLI	Saint-Médard-en-Jalles - Pilliole
Humide	Etangs arrière-littoraux	Végétations des étangs arrière-littoraux	Carcans	33121	PIPEY	Rive de Pipeyrous
Humide	Landes humides	Azuré des mouillères	Laruns	64440	PLANZ	Plateau d'Anzé
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Laruns	64440	PLANZ	Plateau d'Anzé
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Sore	40430	PLATA	Marais du Plata
Montagnard	Pelouse et rocaille de montagne	Lézard catalan	Mendive	64220	PMEND	Mendive
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Laruns	64440	POMBI	Pombie
Montagnard	Pelouse de montagne	Lézard de Bonnal	Laruns	64440	POMBI	Pombie
Montagnard	Pelouse de montagne	Sibiricus et cortège d'orthoptères de montagne associé	Laruns	64440	POMBI	Pombie
Humide	Landes humides	Azuré des mouillères	Saucats	33650	POUCH	Pouchau
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Saucats	33650	POUCH	Pouchau
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Saucats	33650	POUCH	Pouchau
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Sabres	40630	PUTBO	Lagune de Put Boué
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Nespouls	19600	PUYPI	Pelouse du Puy Pialat
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Nespouls	19600	PUYPI	Pelouse du Puy Pialat
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Augères	23210	RABOU	la Rabouillère
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Le Vert	79170	RBICH	RBI de Chizé

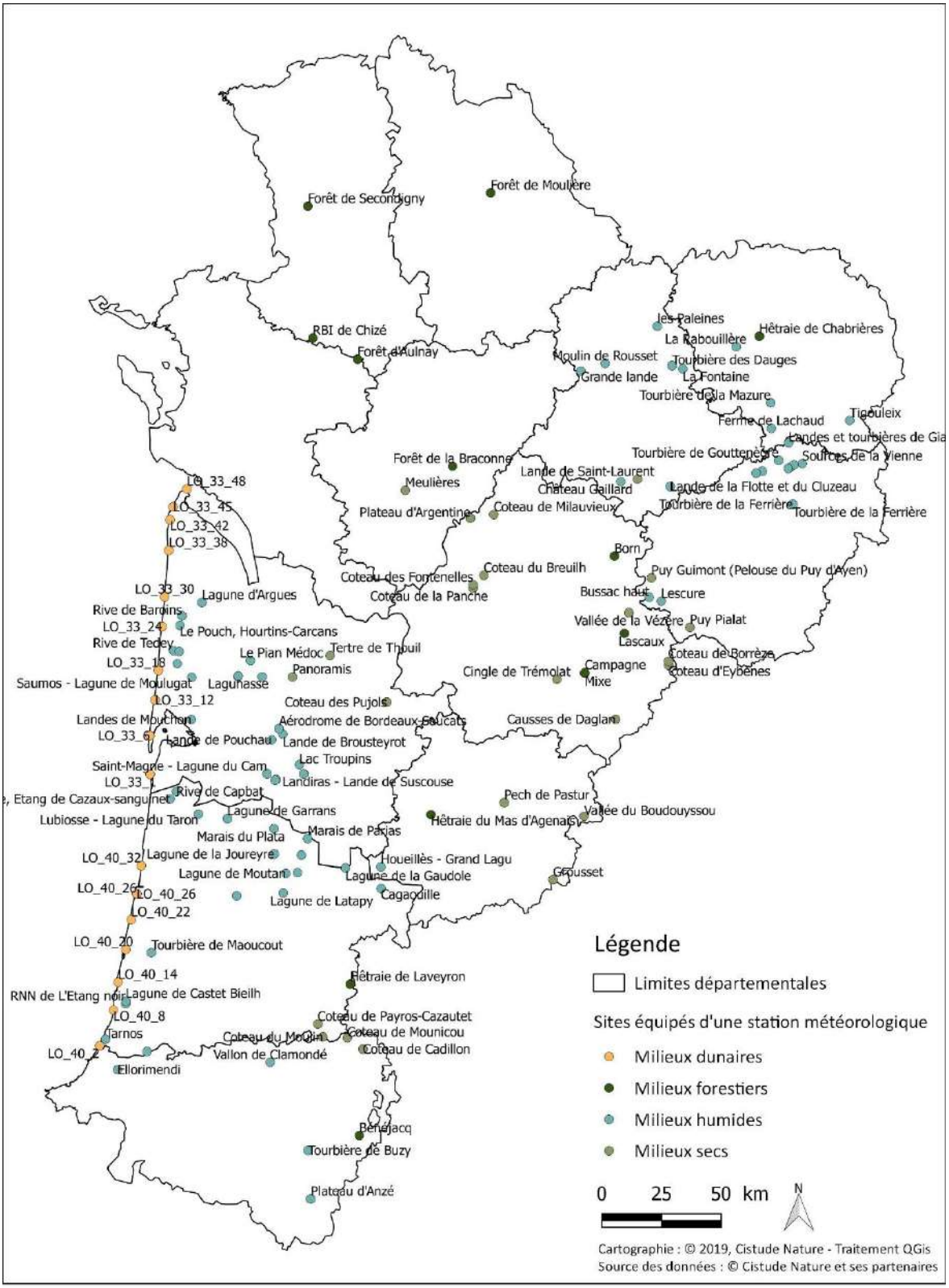
milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Forêt	Hêtraie relictuelle	Végétations de hêtraie	Campagne	24260	RBIOC	Réserve biologique mixte de Campagne
Humide	Etangs arrière-littoraux	Végétations des étangs arrière-littoraux	Biscarosse	40600	RCRAS	Rive de Crastot Mieuy
Humide	Zone humide	Lézard vivipare	Seignosse	40510	RNNET	RNN de L'Etang noir
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Tarnac	19170	RNRCB	RNR de la Tourbière de Chabanne bas
Humide	Landes humides	Vipère péliade	Tarnac	19170	RNRCH	RNR Tourbière de Chabanne haut
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Vaulry	87140	ROUSS	Moulin de Rousset
Humide	Etangs arrière-littoraux	Végétations des étangs arrière-littoraux	Lacanau	33680	RVIGN	Rive de Vignotte
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Laruns	64440	SAGET	Sagette
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Laruns	64440	SEOUS	Séous
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Urdos	64490	SOMPO	Somport
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Laruns	64440	SOQUE	Soques
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Saint-Médard-en-Jalles	33160	SOUGE	Champ de tir de Souge
Humide	Zone humide	Station Référence	Le Haillan	33185	SOURC	Site des sources
Montagnard	Pelouse de montagne	Apollon et cortège de lépidoptères de montagne associé	Laruns	64440	SOUSS	Soussouéou
Humide	Lagunes	Lézard vivipare	Ychoux	40160	TARON	Lubiosse-Lagune du Taron
Humide	Lagunes	Rainette ibérique	Ychoux	40160	TARON	Lubiosse-Lagune du Taron
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Buzy	64260	TBUZY	Tourbière de Buzy
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Buzy	64260	TBUZY	Tourbière de Buzy
Humide	Landes humides	Lépidoptères de landes humides	Saint-Léger-la-Montagne	87340	TDAUG	Tourbière des Dauges
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Saint-Léger-la-Montagne	87340	TDAUG	Tourbière des Dauges
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Saint-Léger-la-Montagne	87340	TDAUG	Tourbière des Dauges
Humide	Etangs arrière-littoraux	Végétations des étangs arrière-littoraux	Lacanau	33680	TEDEY	Rive de Tedey
Montagnard	Torrents	Grenouille des Pyrénées	Estérençuby	64220	TESTE	Torrent Esterençuby
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Villegouge	33141	THOUI	Tertre de Thouil
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Villegouge	33141	THOUI	Tertre de Thouil
Humide	Landes humides	Vipère péliade	Saint-Agnant-Près-Crocq	23260	TIGOU	Tigouleix
Montagnard	Torrents	Grenouille des Pyrénées	Larrau	64560	TLARR	Larrau
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Mées	40990	TMEES	Tourbière de Mées
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Laruns	64440	TPIET	Tourbière du Piet

milieu	typeHabSDC	indicateursSDC	Commune	codePostal	site_Ref_Courte	obs_nomSite
Humide	Landes humides	Vipère péliade	Viam	19170	TRONC	Tourbière de Tronchet
Humide	Lagunes	Leucorrhines et cortège d'odonates associé	Guillos	33720	TROUP	Lac Troupins
Humide	Lagunes	Végétations de lagunes	Cabanac-et-Villagrains	33650	TROUP	Lac Troupins
Humide	Tourbières	Végétations de tourbières	Veyrac	87520	TVEYR	Tourbiere du Petit Moulin
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	VARR1	Vallon d'Arrious-01
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	VARR2	Vallon d'Arrious-02
Montagnard	Pelouse de montagne	Marmotte des Alpes	Laruns	64440	VARR3	Vallon d'Arrious-03
Sec	Pelouses calcicoles	Lépidoptères de pelouses calcicoles	Les Farges	24290	VEZER	Vallée de la Vézère (Coteau des Farges)
Sec	Pelouses calcicoles	Végétations de pelouses calcicoles	Les Farges	24290	VEZER	Vallée de la Vézère (Coteau des Farges)
Humide	Landes humides	Lézard vivipare	Millevaches	19290	VIENN	Sources de la Vienne
Humide	Landes humides	Végétations de landes humides	Saint-Merd-les-Oussines	19170	ECHAB	Etang de Chabannes

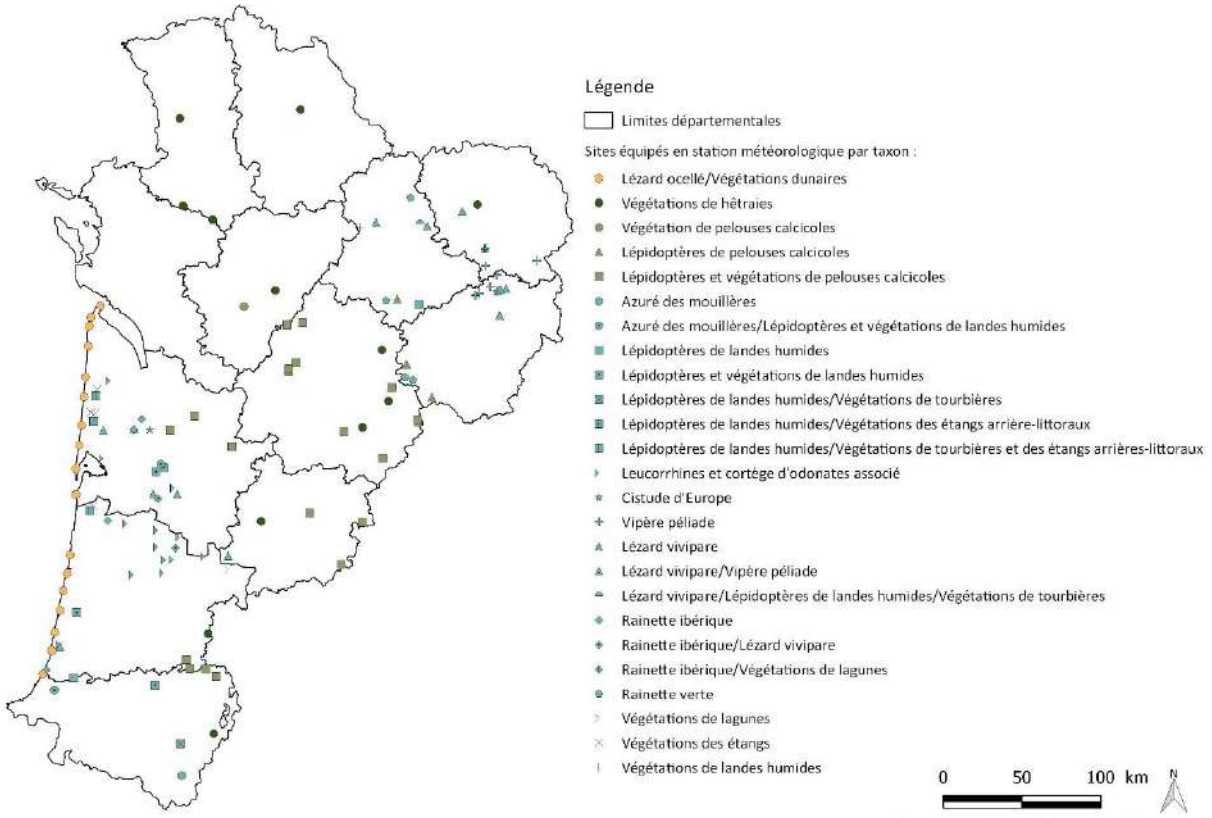
Annexe 2. Cartes de localisation des stations météorologiques



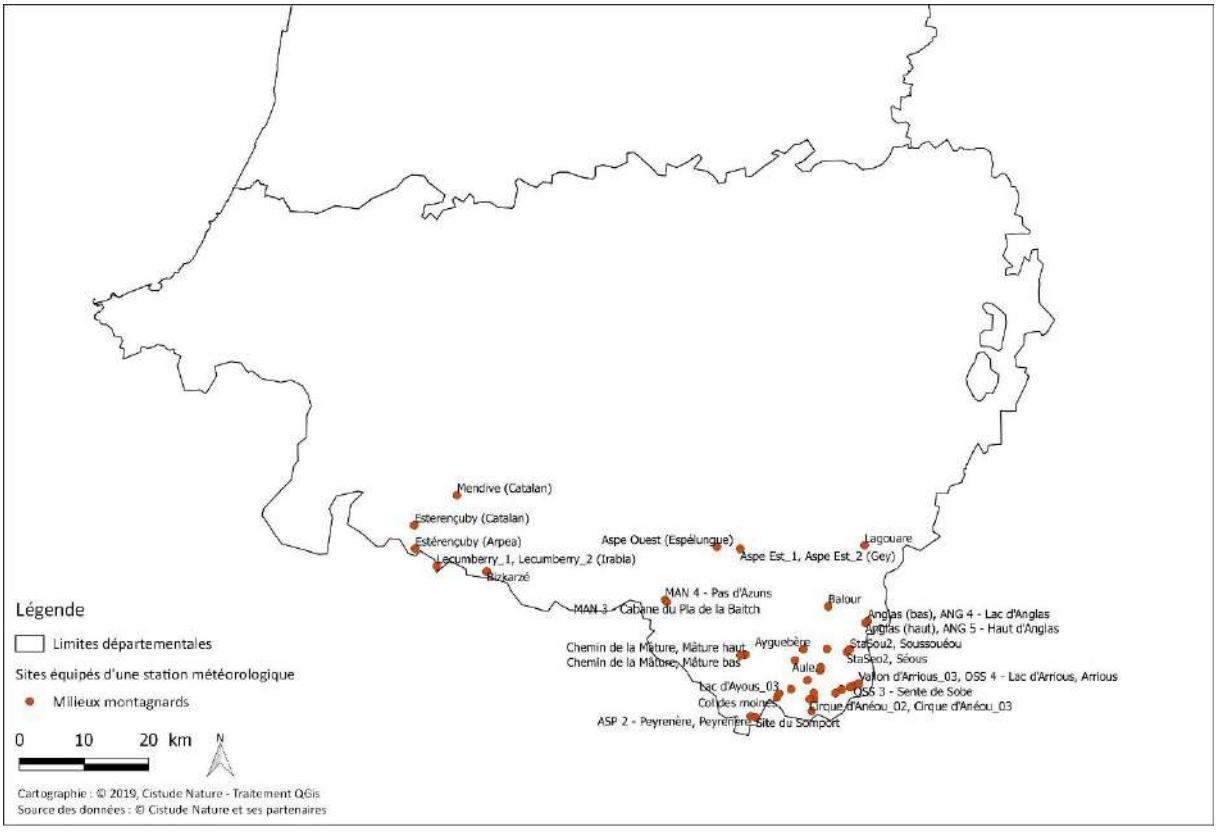
Sites équipés en station météorologique en 2019 par type de milieu.



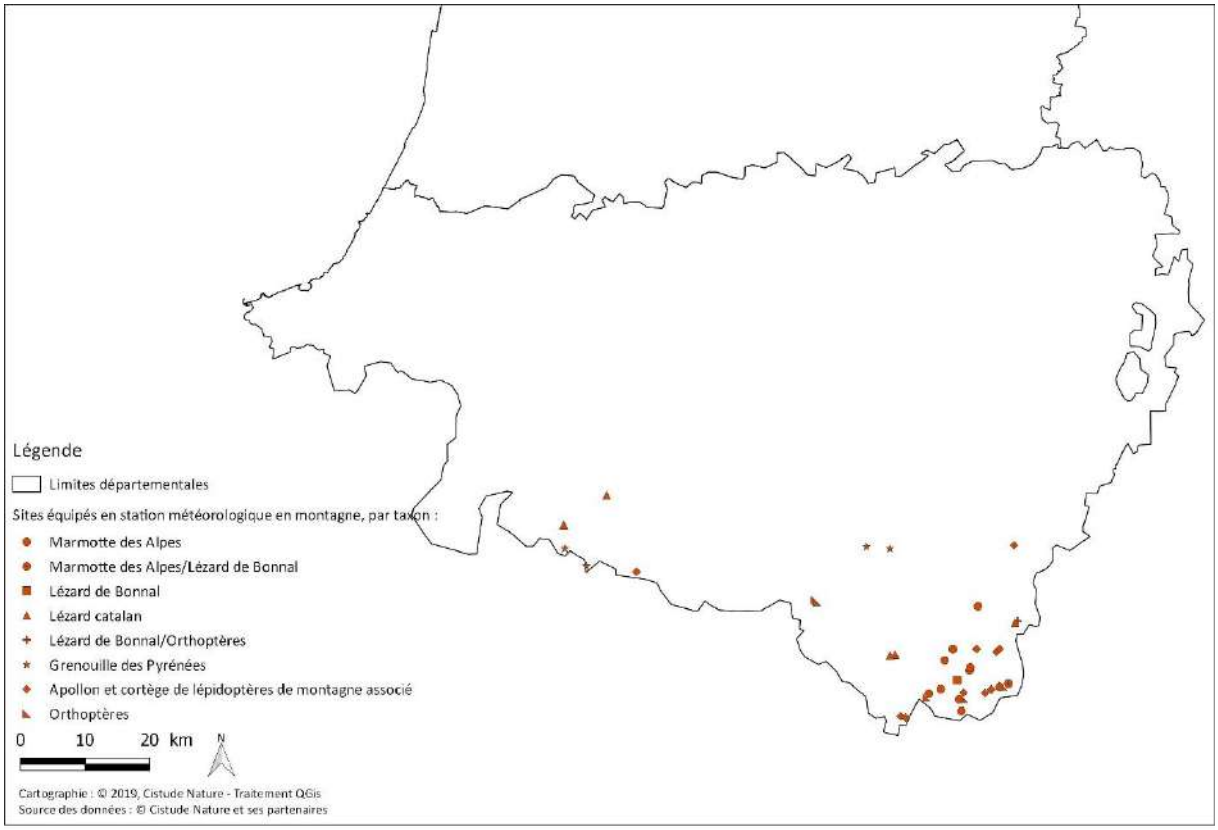
Sites équipés en station météorologique en 2019 en milieux dunaires, forestiers, humides et secs.



Sites équipés en station météorologique en 2019, par taxon, en milieux dunaires, forestiers, humides et secs.



Sites équipés en station météorologique en 2019 en milieux montagnards.



Sites équipés en station météorologique en 2019, par taxon, en milieux montagnards.

Annexe 3. Catalogue synthétique des forêts à Hêtre de Nouvelle-Aquitaine

Remarque : ce catalogue est tiré du travail de synthèse sur les végétations de Nouvelle-Aquitaine (Lafon *et al.*, 2020). Il s'agit d'une version partielle et provisoire permettant de donner un aperçu de la diversité des forêts à Hêtre et de leur structuration au sein des différentes unités de végétations. Une version finale et complète sera disponible ultérieurement (Romeyer *et al., in prep*.).

Carpino betuli – Fagetea sylvaticae Jakucs 1967

Fagetalia sylvaticae Tüxen *in* Barner 1931

Carpino betuli – Fagenalia sylvaticae (Scamoni & H. Passarge 1959) Bœuf & J.-M. Royer *in* Bœuf 2014

Carpino betuli – Fagion sylvaticae Bœuf, Renaux & J.-M. Royer *in* Bœuf 2011

Groupe d'associations du Nord-Ouest

Endymio non-scriptae – Fagetum sylvaticae **Durin, Géhu, Noirfalise & Sougnez 1967**

Rusco aculeati – Fagetum sylvaticae **Durin, Géhu, Noirfalise & Sougnez 1967**

Groupe d'associations du Centre-Ouest et Massif Central

Rubio peregrinae – Fagetum sylvaticae **Roisin 1967 nom. ined. (art. 1)**

Luzulo sylvaticae – Quercetum petraeae **J.-M. Royer & Thévenin in J.-M. Royer, Felzines, Misset & Thévenin 2006**

Polygonato multiflori – Fagetum sylvaticae **C. Roux in Thébaud, C. Roux, C.-E. Bernard & Delcoigne 2014**

Groupe d'associations du piémont pyrénéen

Androsaemo officinalis – Fagetum sylvaticae **B. Comps, J. Letouzey & Timbal 1980**

Pulmonario affinis – Fagetum sylvaticae **B. Comps, J. Letouzey & Timbal 1980**

Saniculo europaei – Carpinetum betuli **M. Gruber 1988**

Groupement à *Crataegus germanica* et *Fagus sylvatica* Romeyer, P. Lafon, Hover & R. David 2020

Fagenalia sylvaticae Rameau *ex* Bœuf & J.-M. Royer *in* Bœuf 2014

Fagion sylvaticae Luquet 1926

Scillo lilio-hyacinthi – Fagenion sylvaticae Oberd. *ex* Rivas Mart. 1973

Scillo lilio-hyacinthi – Fagetum sylvaticae **Braun-Blanq. ex O. Bolós 1957**

Luzulo sylvaticae – Fagetum sylvaticae **G. Cusset 1964**

Adoxo moschatellinae – Fagetum sylvaticae **Rivas Mart., Báscones, T.E. Díaz, Fern. Gonz. & Loidi 1991**

Cephalanthero damasonii – Fagenalia sylvaticae Rameau ex Bœuf & J.-M. Royer in Bœuf 2014

Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae Tüxen ex Willner 2002

Antherico ramosi – Fagenion sylvaticae

Aceri monspessulani – Fagetum sylvaticae **B. Comps, J. Letouzey & Timbal 1980**

Luzulo luzuloidis – Fagetalia sylvaticae Scamoni & H. Passarge 1959

Luzulo luzuloidis – Fagion sylvaticae W. Lohmeyer & Tüxen *in* Tüxen 1954

Ilici aquifolii – Fagenion sylvaticae (Braun-Blanq. 1967) Rivas Mart. 1973

Saxifrago hirsutae – Fagetum sylvaticae **Braun-Blanq. 1967**

Ilici aquifolii – Fagetum sylvaticae **Braun-Blanq. 1967**

Deschampsio flexuosae – Fagetum sylvaticae **(Lemée 1959) Cusset *ex* Thébaud, C. Roux, C.-E. Bernard & Delcoigne 2014**

Quercetea pubescentis Doing *ex* Scamoni & H. Passarge 1959

Querco petraeae – Carpinetalia betuli Moor ex Boeuf 2014

Carpinion betuli Issler 1931

Rusco aculeati – Carpinenion betuli Renaux, Timbal, Gauberville, Boeuf & Thébaud 2019

Rusco aculeati – Quercetum petraeae **Noirfalise ex Renaux, Timbal, Gauberville, Boeuf & Thébaud 2019**

Viburno lantanae – Quercetum petraeae **Lapraz 1963**

Pulmonario longifoliae – Carpinetum betuli **Lapraz ex Renaux, Timbal, Gauberville, Boeuf & Thébaud 2019**

Quercetea robori – petraeae Braun-Blanq. & Tüxen *ex* Braun-Blanq., Roussine & Nègre 1952

Quercetalia roboris Tüxen 1931

Quercion pyrenaicae Rivas Goday *ex* Rivas Mart. 1965

Quercenion robori – pyrenaicae (Braun-Blanq., P. Silva, Rozeira & Fontes 1956) Rivas Mart. 1975

Lonicero periclymeni – Quercetum petraeae **Lapraz 1963 *nom. corr.* Renaux, Timbal, Gauberville, Bœuf & Thébaud 2019**

Hyperico pulchri – Quercetum roboris **Rivas Mart., Báscones, T.E. Díaz, Fern. Gonz. & Loidi 1991**

Sorbo torminalis – Quercenion petraea Renaux, Timbal, Gauberville, Bœuf & Thébaud 2019

Peucedano gallici – Quercetum roboris **(P. Allorge & Gaume 1925) Braun-Blanq. 1967**

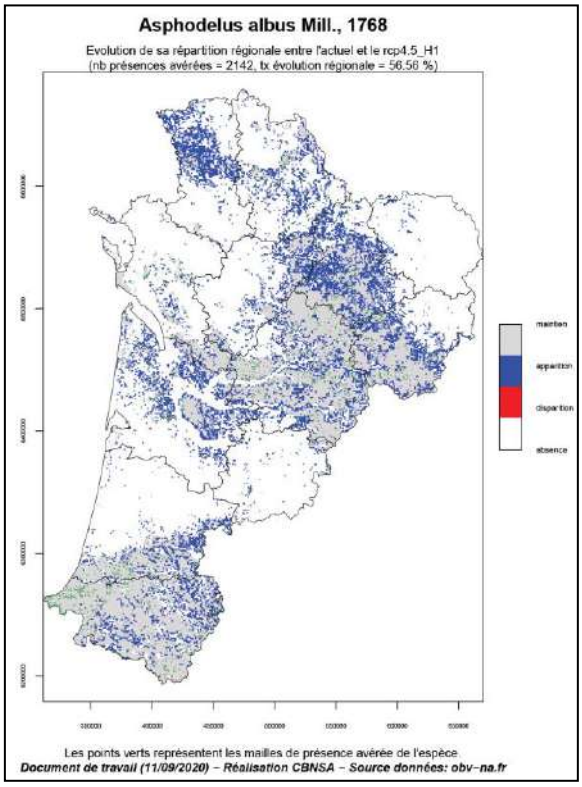
Quercion roboris **Malcuit 1929**

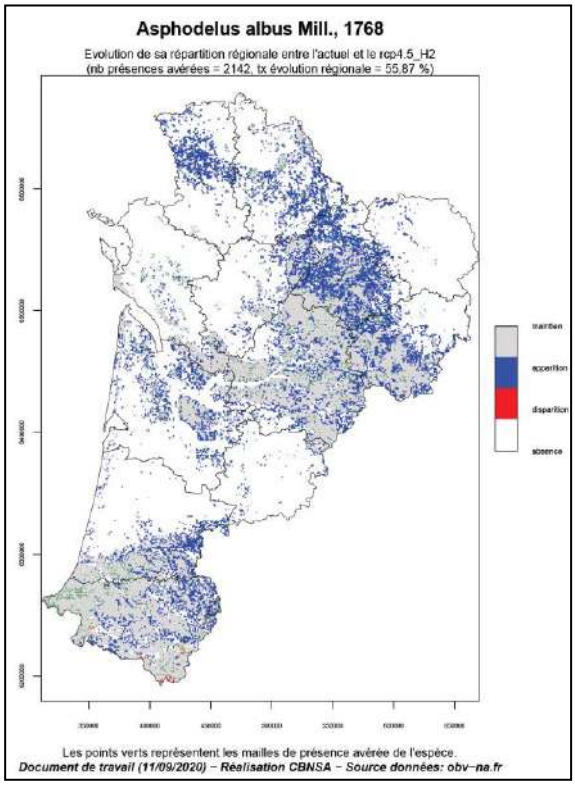
Ilici aquifolii – Quercenion petraeae **Rameau *ex* Renaux, Timbal, Gauberville, Bœuf & Thébaud 2019**

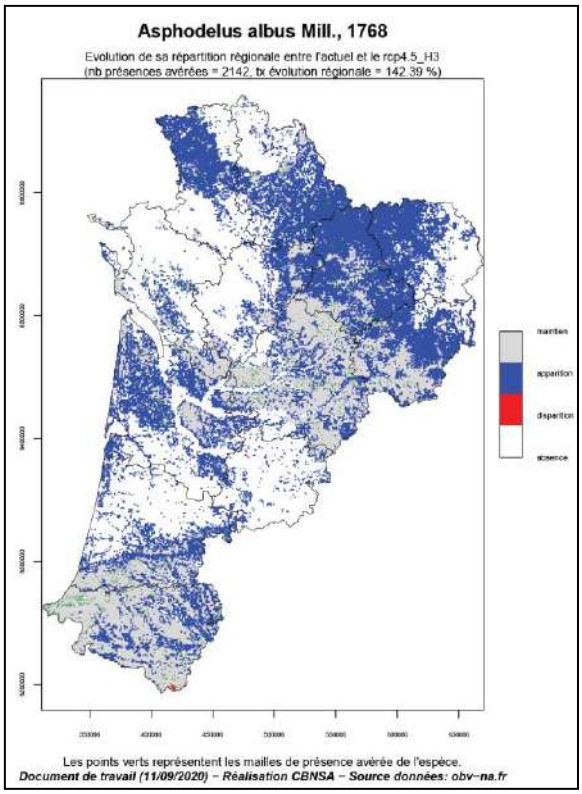
Vaccinio myrtilli – Quercetum petraeae **B. Clément, Gloaguen & Touffet 1975**

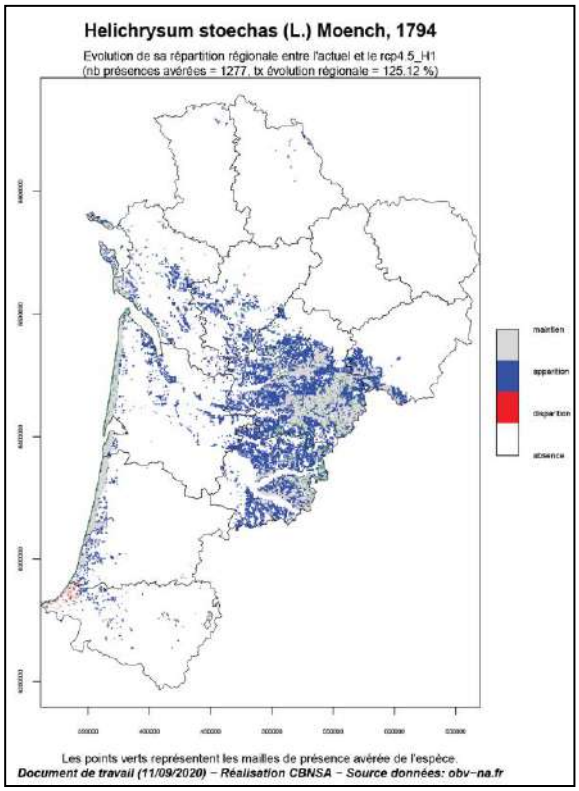
Teucrio scorodoniae – Fagetum sylvaticae **Billy ex Renaux, Le Hénaff, Choisnet & Seytre in Renaux, Le Hénaff & Choisnet 2015**

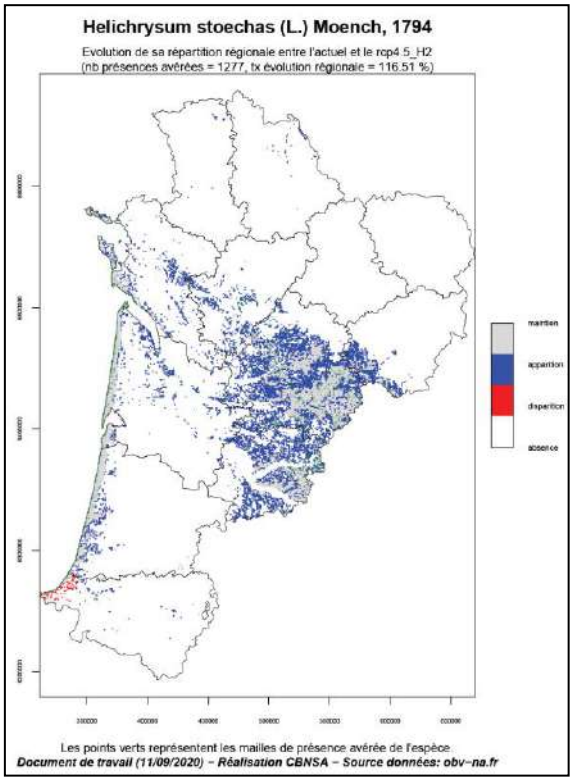
Annexe 4. Exemples de cartes d'évolution chorologique des espèces végétales

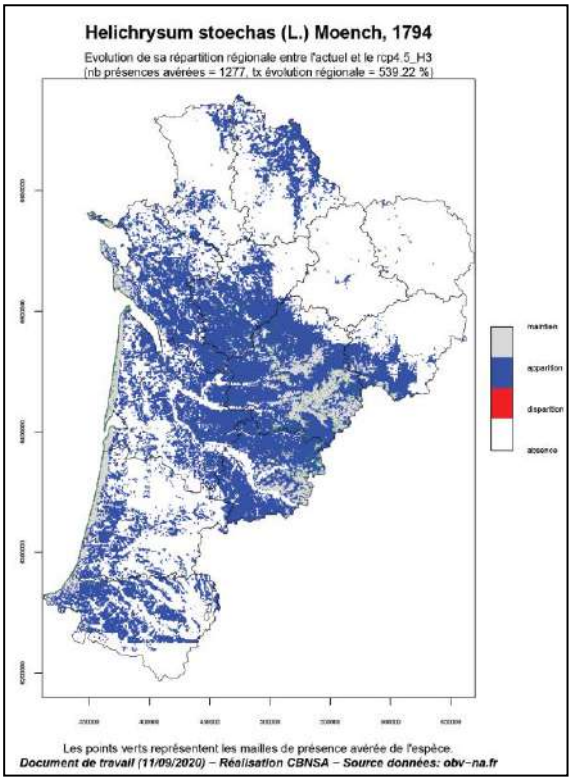


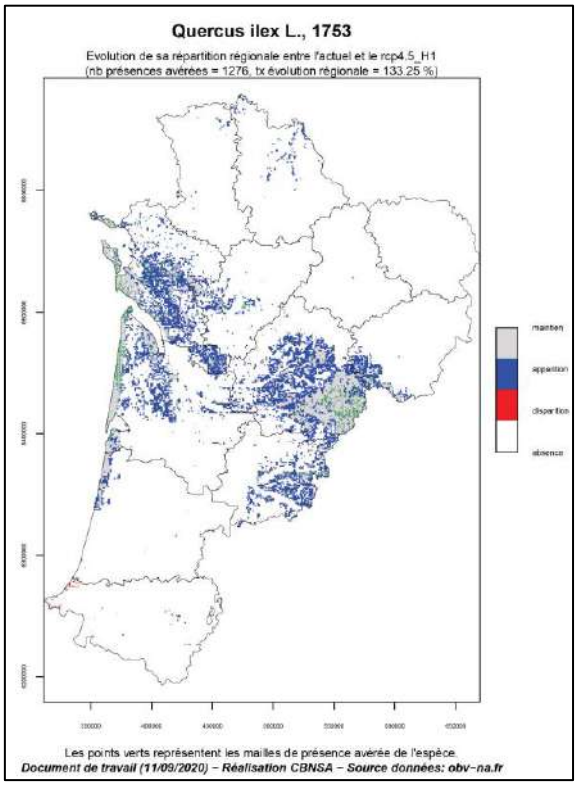


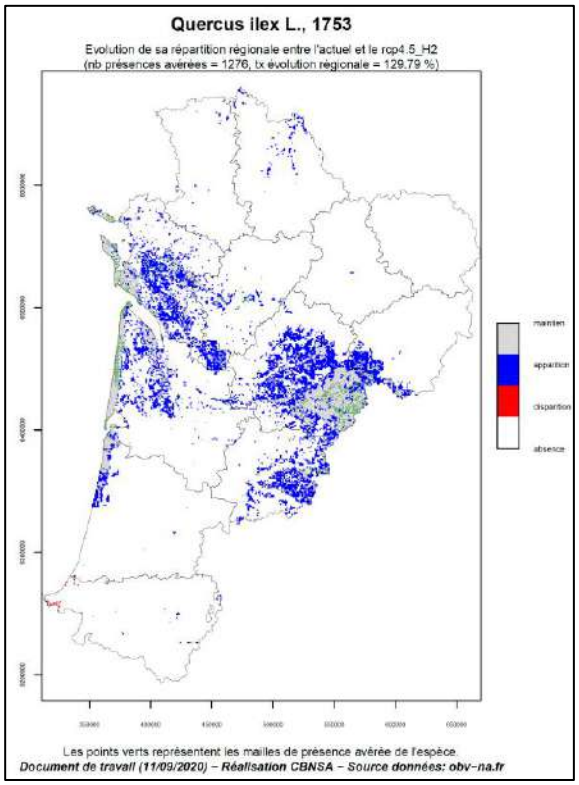


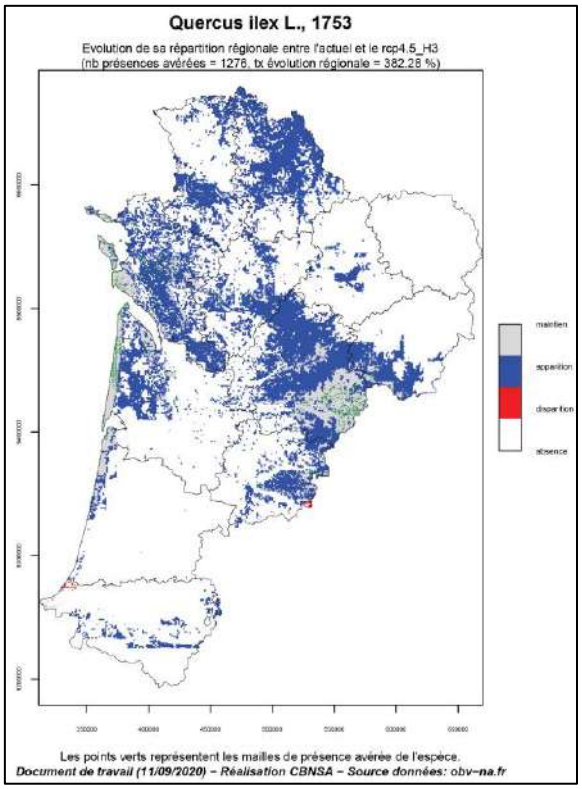


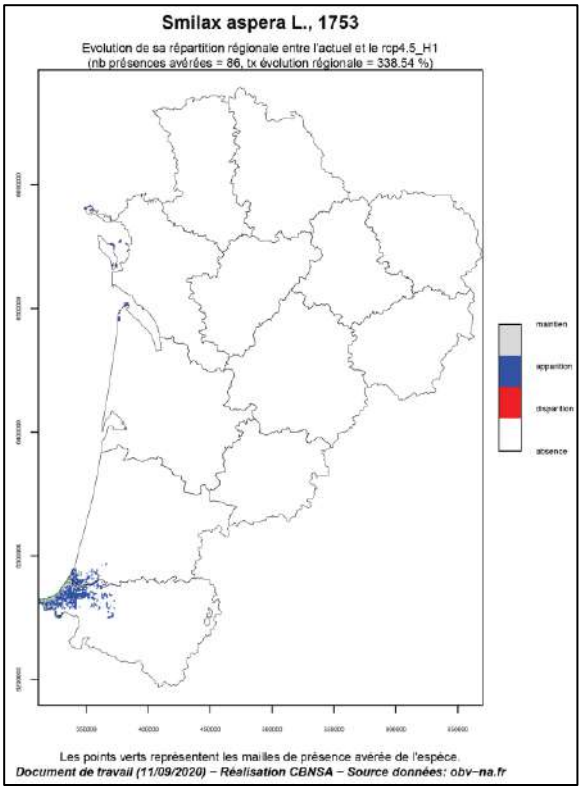

Helichrysum stoechas (L.) Moench, 1794
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 1277, tx évolution régionale = 116.51 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

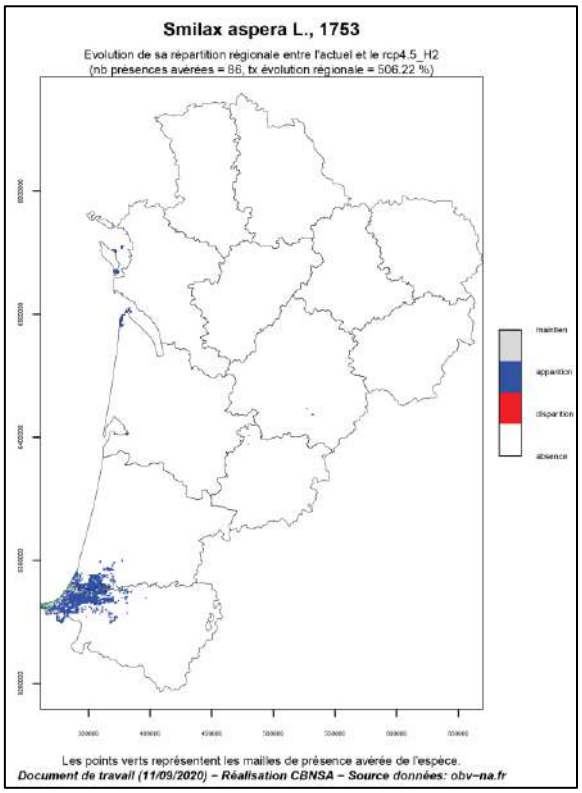

Helichrysum stoechas (L.) Moench, 1794
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 1277, tx évolution régionale = 539.22 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

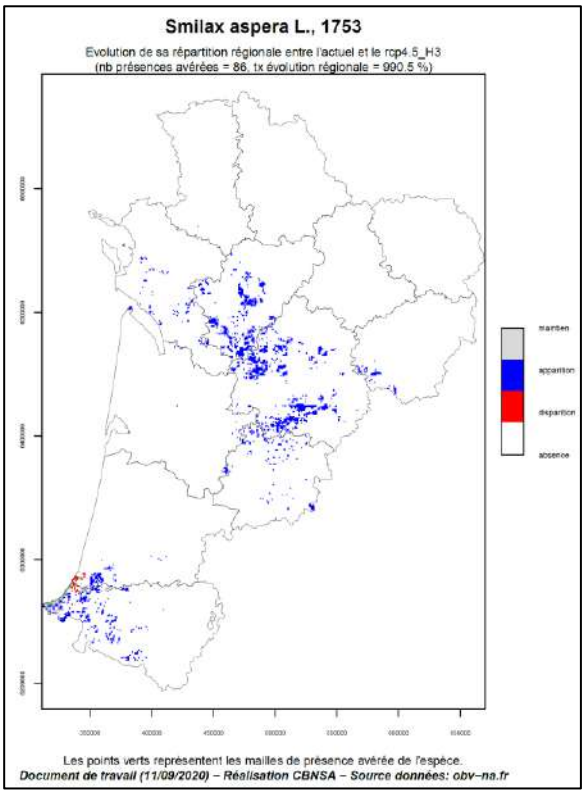

Quercus ilex L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 1276, tx évolution régionale = 133.25 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

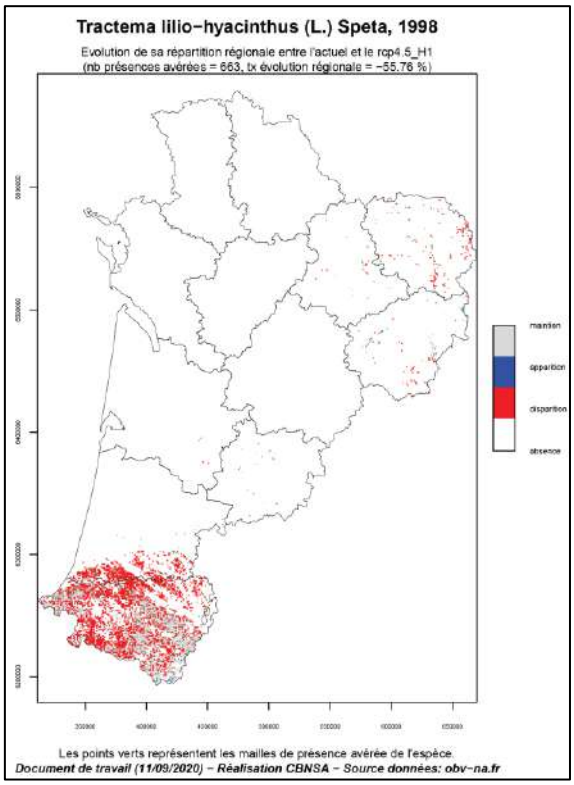

Quercus ilex L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 1276, tx évolution régionale = 129.79 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

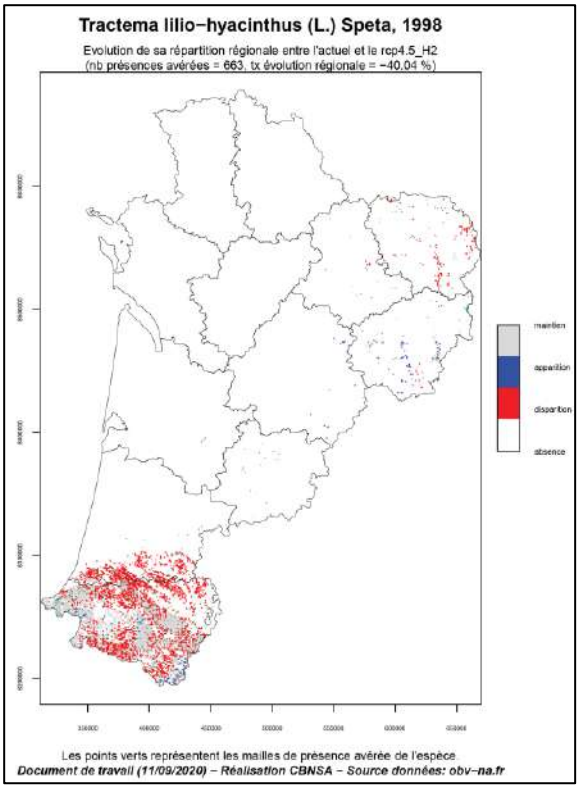

Quercus ilex L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 1276, tx évolution régionale = 382.28 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

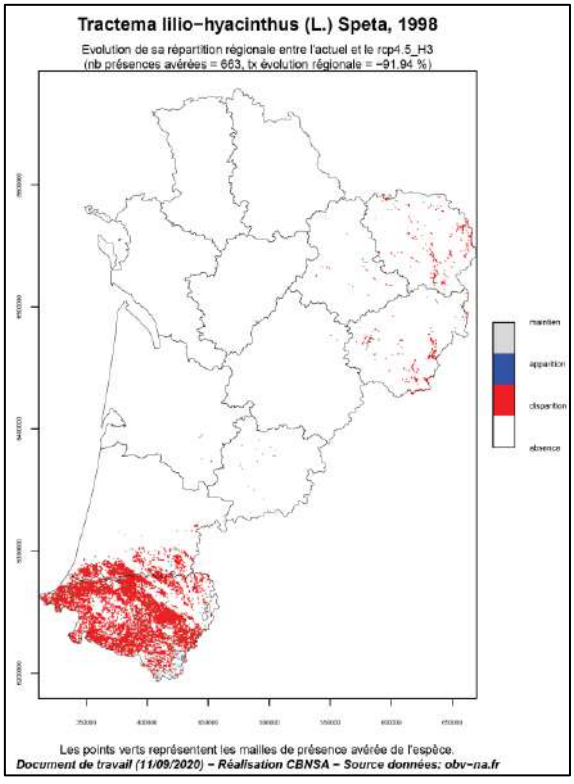

Smilax aspera L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 86, tx évolution régionale = 338.54 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

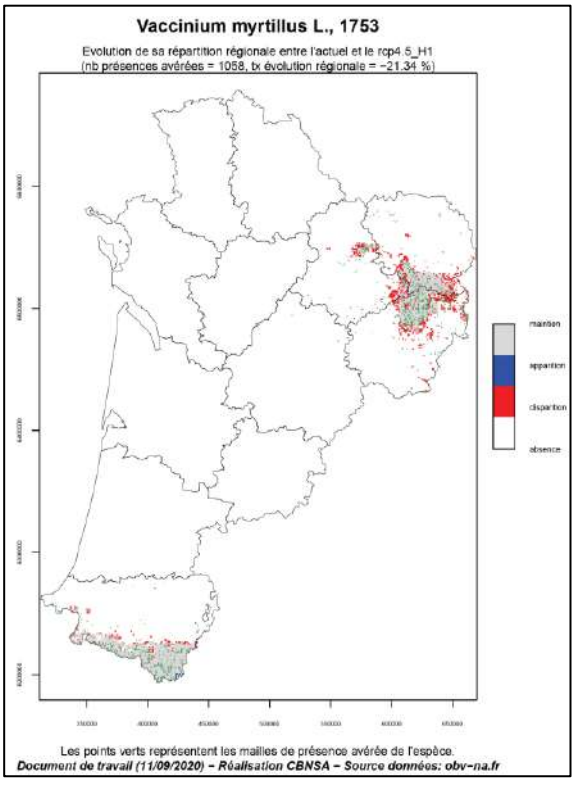

Smilax aspera L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 86, tx évolution régionale = 506.22 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

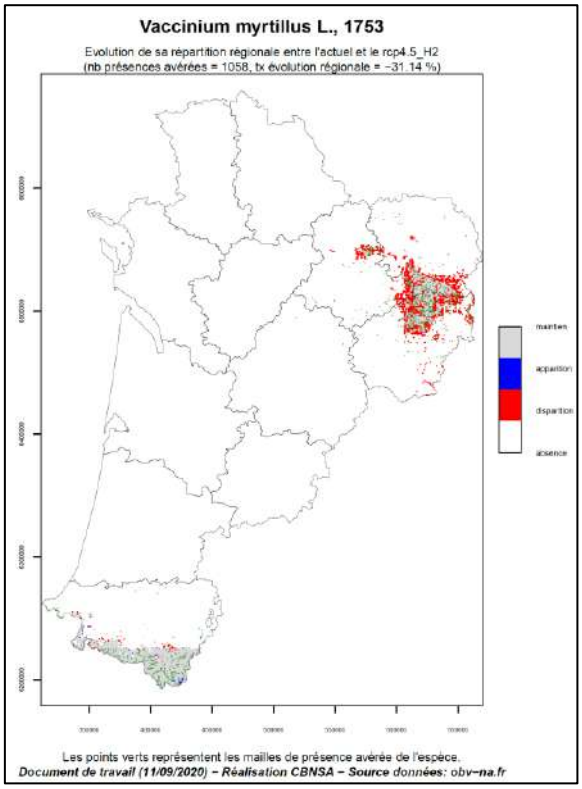

Smilax aspera L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 86, tx évolution régionale = 990.5 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

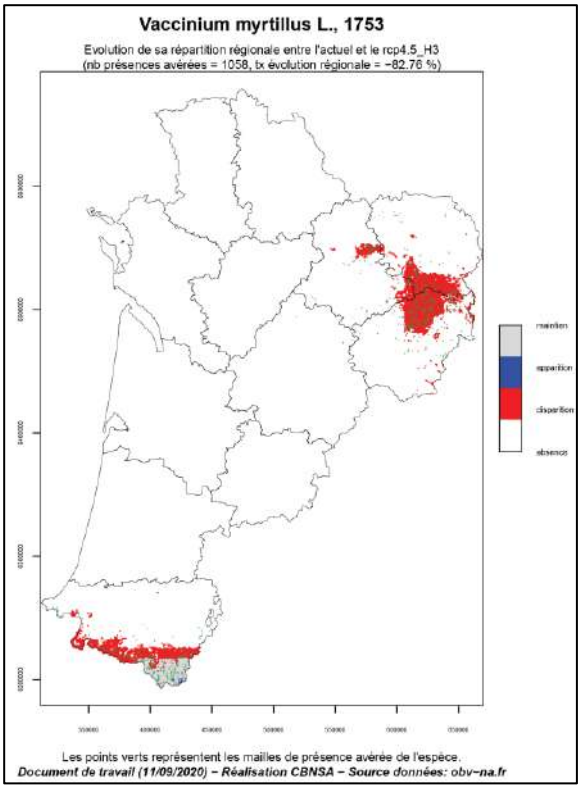

Tractema lilio-hyacinthus (L.) Speta, 1998
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 663, tx évolution régionale = -55.76 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

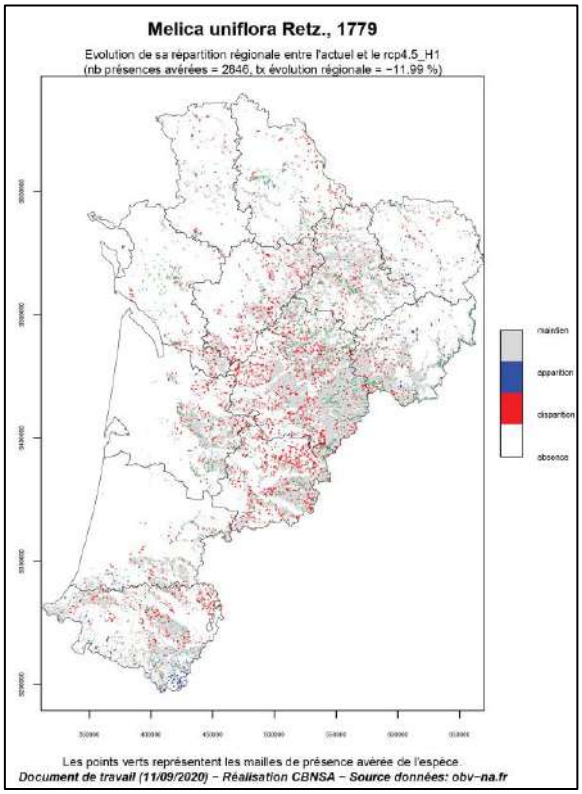

Tractema lilio-hyacinthus (L.) Speta, 1998
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 663, tx évolution régionale = -40.04 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

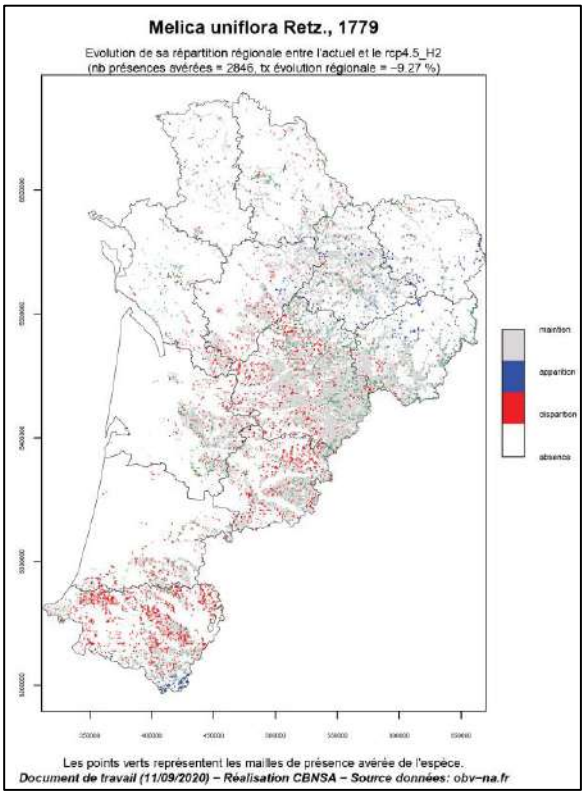

Tractema lilio-hyacinthus (L.) Speta, 1998
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 663, tx évolution régionale = -91.94 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

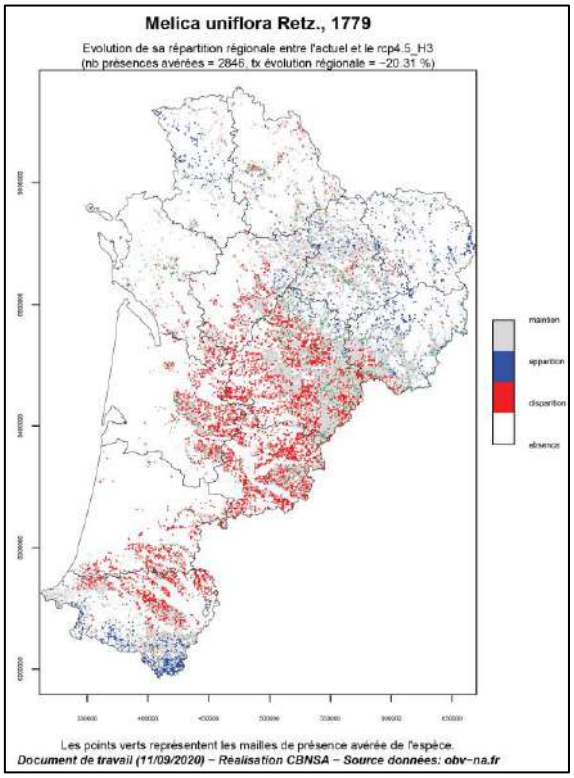

Vaccinium myrtillus L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 1058, tx évolution régionale = -21.34 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

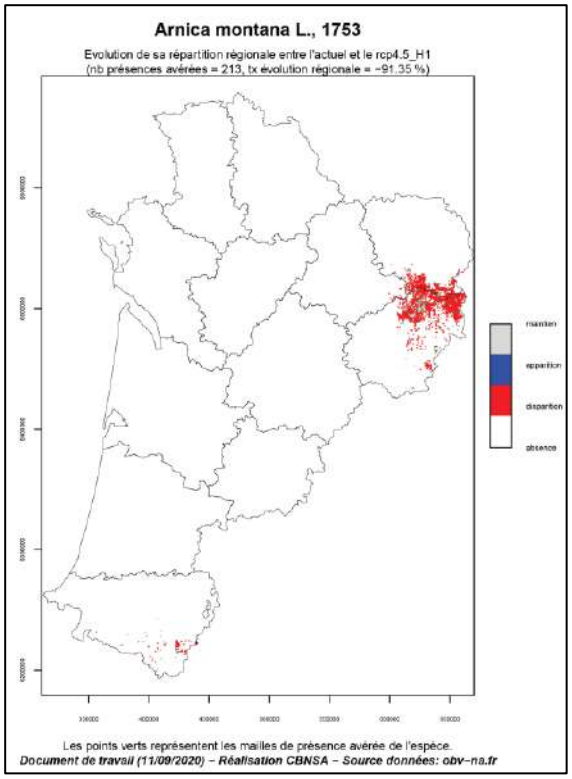

Vaccinium myrtillus L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 1058, tx évolution régionale = −31.14 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

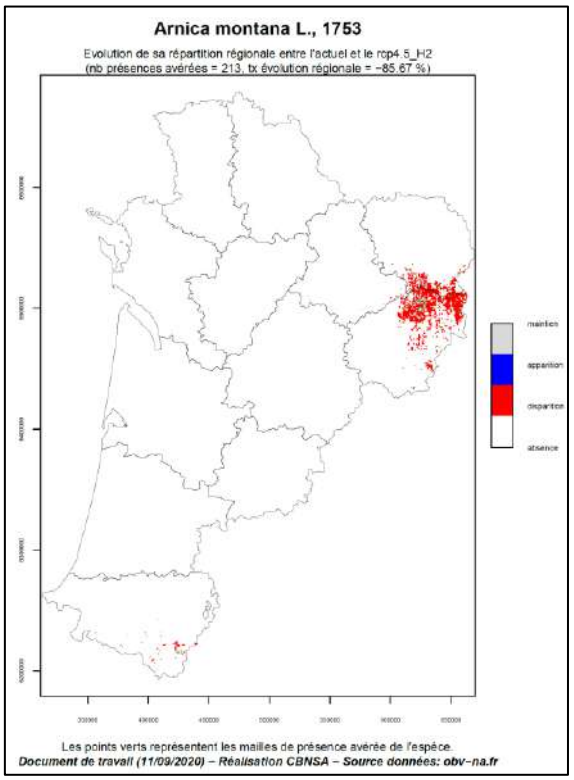

Vaccinium myrtillus L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 1058, tx évolution régionale = −82.76 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

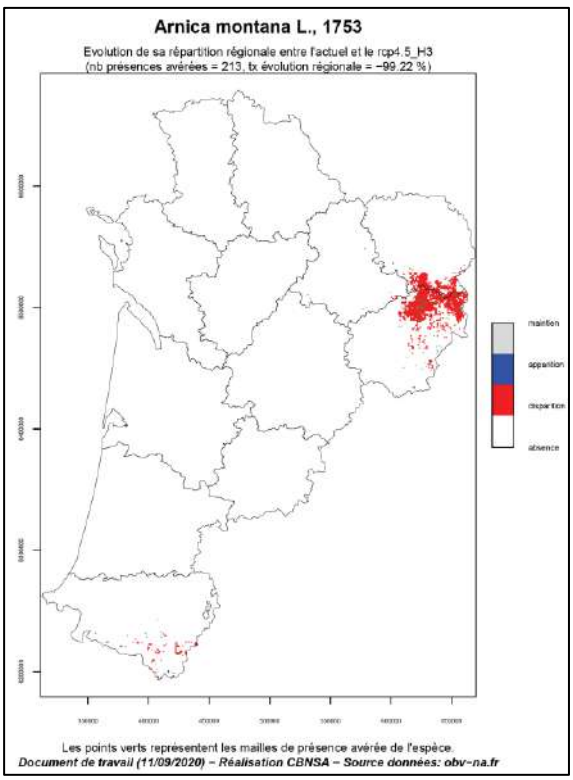

Melica uniflora Retz., 1779
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 2846, tx évolution régionale = −11.99 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

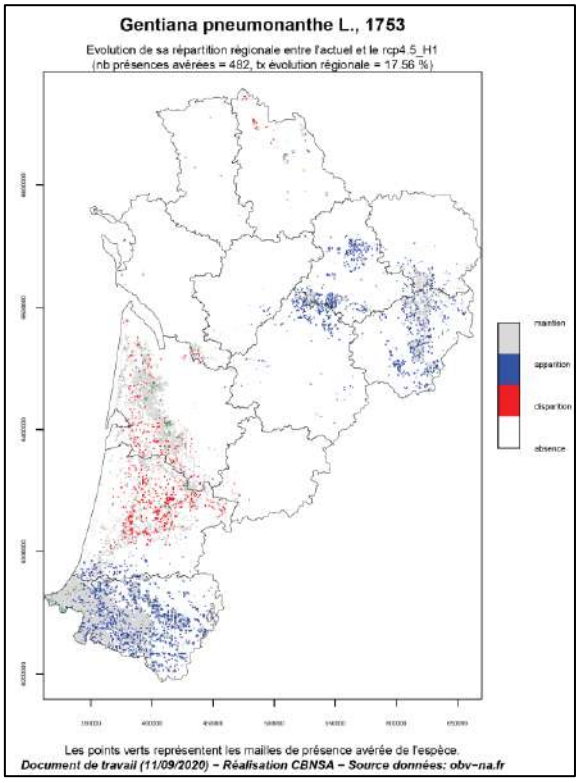

Melica uniflora Retz., 1779
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 2846, tx évolution régionale = −9.27 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

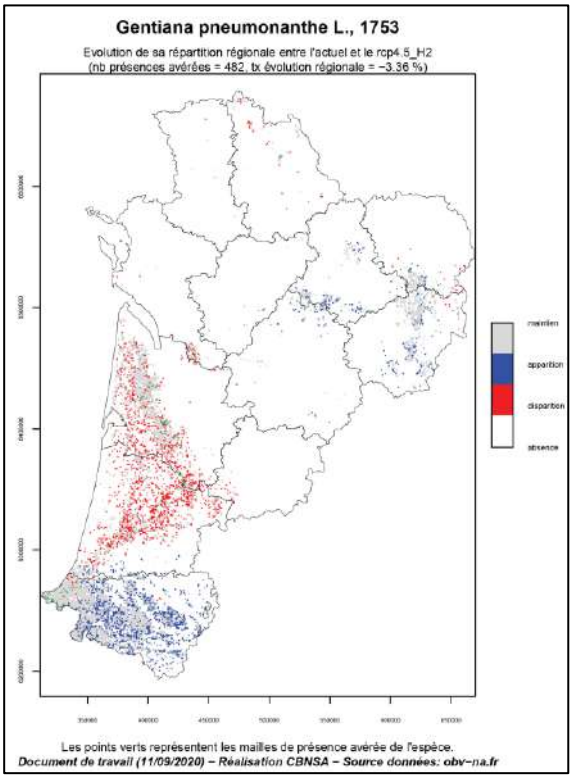

Melica uniflora Retz., 1779
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 2846, tx évolution régionale = -20.31 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

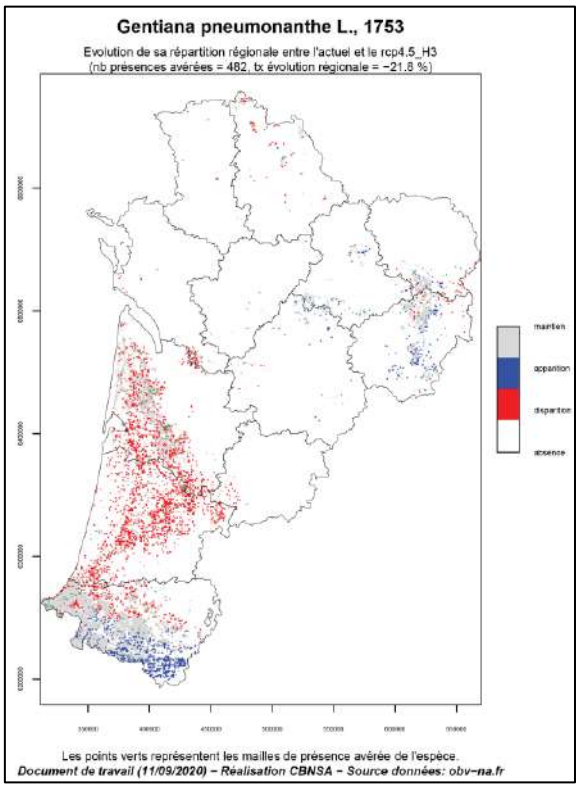

Arnica montana L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 213, tx évolution régionale = -91.35 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

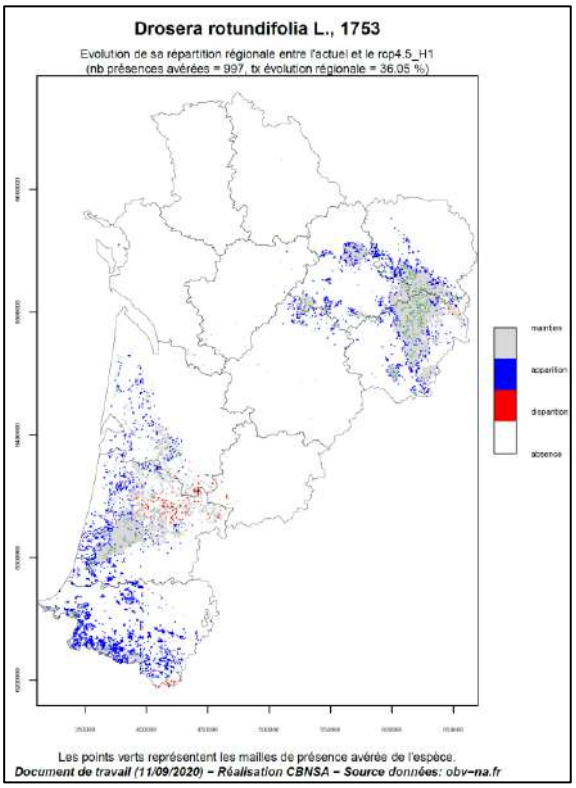

Arnica montana L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 213, tx évolution régionale = -85.67 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

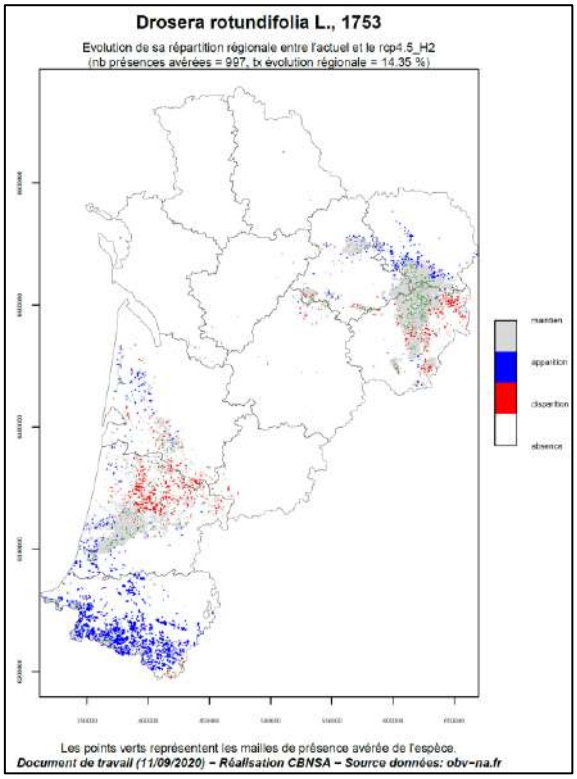

Arnica montana L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 213, tx évolution régionale = -99.22 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

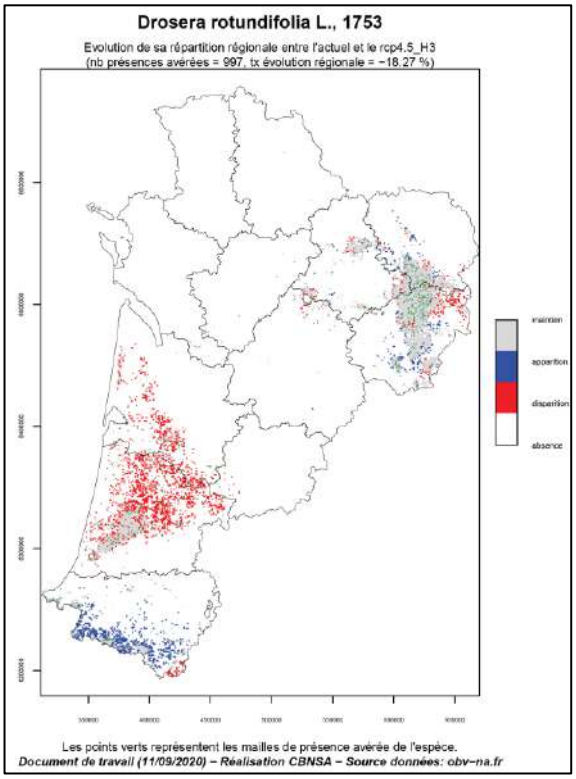

Gentiana pneumonanthe L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 482, tx évolution régionale = 17.56 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

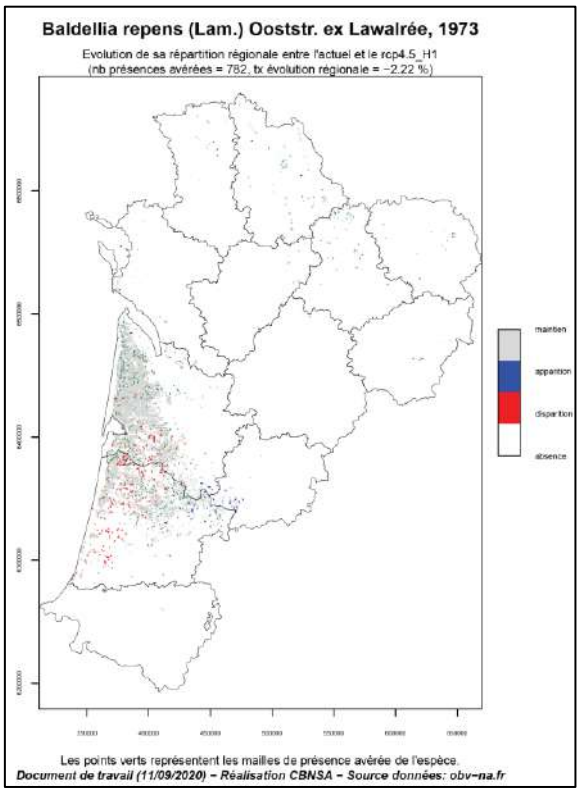

Gentiana pneumonanthe L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 482, tx évolution régionale = -3.36 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

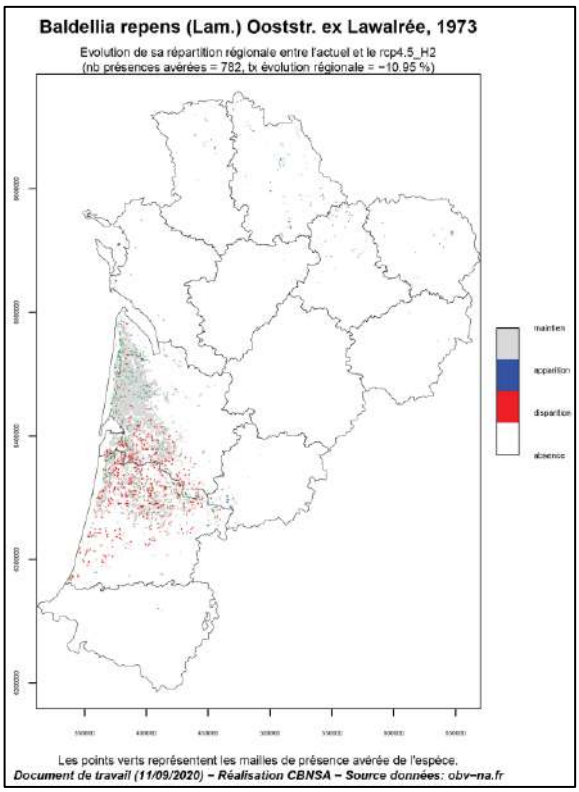

Gentiana pneumonanthe L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 482, tx évolution régionale = -21.8 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

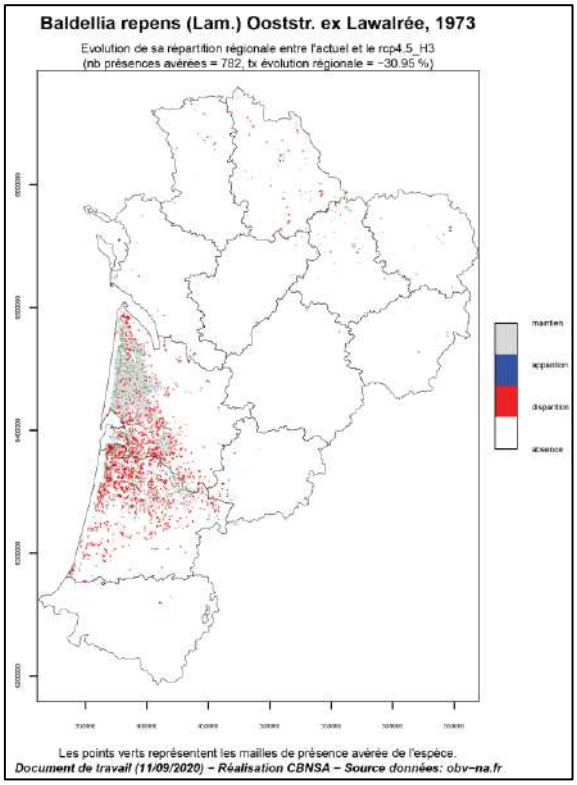

Drosera rotundifolia L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 997, tx évolution régionale = 36.05 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

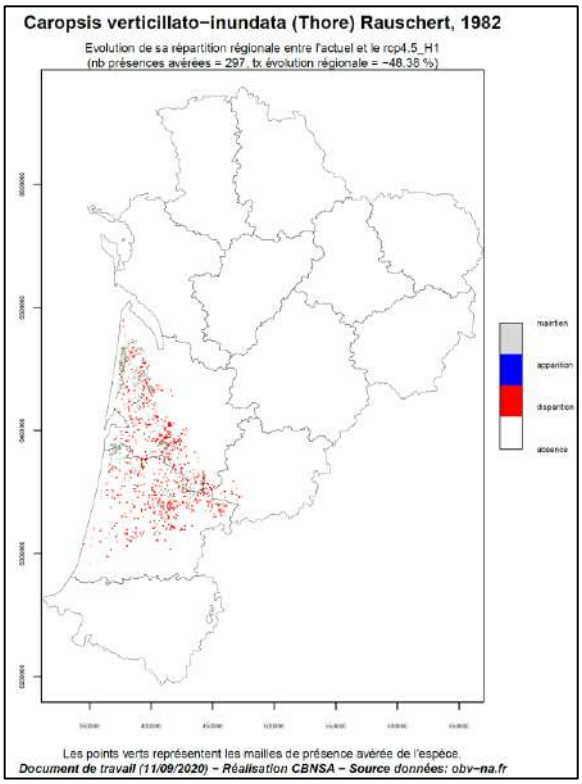

Drosera rotundifolia L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 997, tx évolution régionale = 14.35 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

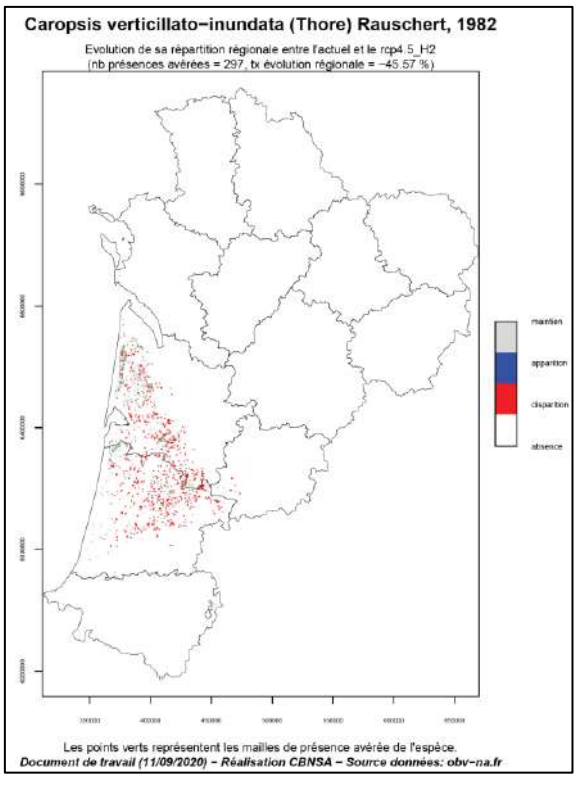

Drosera rotundifolia L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 997, tx évolution régionale = −18.27 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

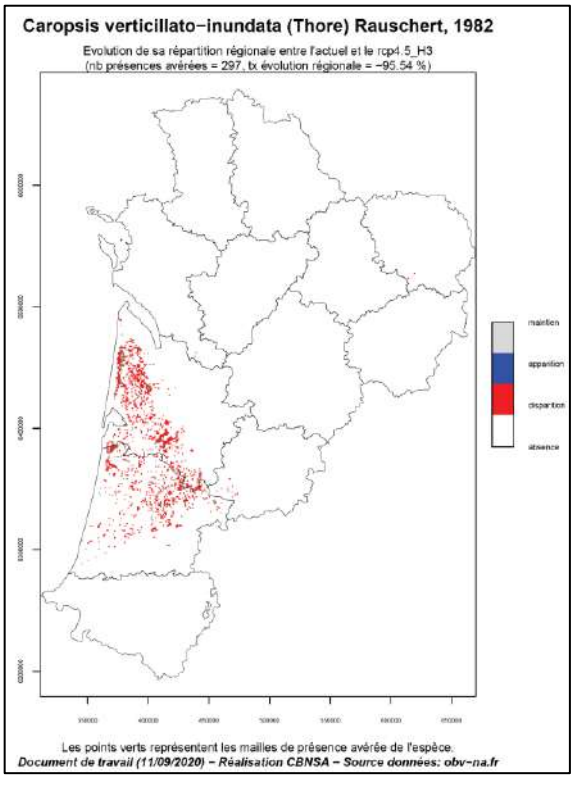

Baldellia repens (Lam.) Ooststr. ex Lawalrée, 1973
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 782, tx évolution régionale = −2.22 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

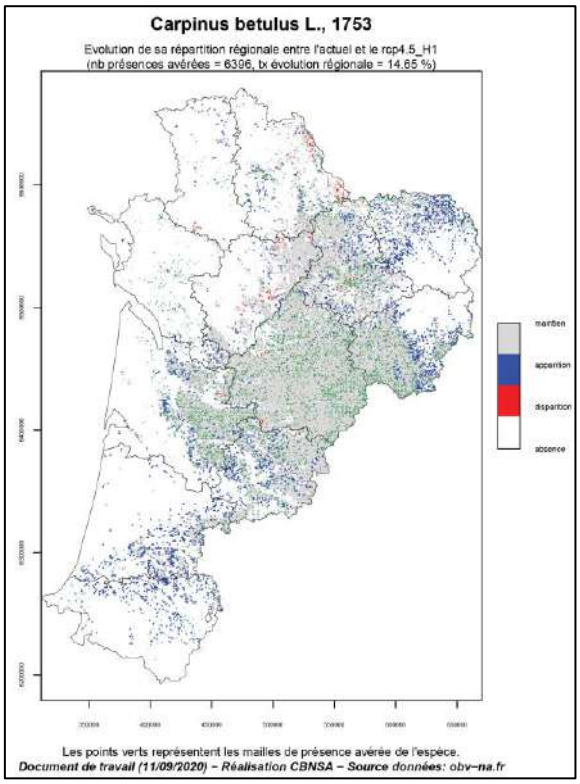

Baldellia repens (Lam.) Ooststr. ex Lawalrée, 1973
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 782, tx évolution régionale = −10.95 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

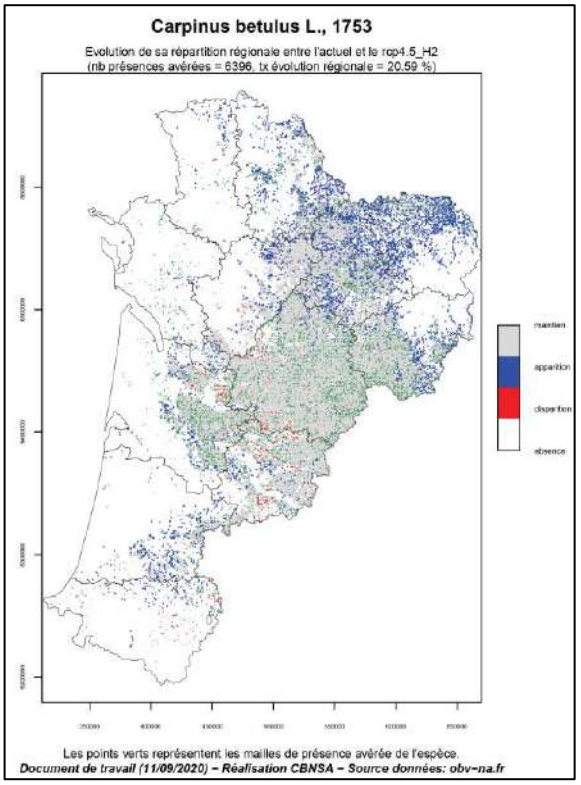

Baldellia repens (Lam.) Ooststr. ex Lawalrée, 1973
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 782, tx évolution régionale = −30.95 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

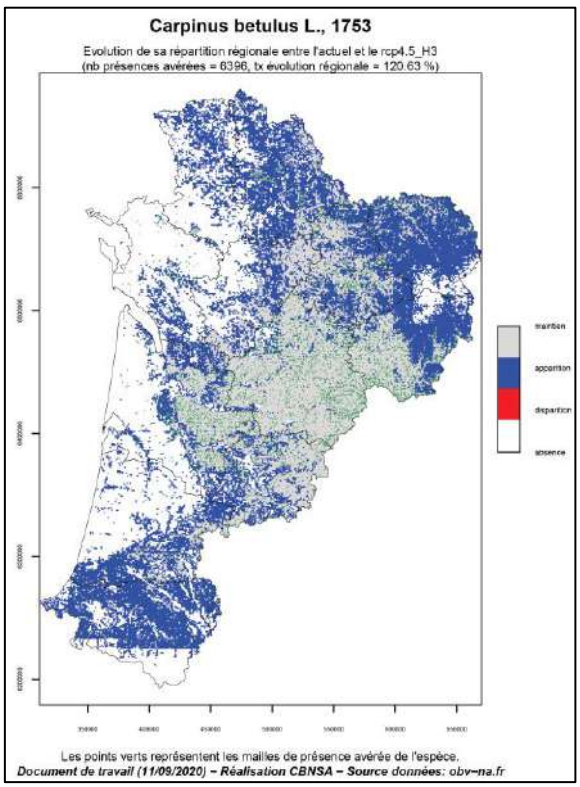

Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 297, tx évolution régionale = −48.38 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

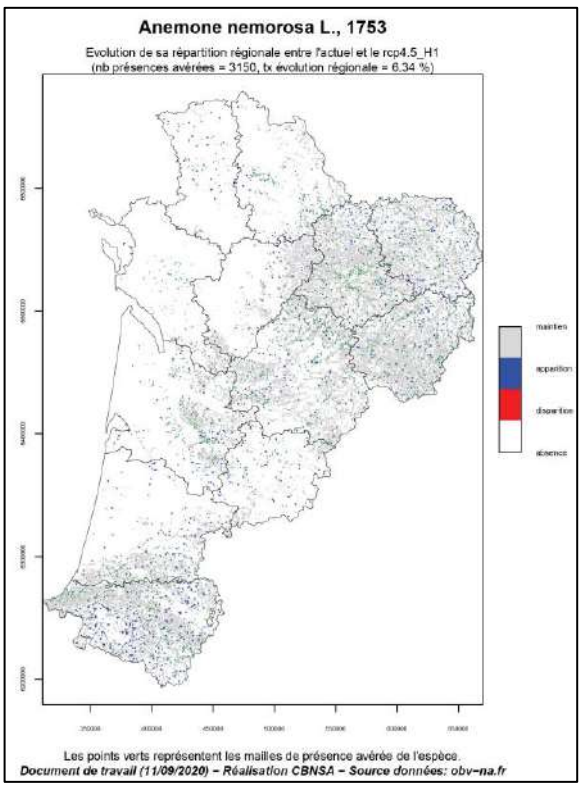

Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 297, tx évolution régionale = −45.57 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

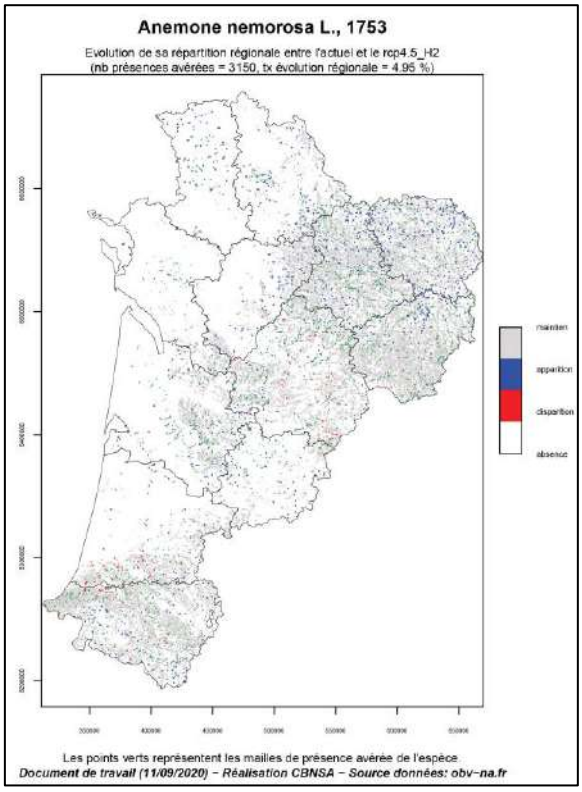

Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 297, tx évolution régionale = −95.54 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

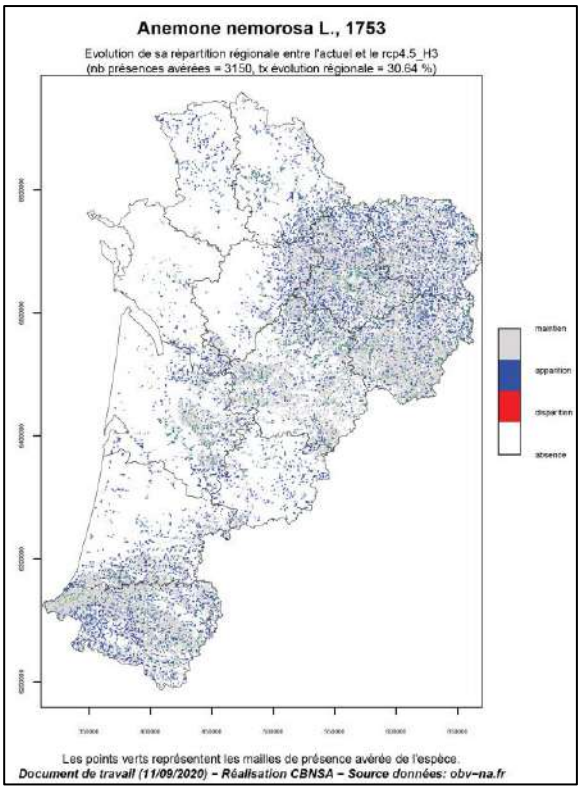

Carpinus betulus L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 6396, tx évolution régionale = 14.65 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr


Carpinus betulus L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 6396, tx évolution régionale = 20.59 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

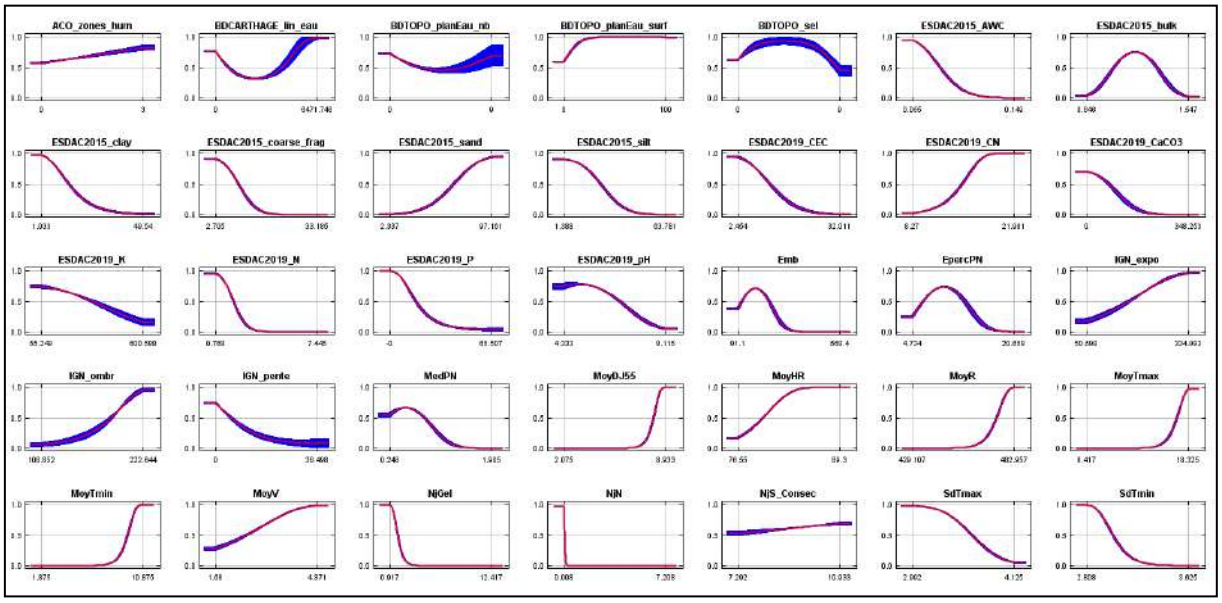

Carpinus betulus L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 6396, tx évolution régionale = 120.63 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr


Anemone nemorosa L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H1
(nb présences avérées = 3150, tx évolution régionale = 6.34 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

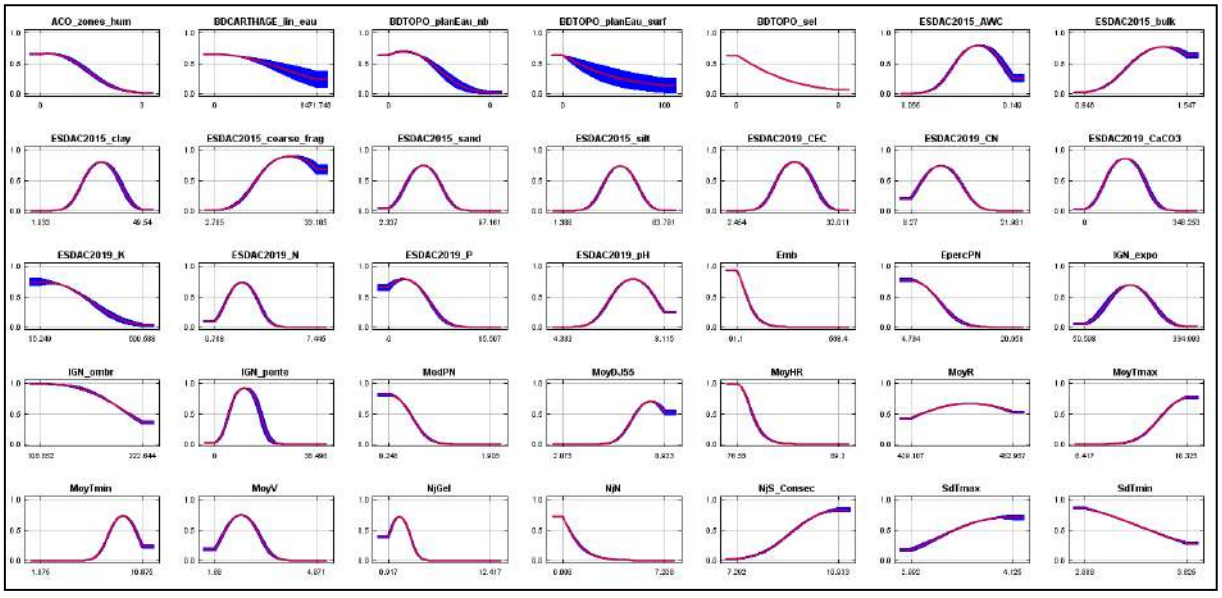

Anemone nemorosa L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H2
(nb présences avérées = 3150, tx évolution régionale = 4.95 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr


Anemone nemorosa L., 1753
Evolution de sa répartition régionale entre l'actuel et le rcp4.5_H3
(nb présences avérées = 3150, tx évolution régionale = 30.64 %)
maintien
apparition
disparition
absence
Les points verts représentent les mailles de présence avérée de l'espèce.
Document de travail (11/09/2020) – Réalisation CBNSA – Source données: obv-na.fr

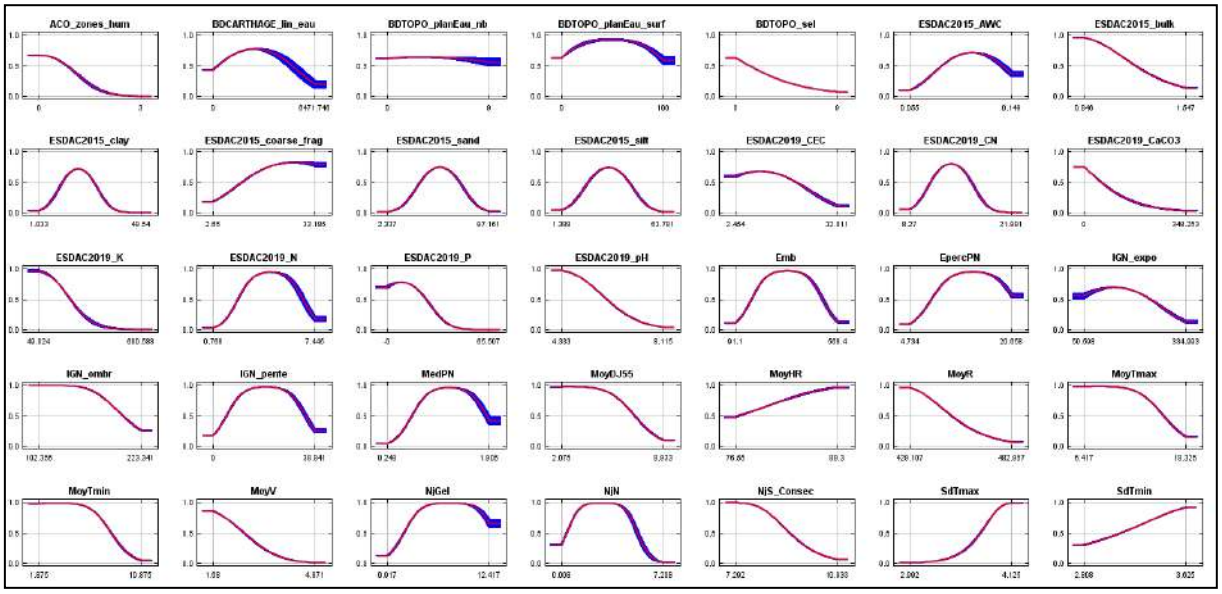
Annexe 5. Courbes de réponses des espèces végétales pour les 35 variables environnementales sélectionnées



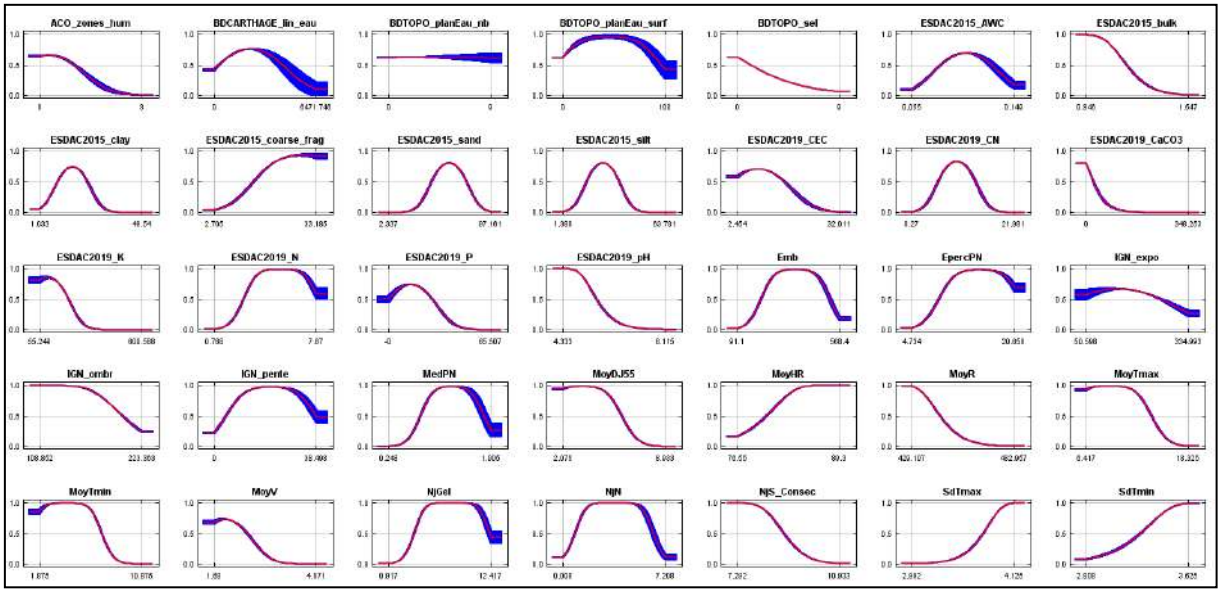
Courbes de réponse aux variables environnementales pour *Arbutus unedo*



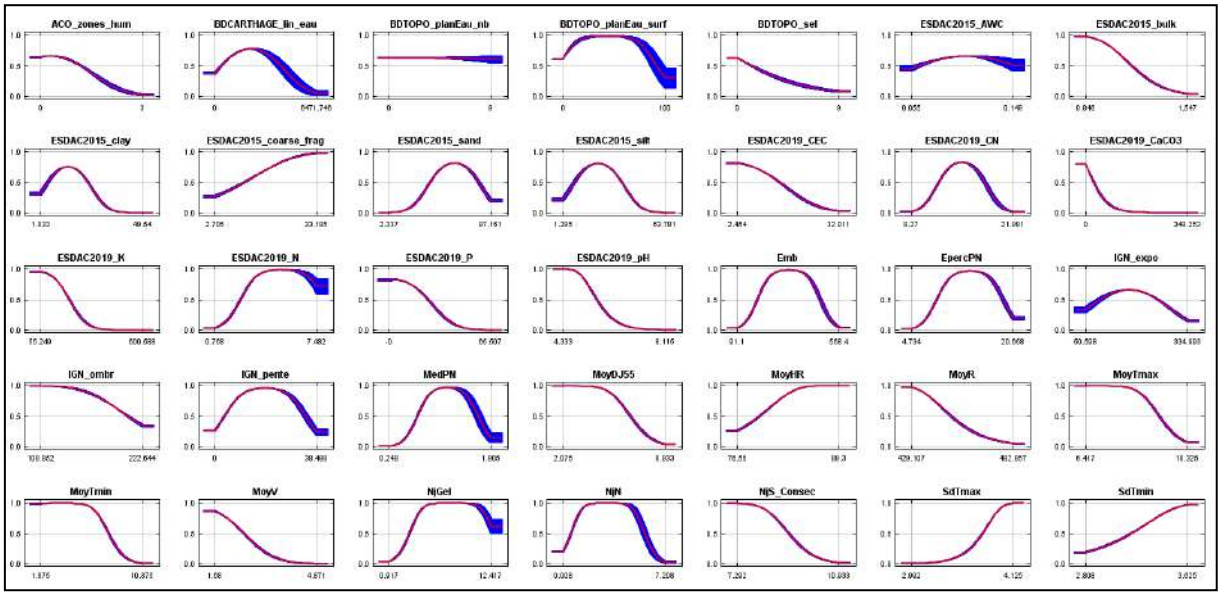
Courbes de réponse aux variables environnementales pour *Fumana procumbens*



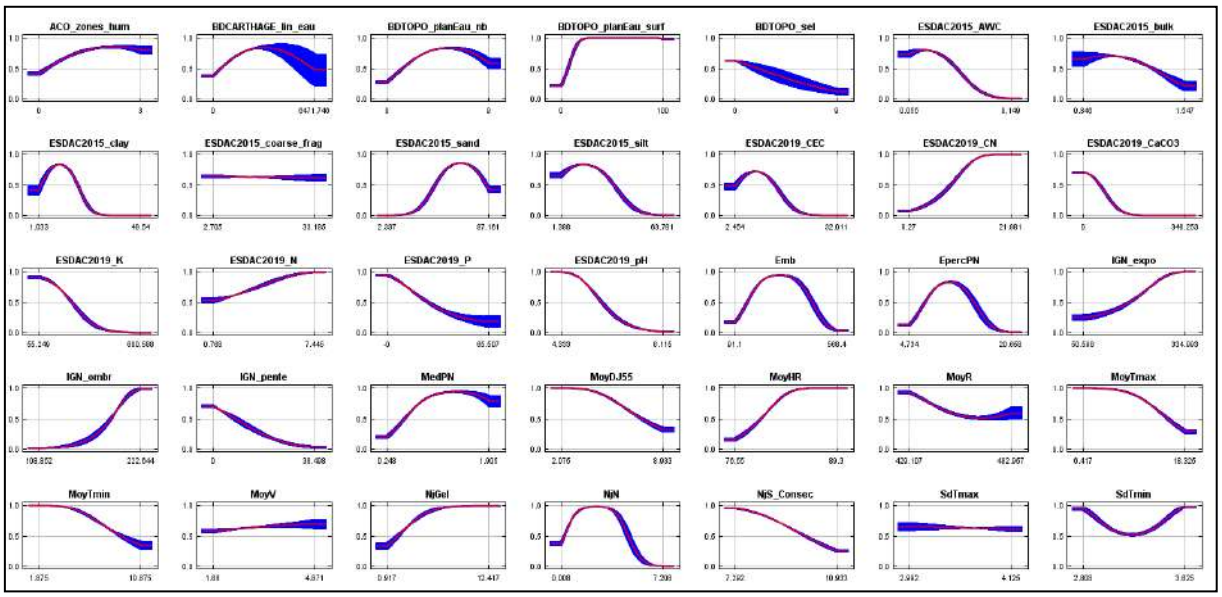
Courbes de réponse aux variables environnementales pour *Fagus sylvatica*



Courbes de réponse aux variables environnementales pour *Nardus stricta*

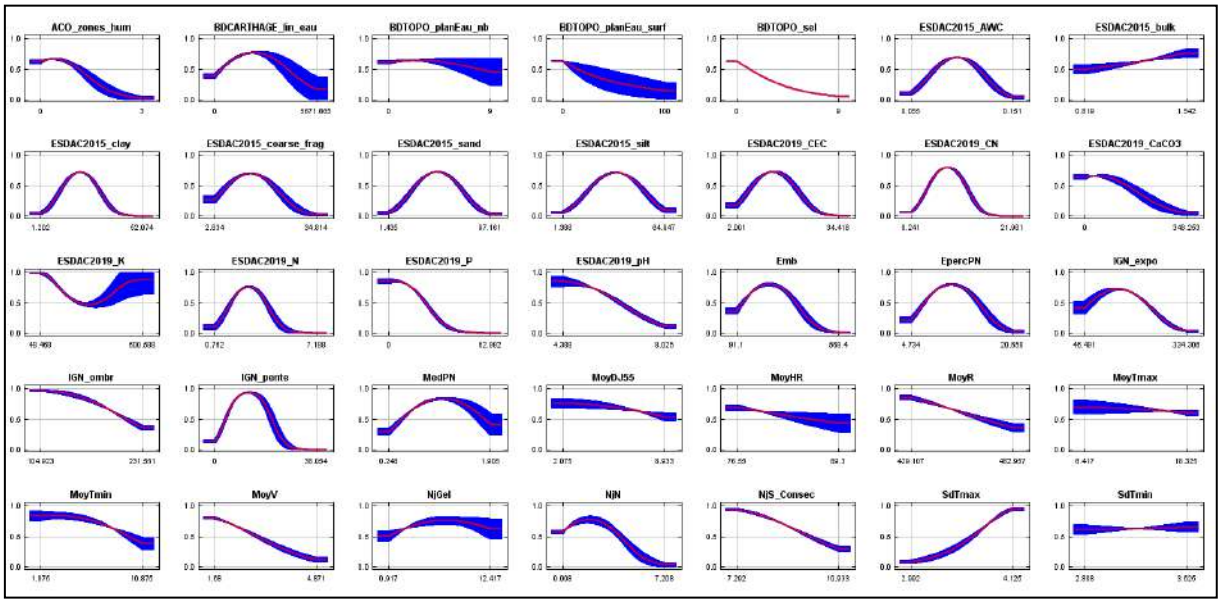


Courbes de réponse aux variables environnementales pour *Carex echinata*

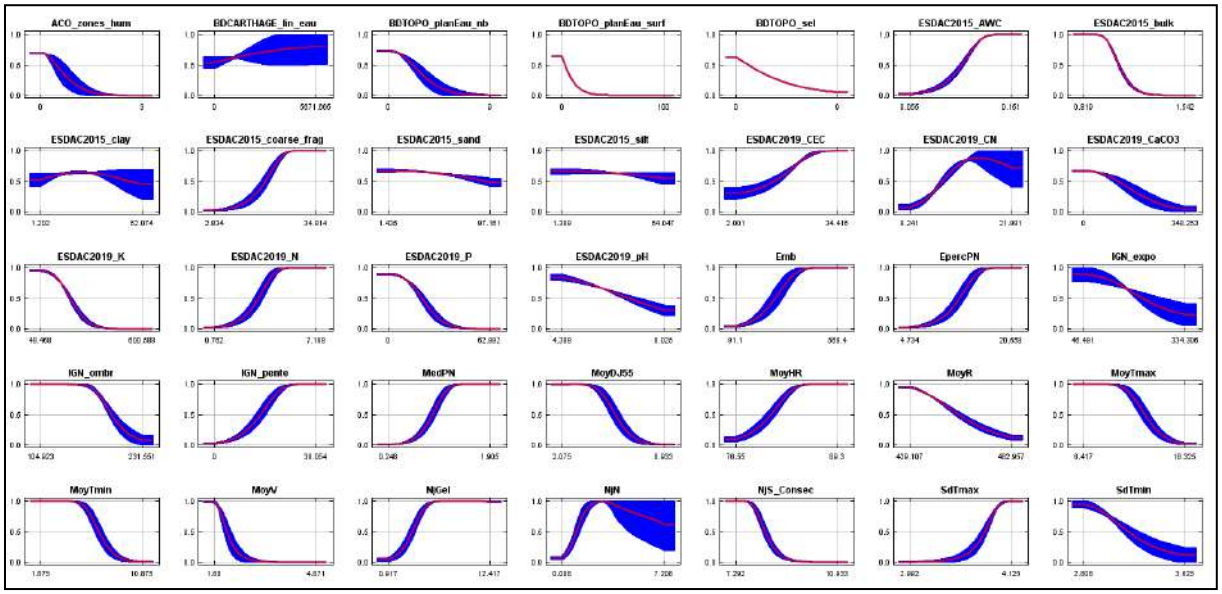


Courbes de réponse aux variables environnementales pour *Littorella uniflora*

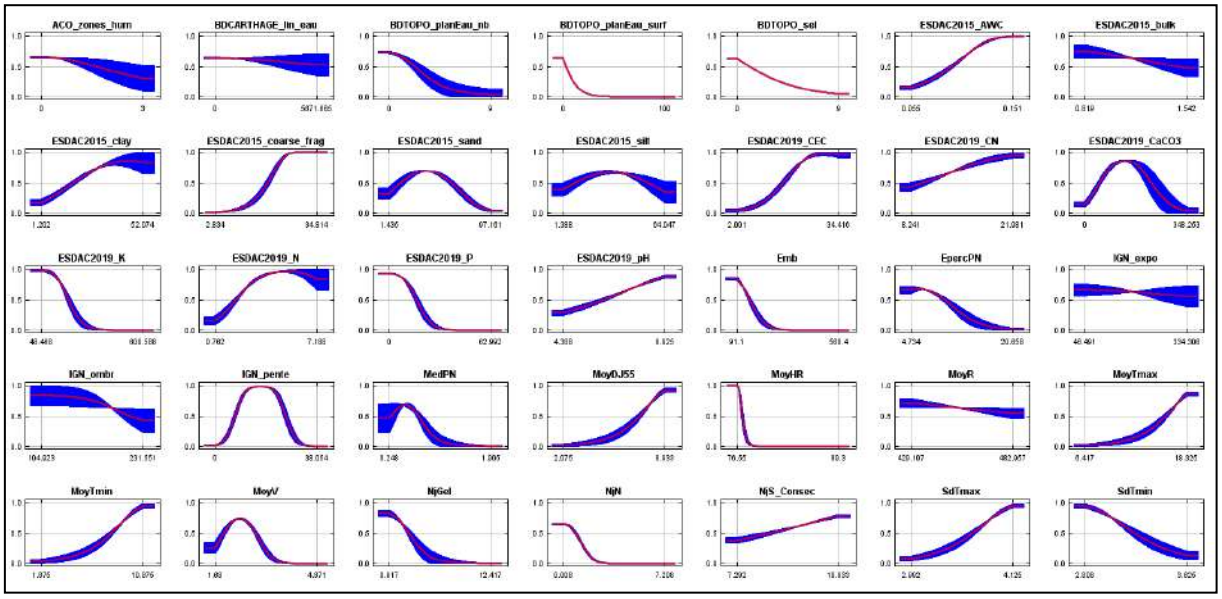
Annexe 6. Courbes de réponses des végétations à Hêtre pour les 35 variables environnementales sélectionnées



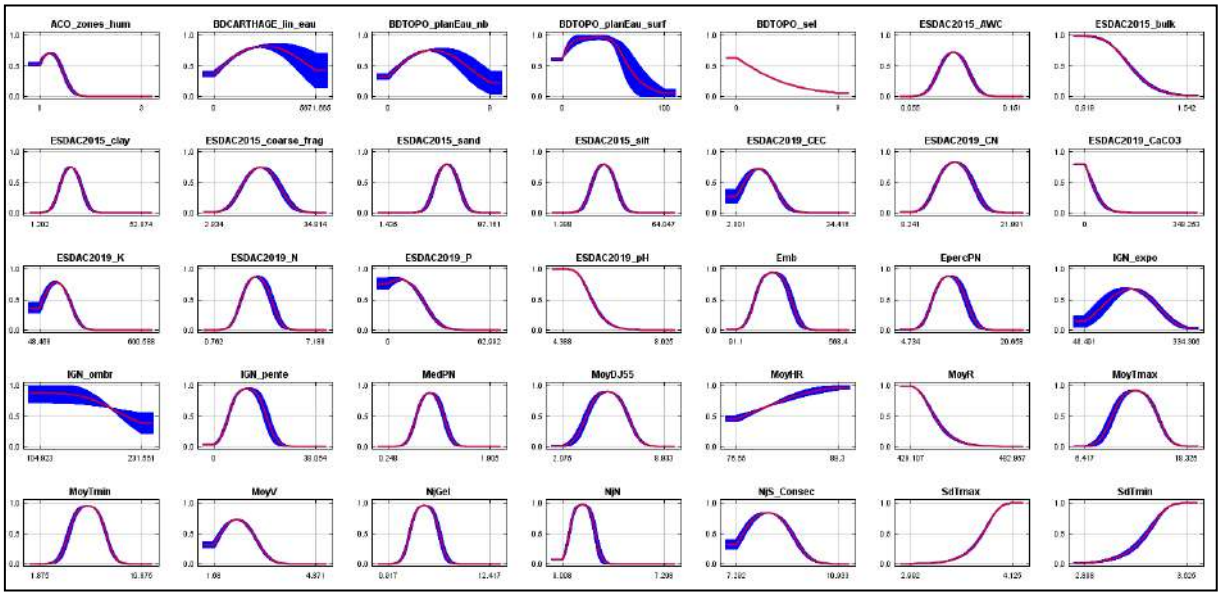
Courbes de réponse aux variables environnementales pour le *Carpino betuli – Fagion sylvaticae*



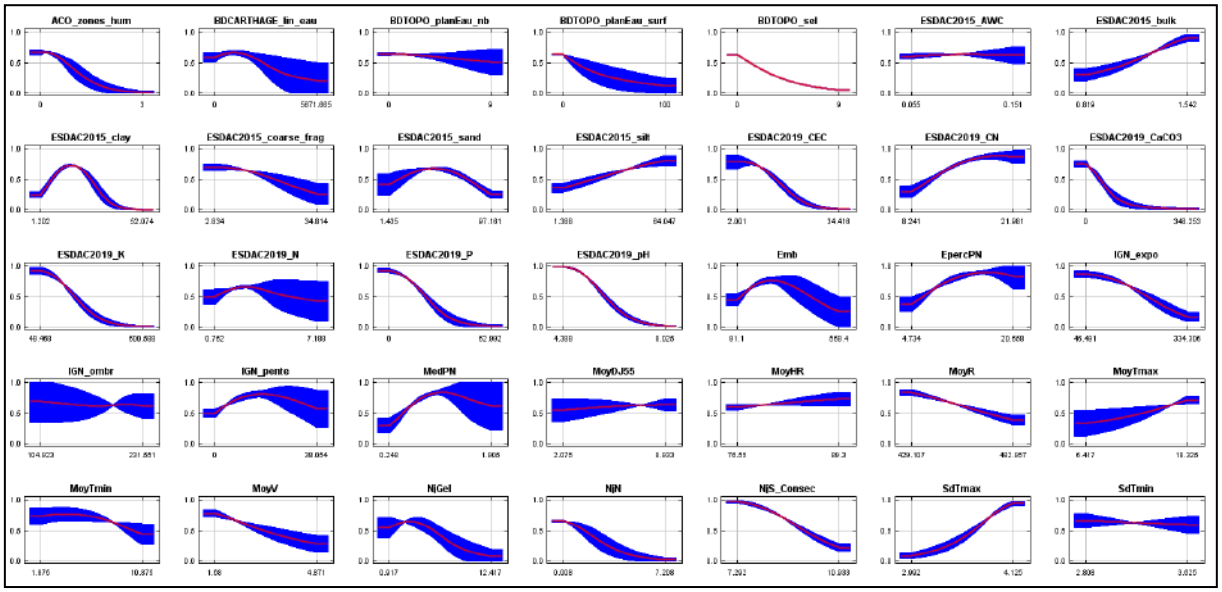
Courbes de réponse aux variables environnementales pour le *Fagion sylvaticae*



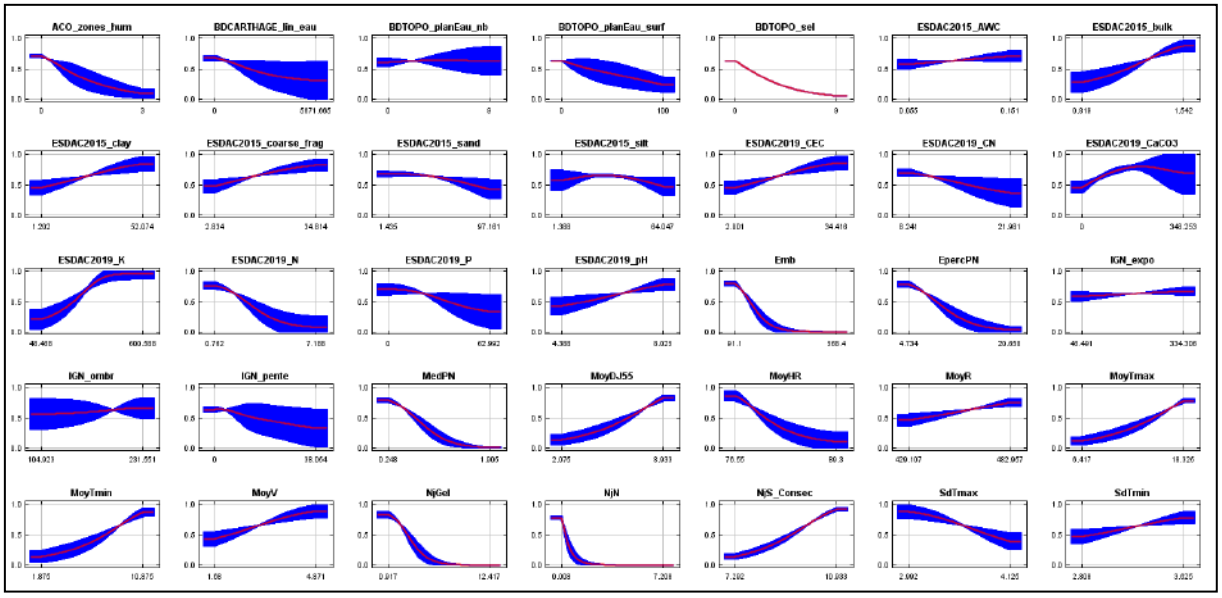
Courbes de réponse aux variables environnementales pour le *Cephalanthero damasonii – Fagion sylvaticae*



Courbes de réponse aux variables environnementales pour le *Quercion roboris*



Courbes de réponse aux variables environnementales pour le *Quercion pyrenaicae* à Hêtre



Courbes de réponse aux variables environnementales pour le *Carpinion betuli*

Annexe 7. Variables d'occupation du sol et topographiques

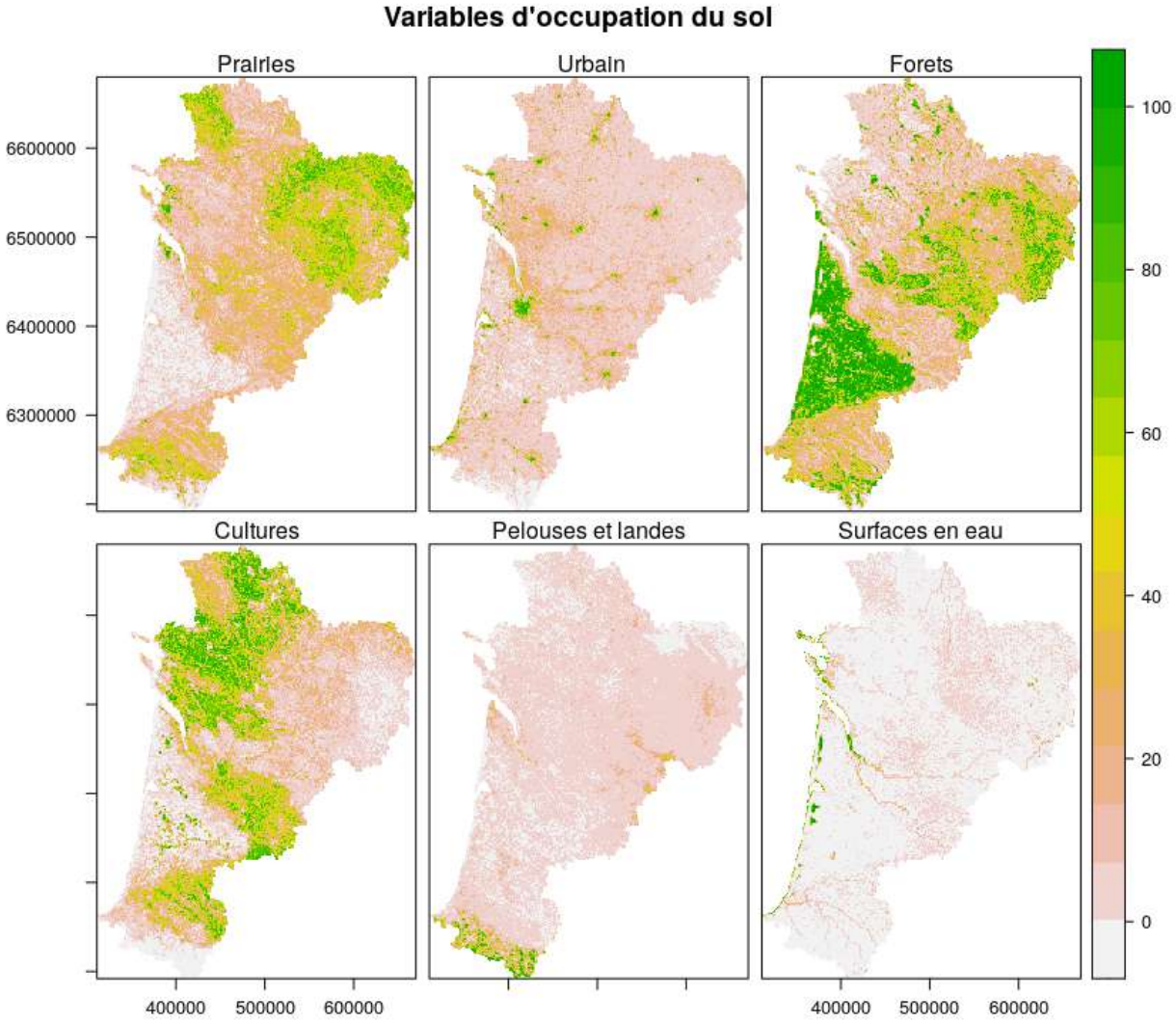


Fig. 348. Variables d'occupation du sol utilisées pour les modèles corrélatifs de répartition

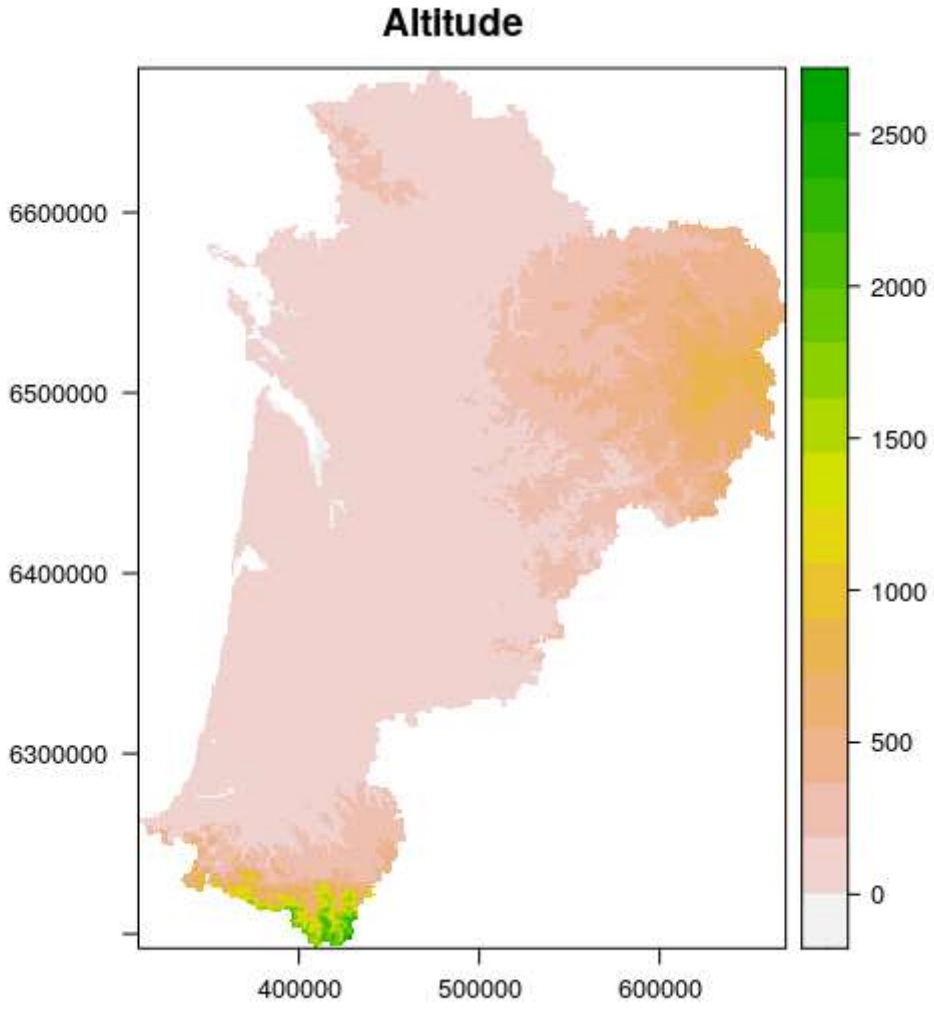


Fig. 349. Altitude en Nouvelle-Aquitaine

Annexe 8. Variables climatiques

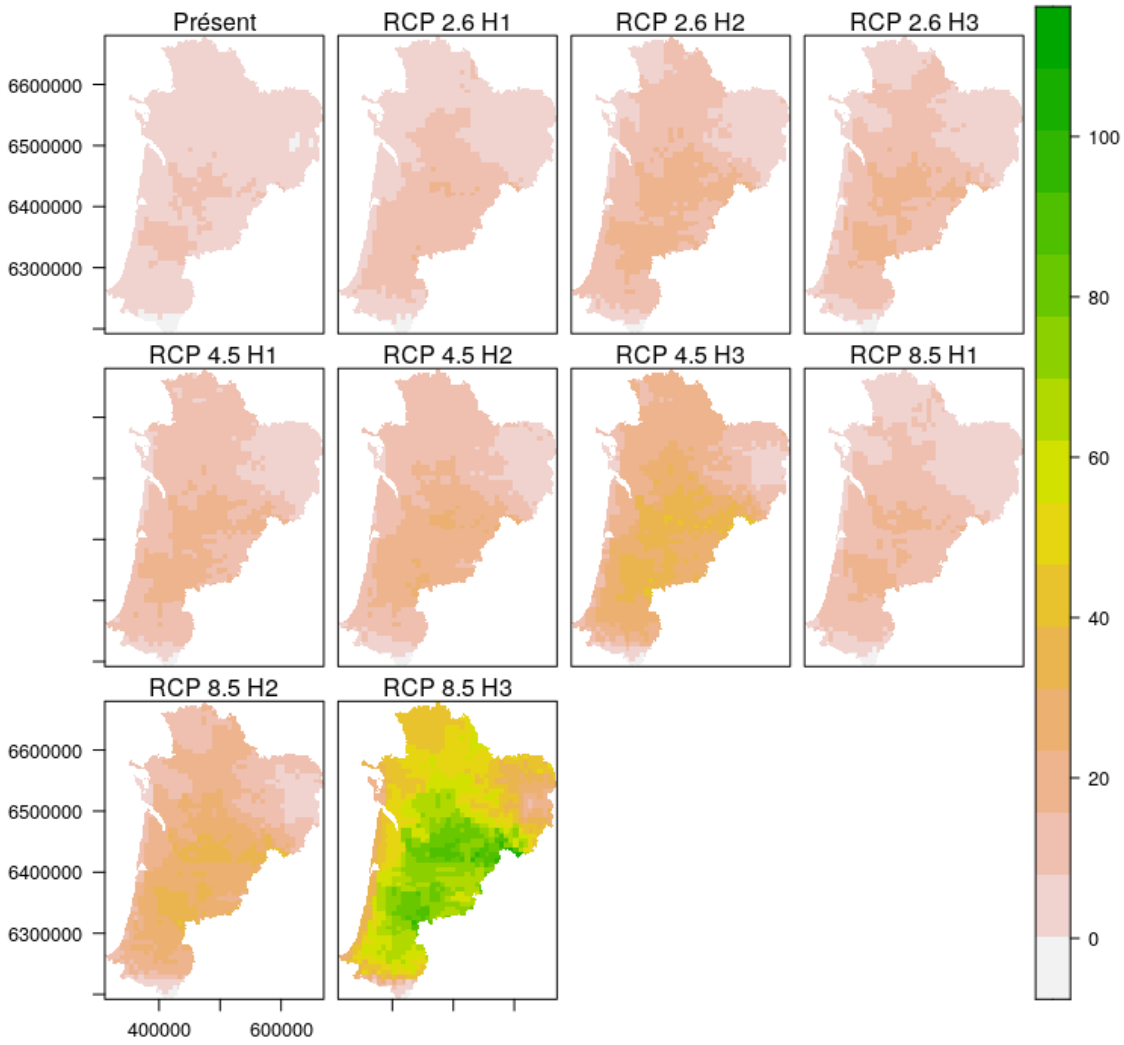


Fig. 350. Évolution des degrés-jours supérieurs à 30°C du présent vers les horizons futurs pour chaque scénario climatique

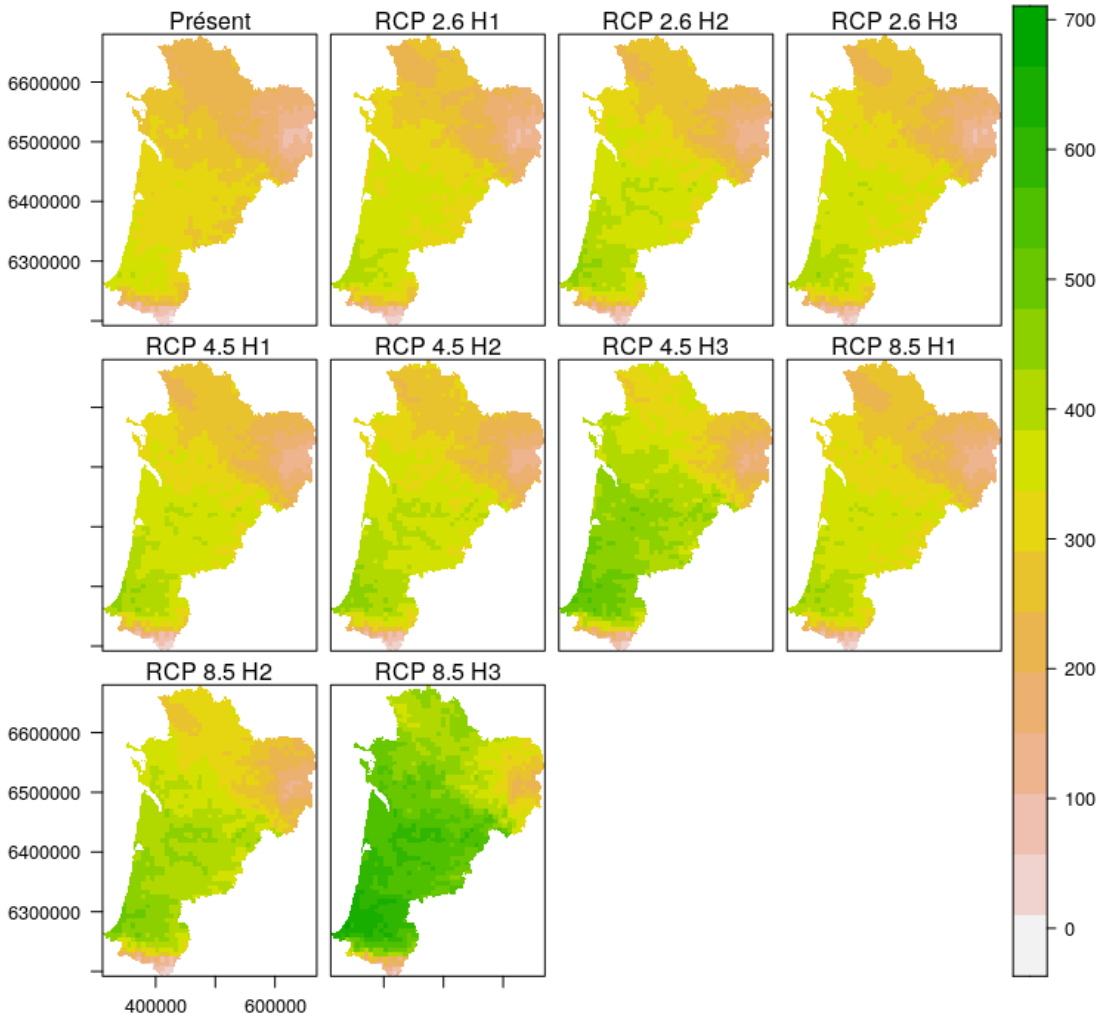


Fig. 351. Évolution des degrés-jours supérieurs à 10-35°C du présent vers les horizons futurs pour chaque scénario climatique

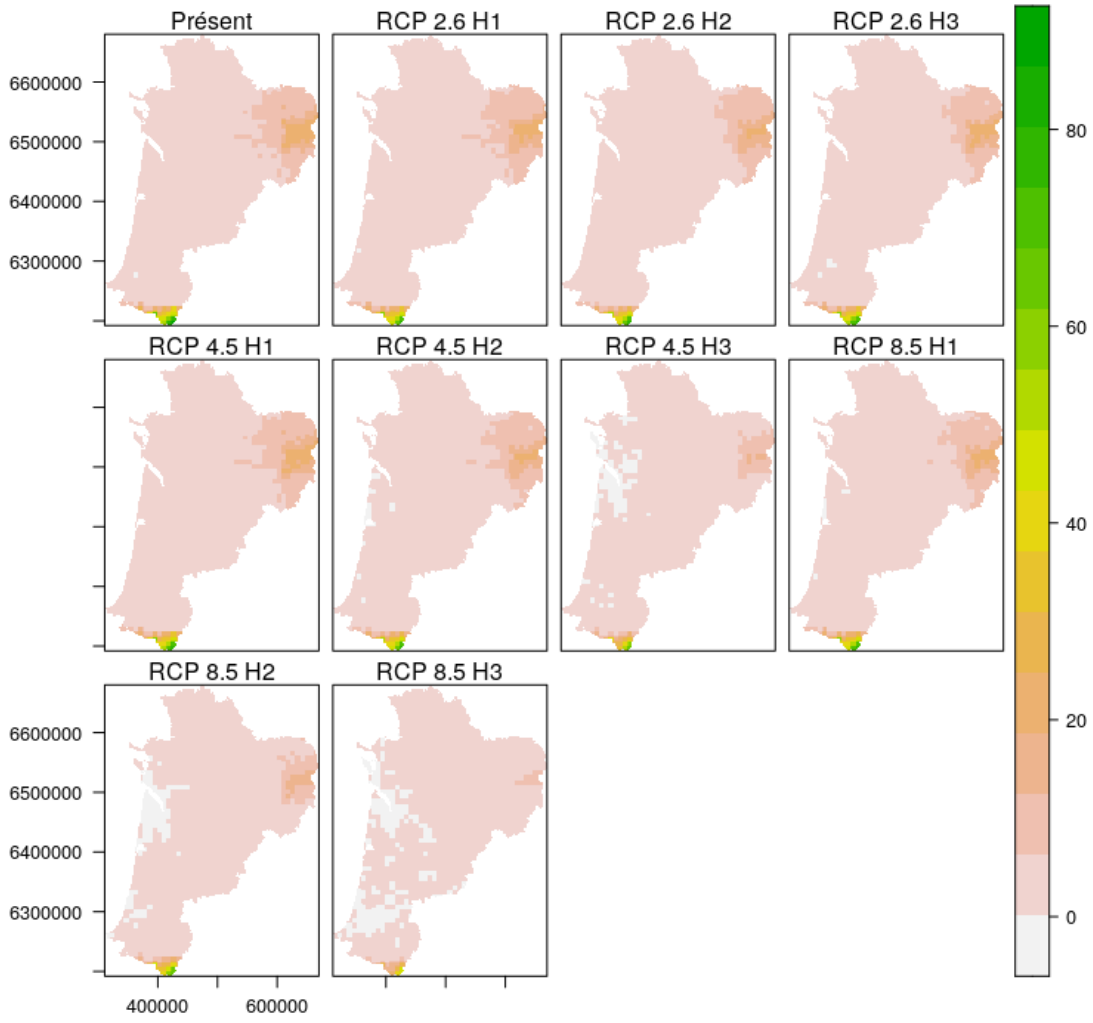


Fig. 352. Évolution du nombre e jour de neige du présent vers les horizons futurs pour chaque scénario climatique

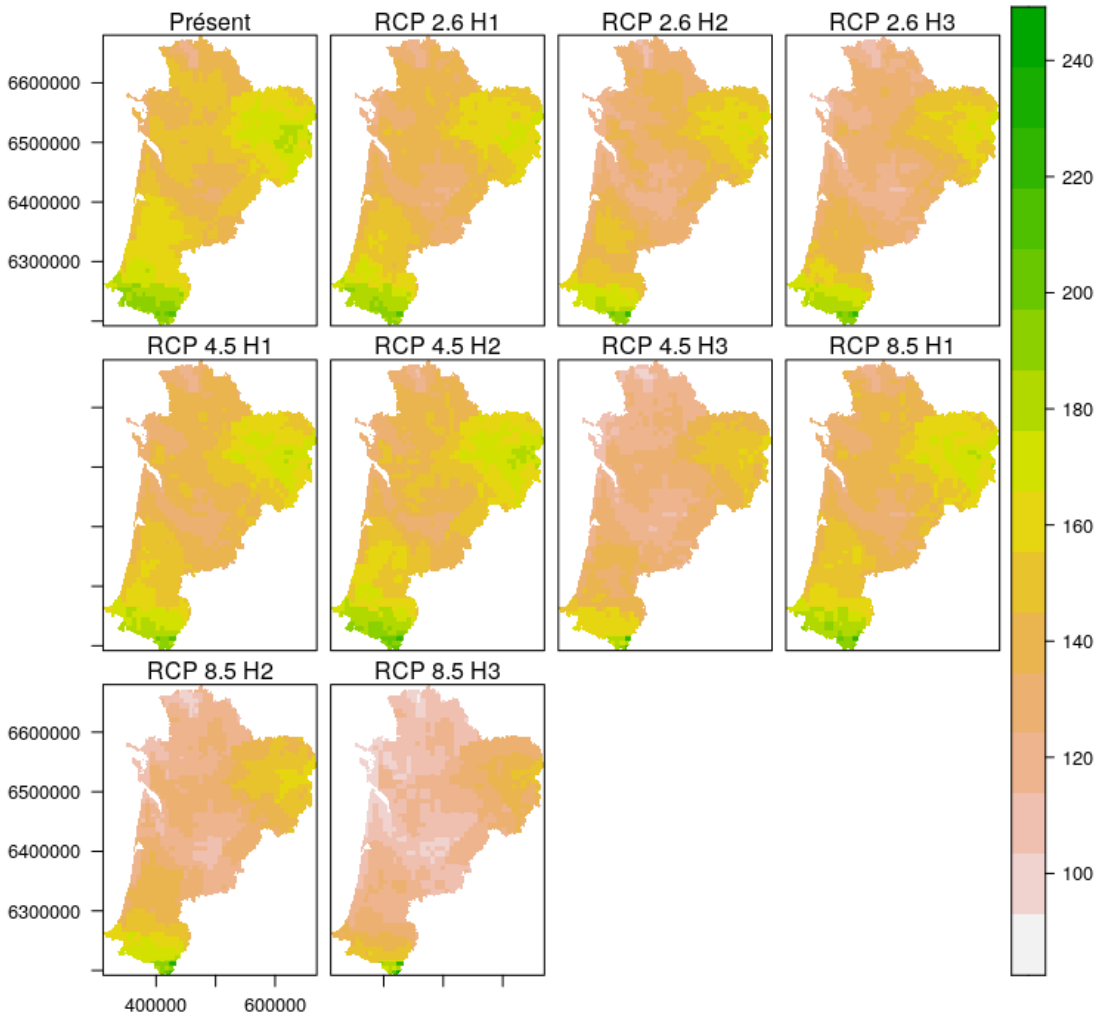


Fig. 353. Évolution du nombre de jour de pluie (printemps-été) du présent vers les horizons futurs pour chaque scénario climatique

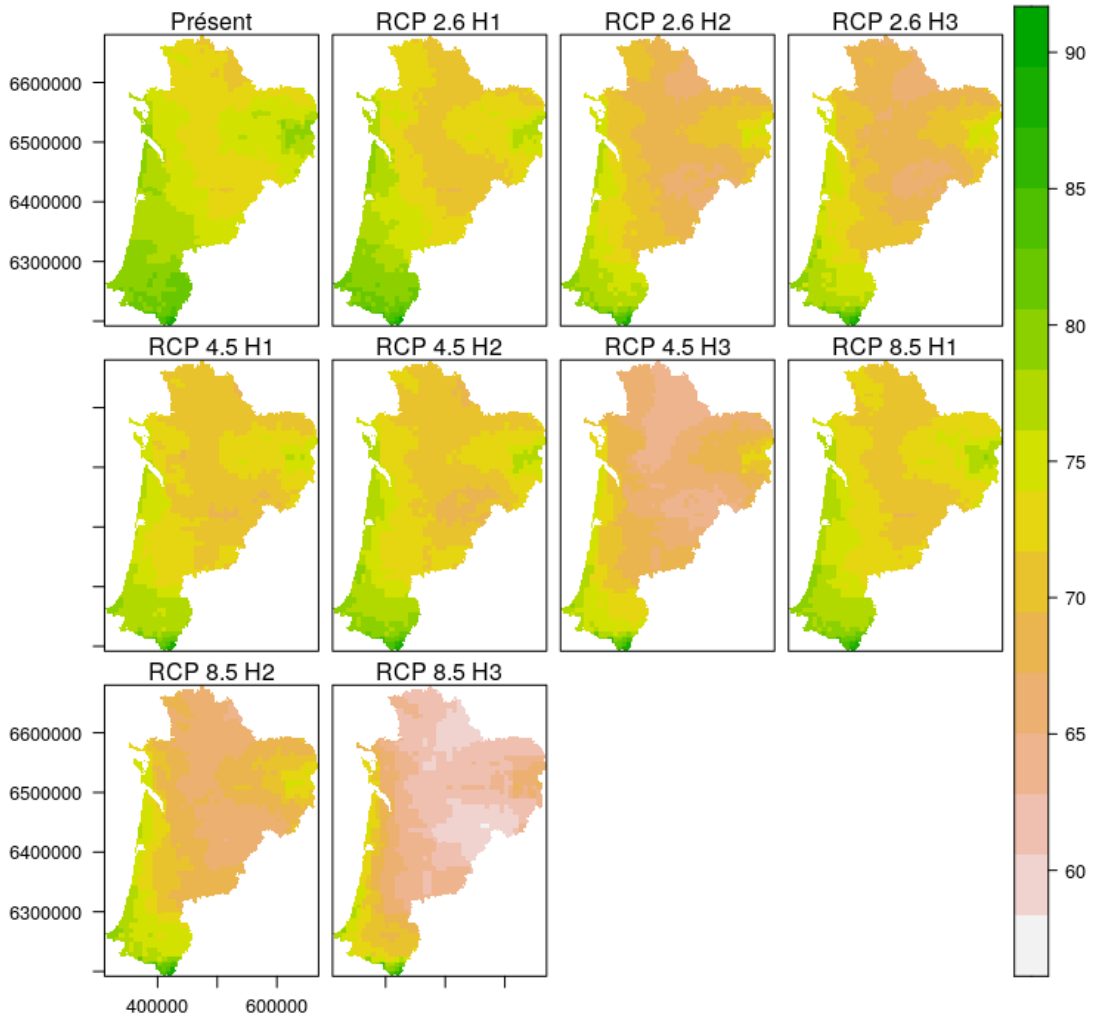


Fig. 354. Évolution du de l'humidité relative (HR) en été du présent vers les horizons futurs pour chaque scénario climatique

Annexe 9. Notation des espèces d'odonates par site pour définir les cortèges

Espèces ou groupes d'espèces	Centrale photovoltaïque	Lac des Troupins	Lagune d'Argues	Lagune de Garrans	Lagune de la Gaudole	Lagune de la Joureyre	Lagune de la Matte	Lagune de la Tapy	Lagune de Moutan	Lagune de Put Boué	Lagune des Layats	Lagunes de Castet Bieilh	Landes de Mouchon	Marais du Parias	Marais du Plata	RNN d'Arjuzanx	% présence lagunes	% présence *L. albifrons*
Aeshna affinis Vander Linden, 1820		1		1	1			2		1	3		1		1		23	12
Aeshna cyanea (O.F. Müller, 1764)	3				2	1	1	1		3			1				26	30
Aeshna mixta Latreille, 1805													2				4	0
Anax imperator Leach, 1815	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	100	88
Anax parthenope (Selys, 1839)		2						1	1			2				1	15	9
Brachytron pratense (O.F. Müller, 1764)		1									2						6	0
Calopteryx virgo (Linnaeus, 1758)					1		2	1						1	1		13	12
Calopteryx xanthostoma (Charpentier, 1825)					1									1			4	3
Ceriagrion tenellum (Villers, 1789)	3	1	1	3	3	3	3	3	2	3	2	2	3	3	3	1	83	76
Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)	3		3		2	2	2	3	1	2	2	2	3	2	2	2	66	61
Coenagrion puella (Linnaeus, 1758)	3	1	2	3	3	3	3	1	3	3		3	3	2	3	2	81	85
Coenagrion scitulum (Rambur, 1842)	1	1	3	3	3	3	3			3		3	1		1	1	55	73
Cordulegaster boltonii (Donovan, 1807)	1											1			1		6	9
Cordulia aenea (Linnaeus, 1758)	3	2	1	3	1	3	3	2		3	2		2	2	1	2	64	61
Crocothemis erythraea (Brullé, 1832)	1	3	3	3	3	3	1	3	2		2	3	3	3	3	2	81	67
Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)		3	2	3	1	1	1	3	1	1		1	1	2	2	2	51	42
Erythromma lindenii (Selys, 1840)		1										1			1		6	6
Erythromma najas (Hansemann, 1823)				1									1				4	3
Erythromma viridulum (Charpentier, 1840)			1					2				1	3		1		17	9
Gomphus pulchellus Selys, 1840												2					4	6
Ischnura elegans (Vander Linden, 1820)	3	3	3	3	3	2	3	3	1	2	2	3	3	3	3	2	89	82
Ischnura pumilio (Charpentier, 1825)			1		1			1	1		1				1		13	9
Lestes barbarus (Fabricius, 1798)	1		2	1	1	1	1		3		1						23	21
Lestes dryas Kirby, 1890			3	2	3	3	3		3	3	3	3		1	2		62	67
Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	1		1	1				3			3				2		23	15
Lestes virens (Charpentier, 1825)	3	1	2	1	3	2	2	3	2	2	2	1	1	1	3	1	64	61
Leucorrhinia albifrons (Burmeister, 1839)	1		2	3	2	3	3	1	1	1		1			1	2	45	58
Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825)		1			1						1						6	3
Libellula depressa Linnaeus, 1758	1							1			1				1		9	6
Libellula fulva O.F. Müller, 1764								1				2		1			9	6
Libellula quadrimaculata Linnaeus, 1758	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	100	88
Orthetrum albistylum (Selys, 1848)		2	3					3	1			3		3	3	2	43	33
Orthetrum brunneum (Boyer de Fonscolombe, 1837)	1			1	1												6	9
Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)		3	3	1				3				3	1	3	3	2	47	36
Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	1	2	1	3	1	2	3	3	1	3	2	3	1	3	3	1	70	64
Platycnemis acutipennis Selys, 1841		1													1		4	3
Platycnemis latipes (Rambur, 1842)	1																2	3
Platycnemis pennipes (Pallas, 1771)		1															2	0
Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	2	1		1		2	2			2			2	1	2		32	33
Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	2	1	1	2	1		3			3	2	2	1	2	1		45	45
Somatochlora metallica (Vander Linden, 1825)					1								1		1		6	6
Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)		2	2	2	2		1	3		1		2		1	3	2	45	45
Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840)		3		1	1		1	3	1			1			2	1	30	21
Sympetrum meridionale (Selys, 1841)		1	3	2	3			2		1			1				28	27
Sympetrum sanguineum (O.F. Müller, 1764)	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3	2	96	82
Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	1	1	3	2	3	1	3	1	2	2	2	3	2	3	3		68	64
Trithemis annulata (Palisot de Beauvois, 1807)		3		1	1			3				2	1	1	1	2	32	21

Annexe 10. Dates de passages des suivis d'odonates

En gris, les passages sans observations.

Nom du tansect	Passage "imagos" 1	Passage "imagos" 2	Passage "imagos" 3	Passage "imagos" 4	Passage "imagos" 5	Passage "imagos" 6	Passage "imagos" 7	Passage "imagos" 8	Passage "imagos" 9
Lac des Troupins - Transect 1	04/05/2020	18/05/2020	10/06/2020	25/06/2020	08/07/2020	24/07/2020	05/08/2020	19/08/2020	10/09/2020
Lagune d'Argues - Transect 1	05/05/2020	19/05/2020	22/06/2020	07/07/2020	20/07/2020	06/08/2020	25/08/2020	02/09/2020	14/09/2020
Landes de Mouchon - Transect 1	05/05/2020	19/05/2020	22/06/2020	07/07/2020	20/07/2020	06/08/2020	25/08/2020	02/09/2020	14/09/2020
Lagune des Layats - Transect 1	04/05/2020	29/05/2020	19/06/2020	08/07/2020	24/07/2020	04/08/2020	19/08/2020	01/09/2020	10/09/2020
Bassine SB01	07/05/2020	25/05/2020	15/06/2020	25/06/2020	15/07/2020	29/07/2020	12/08/2020	24/08/2020	09/09/2020
Digue vasière	07/05/2020	25/05/2020	15/06/2020	25/06/2020	15/07/2020	29/07/2020	12/08/2020	24/08/2020	
Lagune de la Gaudole - Transect 1	06/05/2020	22/05/2020	15/06/2020	03/07/2020	21/07/2020	04/08/2020	18/08/2020	09/09/2020	30/09/2020
Marais du Parias - Transect 1	04/05/2020	20/05/2020	02/06/2020	23/06/2020	07/07/2020	23/07/2020	07/08/2020	25/08/2020	08/09/2020
Lagune de la Tapy - Transect 1	04/05/2020	20/05/2020	02/06/2020	23/06/2020	07/07/2020	23/07/2020	06/08/2020	25/08/2020	08/09/2020
Lagune de la Tapy - Transect 2	04/05/2020	20/05/2020	02/06/2020	23/06/2020	07/07/2020	23/07/2020	06/08/2020	25/08/2020	08/09/2020
Lagune de Moutan - Transect 1	19/05/2020	28/05/2020	15/06/2020	29/06/2020	08/07/2020	28/07/2020	10/08/2020	26/08/2020	15/09/2020
Centrale photovoltaïque - Transect 1	06/05/2020	22/05/2020	15/06/2020	03/07/2020	21/07/2020	04/08/2020	18/08/2020	09/09/2020	30/09/2020
Lagune de la Matte - Transect 1	18/05/2020	28/05/2020	15/06/2020	29/06/2020	08/07/2020	28/07/2020	10/08/2020	26/08/2020	15/09/2020
Lagune de Put Boué - Transect 1		19/05/2020	29/05/2020	15/06/2020	30/06/2020	08/07/2020	29/07/2020	25/08/2020	15/09/2020
Lagune de Garrans - Transect 1	04/05/2020	18/05/2020	19/06/2020	02/07/2020	13/07/2020	24/07/2020	09/08/2020	19/08/2020	10/09/2020
Lagunes de Castet Bieilh - Transect 1	04/05/2020	18/05/2020	15/06/2020	24/06/2020	07/07/2020	23/07/2020	05/08/2020	17/08/2020	10/09/2020
Lagune de la Joureyre - Transect 1			15/06/2020	30/06/2020	08/07/2020	29/07/2020		25/08/2020	15/09/2020
Marais du Plata - Transect 1	04/05/2020			23/06/2020	07/07/2020	23/07/2020	07/08/2020	25/08/2020	08/09/2020
Marais du Plata - Transect 2	04/05/2020			23/06/2020	07/07/2020	23/07/2020	07/08/2020		08/09/2020

Nom du tansect	Passage "exuvies" 1	Passage "exuvies" 2	Passage "exuvies" 3
Centrale photovoltaïque - Transect 1	22/05/2020	03/07/2020	
Lac des Troupins - Transect 1	10/06/2020	25/06/2020	
Lagune d'Argues - Transect 1	19/05/2020	07/07/2020	
Lagune de Garrans - Transect 1	18/05/2020	02/07/2020	
Lagune de la Gaudole - Transect 1	22/05/2020		
Lagune de la Joureyre - Transect 1		30/06/2020	
Lagune de la Matte - Transect 1	28/05/2020		28/07/2020
Lagune de la Tapy - Transect 1			
Lagune de la Tapy - Transect 2	20/05/2020	23/06/2020	06/08/2020
Lagune de Moutan - Transect 1	28/05/2020	29/06/2020	
Lagune de Put Boué - Transect 1	29/05/2020	30/06/2020	
Lagune des Layats - Transect 1	29/05/2020		
Lagunes de Castet Bieilh - Transect 1	18/05/2020	24/06/2020	
Landes de Mouchon - Transect 1			
Marais du Parias - Transect 1	20/05/2020	23/06/2020	07/08/2020
Marais du Plata - Transect 1	23/06/2020	07/07/2020	07/08/2020
Marais du Plata - Transect 2		23/06/2020	23/07/2020
RNN d'Arjuzanx - Bassine SB01	28/05/2020	25/06/2020	
RNN d'Arjuzanx - Digue vasière	28/05/2020	25/06/2020	12/08/2020

Annexe 11. Pertes d'habitat supérieures à 50% prédites par les modèles corrélatifs de répartition

Tab. CXXXII. Liste des espèces pour lesquelles des pertes supérieures à 50% sont prédites pour le scénario RCP 2.6

RCP 2 6					
H1		H2		H3	
Espèce	Pourcentage de perte	Espèce	Pourcentage de perte	Espèce	Pourcentage de perte
Lestes virens	54.5	*Sympetrum danae*	80.1	Somatochlora metallica	65.8
		Somatochlora metallica	70.7	Brachytron pratense	65.2
		Brachytron pratense	68.7	Aeshna cyanea	63.7
		Boyeria irene	68.6	Boyeria irene	62.1
		Aeshna cyanea	66.5	Lestes barbarus	59.4
		Orthetrum brunneum	63.4	Coenagrion pulchellum	57.4
		Lestes barbarus	62.1	Sympetrum danae	57.2
		Pyrrhosoma nymphula	58.6	Pyrrhosoma nymphula	53.8
		Sympetrum striolatum	58.1	Sympecma fusca	51.7
		Coenagrion pulchellum	57.4	Coenagrion puella	50.1
		Sympecma fusca	56.1		
		Lestes virens	56.0		
		Erythromma najas	54.6		
		Calopterygidae	54.3		
		Coenagrion puella	52.9		

Tab. CXXXIII. Liste des espèces pour lesquelles des pertes supérieures à 50% sont prédites pour le scénario RCP 4.5

RCP 4 5					
H1		H2		H3	
Espèce	Pourcentage de perte	Espèce	Pourcentage de perte	Espèce	Pourcentage de perte
Sympetrum danae	85.1	*Sympetrum danae*	94.4	*Sympetrum danae*	99.2
Brachytron pratense	80.2	*Calopterygidae*	90.5	*Calopterygidae*	92.8
Boyeria irene	79.2	*Boyeria irene*	85.7	*Somatochlora metallica*	92.2
Calopterygidae Selys	78.0	*Brachytron pratense*	84.0	*Brachytron pratense*	90.8
Somatochlora metallica	69.1	*Somatochlora metallica*	77.3	*Aeshna cyanea*	85.7
Calopteryx splendens	65.0	*Calopteryx splendens*	76.6	*Calopteryx splendens*	85.7
Orthetrum brunneum	60.6	*Orthetrum brunneum*	69.8	*Aeshna grandis*	83.9
Erythromma najas	57.1	*Erythromma najas*	65.7	*Boyeria irene*	82.8
Calopteryx virgo	56.6	*Calopteryx virgo*	65.3	*Lestes barbarus*	79.7
Sympetrum striolatum	51.6	*Sympetrum striolatum*	60.6	*Gomphus graslinii*	78.7
Oxygastra curtisii	50.1	*Aeshna grandis*	58.3	*Sympecma fusca*	78.3
		Aeshna cyanea	54.3	*Erythromma najas*	76.8
		Oxygastra curtisii	53.3	*Libellula quadrimaculata*	76.1
		Gomphus graslinii	51.0	*Oxygastra curtisii*	75.1
				Onychogomphus	74.2
				Coenagrion puella	73.9
				Orthetrum brunneum	72.4
				Gomphus pulchellus	70.9
				Pyrrhosoma nymphula	70.1
				Coenagrion pulchellum	68.4
				Platycnemis pennipes	68.1
				Aeshna mixta Latreille	66.5
				Coenagrion scitulum	60.7
				Sympetrum striolatum	60.2
				Lestes virens	58.1
				Aeshna juncea	55.2
				Calopteryx virgo	53.6
				Calopteryx virgo meridionalis	50.0

Tab. CXXXIV. Liste des espèces pour lesquelles des pertes supérieures à 50% sont prédites pour le scénario RCP 8.5

RCP 8 5					
H1		H2		H3	
Espèce	Pourcentage de perte	Espèce	Pourcentage de perte	Espèce	Pourcentage de perte
Brachytron pratense	61.5	*Sympetrum danae*	99.1	*Sympetrum danae*	100.0
Sympetrum danae	57.7	*Calopterygidae*	93.1	*Aeshna grandis*	99.3
Boyeria irene	55.0	*Somatochlora metallica*	90.8	*Calopterygidae*	98.8
Calopteryx splendens	52.9	*Brachytron pratense*	89.9	*Brachytron pratense*	98.3
Calopterygidae	51.8	*Calopteryx splendens*	87.0	*Somatochlora metallica*	97.1
		Boyeria irene	86.3	*Calopteryx splendens*	96.8
		Aeshna cyanea	84.0	*Gomphus graslinii*	96.8
		Aeshna grandis	82.9	*Aeshna cyanea*	96.4
		Orthetrum brunneum	75.8	*Onychogomphus*	93.2
		Sympecma fusca	74.8	*Libellula quadrimaculata*	92.9
		Gomphus graslinii	74.7	*Platycnemis pennipes*	91.3
		Erythromma najas	74.5	*Erythromma najas*	89.1
		Lestes barbarus	74.3	*Lestes barbarus*	88.9
		Oxygastra curtisii	73.5	*Aeshna mixta Latreille*	85.7
		Onychogomphus	71.6	*Sympecma fusca*	85.6
		Pyrrhosoma nymphula	67.4	*Coenagrion puella*	84.9
		Libellula quadrimaculata	67.4	*Oxygastra curtisii*	82.4
		Coenagrion puella	67.1	*Gomphus pulchellus*	79.1
		Gomphus pulchellus	67.0	*Coenagrion scitulum*	75.6
		Platycnemis pennipes	64.8	*Boyeria irene*	74.3
		Sympetrum striolatum	61.9	*Pyrrhosoma nymphula*	74.2
		Aeshna mixta Latreille	61.3	*Aeshna juncea*	74.0
		Calopteryx virgo	61.2	*Coenagrion pulchellum*	54.6
		Coenagrion pulchellum	58.5		
		Lestes virens	53.5		
		Coenagrion scitulum	52.4		

Annexe 12. Gains d'habitat supérieurs à 100% prédites par les modèles corrélatifs de répartition

Tab. CXXXV. Liste des espèces pour lesquelles des gains supérieurs à 100% sont prédits pour le scénario RCP 2.6

RCP 2 6					
H1		H2		H3	
Espèce	Pourcentage de gain	Espèce	Pourcentage de gain	Espèce	Pourcentage de gain
Stylurus flavipes	517 .5	Stylurus flavipes	572,5	Calopteryx splendens splendens	492,221
Platycnemis acutipennis	231 .894	Calopteryx splendens splendens	515,792	Coenagrion mercuriale	462,463
Coenagrion mercuriale	222 .208	Coenagrion mercuriale	482,818	Platycnemis acutipennis	462,376
Calopteryx haemorrhoidalis	196 .507	Platycnemis acutipennis	473,511	Stylurus flavipes	388,333
Orthetrum coerulescens coerulescens	161 .023	Calopteryx haemorrhoidalis	363,264	Calopteryx haemorrhoidalis	315,231
Calopteryx splendens splendens	152 .221	Calopteryx xanthostoma	328,236	Calopteryx xanthostoma	309,491
Cordulegaster bidentata	149 .72	Cordulegaster bidentata	305,97	Cordulegaster bidentata	276,539
Orthetrum albistylum	140 .427	Sympetrum fonscolombii	218,428	Sympetrum fonscolombii	183,095
Sympetrum fonscolombii	139 .674	Orthetrum albistylum	213,649	Orthetrum albistylum	174,687
Sympetrum meridionale	127 .653	Crocothemis erythraea	185,994	Sympetrum meridionale	168,559
Chalcolestes viridis	115 .577	Sympetrum meridionale	185,097	Orthetrum coerulescens coerulescens	150,628
Gomphus simillimus	107 .775	Onychogomphus forcipatus	184,498	Onychogomphus forcipatus	149,051
Crocothemis erythraea	102 .69	Chalcolestes viridis	178,959	Chalcolestes viridis	144,898
		Orthetrum coerulescens coerulescens	176,794	Crocothemis erythraea	138,444
		Sympetrum sanguineum	160,254	Sympetrum sanguineum	130,871
		Cordulegaster boltonii	141,203	Cordulegaster boltonii	120,387
		Gomphus simillimus	133,079		
		Gomphus vulgatissimus	115,806		

Tab. CXXXVI. Liste des espèces pour lesquelles des gains supérieurs à 100% sont prédits pour le scénario RCP 4.5

RCP 4 5					
H1		H2		H3	
Espèce	Pourcentage de gain	Espèce	Pourcentage de gain	Espèce	Pourcentage de gain
Stylurus flavipes	1247,5	Stylurus flavipes	2325,833	Calopteryx splendens splendens	716,964
Orthetrum coerulescens coerulescens	375,87	Orthetrum coerulescens coerulescens	484,324	Stylurus flavipes	705
Platycnemis acutipennis	370,605	Platycnemis acutipennis	448,805	Platycnemis acutipennis	632,618
Coenagrion mercuriale	303,859	Calopteryx haemorrhoidalis	387,611	Coenagrion mercuriale	622,592
Calopteryx haemorrhoidalis	303,291	Coenagrion mercuriale	360,592	Calopteryx haemorrhoidalis	578,759
Sympetrum fonscolombii	246,387	Orthetrum albistylum	308,596	Calopteryx xanthostoma	464,157
Cordulegaster bidentata	234,981	Sympetrum fonscolombii	303,06	Cordulegaster bidentata	445,896
Orthetrum albistylum	234,957	Sympetrum meridionale	287,114	Onychogomphus forcipatus	444,105
Sympetrum meridionale	232,422	Crocothemis erythraea	249,817	Sympetrum fonscolombii	432,927
Crocothemis erythraea	207,781	Chalcolestes viridis	241,271	Orthetrum albistylum	412,861
Chalcolestes viridis	185,853	Cordulegaster bidentata	231,39	Orthetrum coerulescens coerulescens	338,361
Cordulegaster boltonii	151,635	Cordulegaster boltonii	204,737	Chalcolestes viridis	332,132
Cordulia aenea	149,401	Cordulia aenea	183,888	Crocothemis erythraea	312,988
Calopteryx xanthostoma	108,47	Enallagma cyathigerum	144,697	Sympetrum meridionale	284,459
Gomphus simillimus	106,642	Gomphus vulgatissimus	131,133	Cordulegaster boltonii	282,239
		Trithemis annulata	124,991	Lestes sponsa	271,626
		Sympetrum sanguineum	123,531	Sympetrum sanguineum	265,447
		Calopteryx xanthostoma	115,412	Gomphus vulgatissimus	224,475
		Gomphus simillimus	110,675	Enallagma cyathigerum	159,841
				Cordulia aenea	105,877

Tab. CXXXVII. Liste des espèces pour lesquelles des gains supérieurs à 100% sont prédits pour le scénario RCP 8.5

RCP 8 5					
H1		H2		H3	
Espèce	Pourcentage de gain	Espèce	Pourcentage de gain	Espèce	Pourcentage de gain
Stylurus flavipes	942,5	Stylurus flavipes	1410	Orthetrum coerulescens coerulescens	1303,718
Orthetrum coerulescens coerulescens	280,156	Platycnemis acutipennis	617,318	Calopteryx splendens splendens	784,156
Platycnemis acutipennis	279,033	Coenagrion mercuriale	602,486	Lestes sponsa	755,209
Coenagrion mercuriale	245,486	Calopteryx splendens splendens	595,427	Platycnemis acutipennis	673,438
Calopteryx haemorrhoidalis	242,094	Calopteryx haemorrhoidalis	556,692	Coenagrion mercuriale	657,259
Sympetrum fonscolombii	196,515	Calopteryx xanthostoma	431,608	Calopteryx haemorrhoidalis	646,978
Orthetrum albistylum	190,499	Sympetrum fonscolombii	423,504	Cordulegaster bidentata	582,743
Sympetrum meridionale	178,973	Orthetrum albistylum	402,436	Calopteryx xanthostoma	534,711
Chalcolestes viridis	152,922	Cordulegaster bidentata	397,015	Onychogomphus forcipatus	502,419
Cordulegaster bidentata	137,873	Orthetrum coerulescens coerulescens	378,262	Sympetrum fonscolombii	477,568
Crocothemis erythraea	127,07	Onychogomphus forcipatus	356,105	Orthetrum albistylum	456,011
Cordulegaster boltonii	121,326	Chalcolestes viridis	322,922	Anax parthenope	448,58
		Crocothemis erythraea	302,767	Stylurus flavipes	406,667
		Sympetrum meridionale	292,289	Crocothemis erythraea	392,392
		Cordulegaster boltonii	274,257	Enallagma cyathigerum	386,561
		Sympetrum sanguineum	248,013	Chalcolestes viridis	364,285
		Lestes sponsa	223,979	Sympetrum sanguineum	350,447
		Gomphus vulgatissimus	223,57	Cordulegaster boltonii	307,773
		Enallagma cyathigerum	160,794	Gomphus vulgatissimus	307,562
		Cordulia aenea	121,499	Sympetrum meridionale	237,094
				Somatochlora flavomaculata	173,493
				Calopteryx virgo	165,073
				Orthetrum cancellatum	121,708

Annexe 13. Table de corrélation des variables climatiques utilisées pour les modélisations préliminaires

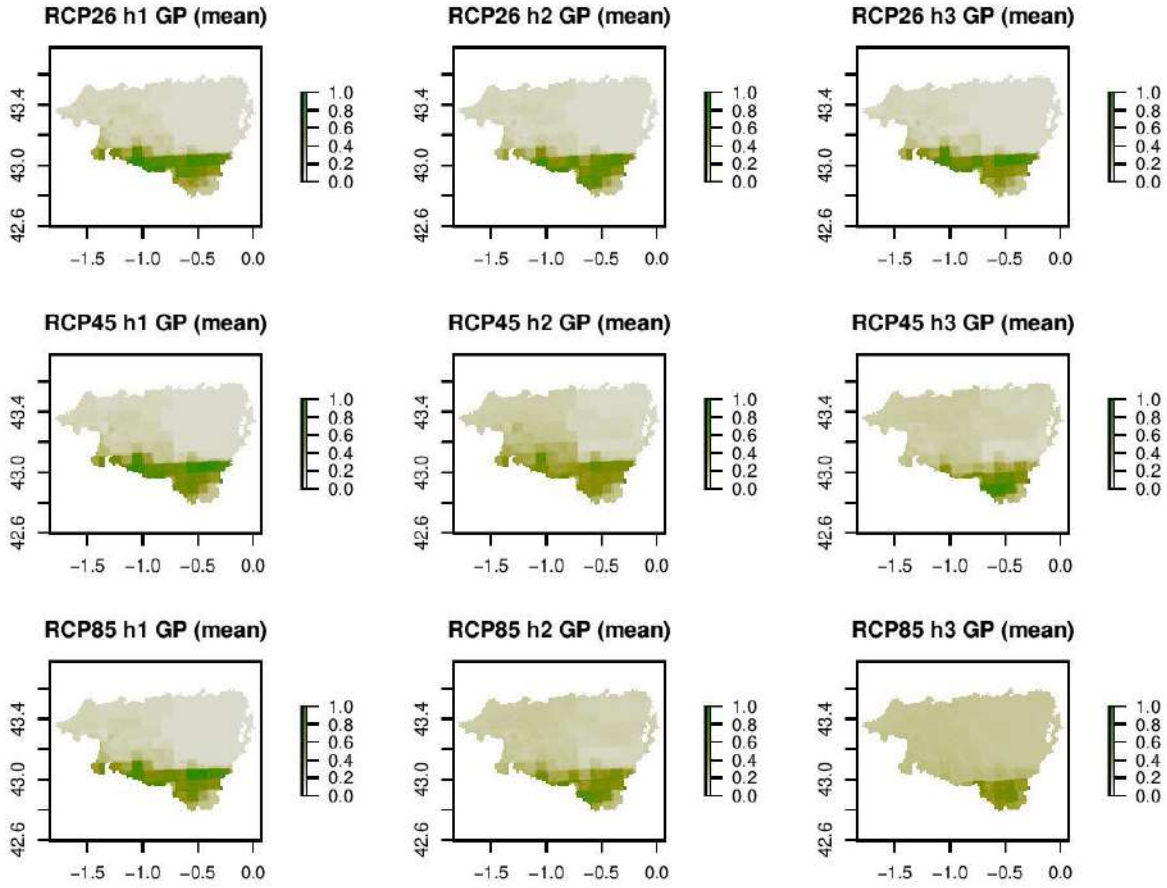
	cmsaf04	cmsaf06	cmsaf08	cmsafyear	PET04	PET06	PET08	mi68	prec13	prec678	precsummer	precwinter	ddg5	tmax13	tmax0112	tmaxsummer	tmaxwinter	tave678	tmeansummer	tmeanwinter	tmin13	tminsummer	tminwinter
cmsaf04	1,000	0,902	0,911	0,917	0,582	0,485	0,457	−0,826	−0,751	−0,808	−0,801	−0,682	0,518	0,463	0,470	0,581	0,287	0,611	0,610	0,400	0,520	0,530	0,499
cmsaf06	0,902	1,000	0,954	0,818	0,394	0,446	0,369	−0,695	−0,695	−0,759	−0,754	−0,597	0,218	0,178	0,187	0,378	−0,025	0,340	0,340	0,091	0,234	0,244	0,220
cmsaf08	0,911	0,954	1,000	0,906	0,462	0,446	0,437	−0,713	−0,695	−0,750	−0,745	−0,608	0,355	0,304	0,316	0,471	0,107	0,462	0,459	0,219	0,354	0,367	0,332
cmsafyear	0,917	0,818	0,906	1,000	0,649	0,452	0,513	−0,744	−0,593	−0,673	−0,668	−0,524	0,654	0,598	0,611	0,645	0,459	0,715	0,710	0,546	0,630	0,646	0,603
PET04	0,582	0,394	0,462	0,649	1,000	0,846	0,903	−0,749	−0,624	−0,596	−0,585	−0,617	0,714	0,800	0,808	0,899	0,605	0,844	0,835	0,598	0,584	0,629	0,540
PET06	0,485	0,446	0,446	0,452	0,846	1,000	0,955	−0,661	−0,726	−0,626	−0,614	−0,708	0,290	0,418	0,420	0,704	0,133	0,513	0,510	0,136	0,181	0,241	0,129
PET08	0,457	0,369	0,437	0,513	0,903	0,955	1,000	−0,645	−0,651	−0,575	−0,564	−0,636	0,436	0,560	0,565	0,779	0,304	0,627	0,620	0,294	0,306	0,363	0,257
mi68	−0,826	−0,695	−0,713	−0,744	−0,749	−0,661	−0,645	1,000	0,850	0,926	0,917	0,784	−0,606	−0,606	−0,615	−0,759	−0,388	−0,731	−0,726	−0,473	−0,553	−0,567	−0,533
prec13	−0,751	−0,695	−0,695	−0,593	−0,624	−0,726	−0,651	0,850	1,000	0,910	0,910	0,977	−0,267	−0,326	−0,321	−0,608	−0,045	−0,452	−0,459	−0,108	−0,208	−0,240	−0,173
prec678	−0,808	−0,759	−0,750	−0,673	−0,596	−0,626	−0,575	0,926	0,910	1,000	0,993	0,823	−0,384	−0,384	−0,393	−0,601	−0,144	−0,529	−0,525	−0,245	−0,354	−0,361	−0,344
precsummer	−0,801	−0,754	−0,745	−0,668	−0,585	−0,614	−0,564	0,917	0,910	0,993	1,000	0,822	−0,375	−0,382	−0,383	−0,598	−0,144	−0,518	−0,523	−0,245	−0,353	−0,360	−0,342
precwinter	−0,682	−0,597	−0,608	−0,524	−0,617	−0,708	−0,636	0,784	0,977	0,823	0,822	1,000	−0,261	−0,333	−0,326	−0,603	−0,063	−0,440	−0,449	−0,106	−0,188	−0,227	−0,147
ddg5	0,518	0,218	0,355	0,654	0,714	0,290	0,436	−0,606	−0,267	−0,384	−0,375	−0,261	1,000	0,935	0,954	0,778	0,923	0,963	0,950	0,965	0,945	0,941	0,934
tmax13	0,463	0,178	0,304	0,598	0,800	0,418	0,560	−0,606	−0,326	−0,384	−0,382	−0,333	0,935	1,000	0,985	0,900	0,936	0,935	0,942	0,910	0,811	0,816	0,804
tmax0112	0,470	0,187	0,316	0,611	0,808	0,420	0,565	−0,615	−0,321	−0,393	−0,383	−0,326	0,954	0,985	1,000	0,878	0,927	0,952	0,936	0,910	0,821	0,824	0,814
tmaxsummer	0,581	0,378	0,471	0,645	0,899	0,704	0,779	−0,759	−0,608	−0,601	−0,598	−0,603	0,778	0,900	0,878	1,000	0,692	0,887	0,901	0,676	0,626	0,650	0,601
tmaxwinter	0,287	−0,025	0,107	0,459	0,605	0,133	0,304	−0,388	−0,045	−0,144	−0,144	−0,063	0,923	0,936	0,927	0,692	1,000	0,837	0,840	0,968	0,842	0,829	0,850

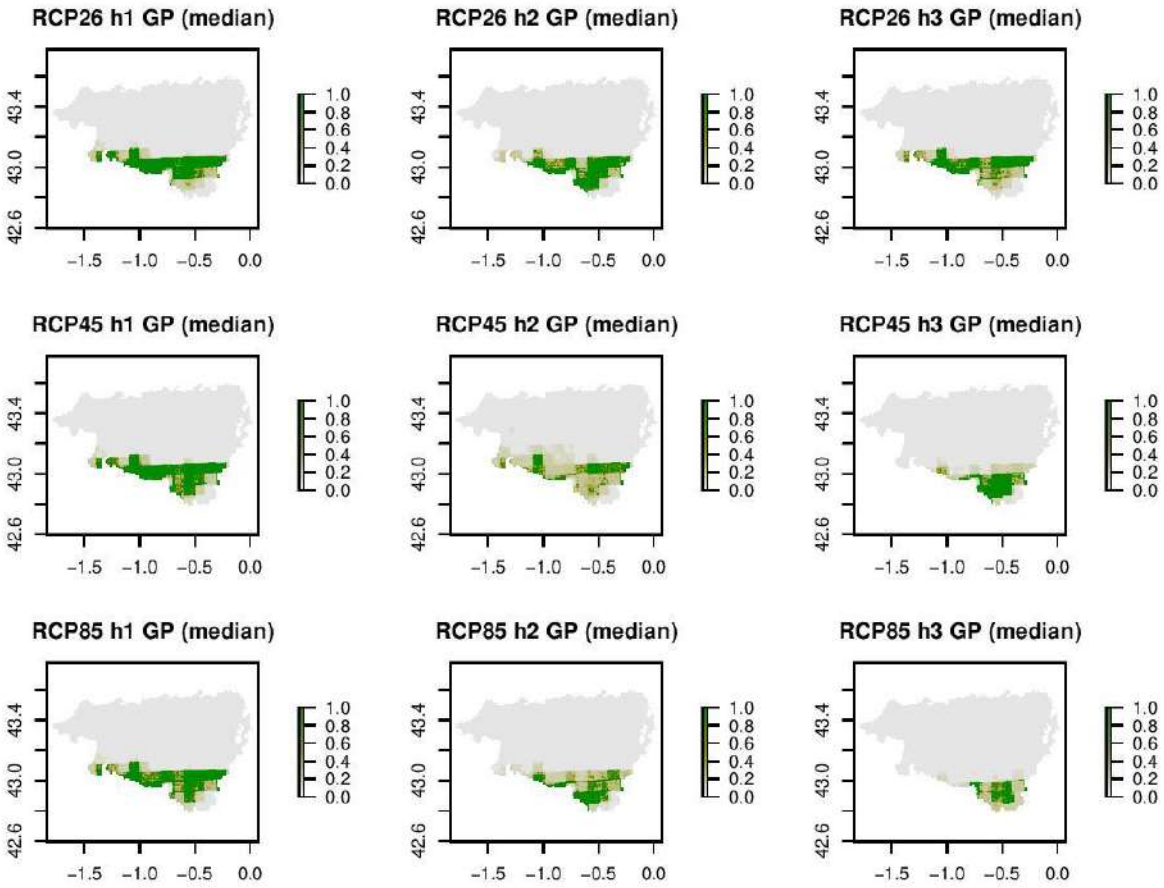
tave678	0,611	0,340	0,462	0,715	0,844	0,513	0,627	−0,731	−0,452	−0,529	−0,518	−0,440	0,963	0,935	0,952	0,887	0,837	1,000	0,987	0,882	0,890	0,906	0,863
tmeansummer	0,610	0,340	0,459	0,710	0,835	0,510	0,620	−0,726	−0,459	−0,525	−0,523	−0,449	0,950	0,942	0,936	0,901	0,840	0,987	1,000	0,886	0,897	0,915	0,867
tmeanwinter	0,400	0,091	0,219	0,546	0,598	0,136	0,294	−0,473	−0,108	−0,245	−0,245	−0,106	0,965	0,910	0,910	0,676	0,968	0,882	0,886	1,000	0,945	0,925	0,955
tmin13	0,520	0,234	0,354	0,630	0,584	0,181	0,306	−0,553	−0,208	−0,354	−0,353	−0,188	0,945	0,811	0,821	0,626	0,842	0,890	0,897	0,945	1,000	0,990	0,989
tminsummer	0,530	0,244	0,367	0,646	0,629	0,241	0,363	−0,567	−0,240	−0,361	−0,360	−0,227	0,941	0,816	0,824	0,650	0,829	0,906	0,915	0,925	0,990	1,000	0,961
tminwinter	0,499	0,220	0,332	0,603	0,540	0,129	0,257	−0,533	−0,173	−0,344	−0,342	−0,147	0,934	0,804	0,814	0,601	0,850	0,863	0,867	0,955	0,989	0,961	1,000

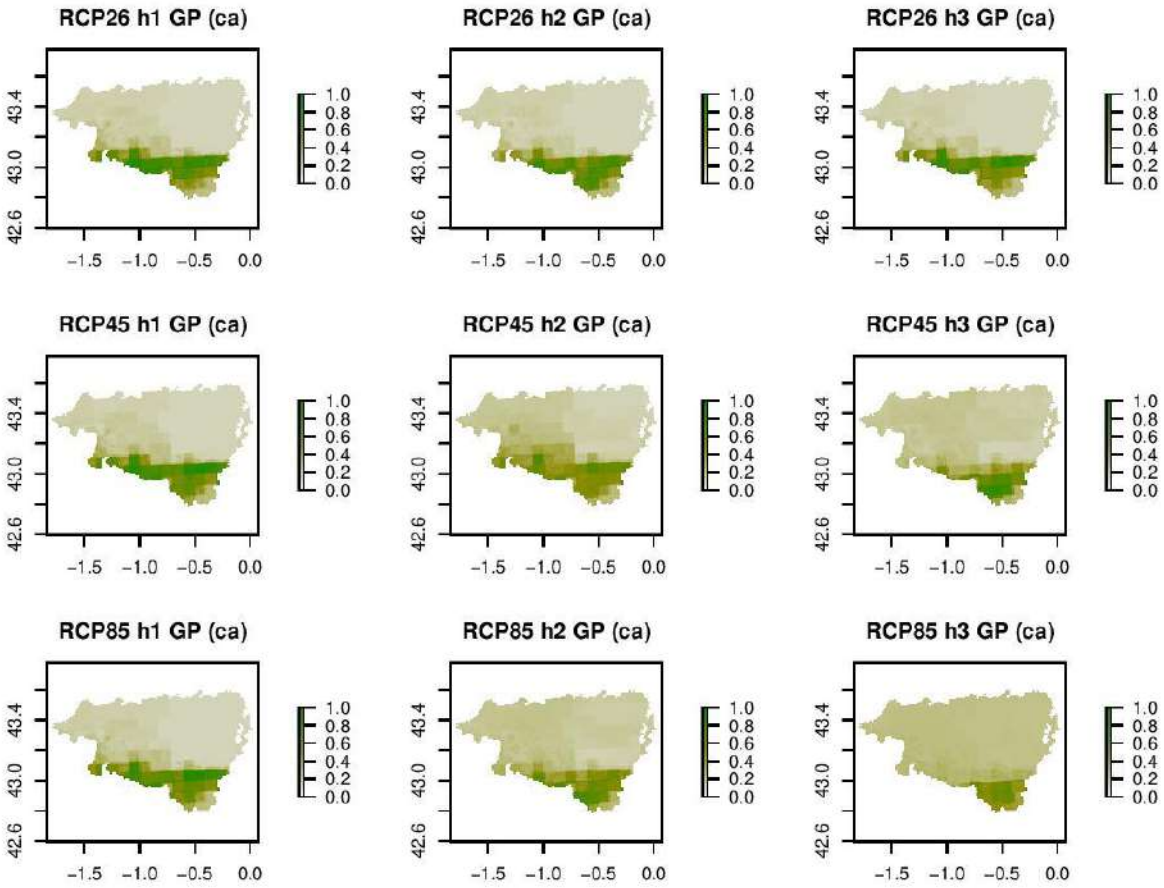
cmsaf04 : irradiation d'avril ; cmsaf06 : irradiation de juin ; cmsaf08 : irradiation d'aout ; cmsafyear : irradiation annuelle ; PET04 : Evapotranspiration d'avril ; PET06 : Evapotranspiration de juin ; PET08 : Evapotranspiration d'aout ; mi68 : index d'humidité estival ; prec13 : précipitations annuels (1km) ; prec678 : précipitation estivales (100m) ; precsummer : précipitation estivales (1 km) ; precwinter : précipitation hivernales (1 km) ; ddg5 : degrès jour annuel ; tmax13 : température maximale annuelle (1km) ; tmax0112 : température maximale annuelle (100m) ; tmaxsummer : température maximale estivale (1 km) ; tmaxwinter : température maximale hivernale (1km) : tave678 : température moyenne estiavle (100m) ; tmeansummer : température moyenne estivale (1 km) ; tmeanwinter : température moyenne hivernale (1 km) ; tmin13 : température minimale annuelle (1 km) ; tminsummer : température minimale estivale (1km) ; tminwinter : température minimale hivernale (1km).

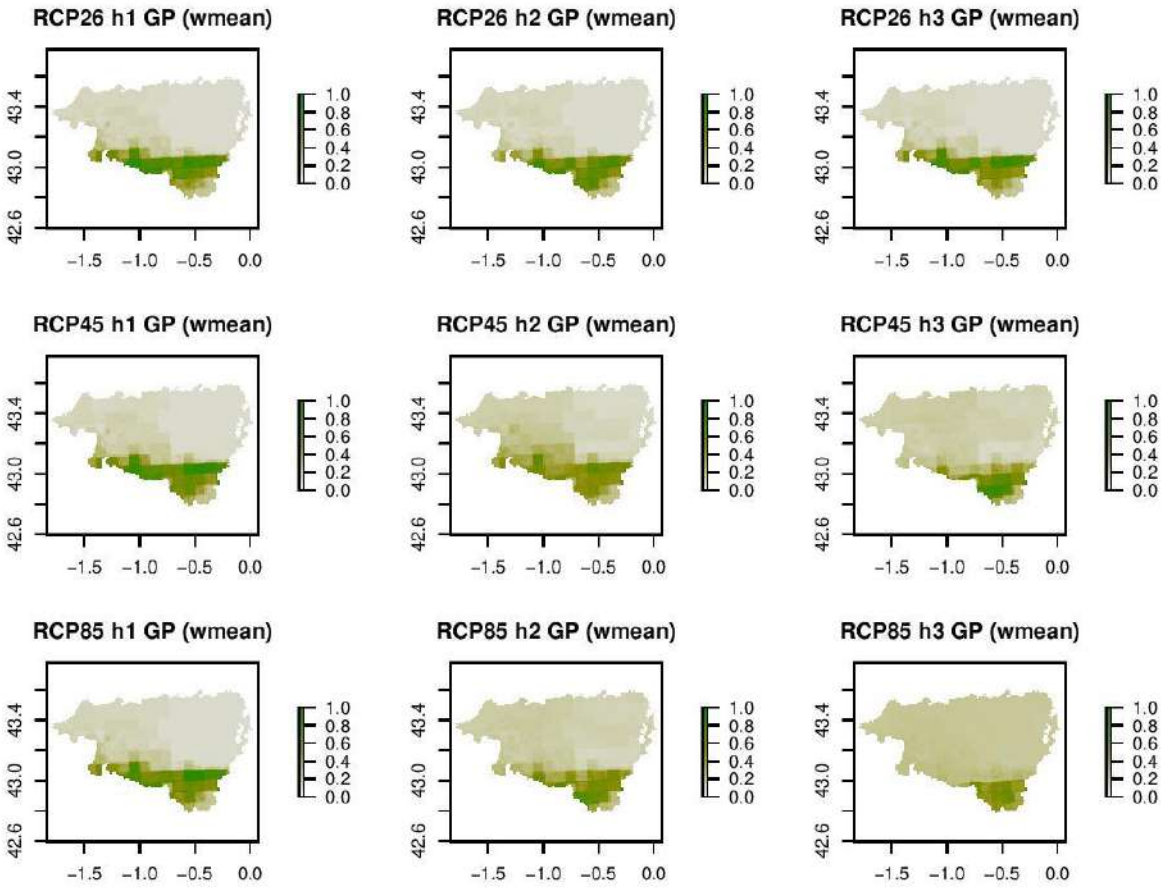
Annexe 14. Projections des répartitions futures de la Grenouille des Pyrénées en Nouvelle-Aquitaine

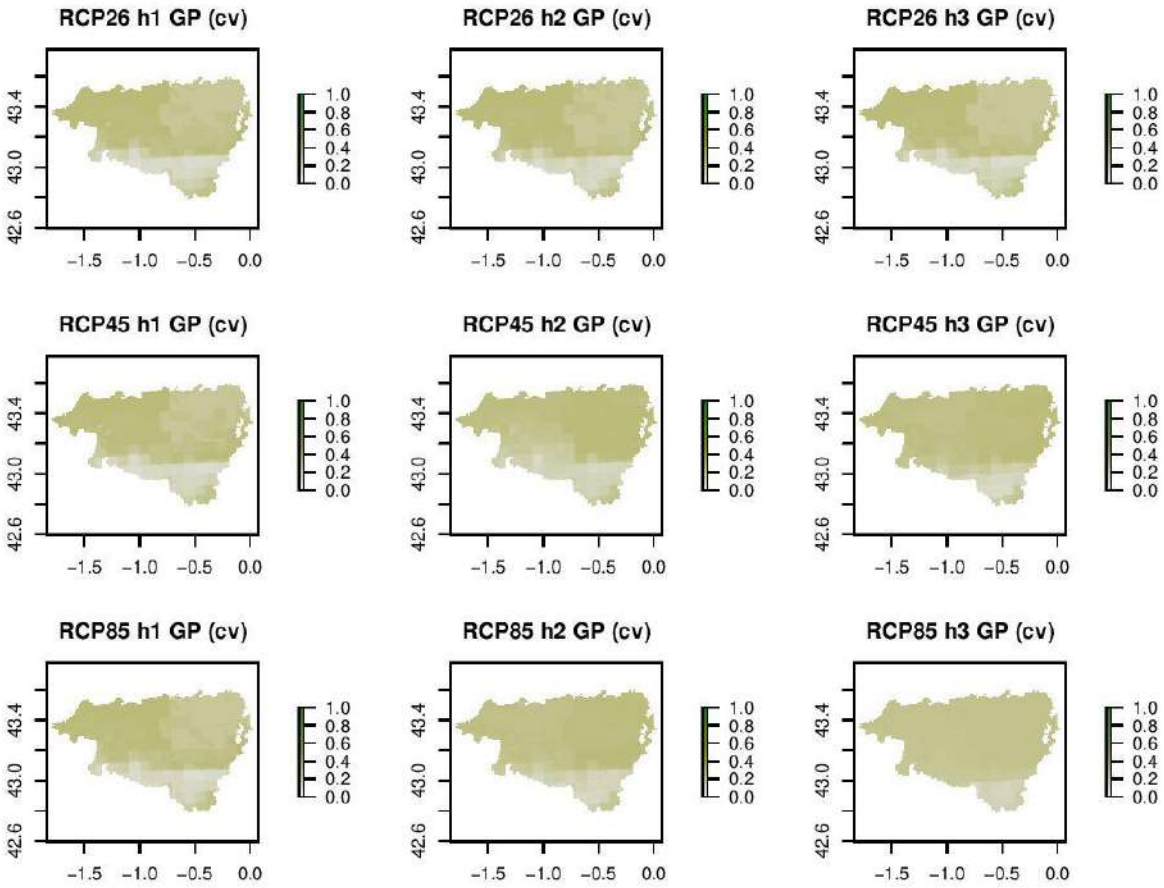
Description : Projections pour les 3 scénarios de changement climatique RCP2.5, RCP4.5 et RCP 8.5 et les trois horizons proche 2020-2050 (h1), moyen 2040-2070 (h2) et lointain 2070-2100 (h3). Présentation des résultats obtenus pour les 4 méthodes de modélisation d'ensemble, moyenne (mean), médiane (median), committee averaging (ca) et moyenne pondérée (wmean). La dernière méthode indique le coefficient de variation des projections entre les modèles utilisés pour la modélisation d'ensemble (cv).




RCP26 h1 GP (median)
RCP26 h2 GP (median)
RCP26 h3 GP (median)
RCP45 h1 GP (median)
RCP45 h2 GP (median)
RCP45 h3 GP (median)
RCP85 h1 GP (median)
RCP85 h2 GP (median)
RCP85 h3 GP (median)
43.4
43.0
42.6
−1.5 −1.0 −0.5 0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

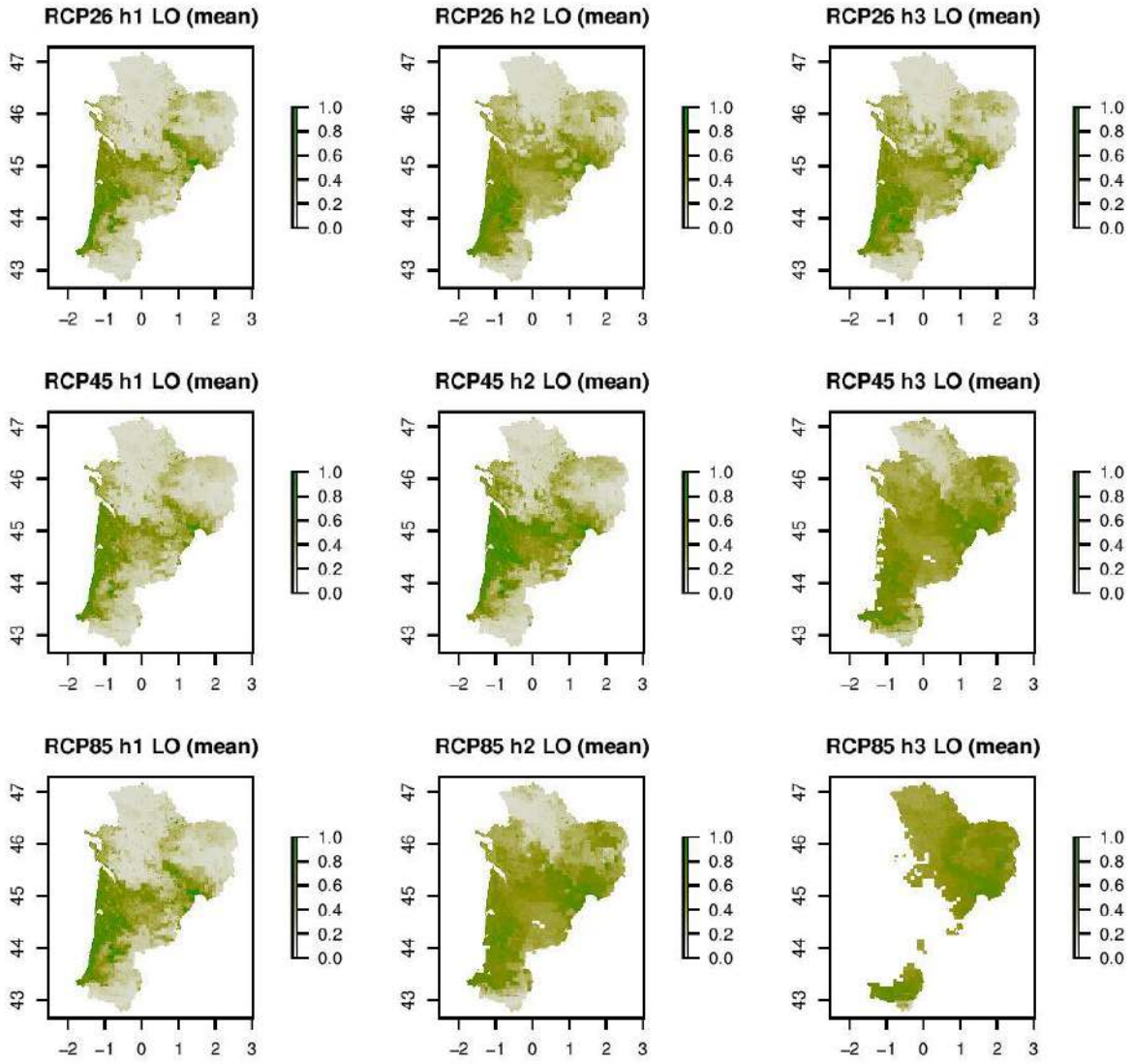

RCP26 h1 GP (ca)
RCP26 h2 GP (ca)
RCP26 h3 GP (ca)
RCP45 h1 GP (ca)
RCP45 h2 GP (ca)
RCP45 h3 GP (ca)
RCP85 h1 GP (ca)
RCP85 h2 GP (ca)
RCP85 h3 GP (ca)
42.6
43.0
43.4
−1.5
−1.0
−0.5
0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

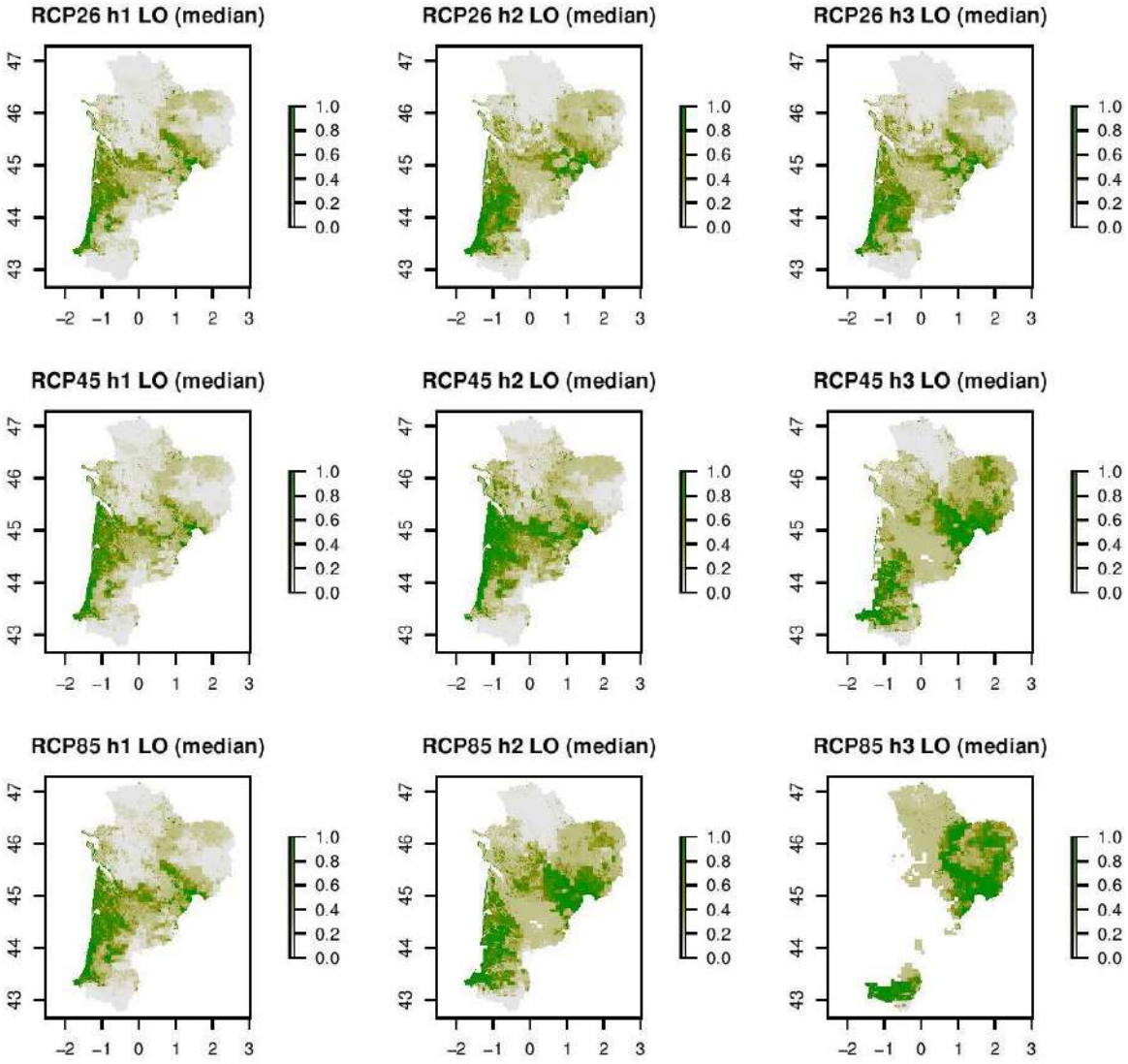

RCP26 h1 GP (wmean)
RCP26 h2 GP (wmean)
RCP26 h3 GP (wmean)
RCP45 h1 GP (wmean)
RCP45 h2 GP (wmean)
RCP45 h3 GP (wmean)
RCP85 h1 GP (wmean)
RCP85 h2 GP (wmean)
RCP85 h3 GP (wmean)
43.4
43.0
42.6
−1.5 −1.0 −0.5 0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

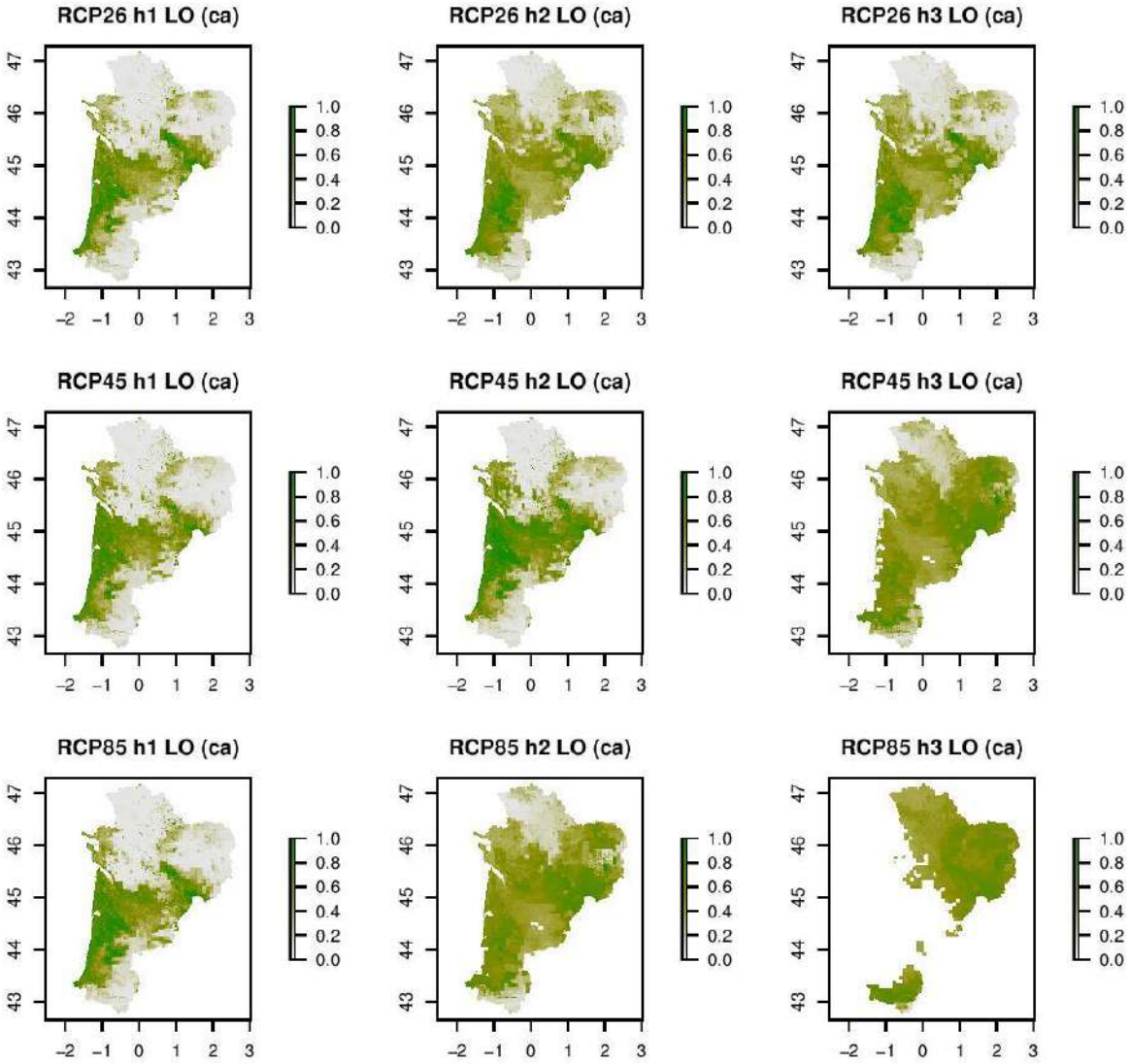

RCP26 h1 GP (cv)
RCP26 h2 GP (cv)
RCP26 h3 GP (cv)
RCP45 h1 GP (cv)
RCP45 h2 GP (cv)
RCP45 h3 GP (cv)
RCP85 h1 GP (cv)
RCP85 h2 GP (cv)
RCP85 h3 GP (cv)
42.6
43.0
43.4
−1.5
−1.0
−0.5
0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

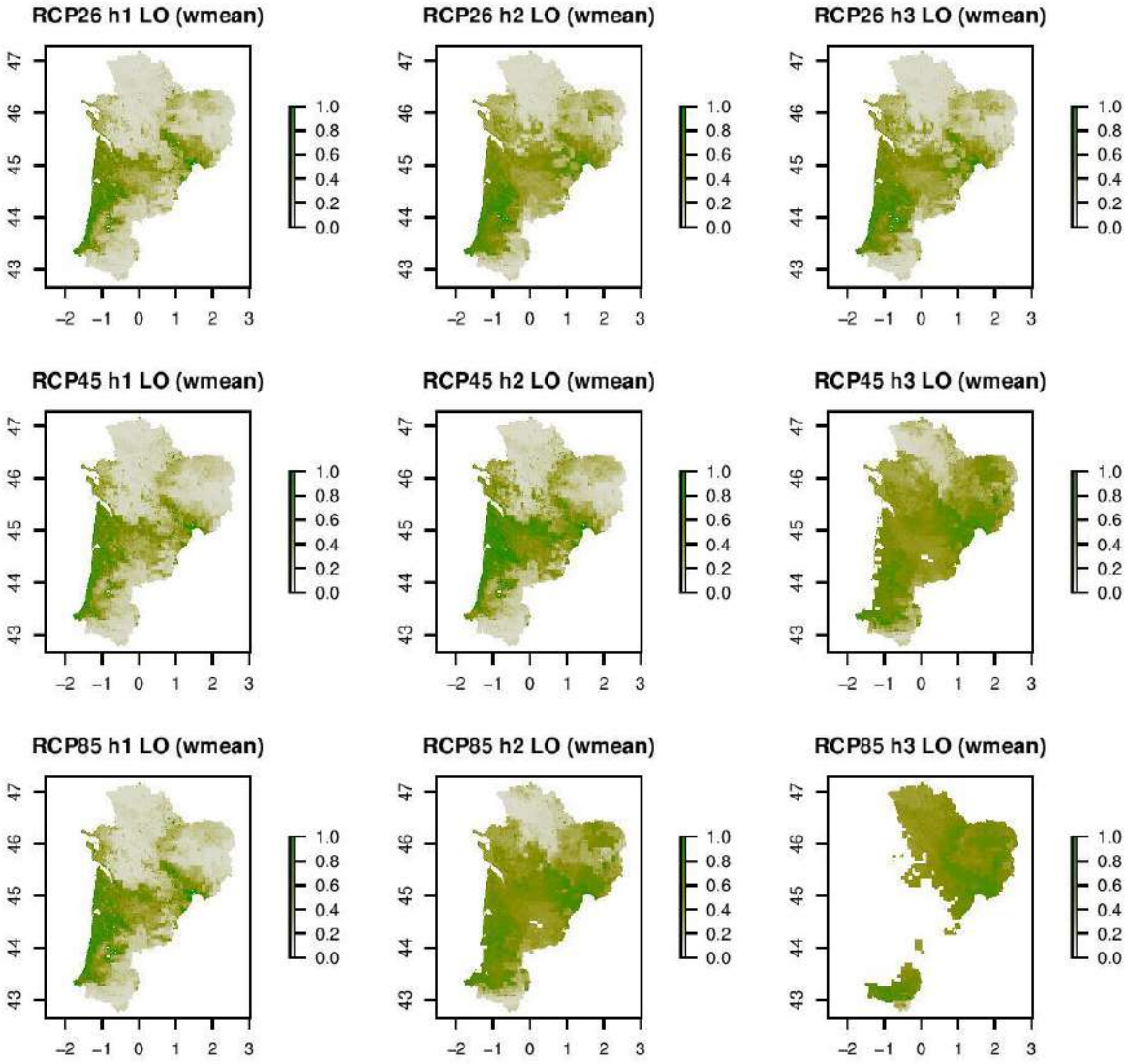
Annexe 15. Projections des répartitions futures du Lézard ocellé en Nouvelle-Aquitaine

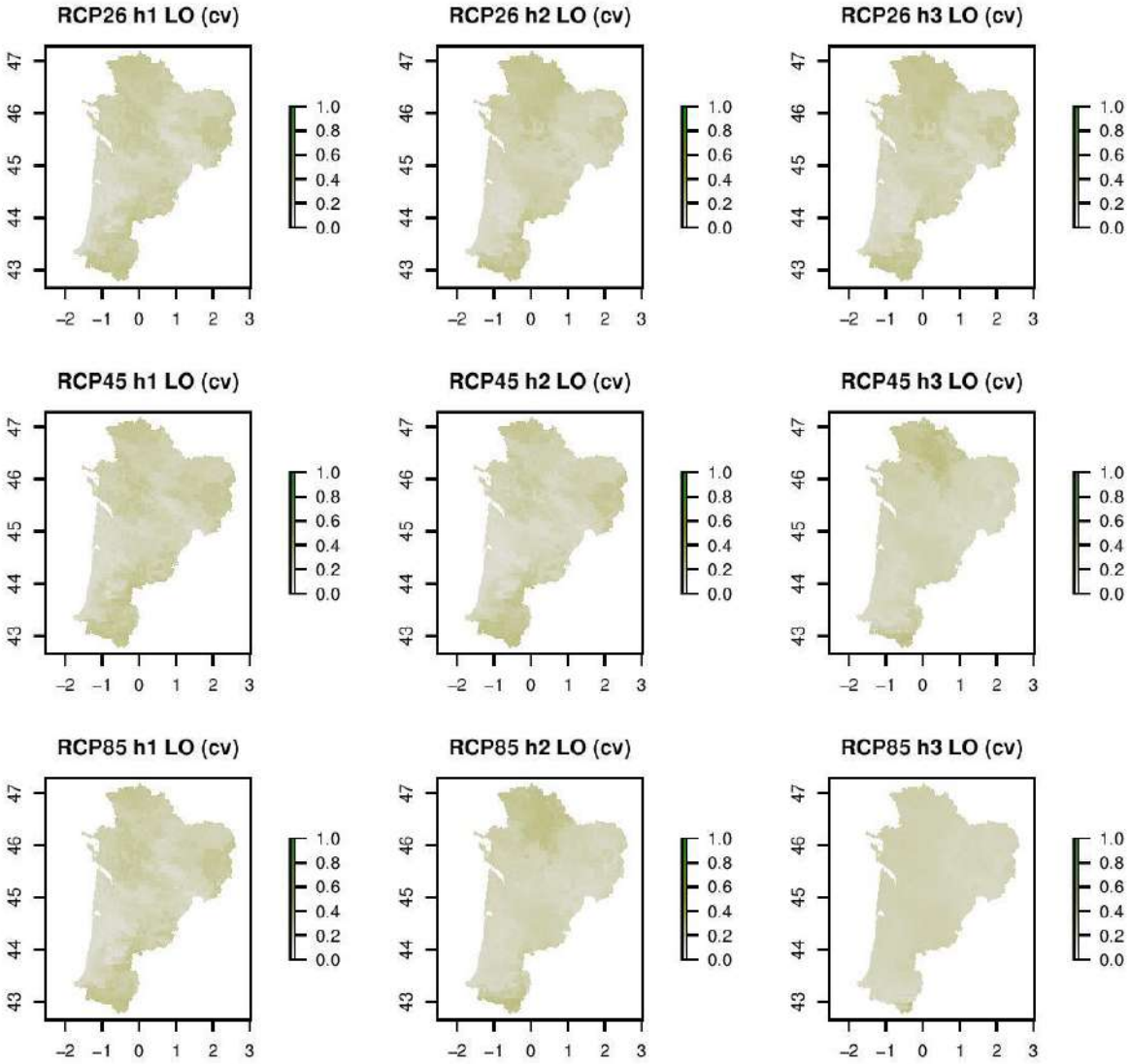
Description : Projections pour les 3 scénarios de changement climatique RCP2.5, RCP4.5 et RCP 8.5 et les trois horizons proche 2020-2050 (h1), moyen 2040-2070 (h2) et lointain 2070-2100 (h3). Présentation des résultats obtenus pour les 4 méthodes de modélisation d'ensemble, moyenne (mean), médiane (median), committee averaging (ca) et moyenne pondérée (wmean). La dernière méthode indique le coefficient de variation des projections entre les modèles utilisés pour la modélisation d'ensemble (cv).




RCP26 h1 LO (median)
RCP26 h2 LO (median)
RCP26 h3 LO (median)
RCP45 h1 LO (median)
RCP45 h2 LO (median)
RCP45 h3 LO (median)
RCP85 h1 LO (median)
RCP85 h2 LO (median)
RCP85 h3 LO (median)
47
46
45
44
43
−2 −1 0 1 2 3
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

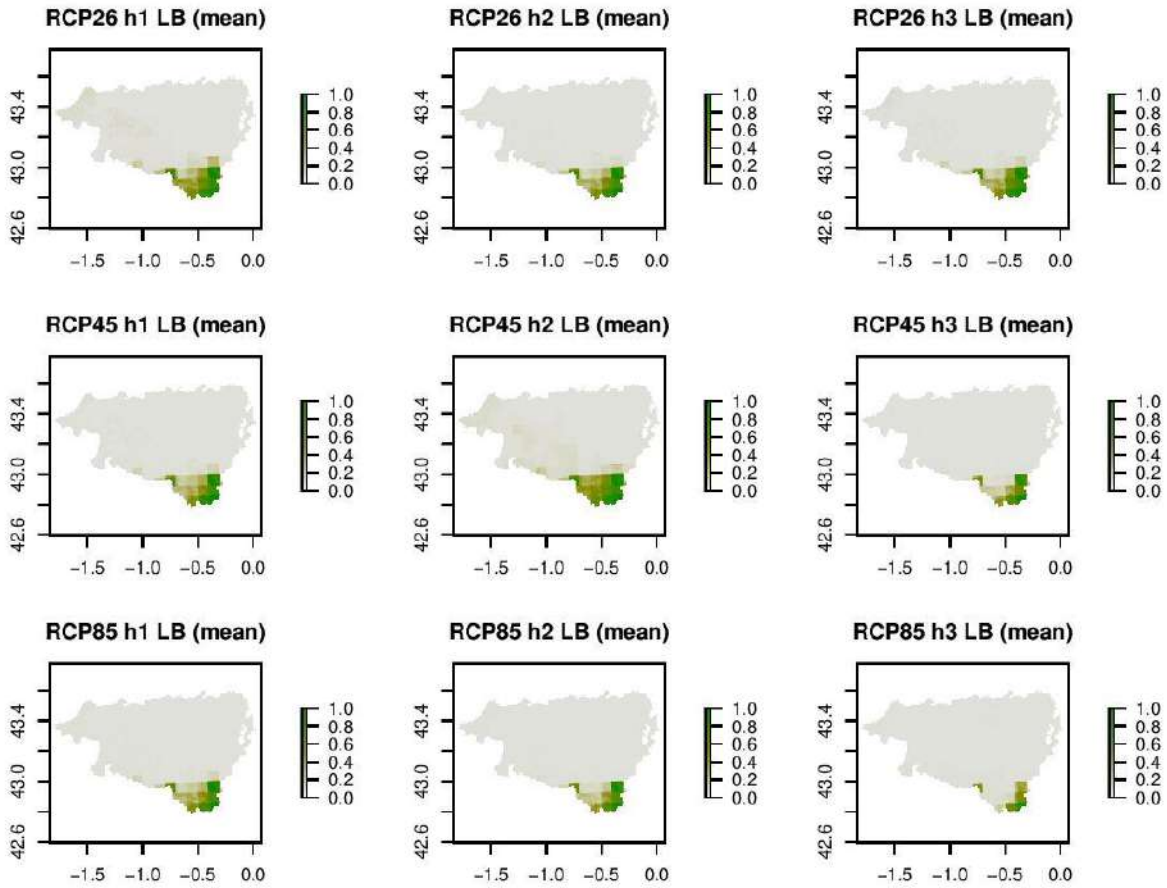

RCP26 h1 LO (ca)
RCP26 h2 LO (ca)
RCP26 h3 LO (ca)
RCP45 h1 LO (ca)
RCP45 h2 LO (ca)
RCP45 h3 LO (ca)
RCP85 h1 LO (ca)
RCP85 h2 LO (ca)
RCP85 h3 LO (ca)
43
44
45
46
47
−2
−1
0
1
2
3
0.0
0.2
0.4
0.6
0.8
1.0

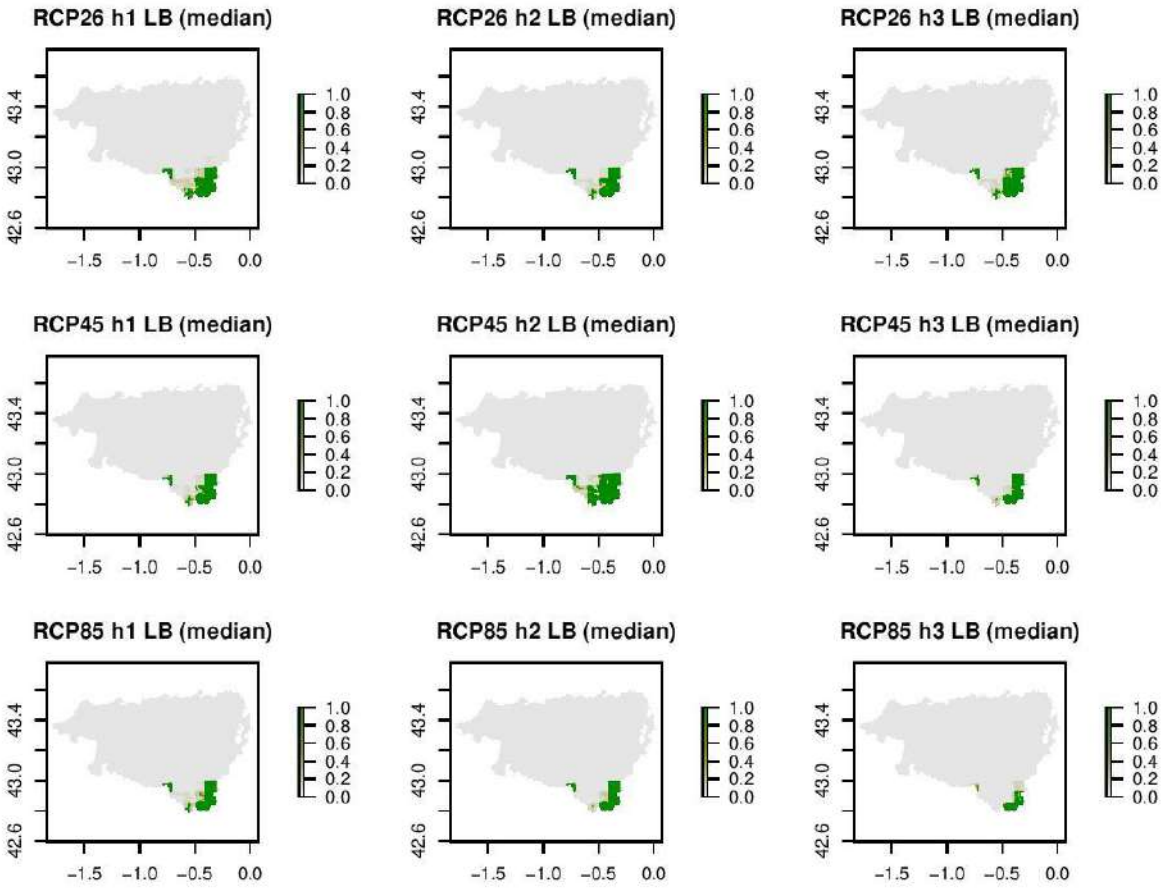

RCP26 h1 LO (wmean)
RCP26 h2 LO (wmean)
RCP26 h3 LO (wmean)
RCP45 h1 LO (wmean)
RCP45 h2 LO (wmean)
RCP45 h3 LO (wmean)
RCP85 h1 LO (wmean)
RCP85 h2 LO (wmean)
RCP85 h3 LO (wmean)
47
46
45
44
43
−2 −1 0 1 2 3
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

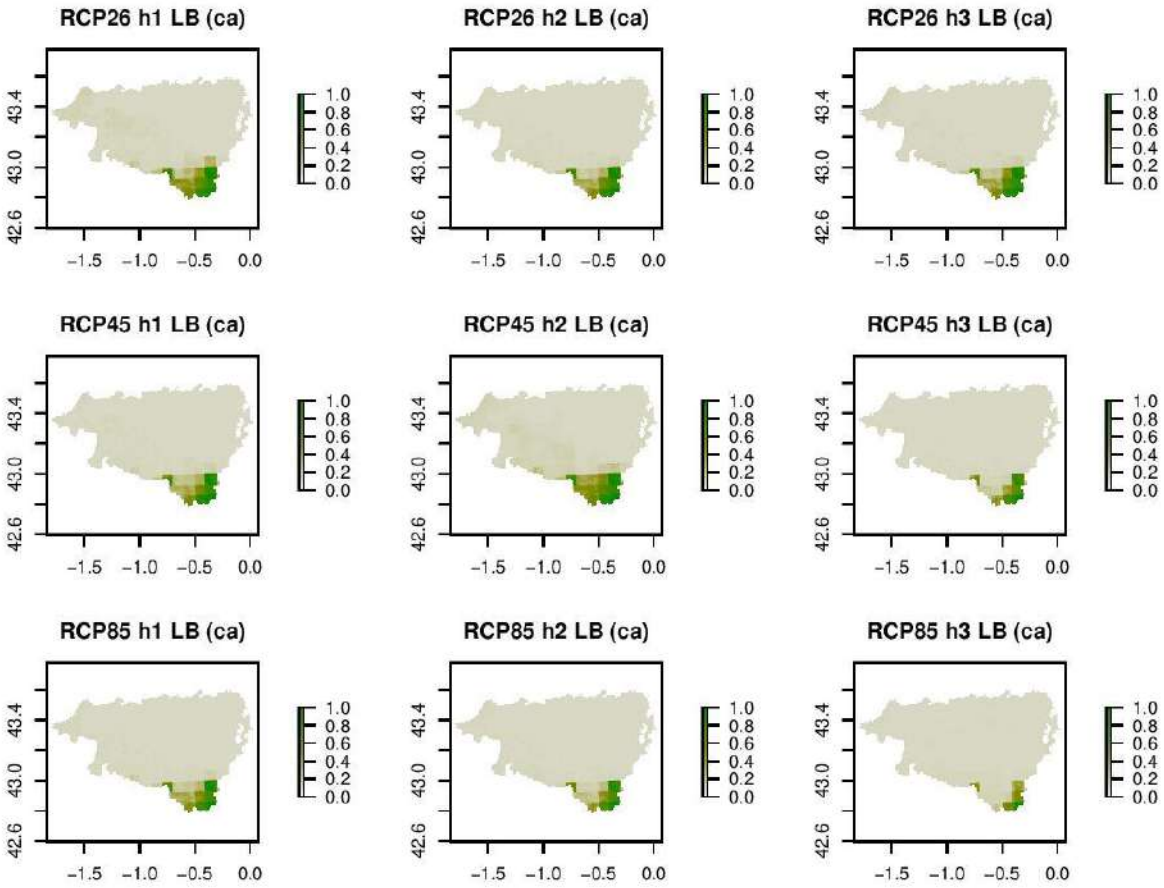

RCP26 h1 LO (cv)
RCP26 h2 LO (cv)
RCP26 h3 LO (cv)
RCP45 h1 LO (cv)
RCP45 h2 LO (cv)
RCP45 h3 LO (cv)
RCP85 h1 LO (cv)
RCP85 h2 LO (cv)
RCP85 h3 LO (cv)
47
46
45
44
43
−2 −1 0 1 2 3
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

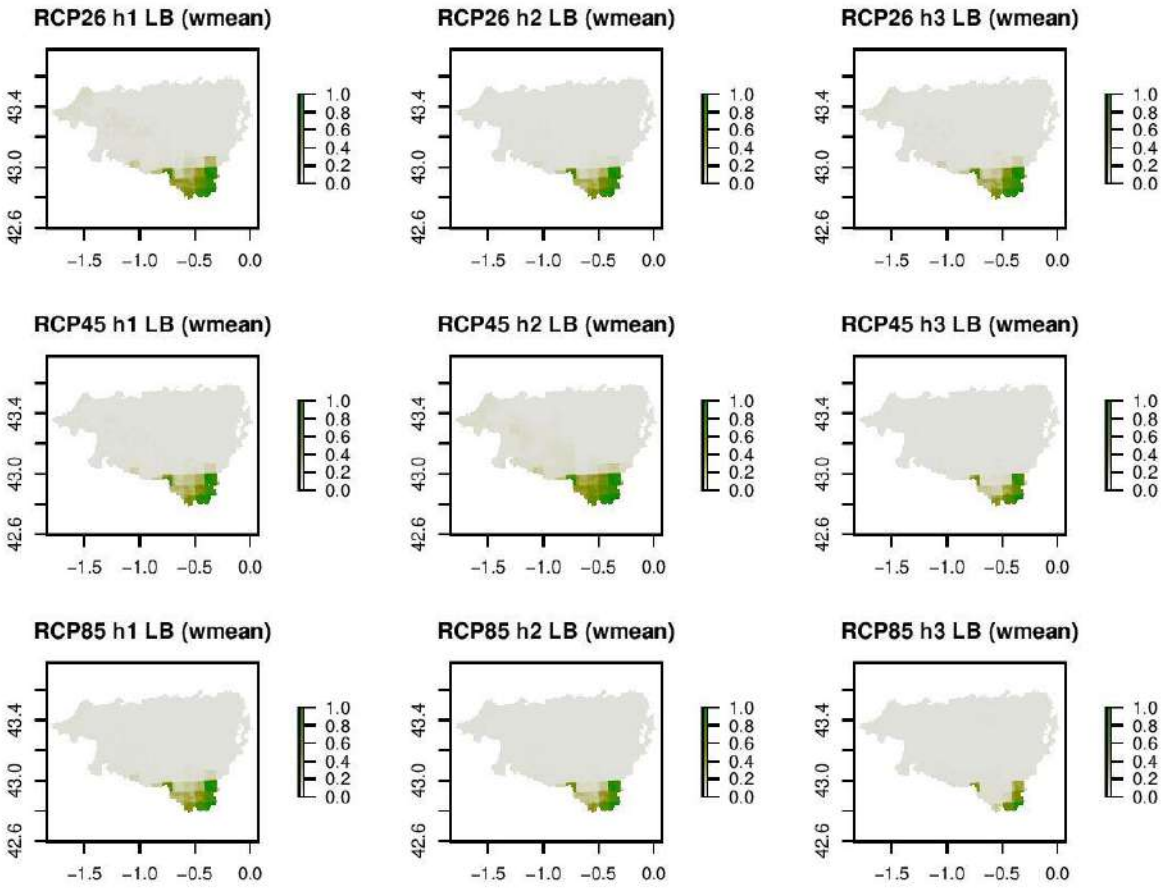
Annexe 16. Projections des répartitions futures du Lézard de Bonnal en Nouvelle-Aquitaine

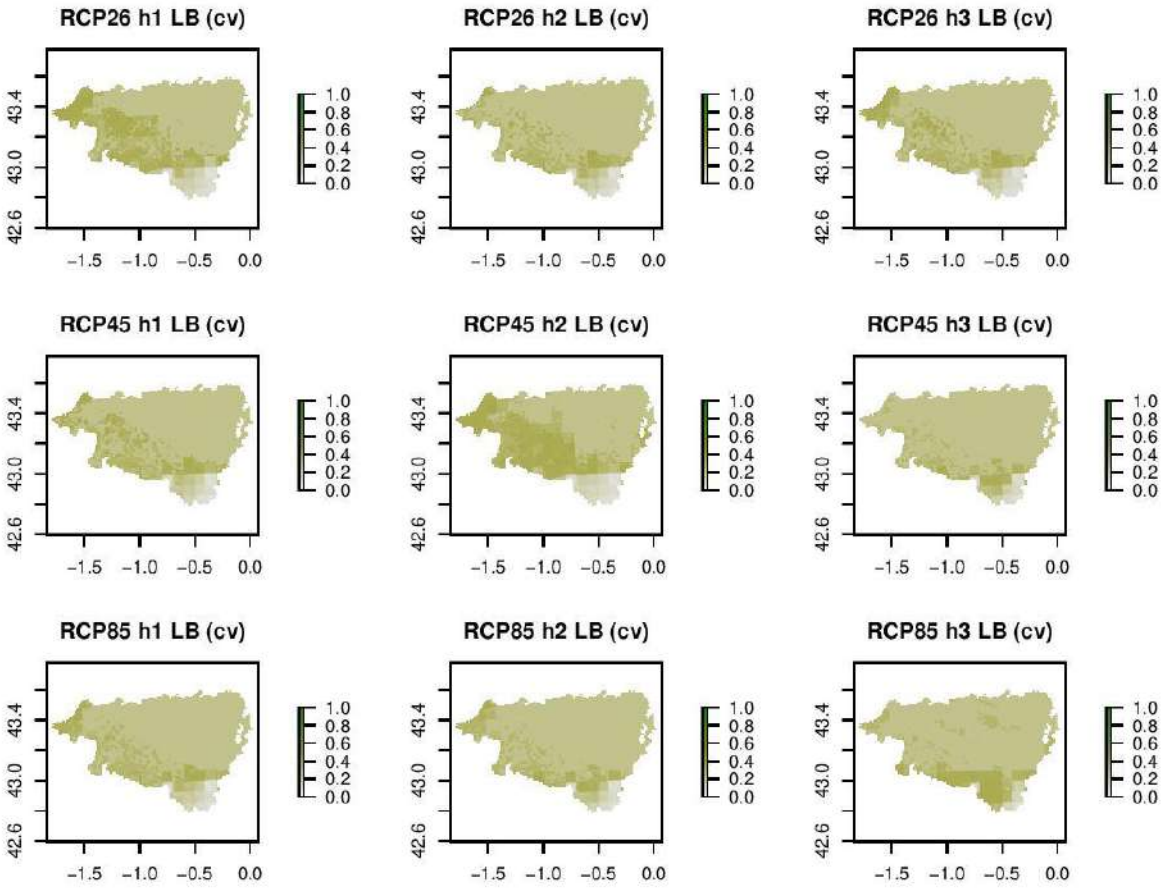
Description : Projections pour les 3 scénarios de changement climatique RCP2.5, RCP4.5 et RCP 8.5 et les trois horizons proche 2020-2050 (h1), moyen 2040-2070 (h2) et lointain 2070-2100 (h3). Présentation des résultats obtenus pour les 4 méthodes de modélisation d'ensemble, moyenne (mean), médiane (median), committee averaging (ca) et moyenne pondérée (wmean). La dernière méthode indique le coefficient de variation des projections entre les modèles utilisés pour la modélisation d'ensemble (cv).




RCP26 h1 LB (median)
RCP26 h2 LB (median)
RCP26 h3 LB (median)
RCP45 h1 LB (median)
RCP45 h2 LB (median)
RCP45 h3 LB (median)
RCP85 h1 LB (median)
RCP85 h2 LB (median)
RCP85 h3 LB (median)
42.6
43.0
43.4
−1.5
−1.0
−0.5
0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

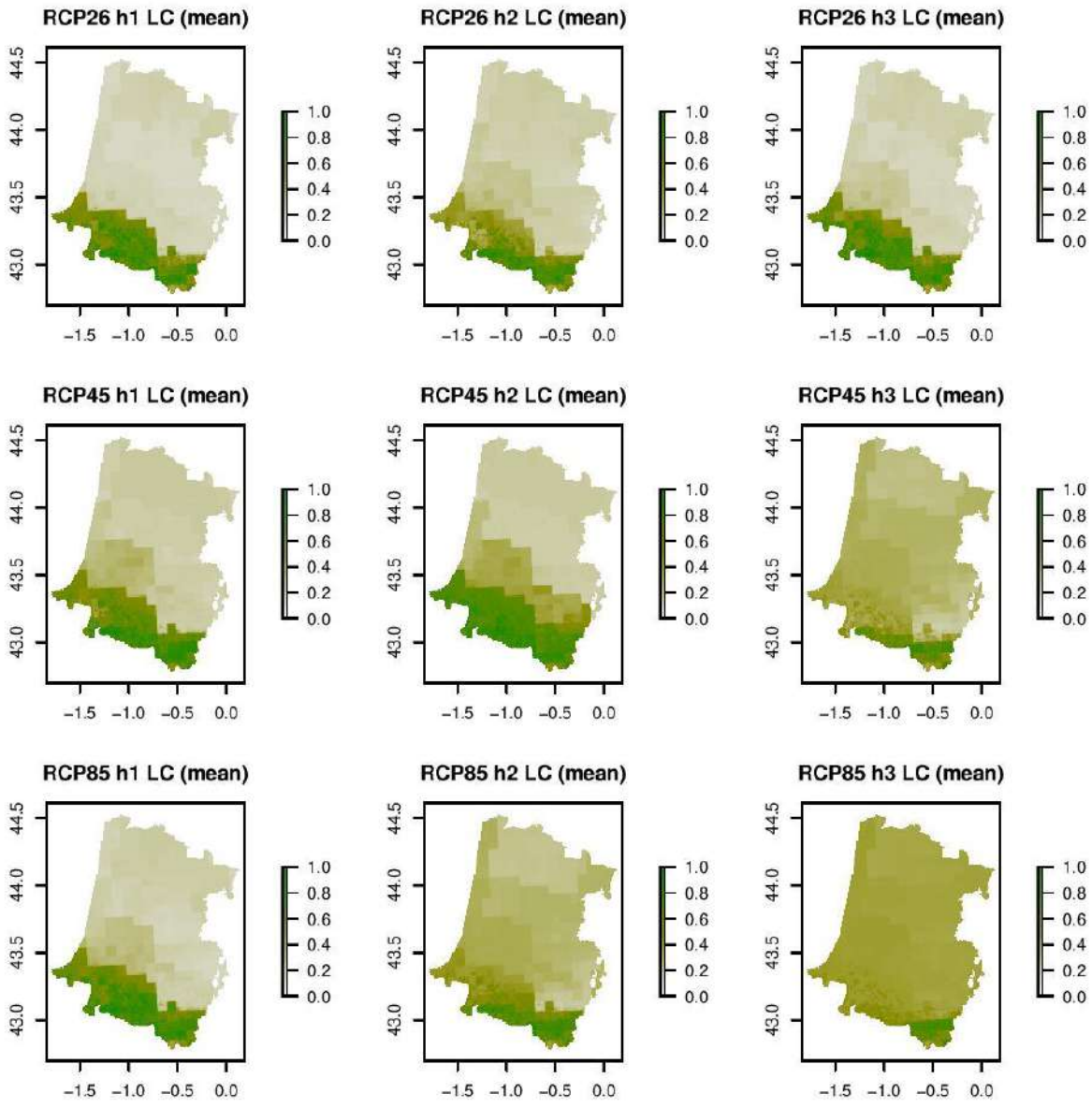

RCP26 h1 LB (ca)
RCP26 h2 LB (ca)
RCP26 h3 LB (ca)
RCP45 h1 LB (ca)
RCP45 h2 LB (ca)
RCP45 h3 LB (ca)
RCP85 h1 LB (ca)
RCP85 h2 LB (ca)
RCP85 h3 LB (ca)
42.6
43.0
43.4
−1.5
−1.0
−0.5
0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

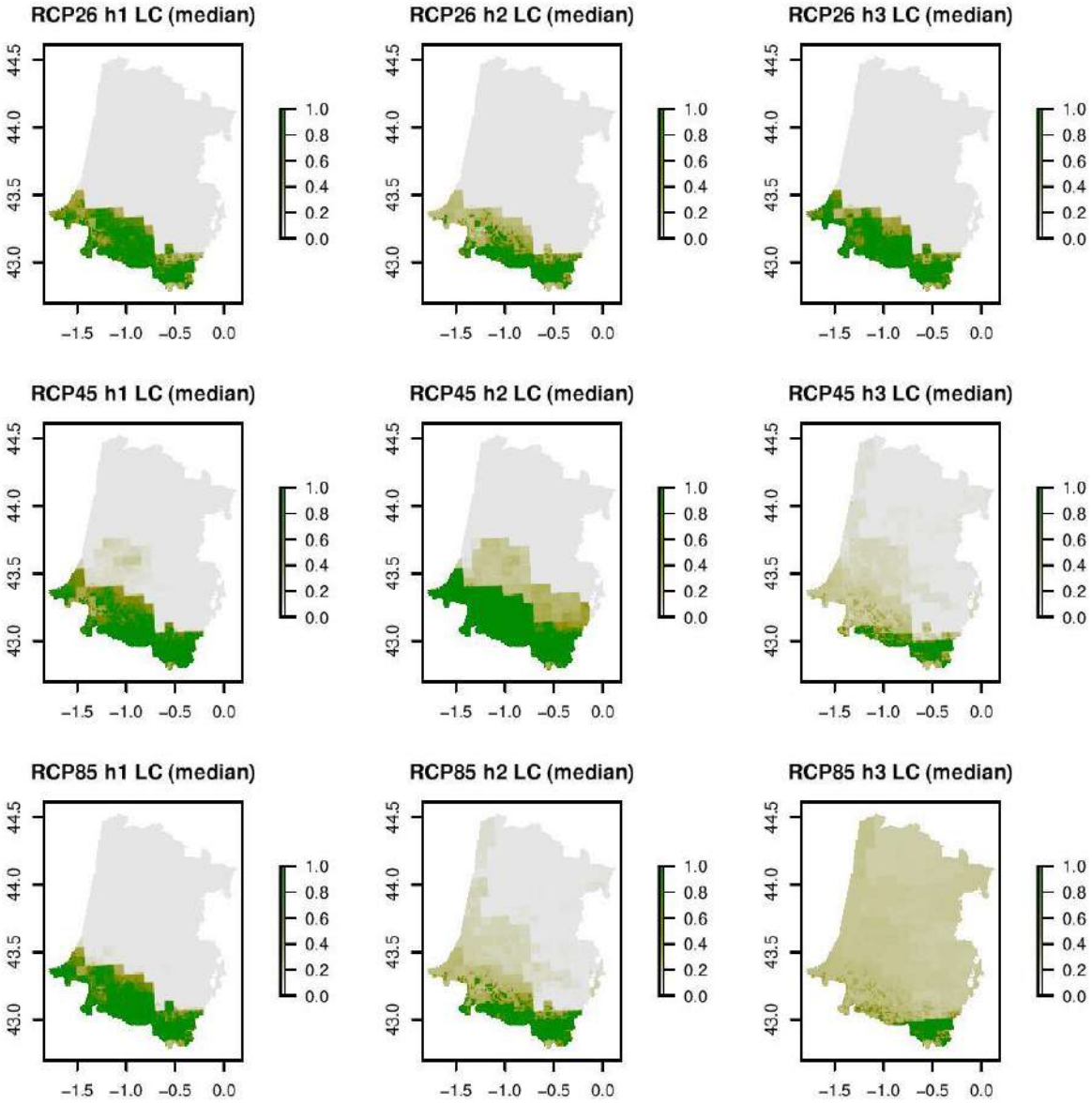

RCP26 h1 LB (wmean)
RCP26 h2 LB (wmean)
RCP26 h3 LB (wmean)
RCP45 h1 LB (wmean)
RCP45 h2 LB (wmean)
RCP45 h3 LB (wmean)
RCP85 h1 LB (wmean)
RCP85 h2 LB (wmean)
RCP85 h3 LB (wmean)
43.4
43.0
42.6
−1.5
−1.0
−0.5
0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

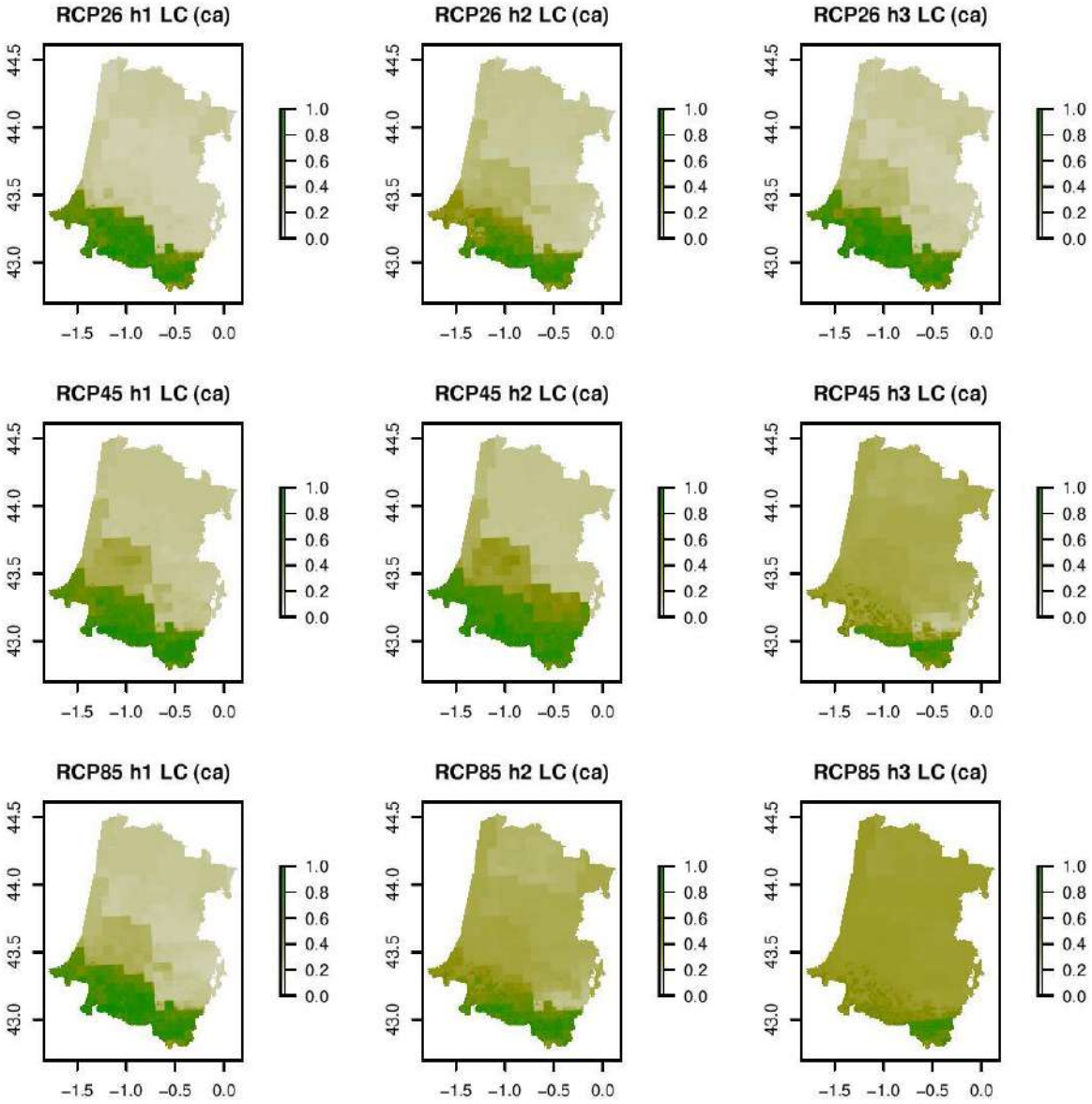

RCP26 h1 LB (cv)
RCP26 h2 LB (cv)
RCP26 h3 LB (cv)
RCP45 h1 LB (cv)
RCP45 h2 LB (cv)
RCP45 h3 LB (cv)
RCP85 h1 LB (cv)
RCP85 h2 LB (cv)
RCP85 h3 LB (cv)
42.6
43.0
43.4
−1.5
−1.0
−0.5
0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

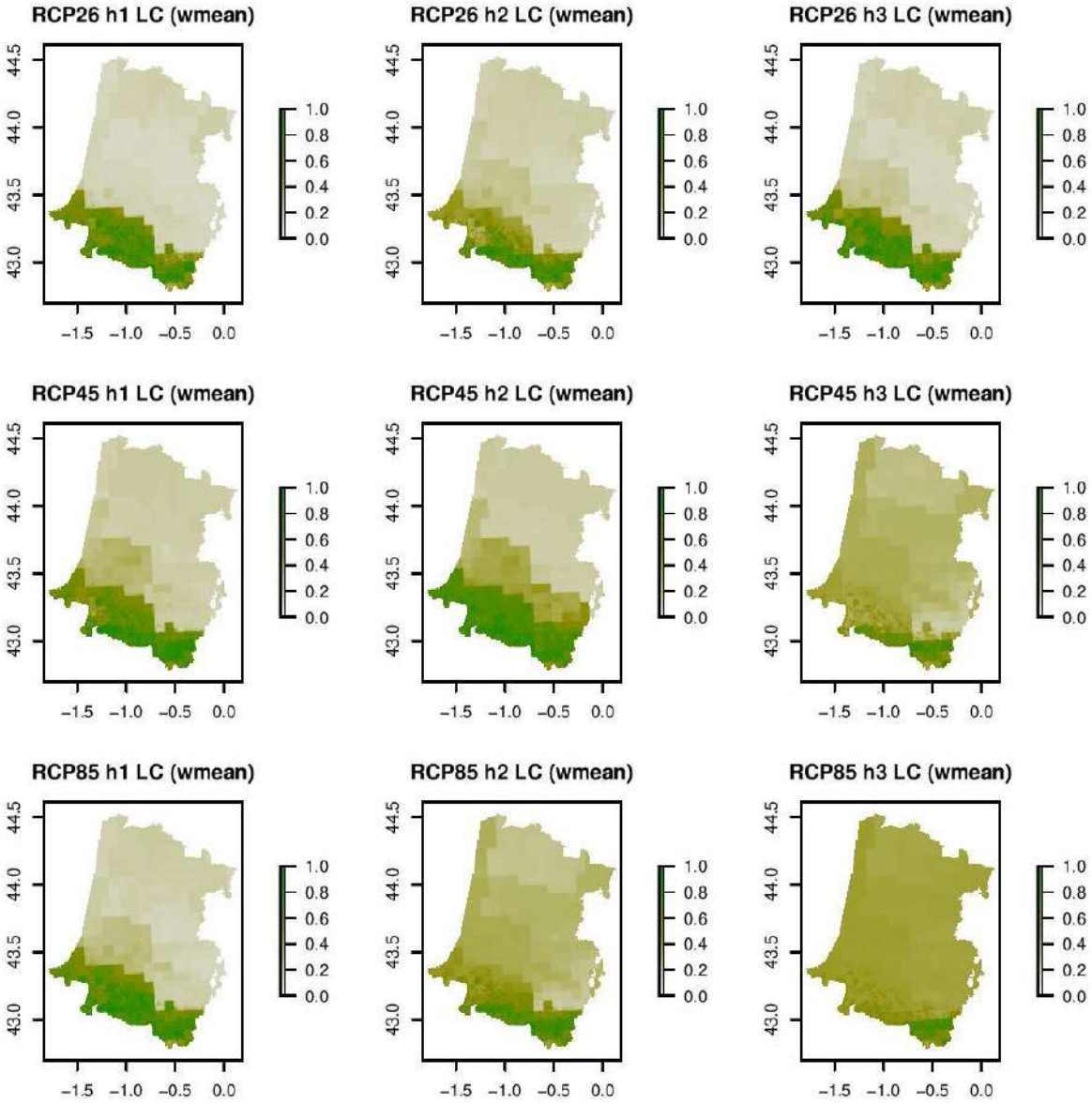
Annexe 17. Projections des répartitions futures du Lézard catalan en Nouvelle-Aquitaine

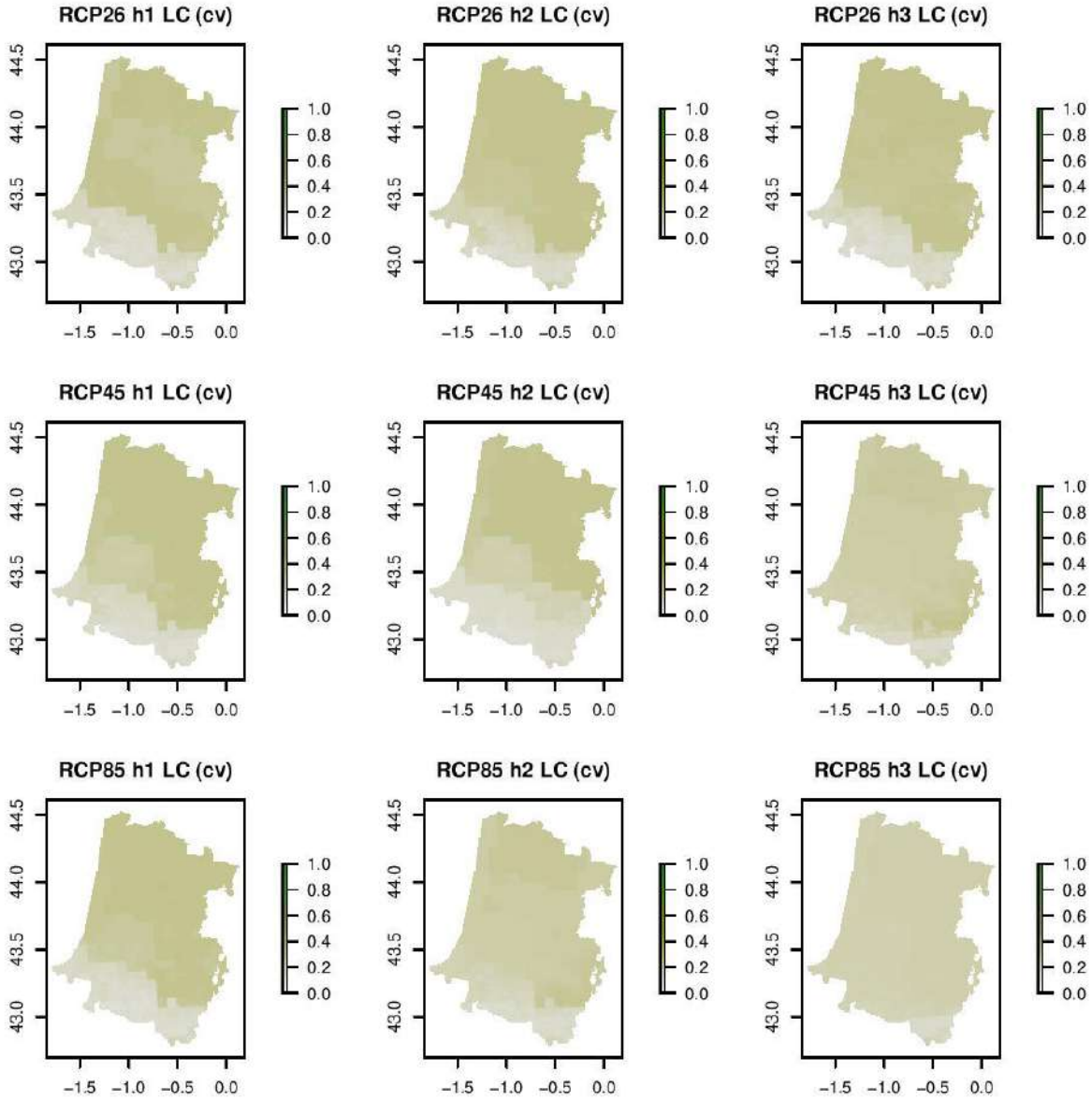
Description : Projections pour les 3 scénarios de changement climatique RCP2.5, RCP4.5 et RCP 8.5 et les trois horizons proche 2020-2050 (h1), moyen 2040-2070 (h2) et lointain 2070-2100 (h3). Présentation des résultats obtenus pour les 4 méthodes de modélisation d'ensemble, moyenne (mean), médiane (median), committee averaging (ca) et moyenne pondérée (wmean). La dernière méthode indique le coefficient de variation des projections entre les modèles utilisés pour la modélisation d'ensemble (cv).




RCP26 h1 LC (median)
RCP26 h2 LC (median)
RCP26 h3 LC (median)
RCP45 h1 LC (median)
RCP45 h2 LC (median)
RCP45 h3 LC (median)
RCP85 h1 LC (median)
RCP85 h2 LC (median)
RCP85 h3 LC (median)
44.5
44.0
43.5
43.0
−1.5 −1.0 −0.5 0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0


RCP26 h1 LC (ca)
RCP26 h2 LC (ca)
RCP26 h3 LC (ca)
RCP45 h1 LC (ca)
RCP45 h2 LC (ca)
RCP45 h3 LC (ca)
RCP85 h1 LC (ca)
RCP85 h2 LC (ca)
RCP85 h3 LC (ca)
44.5
44.0
43.5
43.0
−1.5 −1.0 −0.5 0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0


RCP26 h1 LC (wmean)
RCP26 h2 LC (wmean)
RCP26 h3 LC (wmean)
RCP45 h1 LC (wmean)
RCP45 h2 LC (wmean)
RCP45 h3 LC (wmean)
RCP85 h1 LC (wmean)
RCP85 h2 LC (wmean)
RCP85 h3 LC (wmean)
44.5
44.0
43.5
43.0
−1.5 −1.0 −0.5 0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0


RCP26 h1 LC (cv)
RCP26 h2 LC (cv)
RCP26 h3 LC (cv)
RCP45 h1 LC (cv)
RCP45 h2 LC (cv)
RCP45 h3 LC (cv)
RCP85 h1 LC (cv)
RCP85 h2 LC (cv)
RCP85 h3 LC (cv)
44.5
44.0
43.5
43.0
−1.5 −1.0 −0.5 0.0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0

Annexe 18. Résultats des modèles individuels pour la Marmotte des Alpes

Performance des modèles individuels

Les différents algorithmes sélectionnés donnent des performances très similaires entre elles pour la zone Nouvelle-Aquitaine, avec une variation des performances plus importante pour MaxEnt de Phillips (Fig. 355). Un effet sur la performance est observé avec l'ajout de la correction spatiale. Des variables plus importantes sont observées avec les modèles de la zone Pyrénées mais sont plus homogènes entre les algorithmes. Ces derniers modèles sont moins performants que les modèles de la zone Nouvelle-Aquitaine.

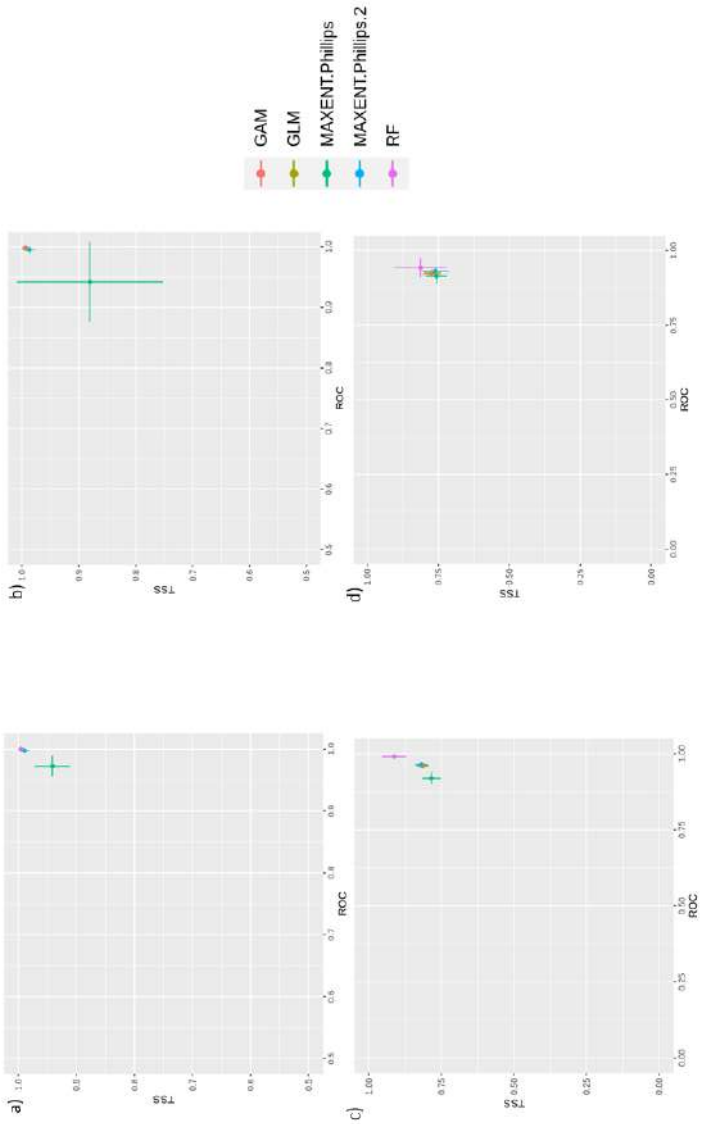


Fig. 355. Performances des modèles individuels TSS en fonction de ROC

En a) Approche zone Nouvelle-Aquitaine sans correction, b) Approche zone Nouvelle-Aquitaine avec correction, c) Approche zone Pyrénées sans correction, d) Approche zone Pyrénées avec correction.

Importance des variables des modèles individuels

Les différents algorithmes ne donnent pas la même importance aux différentes variables. Ils s'accordent cependant sur l'importance de l'altitude, de la température moyenne maximum en hiver et la médiane de la quantité de pluie en été. Les modèles de l'approche zone des Pyrénées donnent moins de poids à la variable altitude par rapport aux autres variables. On peut remarquer qu'il y a de plus grandes différences entre les différentes approches qu'entre les différents algorithmes pour l'importance des variables.

Tab. CXXXVIII. Performance par algorithme approche Nouvelle-Aquitaine sans correction

	GLM	GAM	RF	MAXENT.Phillips	MAXENT.Phillips.2
Foret	0.026	0.023	0.003	0.019	0.068
Minerales	0.000	0.000	0.012	0.038	0.032
Pelouse_landes	0.006	0.002	0.005	0.078	0.044
Altitude	0.467	0.540	0.210	0.397	0.827
Exposition	0.000	0.000	0.002	0.026	0.015
MedPluie_Ete	0.092	0.241	0.016	0.138	0.609
MoyTemp_max_Hiv	0.129	0.186	0.013	0.063	0.406
SdTemp_Ete	0.007	0.014	0.000	0.003	0.006
SdTemp_Hiv	0.693	0.674	0.013	0.026	0.304
TotNeige_Hiv	0.029	0.018	0.015	0.040	0.052

Tab. CXXXIX. Performance par algorithme approche Nouvelle-Aquitaine avec correction

	GLM	GAM	RF	MAXENT.Phillips	MAXENT.Phillips.2
Foret	0.051	0.051	0.004	0.074	0.133
Minerales	0.021	0.015	0.034	0.181	0.057
Pelouse_landes	0.041	0.043	0.007	0.099	0.127
Altitude	0.701	0.748	0.225	0.616	0.703
Exposition	0.001	0.001	0.004	0.059	0.043
MedPluie_Ete	0.157	0.120	0.009	0.179	0.503
MoyTemp_max_Hiv	0.113	0.226	0.013	0.073	0.418
SdTemp_Ete	0.006	0.021	0.001	0.019	0.038
SdTemp_Hiv	0.824	0.753	0.009	0.040	0.498
TotNeige_Hiv	0.077	0.083	0.014	0.164	0.174

Tab. CXL. Performance par algorithme approche Pyrénées sans correction

	GLM	GAM	RF	MAXENT.Phillips	MAXENT.Phillips.2
Foret	0.037	0.048	0.011	0.098	0.084
Minerales	0.029	0.026	0.054	0.087	0.089
Pelouse_landes	0.010	0.016	0.029	0.137	0.082
Altitude	0.442	0.394	0.244	0.337	0.438
Exposition	0.001	0.001	0.027	0.101	0.073
MedPluie_Ete	0.042	0.064	0.060	0.110	0.171
MoyTemp_max_Hiv	0.072	0.084	0.090	0.110	0.240
SdTemp_Ete	0.060	0.040	0.002	0.006	0.034
SdTemp_Hiv	0.295	0.260	0.010	0.027	0.159
TotNeige_Hiv	0.339	0.380	0.038	0.115	0.086

Tab. CXLI. Performance par algorithme approche Pyrénées avec correction

	GLM	GAM	RF	MAXENT.Phillips	MAXENT.Phillips.2
Foret	0.040	0.136	0.026	0.090	0.225
Minerales	0.003	0.023	0.091	0.114	0.081
Pelouse_landes	0.011	0.059	0.028	0.063	0.090
Altitude	0.578	0.594	0.316	0.628	0.544
Exposition	0.001	0.001	0.027	0.080	0.081
MedPluie_Ete	0.015	0.028	0.024	0.204	0.289
MoyTemp_max_Hiv	0.085	0.067	0.043	0.075	0.783
SdTemp_Ete	0.018	0.007	0.004	0.012	0.082
SdTemp_Hiv	0.333	0.187	0.011	0.093	0.071
TotNeige_Hiv	0.009	0.008	0.028	0.044	0.225

Courbes de réponse des modèles individuels

Les courbes de réponse montrent que les différents algorithmes donnent différent type de réponse (Fig. 356, Fig. 357, Fig. 358, Fig. 359). Les modèles GLM et GAM ont des réponses quadratiques tandis que les modèles MaxEnt ont des réponses soit quadratiques soit des réponses avec des valeurs charnières. Des réponses linéaires sont observées en particulier quand la variable n'a que peu d'influence sur l'espèce étudiée. Certains modèles (en particulier MaxEnt Phillips), donne pour certaines simulations des réponses très différentes des autres. Ces observations sont à mettre en lien avec les performances variables de ces modèles.

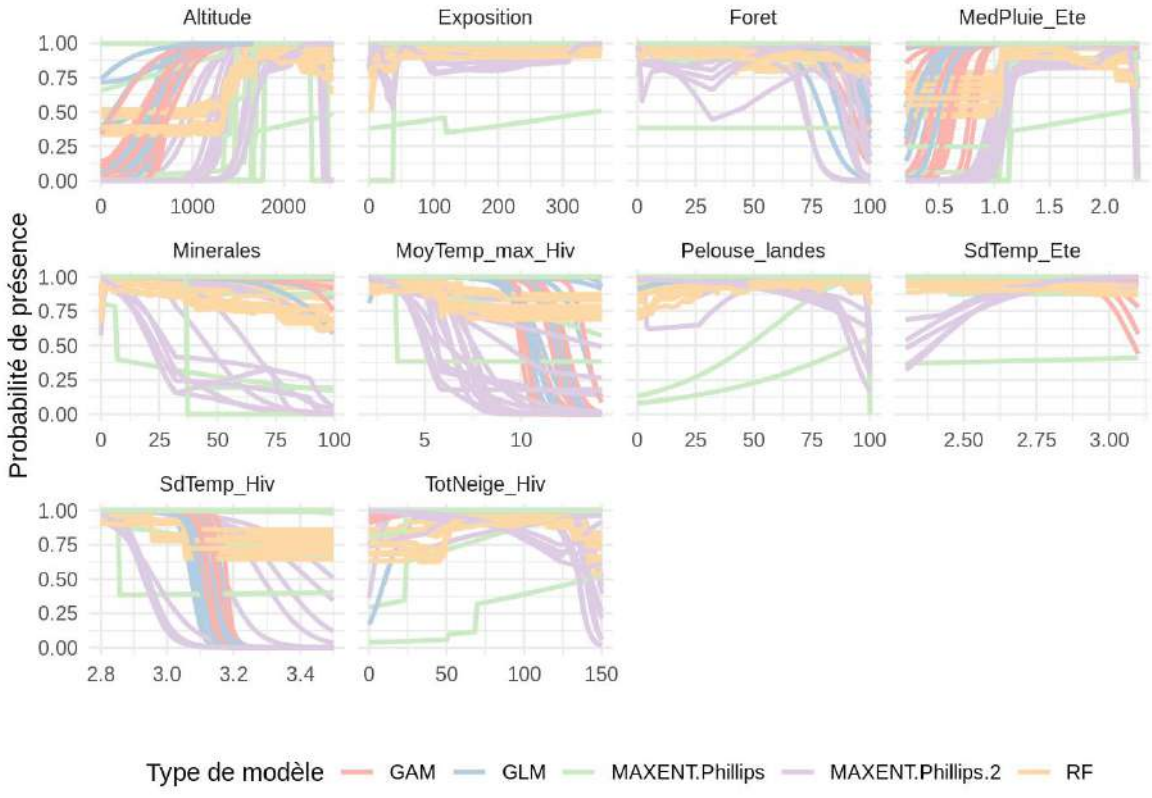


Fig. 356. Courbes de réponse pour l'approche zone Nouvelle-Aquitaine avec correction

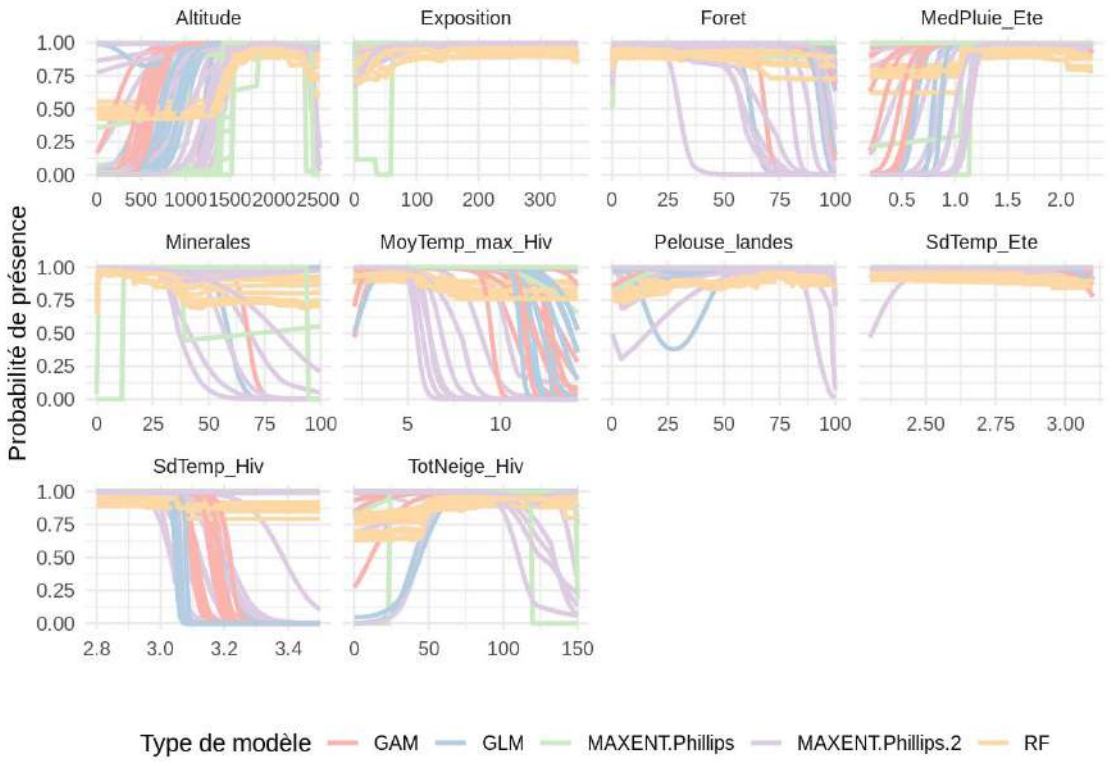


Fig. 357. Courbes de réponse pour l'approche zone Nouvelle-Aquitaine avec correction

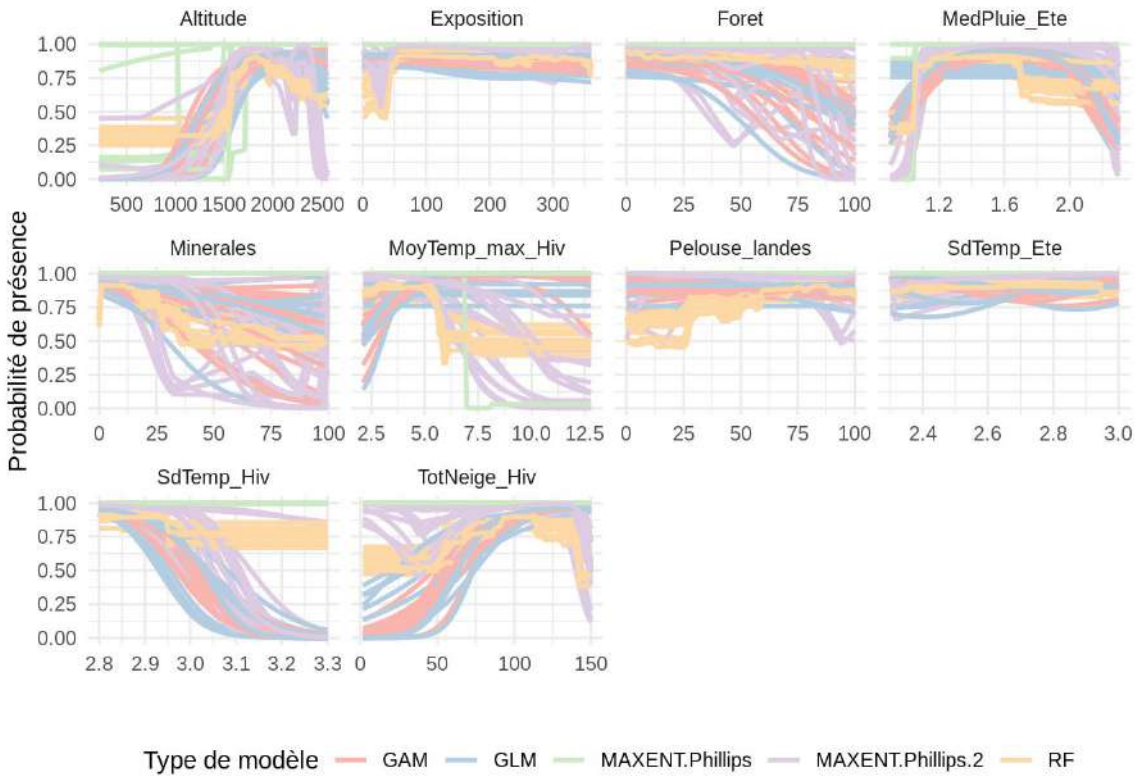


Fig. 358. Courbes de réponse pour l'approche zone Pyrénées sans correction

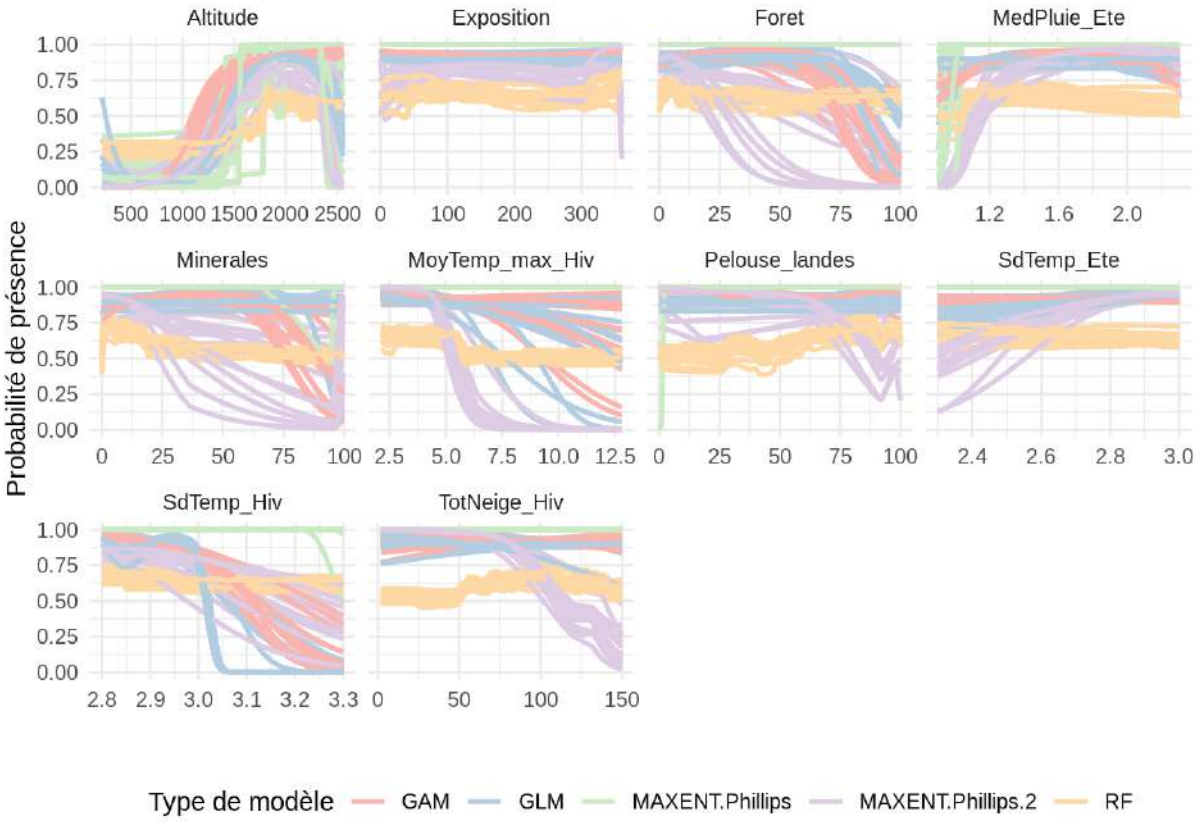


Fig. 359. Courbes de réponse pour l'approche zone Pyrénées avec correction

Annexe 19. Matrice Épaisseur de lisière pour CORINE Land Cover

codeCLC	111	112	121	142	122	123	131	132	133	124	141	211	222	242	221	231	243	311	312	313	333	322	324	332	334	411	412	521	421	423	511	512	522	523
111	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
112	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
121	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
142	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
122	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
123	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
131	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
132	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
133	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
124	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
141	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
222	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
242	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
221	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
231	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
243	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
311	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	0	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
312	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
313	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	0	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
333	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
322	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
324	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
332	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
334	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
411	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
412	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
521	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
421	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
423	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
511	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
512	500	500	500	500	500	0	500	500	500	0	0	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
522	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
523	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

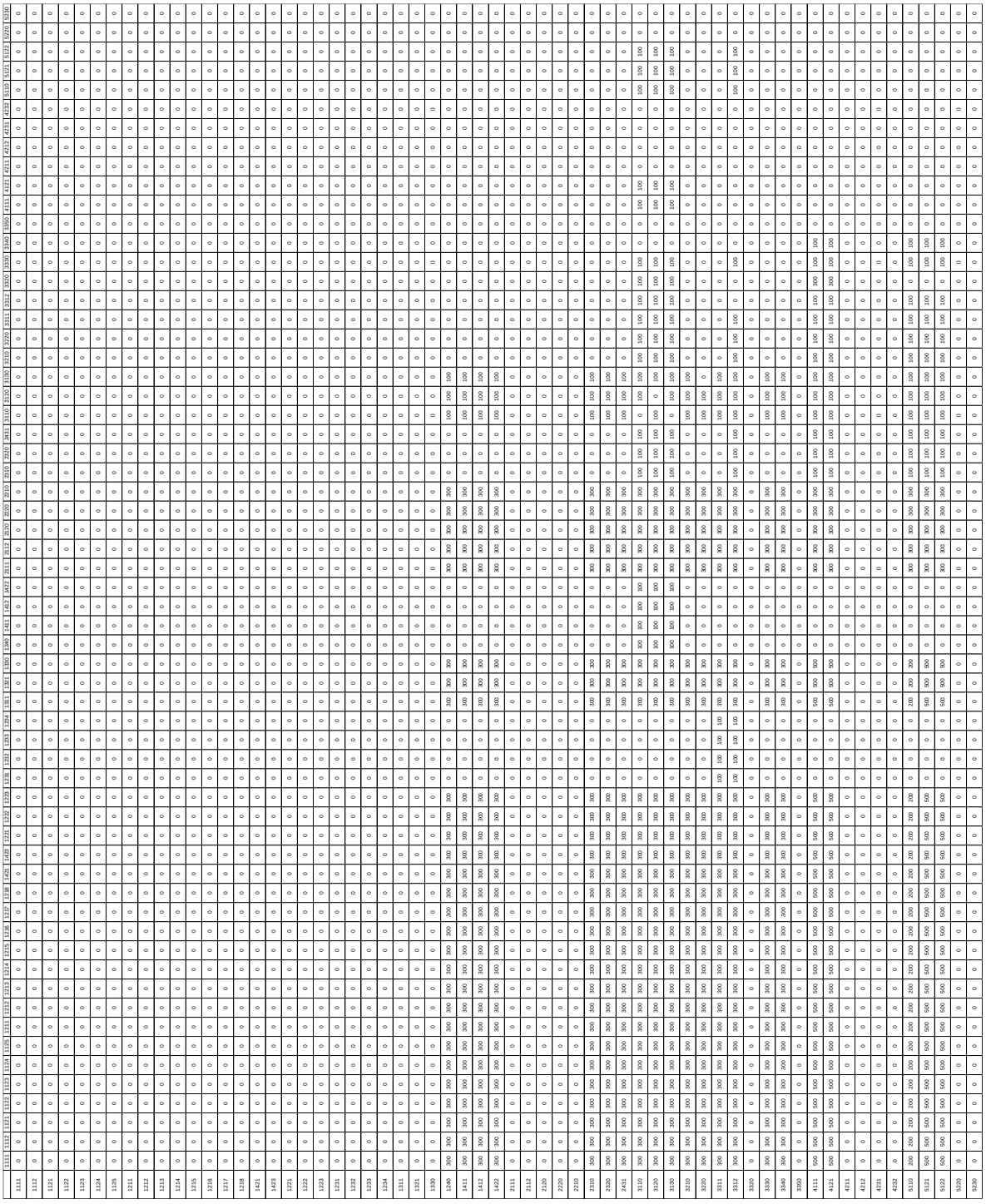
Annexe 20. Matrice Contraste de lisière pour CORINE Land Cover

codeCLC	111	112	121	142	122	123	131	132	133	124	141	211	222	242	221	231	243	311	312	313	333	322	324	332	334	411	412	521	421	423	511	512	522	523
111	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
112	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
121	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
142	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
122	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
123	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
131	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
132	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
133	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
124	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
141	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
222	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
242	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
221	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
231	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
243	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
311	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
312	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
313	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
322	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
324	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
332	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
334	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
411	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
412	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
521	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
421	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
423	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
511	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
512	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
522	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
523	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

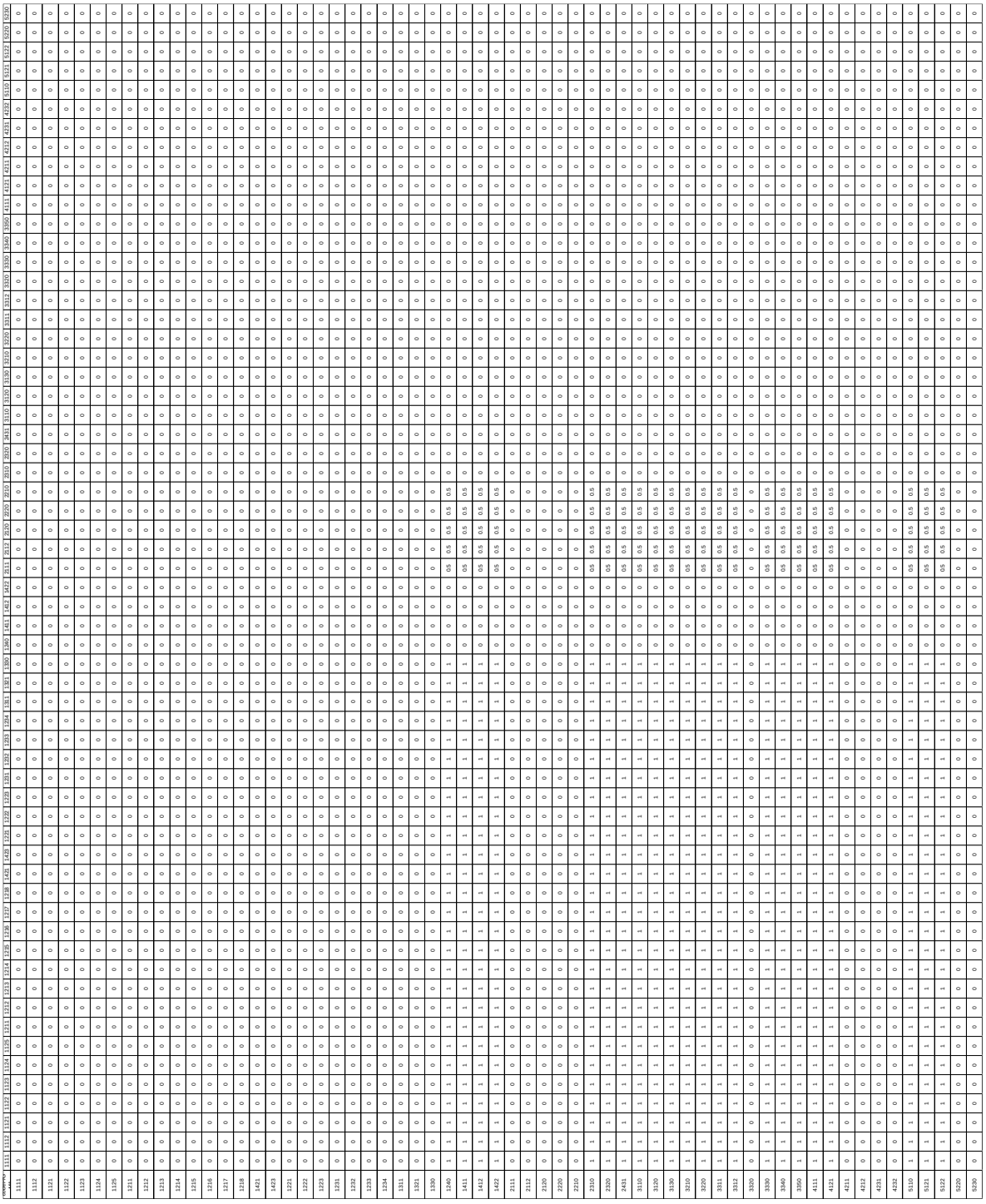
Annexe 21. Matrice Similarité pour CORINE Land Cover

code_CLC	111	112	121	142	122	123	131	132	133	124	141	211	222	242	221	231	243	311	312	313	333	322	324	332	334	411	412	521	421	423	511	512	522	523
111	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
112	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
121	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
142	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
122	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
123	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
131	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
132	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
133	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
124	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
141	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
222	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
242	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
221	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
231	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
243	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
311	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.5	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
312	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.5	0	0.5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
313	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0.5	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
322	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0.5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
324	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
332	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
334	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
411	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
412	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
521	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
421	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
423	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
511	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
512	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
522	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
523	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0

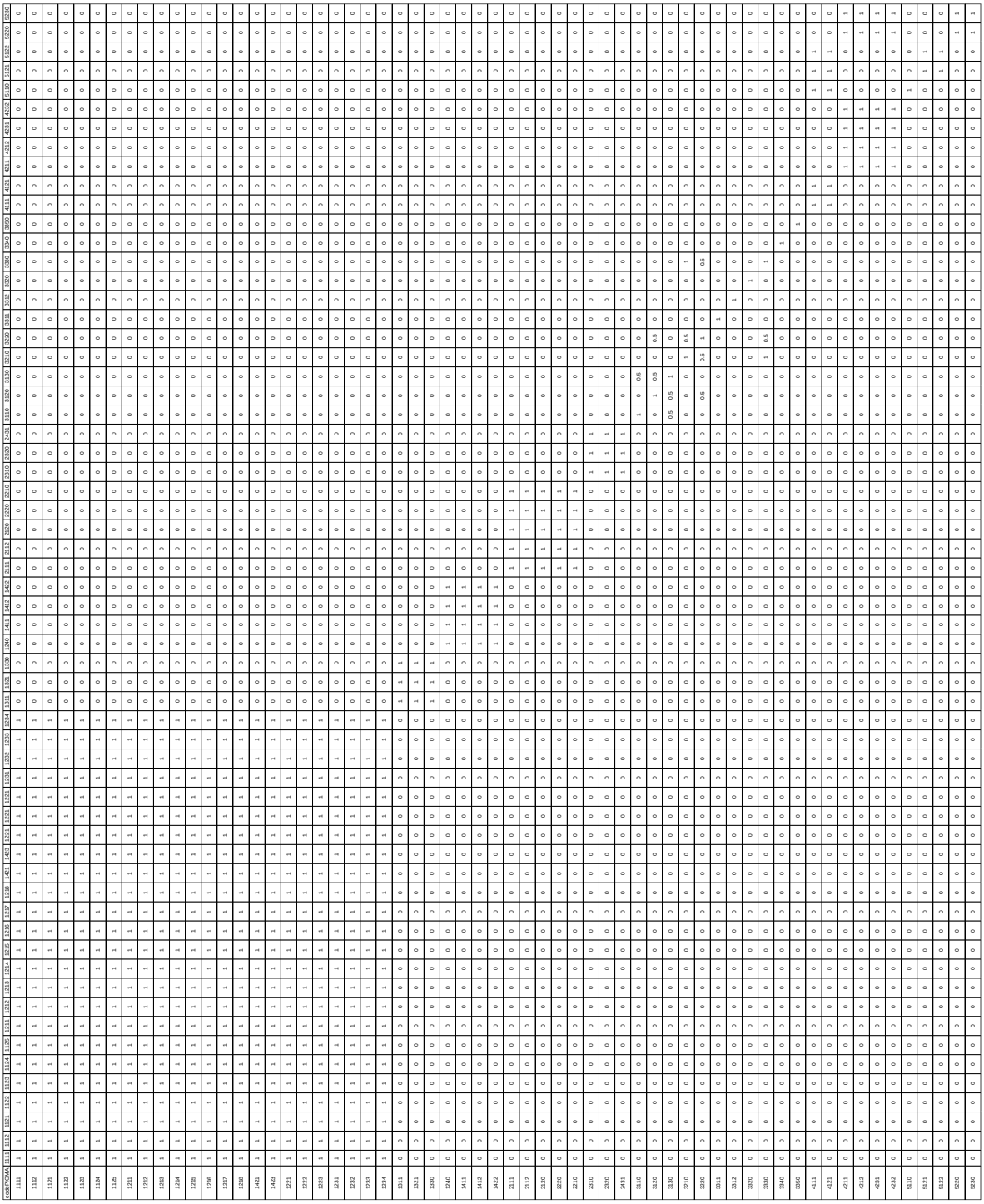
Annexe 22. Matrice Épaisseur de lisière pour le Référentiel aquitain



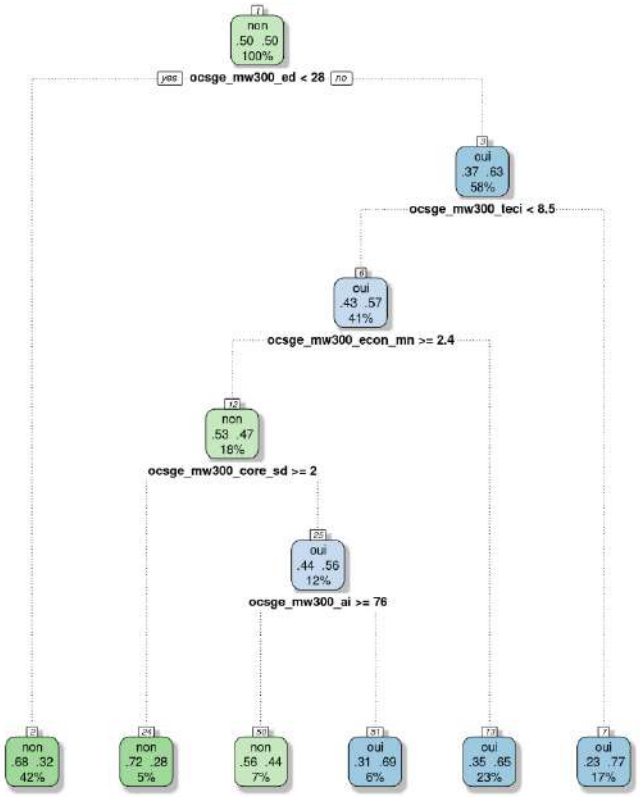
Annexe 23. Matrice Contraste de lisière pour le Référentiel aquitain



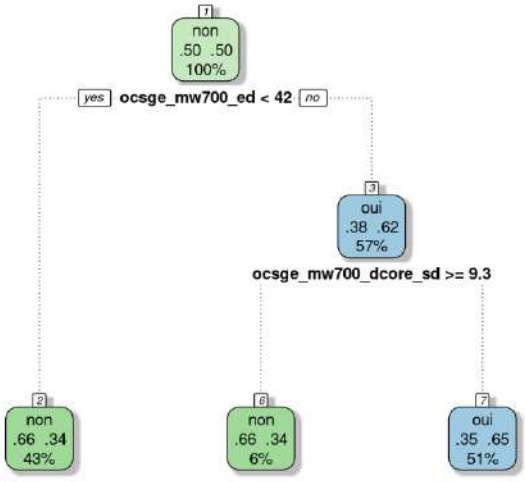
Annexe 24. Matrice Similarité pour le Référentiel aquitain



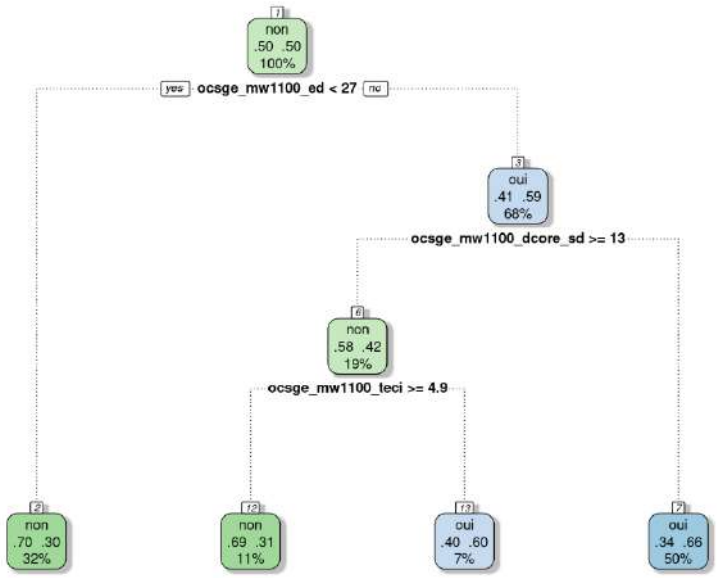
Annexe 25. Arbre de décision des indices paysagers calculés dans une fenêtre coulissante de 300 m (OCS-GE uniquement)



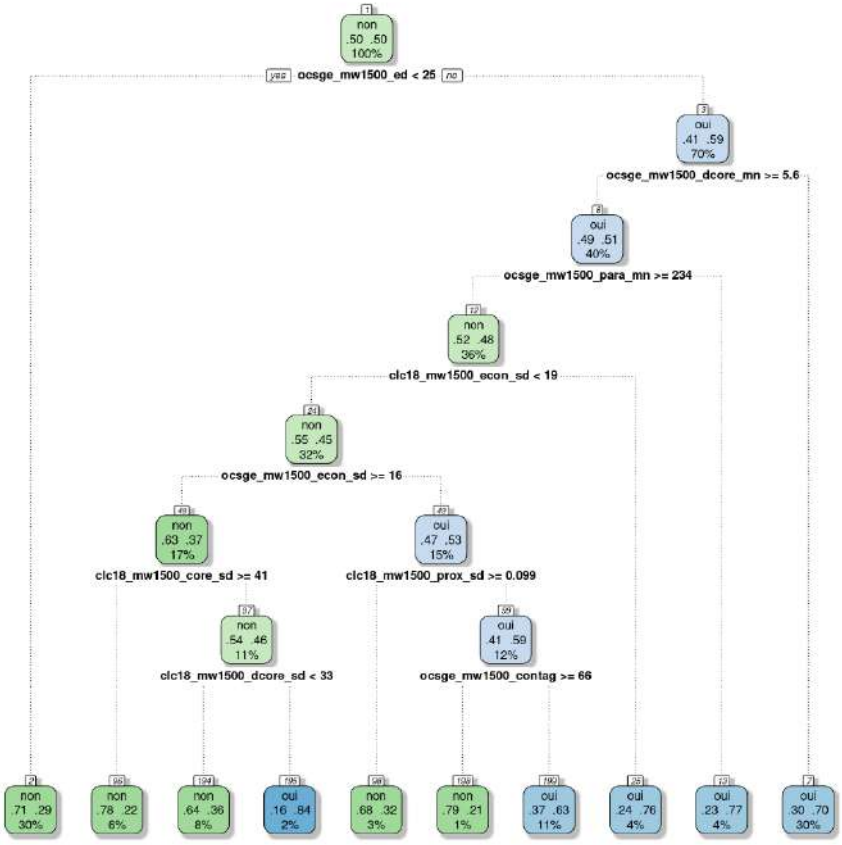
Annexe 26. Arbre de décision des indices paysagers calculés dans une fenêtre coulissante de 700 m (OCS-GE uniquement)



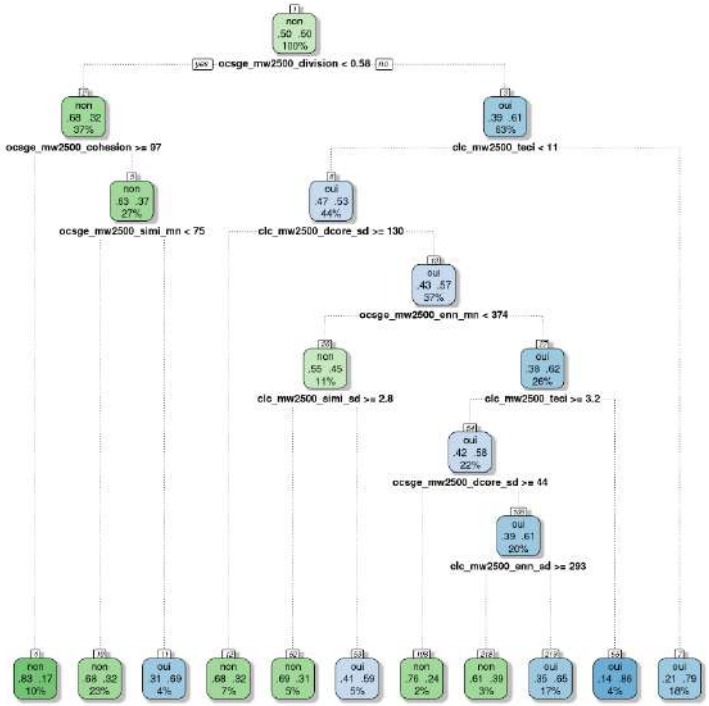
Annexe 27. Arbre de décision des indices paysagers calculés dans une fenêtre coulissante de 1.1 km (OCS-GE uniquement)



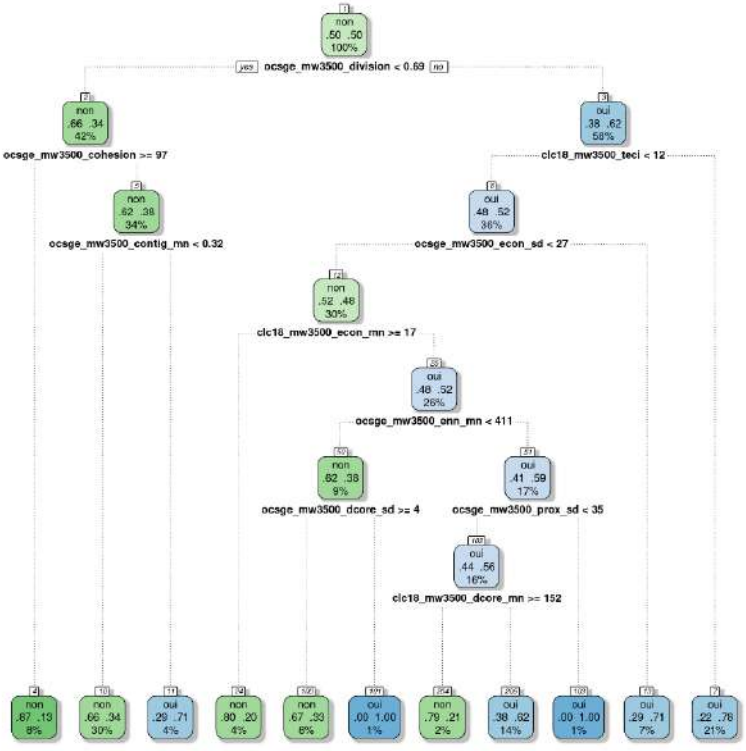
Annexe 28. Arbre de décision des indices paysagers calculés dans une fenêtre coulissante de 1.5 km (OCS-GE et CLC)



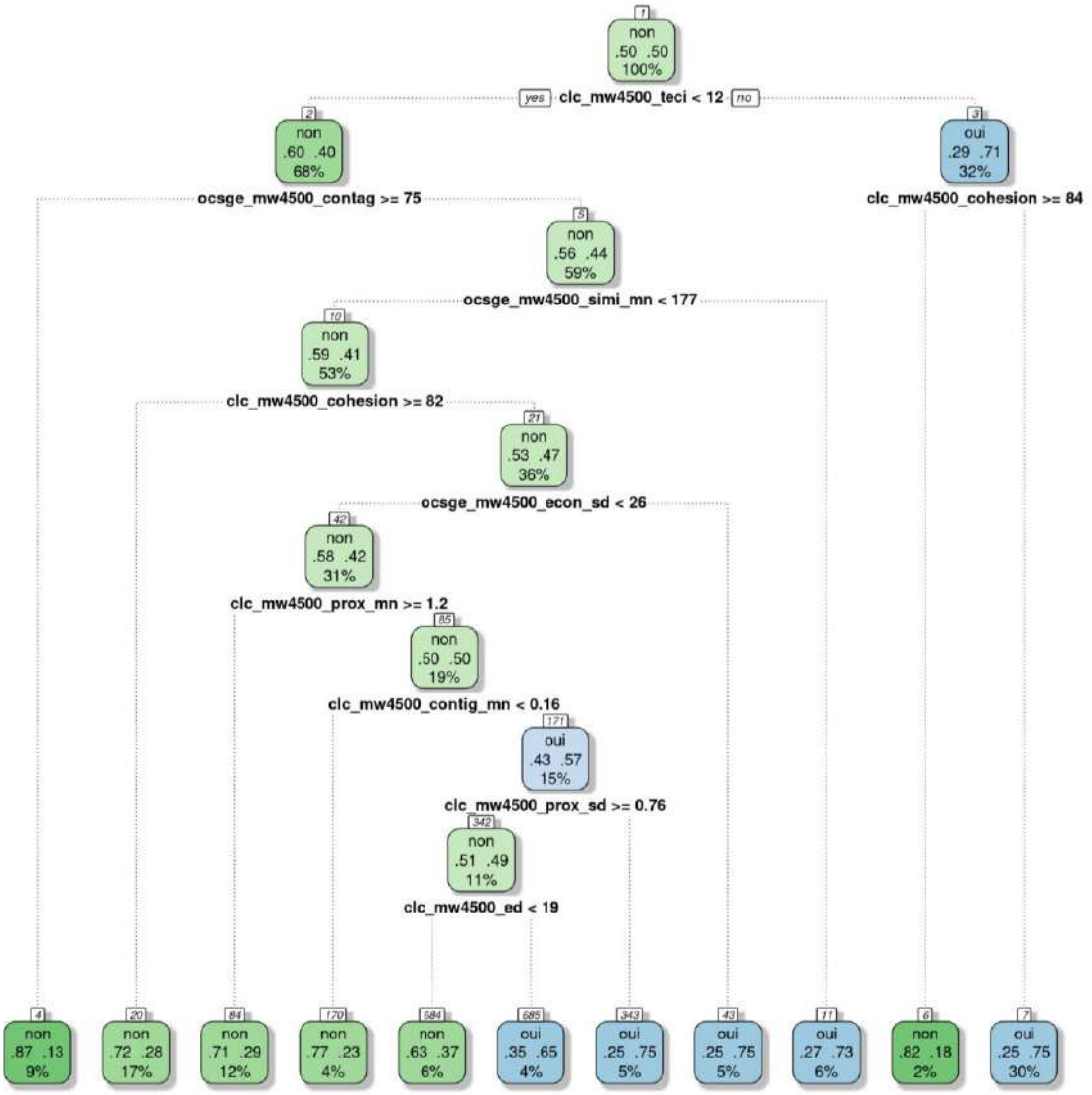
Annexe 29. Arbre de décision des indices paysagers calculés dans une fenêtre coulissante de 2.5 km (OCS-GE et CLC)



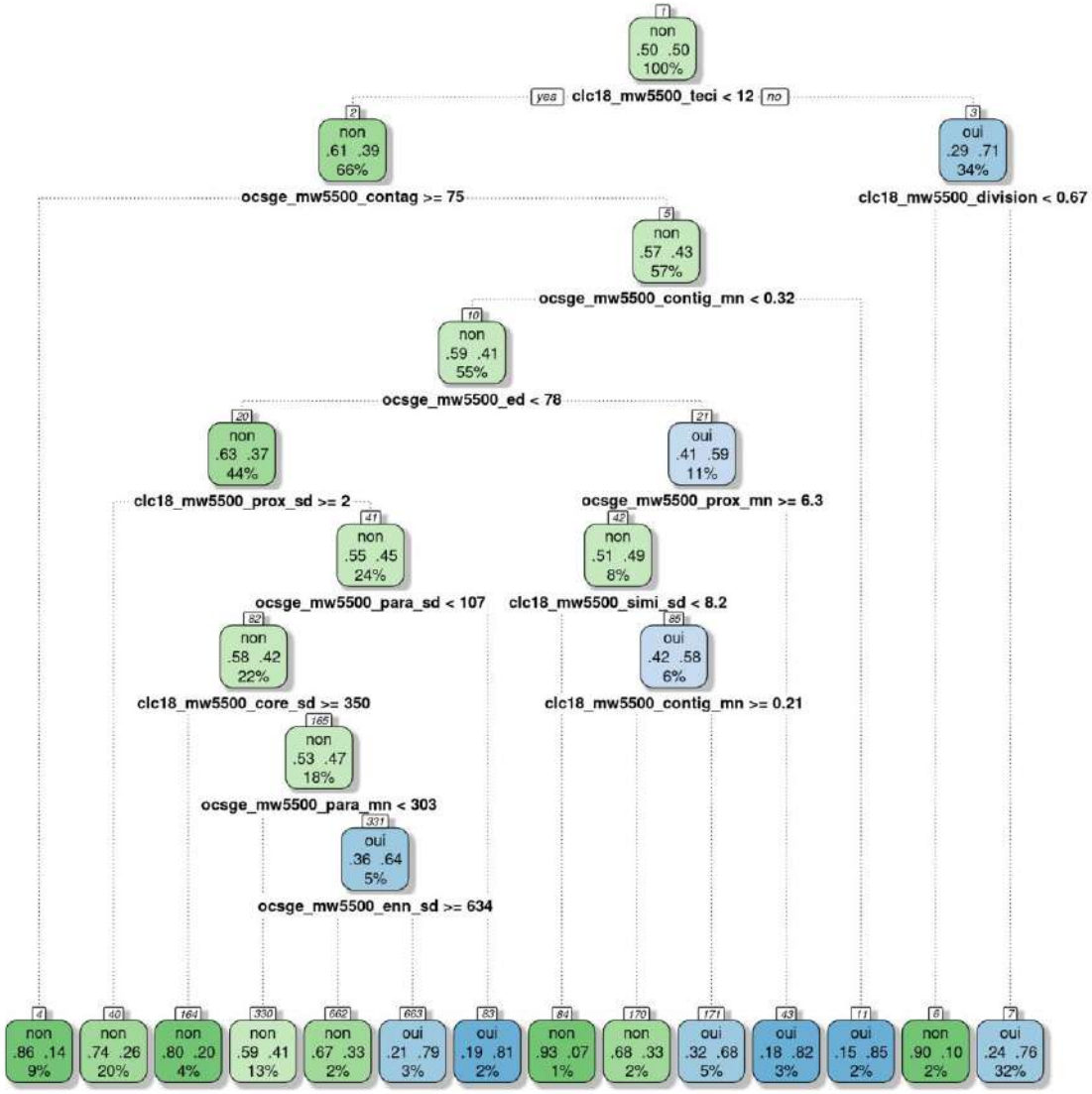
Annexe 30. Arbre de décision des indices paysagers calculés dans une fenêtre coulissante de 3.5 km (OCS-GE et CLC)



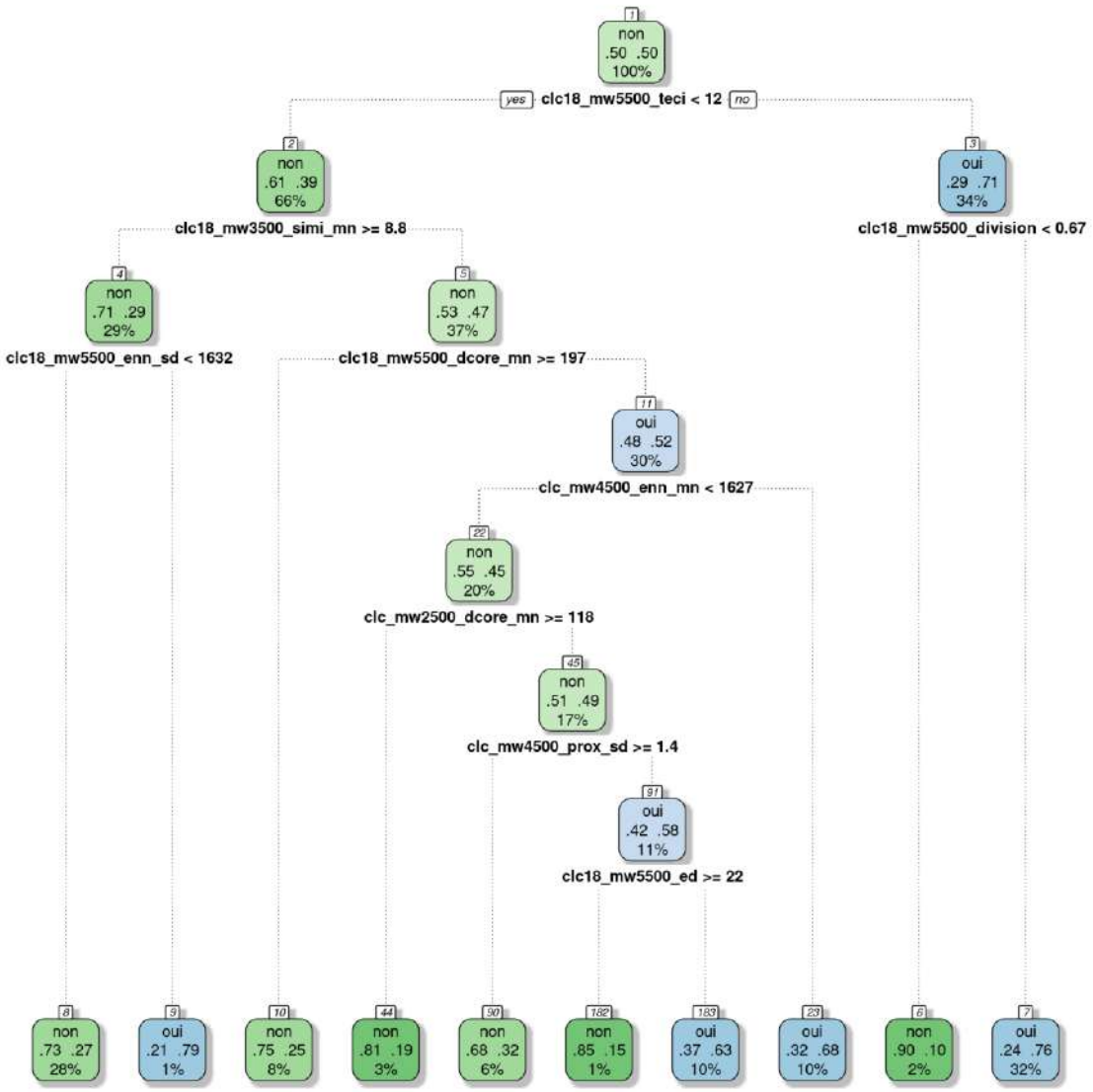
Annexe 31. Arbre de décision des indices paysagers calculés dans une fenêtre coulissante de 4.5 km (OCS-GE et CLC)



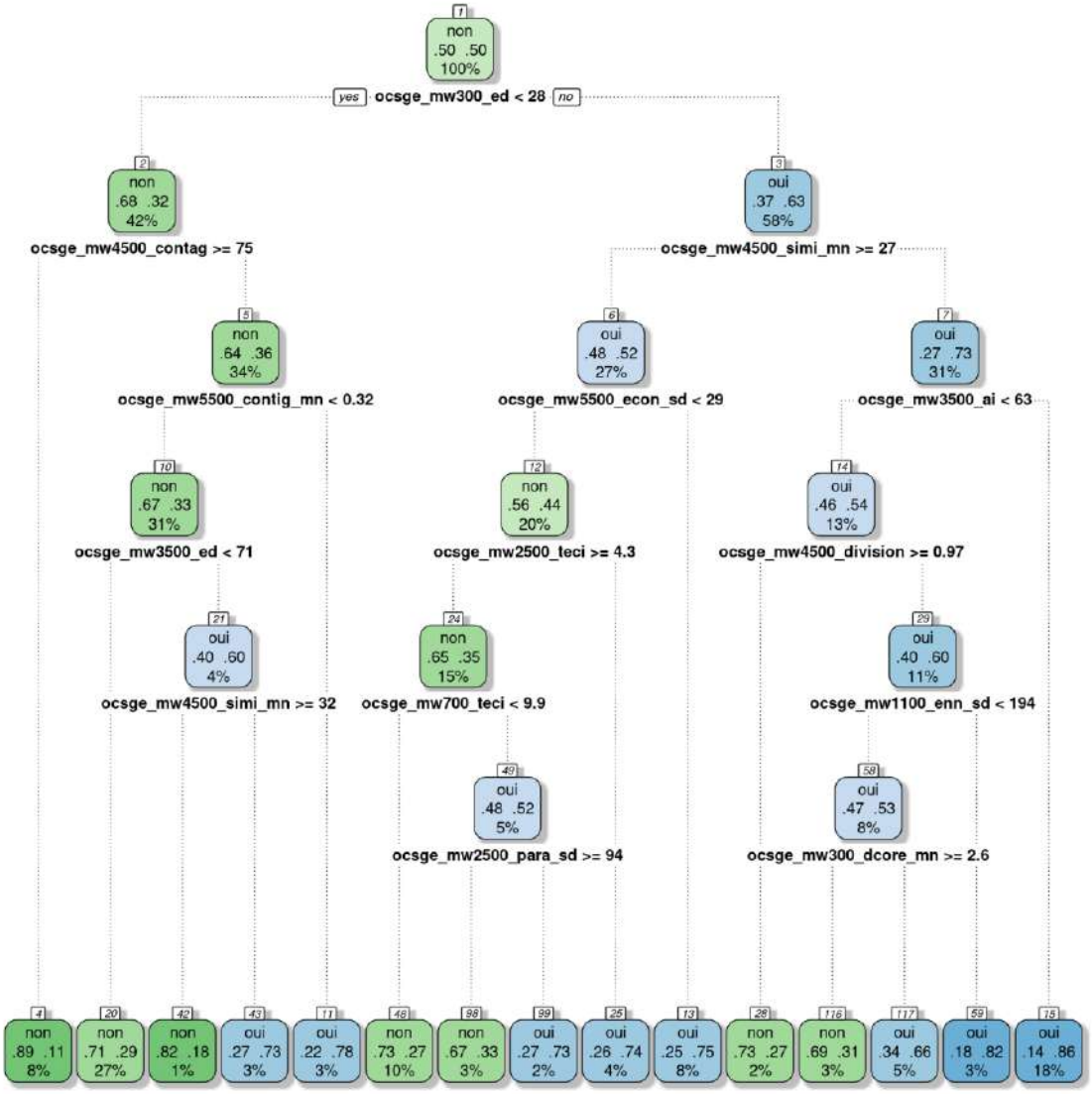
Annexe 32. Arbre de décision des indices paysagers calculés dans une fenêtre coulissante de 5.5 km (OCS-GE et CLC)



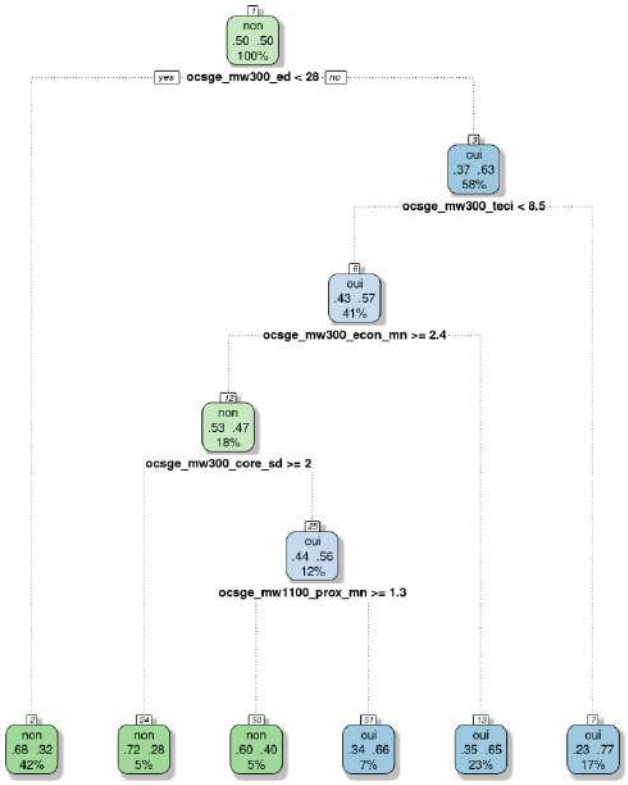
Annexe 33. Arbre de décision des indices paysagers calculés d'après CORINE Land Cover (fenêtres coulissantes de 1.5 à 5.5 km)



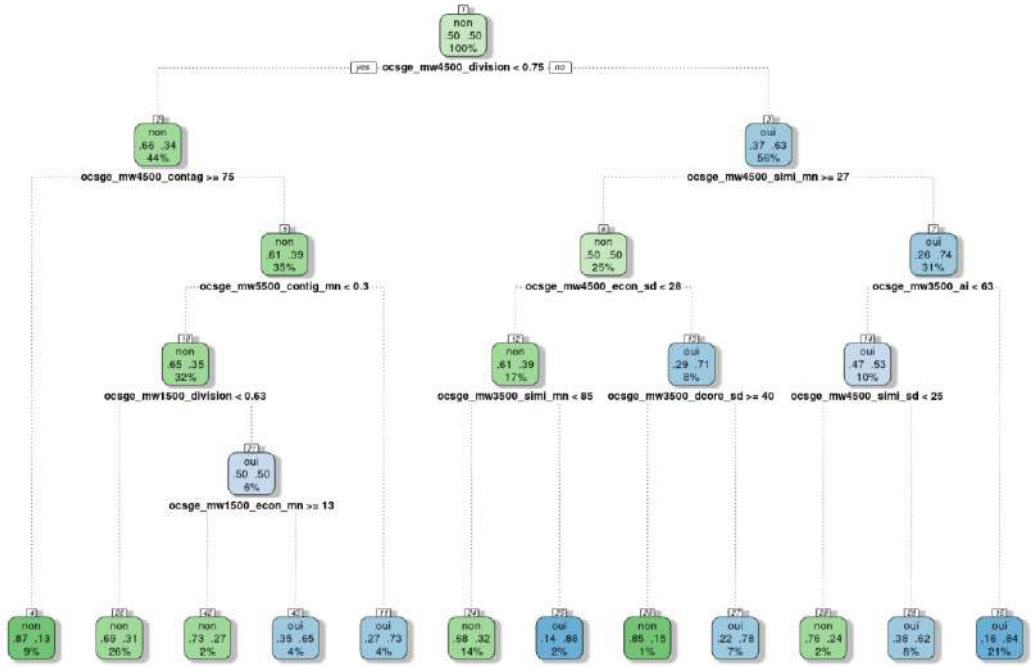
Annexe 34. Arbre de décision des indices paysagers calculés d'après le Référentiel aquitain (fenêtres coulissantes de 300 m à 5.5 km)



Annexe 35. Arbre de décision des indices paysagers calculés d'après le Référentiel aquitain (fenêtres coulissantes de 300 m à 1.3 km)



Annexe 36. Arbre de décision des indices paysagers calculés d'après le Référentiel aquitain (fenêtres coulissantes de 1.5 à 5.5 km)



Avec le soutien de :







