

Les sentinelles du climat 2022 - Résultats de l'année en cours et propositions pour la poursuite de l'étude des effets du changement climatique sur la biodiversité

Cistude Nature

▶ **To cite this version:**

Cistude Nature. Les sentinelles du climat 2022 - Résultats de l'année en cours et propositions pour la poursuite de l'étude des effets du changement climatique sur la biodiversité. Cistude Nature. 2022. ⟨hal-04093059⟩

HAL Id: hal-04093059

https://hal.science/hal-04093059v1

Submitted on 9 May 2023

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.



Distributed under a Creative Commons CC BY-NC 4.0 - Attribution - Non-commercial use - International License

Décembre 2022

les sentinelles du climat

Nouvelle-Aquitaine

2022

Résultats de l'année en cours

et

Propositions pour la poursuite de l'étude des effets du changement climatique sur la biodiversité

Ouvrage collectif

Coordinateur du programme de recherche les sentinelles du climat : Michaël GUILLON

Cistude Nature – michael.guillon@cistude.org – 05.56.28.47.72

Référence bibliographique à utiliser :
Cistude Nature. (coord.), 2022. Programme les sentinelles du climat en Nouvelle-Aquitaine –Résultats de l'année en cours et propositions pour la poursuite de l'étude des effets du changement climatique sur la biodiversité, C. Nature : Le Haillan, Gironde,.

REMERCIEMENTS

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

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

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 remercie 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 de Nouvelle-Aquitaine (CEN 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

PARTAGER LA CONNAISSANCE : INFORMER POUR SENSIBILISER 2

PARTIE I. LA FLORE 11

Chapitre 1. Flore et habitats dunaires : premières tendances d'évolution entre 1997 et 2021 13

Chapitre 2. Flore et végétations de pelouses sèches 36

Chapitre 3. Flore et végétations des écosystèmes humides 38

Chapitre 4. Flore et végétations des lagunes du plateau landais et des rives d'étangs arrière-littoraux 40

Chapitre 5. Flore et végétations des forêts à Hêtre de plaine 42

PARTIE II. LES INSECTES 45

Chapitre 6. Cortèges des lépidoptères de plaine 47

Chapitre 7. Evolution phénologique de *Phengaris alcon* « *alcon* » et de sa plante hôte, *Gentiana pneumonanthe*, en landes et prairies humides, tourbeuses à paratourbeuses 53

Chapitre 8. Apollon, *Parnassius apollo*, et cortège des lépidoptères de montagne 64

Chapitre 9. Cortège des orthoptères des prairies et pelouses de montagne 78

PARTIE III. LES AMPHIBIENS 99

Chapitre 10. Suivi de la Rainette ibérique, *Hyla molleri*, et de la Rainette verte, *Hyla arborea* 101

Chapitre 11. Grenouille des Pyrénées, *Rana pyrenaica* 113

PARTIE IV. LES REPTILES 121

Chapitre 12. Suivi du Lézard ocellé, *Timon lepidus,* en milieu dunaire 123

Chapitre 13. Suivis des populations de Lézard vivipare, *Zootoca vivipara,* des landes humides et tourbières de Nouvelle-Aquitaine 144

Chapitre 14. Lézard de Bonnal, *Iberolacerta bonnali,* et Lézard catalan, *Podarcis liolepis* 152

PARTIE V. LES MAMMIFERES 167

Chapitre 15. La Marmotte des Alpes, *Marmota marmota* : un mammifère des pelouses et rocailles pyrénéennes 169

PARTIE VI. CONSERVATION 195

Chapitre 16. Vers des actions favorisant l'atténuation des effets du changement climatiques sur les milieux naturels et les espèces 197

BIBLIOGRAPHIE 203

ANNEXES 225

En 2022, les suivis des espèces sentinelles, engagés depuis 2016, se sont poursuivis.

Ce document présente les nouveaux résultats issus du traitement des données de l'ensemble des années de suivis. Tous les espèces ou groupes d'espèces sont concernés, sauf certaines végétations. En effet, la relecture des dispositifs de suivi de la flore est réalisée sur des pas de temps de 2 à 5 ans selon les milieux. Ainsi, pour la flore, seuls les résultats pour les milieux dunaires sont présentés. Les résultats détaillés pour les autres milieux ayant été présentés dans les ouvrages précédents, seules les conclusions et perspectives de travail pour les années futures sont présentées ici.

Il contient par ailleurs, en préambule, un point sur les actions de médiation et de communication autour de ce programme.



PARTAGER LA CONNAISSANCE : INFORMER POUR SENSIBILISER

Le programme les sentinelles du climat s'appuie sur des outils de médiation et de communication permettant de diffuser largement les connaissances acquises lors de ce programme, dans un objectif de sensibilisation aux enjeux actuels de préservation du vivant.

L'exposition

Après une année de décalage, l'exposition Sentinelles du climat est ouverte au public pour la première fois au Muséum de Bordeaux à la mi-avril 2021. Elle sera ensuite exposée au Domaine de Certes-et-Graveyron (Fig. 1), avant d'entreprendre une itinérance à travers la Nouvelle-Aquitaine.



Fig. 1 Exposition Sentinelles du climat au Muséum de Bordeaux (à gauche© Carine Lecoeur) et au Domaine de Certes-et-Graveyron (à droite © Département de la Gironde).

Le tableau suivant (Tab. I) récapitule les lieux d'exposition passés, en cours et à venir.

Tab. I Itinérance de l'exposition Sentinelles du climat (en vert : mise en place en 2022).

Lieu d'exposition	Commune	Dates	Année
Muséum de Bordeaux	Bordeaux (33)	Avril 2021 – Septembre 2021	2021
Domaine de Certes-et-Graveyron	Audenge (33)	Novembre 2021 – Février 2022	2021
Médiathèque d'Este	Billère (64)	Mars 2021 – Avril 2022	2022
Collège Pierre Emmanuel	Pau (64)	Mai 2022	2022
CIPE Littoral basque	Ciboure (64)	Juin 2022 – Septembre 2022	2022
RNN Marais d'Orx	Labenne (40)	Septembre 2022 – Janvier 2023	2022
Maison carrée	Nay (64)	Février 2023 – Mars 3023	2023
Parc de l'Estuaire	Saint-Georges-de-Didonne (17)	Mars 2023 – Novembre 2023	2023
Hôtels de Région	Angoulême (16), Poitiers (86), Bordeaux (33)	Novembre 2023 – Janvier 2024	2023
RNN Courant d'Huchet	Léon (40)	Avril 2024 – Septembre 2024	2024

Sa mise en place au Muséum de Bayonne fin 2024 et début 2025 est en cours de réflexion. Elle sera aussi mise en place en Ariège (Occitanie) en 2025, dans le cadre de l'extension du programme les sentinelles du climat à l'Occitanie, portée par l'association Nature en Occitanie.

Ce support de médiation remplit donc pleinement son rôle de sensibilisation du grand public, à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine. Les médiateurs à l'environnement du département des Pyrénées-Atlantiques ont par ailleurs bénéficié d'une formation pour accompagner les publics à la découverte de l'exposition, qu'ils soient en visite individuelle ou que des classes soient accueillies. Un livret pédagogique est disponible pour les enseignants intéressés.

En complément, pour les participations à des événements de courte durée, le **stand dédié** au programme est mis en place (Fig. 2). Il permet de présenter le programme et de favoriser l'échange.



Fig. 2 Stand les sentinelles du climat installé au FIFO (Ménigoute).

Les sciences participatives

- *Observatoire des Saisons*

Depuis 2021, Cistude Nature est structure relais de l'Observatoire des Saisons. Cet Observatoire participatif étudie la phénologie des plantes et des animaux, à l'échelle du territoire national, et son évolution en lien avec le changement climatique.

Pour faire vivre ce projet de sciences participatives, permettant au grand public de prendre conscience des effets du changement climatique sur la biodiversité par le biais des changements dans la phénologie des espèces, deux sorties nature grand public ont été organisées pour former le public à l'observation des événements du cycle de vie de certaines espèces.



Ces sorties se sont déroulées le 23 février 2022 et le 5 mars 2022, afin de suivre le début du bourgeonnement des plantes suivies dans le cadre de l'Observatoire, mais aussi les premières sorties de certaines espèces animales.

- *Action spécifique Apollon*

Cette année, un poster dédié à l'Apollon (Fig. 3) a été créé et diffusé. Les objectifs de cette affiche sont multiples :

- Informer les acteurs locaux, institutionnels et autres, de l'existence du programme les sentinelles du climat et de la présence de l'Apollon.
- Sensibiliser les acteurs locaux et le grand public à la préservation des milieux montagnards en utilisant une espèce emblématique et peu connue.
- Favoriser la remontée de données d'observation d'Apollon en Pyrénées-Atlantiques.

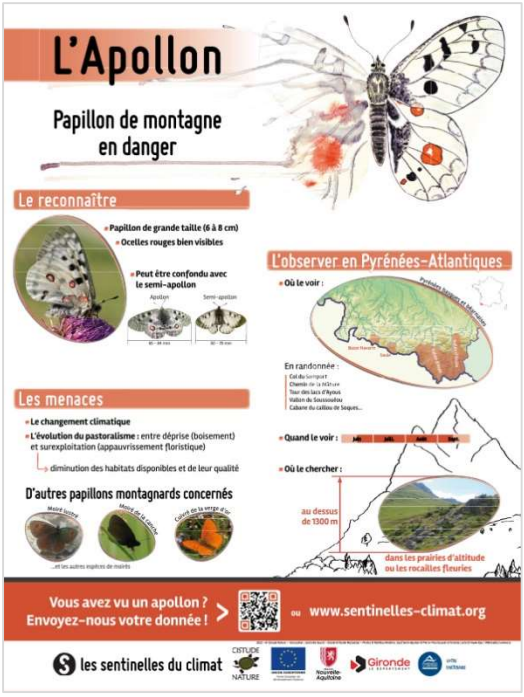


Fig. 3 Visuel du poster « L'Apollon, papillon de montagne en danger ».

Pour cette première année, la diffusion a eu lieu fin juillet et a concerné 7 lieux (Tab. II). Pour 2022, la distribution semble un peu tardive compte-tenu de la période de vol précoce de l'Apollon (de mi-juin à mi-août).

Tab. II Zone de distribution du poster « L'Apollon, papillon de montagne en danger ».

Vallée d'Ossau	Vallée d'Aspe	Soule
- Maison du PNP de Laruns - Office de tourisme de Laruns - Office de tourisme d'Artouste - Station d'Artouste - Refuge de Pombie	Maison du PNP d'Etsaut	Maison de l'ornithologie à Larrau

La mise en place de cette action a permis de récolter 14 données (7 en Occitanie, 5 en vallée d'Ossau et 2 en vallée d'Aspe). Il s'agit de la mise en place de cette action spécifique, qui pourra monter en puissante les années à venir. Par ailleurs, cette distribution de posters a permis de passer l'information auprès des institutions locales dont peu étaient informées du programme les sentinelles du climat.

Site internet www.sentinelles-climat.org

Le site internet du programme les sentinelles du climat est alimenté *via* la page Actualités, mais par la mise à jour du site dans son ensemble en lien avec les résultats issu du programme et la mise en ligne des vidéos et des BD-reportages réalisées.

Ainsi, les résultats du programme sont disponibles dans leur ensemble sur la plateforme scientifique du site, et de manière vulgarisée, sur la plateforme grand public (https://www.sentinelles-climat.org/laboratoire/les-resultats/).

On notera de manière générale, une augmentation régulière de la fréquentation du site depuis sa mise en ligne en décembre 2016 (Fig. 4). Ainsi, le nombre de visiteurs passe de 2 084 par an en 2017 à 5 894 en 2022, avec en pic en 2021 avec 6 212 visiteurs. En lien avec l'augmentation des visiteurs, le nombre de pages consultées augmente, passant de 6 999 en 2017 à 17 691 pages en 2022.

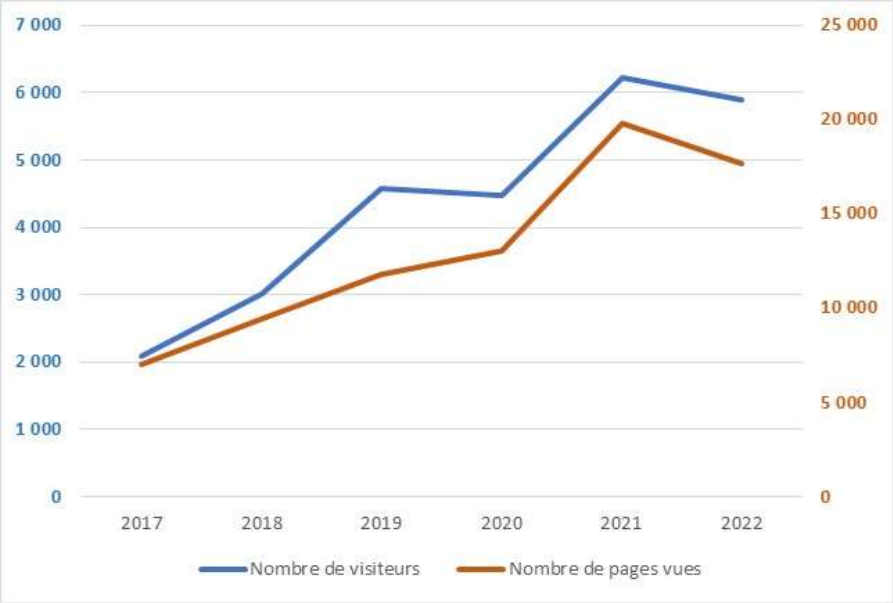


Fig. 4 Evolution de la fréquentation de www.sentinelles-climat.org.

La façon dont les visiteurs accèdent au site internet évolue aussi au cours des années (Tab. III). L'accès via les réseaux sociaux diminue et, en parallèle, l'accès par le biais d'autres sites internet augmente : le site est reconnu comme source d'information et cité sur d'autres pages. Le référencement sur les moteurs de recherche est bon et reste l'accès privilégié au site.

Tab. III Source d'accès des visiteurs au site www.sentinelles-climat.org.

	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Moteurs de recherche	32%	38,9%	37,1%	45,7%	44,5%	44,5%
Autres sites internet	16,4%	16,3%	18,4%	20,3%	28,1%	30,1%
Entrées directes	25%	20,4%	21,5%	23,5%	21,2%	20,4%
Réseaux sociaux	26,6%	17,7%	22,4%	10,5%	6,2%	4,9%

Communication presse et réseaux sociaux

- *Presse*

En 2022, 34 passages médias ont été dédiés au programme les sentinelles du climat. Ils sont répartis comme suit : 7 articles presse (Fig. 5 Article Sud-Ouest Dimanche du 7 août 2022, 19 articles web et 9 passages TV (Fig. 6) ou radio.



Béarn et Soule

PYRÉNÉES

Le réchauffement climatique impacte la vie des marmottes

Des scientifiques étudient les impacts du réchauffement climatique dans les Pyrénées sur plusieurs espèces. Les marmottes sont touchées de plein fouet et pourraient être, à terme, menacées de disparition

Fig. 5 Article Sud-Ouest Dimanche du 7 août 2022.



Fig. 6 Reportage POPEX, France 3 Nouvelle-Aquitaine.

En 2022, l'intérêt des médias se manifeste essentiellement à la fois au niveau local (17) et régional (13). A nouveau cette année, les actions menées ont abouti à 5 passages au niveau national (actu-environnement.com, 20minutes.fr, sciences&avenir.fr, radiofrance.fr, The Connexion, voir Fig. 7).



Fig. 7 Exemples d'articles sur les sentinelles du climat dans la presse nationale.

Par ailleurs, 2022 a été marqué en juin par l'organisation d'une conférence de presse présentant les résultats du 1er volet du programme compilés sous forme de synthèse et la diffusion du communiqué de presse associé. Ces opérations ont donné lieu à 16 passages médias témoignant ainsi de leur intérêt pour les conclusions à tirer des travaux menés. Un communiqué de presse a également été diffusé fin février 2002 à l'occasion du rapport du Giec sur les impacts et les adaptations au changement climatique.

- ***Réseaux sociaux***

Les sentinelles du climat est présent sur :

- Facebook : 1 540 abonnés au 31 décembre 2022,
- Twitter : 940 abonnés au 31 décembre 2022,
- YouTube : 1 225 abonnés au 31 décembre 2022.

La ligne éditoriale comprend à la fois :

- des contenus produits dans le cadre du programme : présentation des espèces sentinelles, du climat, vidéos, résultats produits, passages médias… ;
- des articles web grand public faisant état de résultats scientifiques sourcés sur le lien entre climat et biodiversité ;
- des articles web relayant du contenu sur les grands événements nationaux ou internationaux sur le climat et/ou la biodiversité (COP, congrès…) ;
- dans une moindre mesure, tout support de médiation scientifique produit en dehors du programme mais en illustrant/explicitant les enjeux.

Plusieurs séries ont rythmé les publications :

- présentation des espèces sentinelles et de leurs enjeux pour la promotion de l'exposition au domaine de Certes et Graveyron à Audenge,
- vidéos sur les milieux sensibles de Nouvelle-Aquitaine et les actions à mener pour améliorer leur résistance au changement climatique (produites en 2021 et diffusées sur YouTube, relayées sur les autres réseaux sociaux début 2022),
- vidéos d'appel pour consulter la synthèse des résultats du programme.

Pour Facebook, la couverture annuelle de la page atteint le record de 27 590, correspondant au nombre de personne qui ont vu l'un des contenus de la page (

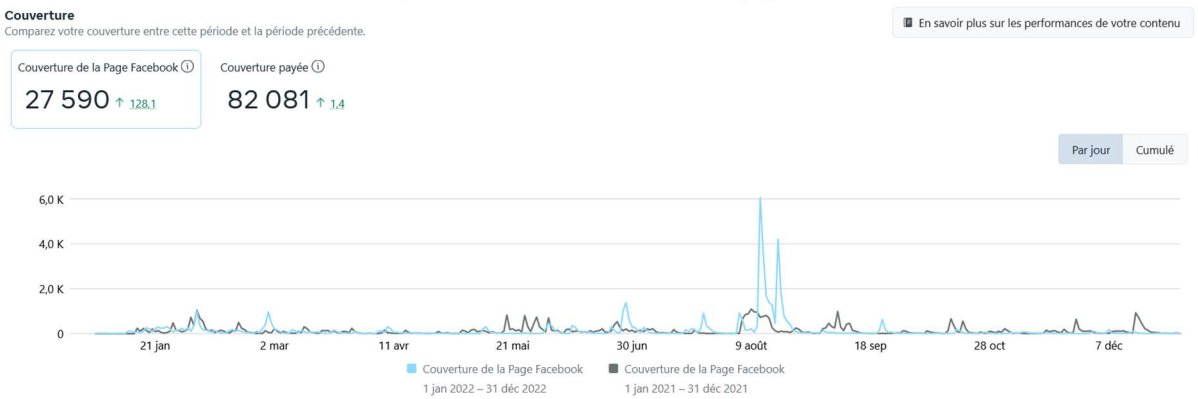


Fig. 8). Sur twitter les impressions mensuelles sont au nombre de 28 100.

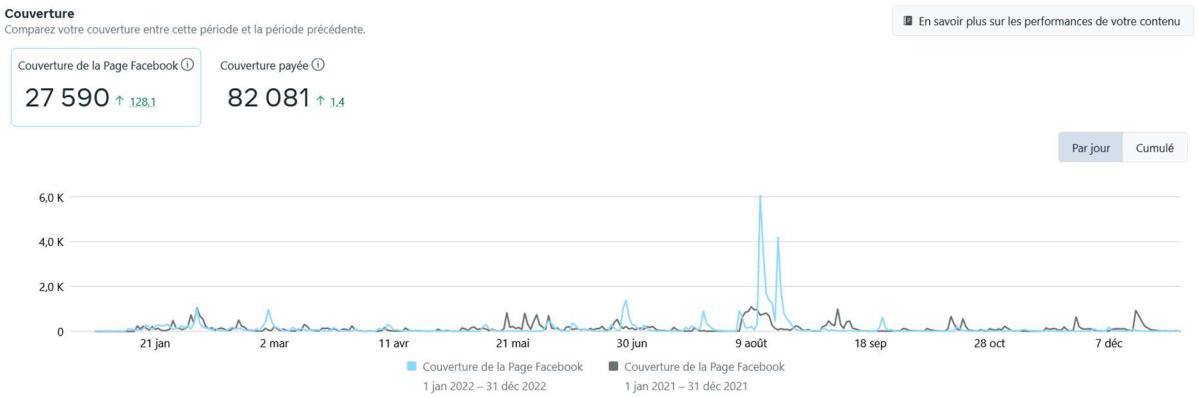


Fig. 8 Rapport annuel de la couverture de la page les sentinelles du climat sur Facebook.

A noter qu'en 2022, un formulaire de partage d'observation d'Apollon a fait l'objet de plusieurs posts et partages dans 9 groupes facebook recensés car susceptibles d'être sensibles au sujet. La campagne a été hautement efficace avec un record avoisinant les 18 000 personnes touchées (Fig. 9). Concluante, l'expérience pourra être renouvelée ponctuellement pour accompagner les contenus produits par le programme.

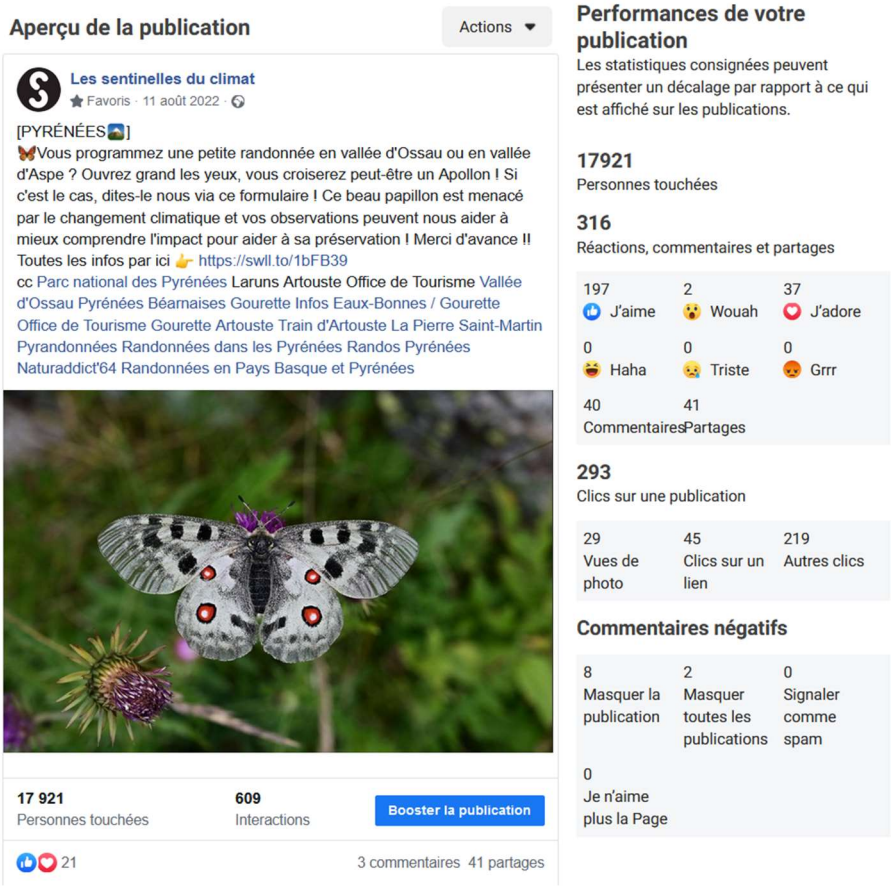


Fig. 9 Rapport de performance de la publication dédiée à l'Apollon.

Sur YouTube, s'il n'y a pas eu de nouvelle vidéo mise en ligne en 2022, la playlist des sentinelles du climat (qui comprend actuellement 44 vidéos), reste très dynamique.

Ces vidéos totalisent 89 % de l'ensemble des visionnages de la chaîne de Cistude Nature, soit 46 852 vues en 2022. Les vidéos les plus regardées restent la vidéo des effets du changement climatique sur la biodiversité (24 767 vues) et la vidéo d'explication du changement climatique (11 171 vues).

- *Divers*

Le tout récent compte Linked In de Cistude Nature a relayé les contenus du programme et diverses actualités à la croisée des enjeux climat/biodiversité pour participer à sensibiliser sur ces sujet dans le réseau social professionnel.

La création d'un compte Instagram pour Cistude Nature en fin d'année a permis de relayer quelques contenus du programme sur ce réseau pour une cible plus jeune.

La mise en place d'un partenariat avec Nature en Occitanie et la déclinaison du programme dans cette région voisine a par ailleurs été l'occasion de rédiger une charte de communication visant à partager au mieux les outils déjà mis en place.

Partie I. La Flore



Chapitre 1. Flore et habitats dunaires : premières tendances d'évolution entre 1997 et 2021

Auteurs : *Kévin Romeyer, Anthony Le Fouler*

Contributeurs : *Marie-Lise Benot, Catherine Bodénès, Rémi David, Maya Gonzalez, Olivier Lepais, Sandrine Loriot, David Rosebery, Paul Tourneur*

1.1 Introduction

Le système dunaire littoral de Nouvelle-Aquitaine présente de nombreuses originalités et spécificités, que ce soit par sa superficie (cordon dunaire long de plus de 350 km), sa gestion ou encore la biodiversité qu'il abrite (FAVENNEC, 2002). Il concentre de nombreux et forts enjeux de conservation en termes de flore et de végétations avec un endémisme ou subendémisme important lié aux contraintes imposées par les conditions stationnelles et climatiques (sables mobiles, embruns, forte insolation, etc.). Ces conditions font des dunes un milieu en perpétuelle évolution, zone tampon entre terre et océan, avec malgré tout une organisation spatiale claire des habitats du haut de plage jusqu'à la lisière forestière. Le changement climatique devrait accentuer les pressions exercées sur la flore à travers la récurrence d'aléas extrêmes (tempêtes, canicule, sécheresse) et une érosion accrue dans certains secteurs (ACCLIMATERRA, 2018).

Afin de suivre l'évolution temporelle et spatiale de cette flore et des habitats patrimoniaux et menacés, l'Office National des Forêts (ONF), gestionnaire principal des dunes littorales, a mis en œuvre un réseau de surveillance dès 1997 sur l'ensemble du cordon dunaire aquitain (FAVENNEC, 2002). Il vise principalement les habitats d'intérêt communautaire (HIC) de dunes embryonnaires (HIC 2110), de dunes mobiles (HIC 2120) et de dunes grises fixées (HIC 2130), constituant les habitats dunaires majoritaires. Ce réseau a bénéficié d'une relecture régulière tous les 6 ans (1997, 2003, 2009, 2015 et 2021) et a été étendu au littoral dunaire de Charente-Maritime en 2021 (ROMEYER *et al.*, 2021b). Il se compose de 94 transects en Aquitaine et 55 transects en Charente-Maritime, placés de façon systématique tous les 2 kilomètres environ. Le déploiement de ce dispositif à l'échelle nationale est actuellement à l'étude dans le cadre du programme national de surveillance de la biodiversité terrestre coordonné par l'UMS PatriNat.

Les nombreuses données collectées de façon standardisée sur une période de près de 25 ans pour le littoral aquitain permettent d'évaluer de façon robuste les tendances d'évolution de la flore et des habitats dunaires, en termes de structure et composition, de répartition et de surface. Cela doit contribuer *in fine* à mieux comprendre et anticiper les modifications futures potentielles et adapter la gestion. Le travail de compilation des données, leur préparation et la réalisation d'analyses diachroniques sont le fruit d'une collaboration de longue haleine entre l'ONF, l'Université de Bordeaux et le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique. Il s'opère dans un cadre multiple : évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire (HIC) pour le rapportage Natura 2000, amélioration des connaissances en termes (i) de réponse des espèces végétales aux variations environnementales et (ii) d'effet des espèces végétales sur le fonctionnement de l'écosystème, et

évaluation de la gestion et des effets du changement climatique sur les communautés végétales et l'écosystème dunaire. Le travail d'analyses étant encore en cours, seuls les premiers résultats sur l'évolution des habitats dunaires entre 1997 et 2021 en termes d'occurrence et de composition sont présentés ici.

1.2 Matériel & Méthodes

- *Rappel du protocole*

Le suivi des habitats dunaires s'effectue selon un transect perpendiculaire au cordon dunaire, partant de la lisière forestière et se terminant au niveau du haut de plage (Fig. 10). Le long de chaque transect, des placettes de 5,5 mètres de rayon (100 m²) sont disposées au sein de chaque type de végétation (ou faciès) rencontré (ex : végétations de dune grise ancienne, de dune semi-fixée, de dune embryonnaire, etc.). Les placettes sont espacées au maximum de 30 mètres les unes des autres, même si le type de végétation reste homogène. Pour chaque placette, un inventaire exhaustif de la flore est réalisé avec attribution de coefficients d'abondance-dominance pour chaque espèce ; des indices de structuration (recouvrement de sol nu, litière et des différentes strates dont bryophytes et lichens), de dynamique sédimentaire et d'atteintes sont notés. Enfin, la communauté végétale (= syntaxon phytosociologique) et/ou le type d'habitat relevé dans la placette sont déterminés sur le terrain ou *a posteriori*. En plus, l'emprise de chaque faciès est mesurée grâce à un topofil ou à travers les pointages GPS de ses limites. Notons que ces deux derniers points ont été intégrés seulement à partir de 2021 suite à un ajustement du protocole.

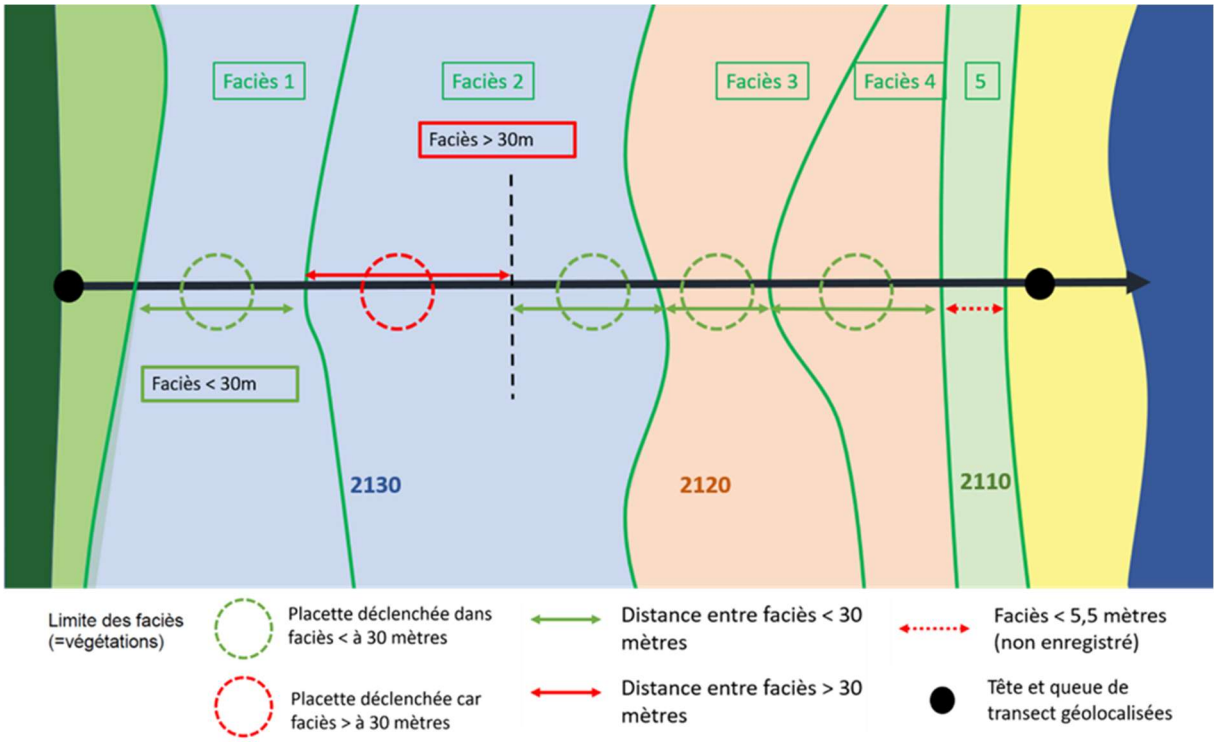


Fig. 10 Schéma récapitulatif du protocole de suivi des communautés végétales de dunes littorales par transect

Les détails de protocole sont consultables dans le Tome XI du programme *les sentinelles du climat* (ROMEYER *et al.*, 2021b).

- *Préparation des données*

Afin de comparer les données collectées au cours du temps, une importante phase d'harmonisation taxonomique a été nécessaire pour limiter au maximum le biais observateur intra- et inter-annuelle. Quelques espèces vraisemblablement non ou sous-observées certaines années, principalement des petites plantes annuelles, ont dû être retirées des analyses pour ne pas induire de mésinterprétations sur l'évolution des cortèges. Le référentiel suivi pour cette harmonisation est TaxRef v14 (GARGOMINY *et al.*, 2020). Les tableaux synthétisant le regroupement de taxons ainsi que les taxons écartés sont présentés en annexe (Annexe 1 et Annexe 2).

Par ailleurs, les relevés de placettes entre 1997 et 2015 n'étaient pas reliés initialement à une typologique d'habitats ou de végétations. Pour les données de 2015, une classification a été menée par l'Université de Bordeaux (FAURE, 2020). Dans l'objectif de permettre une évaluation par habitats d'intérêt communautaires (HIC), l'ensemble des relevés disponibles (de 1997 à 2021) ont fait ici l'objet d'un rattachement semi-automatique *a posteriori*, grâce à un système expert de classification avec le logiciel Juice (TICHY, 2002) sur la base de l'étude typologique réalisée par le CBNSA en 2015 (LAFON *et al.*, 2015). Désormais, tous les relevés de placettes dunaires sont rattachés à un syntaxon et à un HIC, sauf exception des relevés trop pauvres floristiquement. Le référentiel utilisé est le catalogue des végétations de Nouvelle-Aquitaine (LAFON *et al.*, 2020), donnant la correspondance avec la typologie des HIC.

A partir de cette importante base de données (27 552 observations pour 3475 relevés), de nombreux indicateurs sur les paramètres de fonction, structure et composition sont élaborés pour suivre l'évolution de la flore et des habitats dunaires depuis 1997. Le recours aux bases de traits de vie des plantes telles que le catalogue Baseflor (JULVE, 2018) permet de calculer plusieurs indicateurs d'intérêt en fonction des habitats étudiés (indices Ellenberg notamment). Le taux de renseignement des valeurs indicatrices de cette base pour les paramètres retenus et les espèces dunaires concernées est de 81%. La constitution de listes d'espèces indicatrices ou diagnostiques de certains habitats/processus permet le calcul d'indicateurs complémentaires (Annexe 3). *In fine*, ces indicateurs sont calculés pour chaque relevé de placettes. La liste des indicateurs développés dans le cadre de ce rapport est présentée ci-dessous (Tab. IV).

Pour le calcul des valeurs indicatrices Ellenberg, une pondération par l'abondance de chaque espèce est effectuée, en utilisant la transformation de CHESSEL-DEBOUZIE (1985 *in* GILLET, 1991). Suite à quelques tests, il apparaît que cette transformation offre le meilleur compromis pour tenir compte de l'abondance respective des espèces, sans donner trop de poids aux espèces dominantes et suffisamment aux espèces rares ou peu couvrantes, potentiellement fortement indicatrices.

Une liste d'espèces d'intérêt particulier, dites « espèces cibles », est constituée en collaboration avec l'ONF et l'Université de Bordeaux pour visualiser la dynamique végétale à l'échelle du système dunaire et alimenter l'évaluation de l'état de conservation à diverses échelles (écosystème, habitats, espèces). Elle se compose à la fois d'espèces structurantes des habitats majoritaires, d'espèces patrimoniales et d'espèces exotiques ou à forte capacité de colonisation à surveiller.

Tab. IV Liste des indicateurs floristiques analysés

Type indicateur	Indicateur	Code indicateur	Définition et modalité de calcul	HIC cible(s)
Indices Ellenberg	**Thermie**	vi_Temp	Valeur moyenne pour l'indice de thermie par placette	2110 / 2120 / 2130
	Acidité du sol	vi_pH	Valeur moyenne pour l'indice d'acidité du sol par placette	2130
	Niveau trophique	vi_Trophie	Valeur moyenne pour l'indice de trophie par placette	2110 / 2120 / 2130
	Humidité du sol	vi_Hedaph	Valeur moyenne pour l'indice d'humidité édaphique par placette	2120 / 2130
Composition et fonction	**Biomasse d'espèces de dunes embryonnaires**	Biomasse_Sp_2110	Biomasse (= somme des coefficients d'A-D) des espèces diagnostiques de l'habitat 2110 (dunes embryonnaires) par placette	2110 / 2120
	Nombre d'espèces de dunes mobiles	Nb_Sp_2120	Nombre d'espèces diagnostiques de l'habitat 2120 (dunes mobiles) par placette	2110 / 2120 / 2130
	Biomasse d'espèces de dunes mobiles	Biomasse_Sp_2120	Biomasse (= somme des coefficients d'A-D) des espèces diagnostiques de l'habitat 2120 (dunes mobiles) par placette	2110 / 2120 / 2130
	Nombre d'espèces de dunes grises	Nb_Sp_2130	Nombre d'espèces diagnostiques de l'habitat 2130 (dunes grises) par placette	2120 / 2130
	Biomasse d'espèces de dunes grises	Biomasse_Sp_2130	Biomasse (= somme des coefficients d'A-D) des espèces diagnostiques de l'habitat 2130 (dunes grises) par placette	2120 / 2130
	Biomasse d'espèces de dunes boisées	Biomasse_Sp_2180	Biomasse des espèces diagnostiques de l'habitat 2180 (dunes boisées) par placette	2130
Structure	**Biomasse végétale totale**	Biomasse_totale	Biomasse (= somme des coefficients d'A-D) de l'ensemble des espèces par placette	2110 / 2120 / 2130

- ***Analyses diachroniques***

Pour les paramètres de structure et fonction du système dunaire (dynamique des espèces, biomasse végétale, structure paysagère), un bilan préliminaire est réalisé à partir de l'occurrence en nombre de placettes et/ou de transects par type d'habitats et pour le lot d'espèces cibles, en fonction des années. Cela permet de visualiser l'évolution générale et déceler des premières tendances sur l'état de conservation à l'échelle de l'écosystème. Il sera à compléter par un travail de cartographie pour déterminer les secteurs les plus menacés par une perte, fragmentation ou dégradation des habitats et espèces.

Les analyses diachroniques sur les paramètres de fonction, structure et composition des habitats portent uniquement sur les 3 habitats prioritairement ciblés par le suivi : dunes embryonnaires (HIC 2110), dunes mobiles (HIC 2120) et dunes grises fixées (HIC 2130). Elles s'effectuent à travers la comparaison statistique de moyennes entre lectures pour les différents indicateurs élaborés à partir des cortèges floristiques (0). En pratique, cette comparaison s'opère via une ANOVA suivie d'un test post-hoc de Tukey lorsque les conditions de normalité des données et d'homoscédasticité des variances sont vérifiées. Dans le cas contraire, c'est le test de Wilcoxon avec la correction de Bonferroni, équivalent non-paramétrique de l'ANOVA, qui est réalisé. L'ensemble de ces analyses statistiques sont effectuées avec le logiciel R (RCore Team).

1.3 Résultats

1.3.1 Evolution de l'occurrence des habitats dunaires

L'occurrence des habitats au cours du temps au sein des placettes et transects offre un proxy intéressant de la surface couverte par chacun d'eux, mais également de leur fragmentation et de l'intégrité du complexe dunaire.

Le tableau et le graphique ci-dessous indique le **nombre de placettes au sein des différents habitats**, notamment ceux d'intérêt communautaires (HIC), observables en contexte dunaire, en fonction des années de suivi (Tab. V et Fig. 11).

Tab. V Occurrence, en nombre de placettes, des habitats en fonction des années de suivi

	Nombre de placettes				
Habitats recensés	**1997**	**2003**	**2009**	**2015**	**2021**
Dunes embryonnaires et laisses de mers (HIC 2110)	65	71	66	46	56
Dunes mobiles et semi-fixées (HIC 2120)	443	374	317	318	240
Dunes grises fixées (HIC 2130)	271	277	229	294	123
Landes sur dunes fixées décalcifiées (HIC 2150)	0	0	0	1	0
Fourrés dunaires à *Salix repens* (HIC 2170)	2	1	0	0	0
Dépressions humides intradunales (HIC 2190)	6	1	3	4	5
Dunes fixées à Cistes (HIC 2260)	8	3	3	3	5
Habitats hors HIC (fourrés, friches...)	21	29	16	44	5
Habitat indéterminé (dégradé, hétérogène...)	10	6	10	15	20
TOTAL	826	762	644	725	454

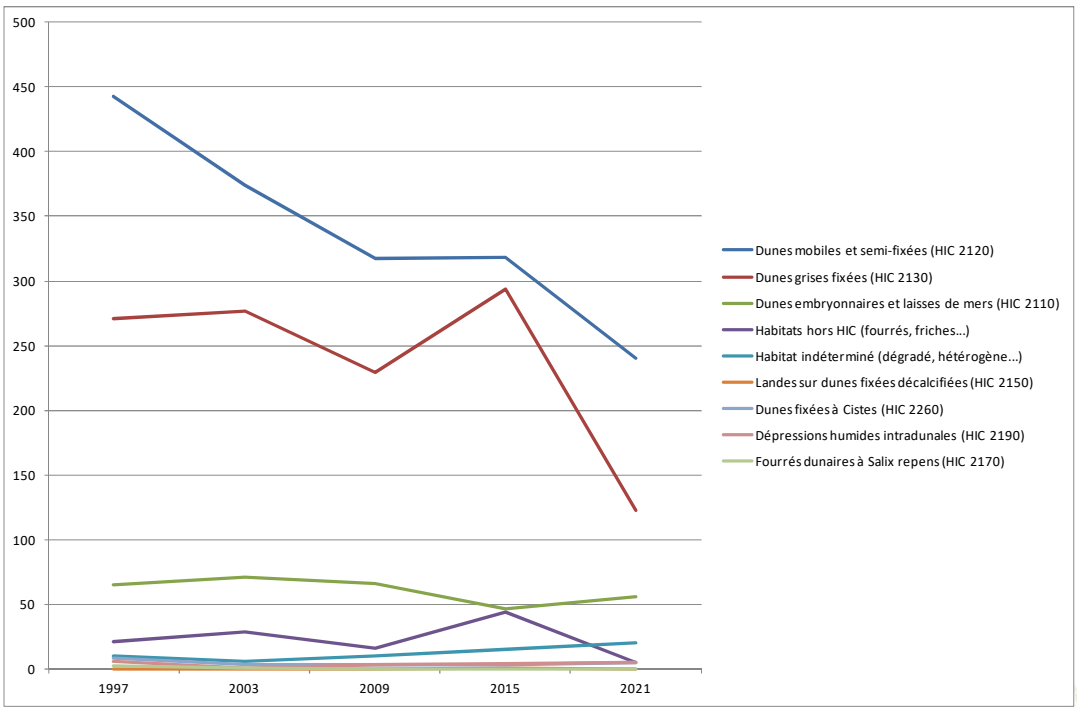


Fig. 11 Graphique d'évolution du nombre de placettes de chaque type d'habitat au cours du temps

De façon générale, une **nette diminution du nombre de placettes est constatée entre 1997 et 2021, de l'ordre de 45%.** Cette trajectoire à la baisse est assez homogène avec seulement l'année 2015 présentant un regain par rapport à 2009, avec, à noter, un nombre relativement plus important de placettes relevant d'habitats hors HIC ou dégradés pour cette année particulière.

Pour les dunes embryonnaires et laisses de mers, on observe une relative stabilité entre 1997 et 2009 avant une légère tendance à la baisse sur la période 2009-2021 (-15 à -30%). Ce type d'habitat peut être fortement impacté par les tempêtes et l'érosion marine, tout en présentant une résilience non-négligeable dans les secteurs où les aléas ne sont pas trop forts. Il en résulte donc une certaine variabilité interannuelle dans sa présence et son expression optimale, décelable à travers le suivi.

Pour les dunes mobiles et semi-fixées, la tendance à la baisse du nombre de placettes est très importante et de manière relativement continue entre 1997 et 2021 (-46%). Cela peut être lié à l'érosion marine et éolienne, malgré une substitution probable au détriment des dunes grises.

Pour les dunes grises, une tendance globale à la baisse du nombre de placettes entre 1997 et 2021 peut être constatée (-55%), avec cependant un net regain en 2015. Cette divergence pourrait s'expliquer par un sur-échantillonnage, à travers un découpage plus fin des faciès de végétation, pour des besoins d'amélioration des connaissances phytosociologiques et fonctionnelles cette année-là. Par ailleurs, l'effondrement apparent entre 2015 et 2021 serait en partie dû au repositionnement des piquets de tête de transects en 2021, parfois nettement décalés vers l'ouest.

En ce qui concerne les habitats plus ponctuels, on peut noter une absence de re-détection des fourrés à *Salix repens* depuis 2003. Les zones humides dunaires montrent une certaine variabilité de présence ou détection, tout comme les formations à Cistes ou les landes. Cette hétérogénéité d'observation pourrait potentiellement s'expliquer par un léger biais de repositionnement des transects entre les lectures. Cela pourrait aussi être lié à des effets de gestion locale (restauration de pannes, travaux en frange forestière…). Rappelons que le dispositif n'est pas adapté pour suivre correctement ces habitats et qu'il n'apparaît pas pertinent d'évoquer des tendances dans ce cas.

Enfin, les habitats de fourrés, friches ou indéterminés car trop dégradés sont observés de façon plus ou moins homogène (25 à 35 placettes), excepté pour l'année 2015 où ces habitats comptent une soixantaine de placettes. Là encore, un possible biais lié à un sur-échantillonnage est à noter.

Ces tendances à la diminution du nombre de placettes pour la majorité des habitats, notamment ceux à enjeux, pourrait s'expliquer en grande partie par une régression de la surface de dunes ouvertes. Des biais observateurs et induits par des modifications de protocoles ou de dispositifs peuvent cependant amplifier artificiellement ces résultats.

Le tableau et le graphique ci-dessous dénombre le **nombre de transects au sein desquels les habitats majoritaires sont recensés**, en fonction des années de suivi (Tab. VI et Fig. 12). Cela permet une première évaluation de la fragmentation des habitats et de l'intégrité du complexe dunaire. Pour mémoire, le nombre total de transects est de 94 sur le littoral aquitain.

Tab. VI Occurrence, en nombre de transects, des habitats majoritaires en fonction des années de suivi

	Nombre de transects				
Habitats majoritaires	**1997**	**2003**	**2009**	**2015**	**2021**
Dunes embryonnaires et laisses de mers (HIC 2110)	54	57	48	33	50
Dunes mobiles et semi-fixées (HIC 2120)	90	91	84	89	89
Dunes grises fixées (HIC 2130)	77	80	75	79	63

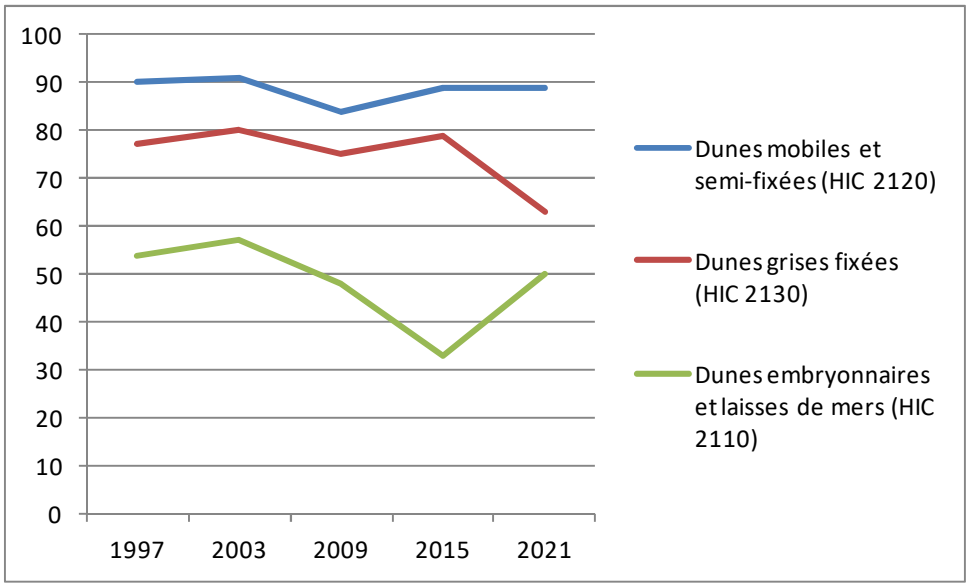


Fig. 12 Graphique de l'évolution du nombre de transects comportant chaque habitat au cours du temps

Concernant les dunes embryonnaires, la fragmentation apparaît relativement importante de façon générale avec **plus de 40% des transects qui sont exempts de ce type d'habitat**. Une légère diminution de l'occurrence s'observe globalement entre 1997 et 2021 (-8%), avec cependant une assez grande variabilité interannuelle. En 2015, seuls 35% des transects comportent ce type d'habitat. Une certaine résilience peut être notée avec une présence réhaussée à 53% des transects en 2021.

Pour les dunes mobiles et semi-fixées, le nombre de transects est relativement constant au cours du temps, excepté en 2009 avec une absence sur 7 transects par rapport à 2003, probablement dû à la tempête Klaus de janvier 2009. La fragmentation semble faible avec un taux d'absence inférieur à 10% des transects globalement. Cela peut expliquer la bonne résilience opérée entre 2009 et 2015 suite à la tempête.

Enfin, pour les dunes grises, on constate une relative stabilité entre 1997 et 2015, associée à une fragmentation modérée, avec l'**absence de ce type d'habitat sur 15 à 20 % des transects**. En revanche, une **nette baisse d'occurrence est à souligner pour 2021 (-20%)** et un taux d'absence tombant à un tiers des transects. Le remplacement par des végétations de dunes mobiles ou hétérogènes et fragmentaires (transition vers friches, fermeture ligneuse) expliquerait potentiellement cette importante régression d'observation de l'habitat de dunes grises.

Ces éléments témoignent de la vulnérabilité des habitats dunaires en particulier de dunes embryonnaires et de dunes grises, tant en termes de surface occupée que de continuités. L'intégrité

du complexe dunaire semble atteinte dans de nombreux secteurs avec une absence d'un ou plusieurs habitats typiques de la séquence géosériale. Ils resteront à vérifier et préciser par l'analyse diachronique cartographique, actuellement en cours.

1.3.2 Evolution des espèces cibles

Le tableau suivant présente le bilan chiffré des espèces cibles en termes d'occurrence dans les placettes de suivi, ainsi que les taux de variation et d'évolution générale entre 1997 et 2021 qui en découlent, à l'échelle des dunes ouvertes (Tab. VII). Le nombre de placettes n'étant pas équivalent entre les lectures, le taux d'occurrence des espèces par année est préféré au nombre d'occurrence pour permettre une interprétation plus fiable de la variation d'occurrence. Celle-ci traduit simplement la différence du taux d'occurrence dans les placettes entre 1997 et 2021. Pour des espèces rares ou ponctuelles, ayant des taux d'occurrence naturellement bas, le taux d'évolution générale est préféré pour mieux apprécier les modifications d'occurrence. Il est déduit en faisant le rapport entre les taux d'occurrence de 1997 et 2021.

Tab. VII Evolution de l'occurrence des espèces cibles de dunes ouvertes

Taxons	Habitat	Occurrence des taxons (Nb de placettes)					Taux d'occurrence dans les placettes (%)					Variation d'occurrence entre 1997 et 2021 (%)	Taux d'évolution entre 1997 et 2021 (%)
		1997	2003	2009	2015	2021	1997	2003	2009	2015	2021		
Cakile maritima	DE	28	88	60	31	130	3.39	11.56	9.33	4.44	28.70	25.31%	746.58%
Elytrigia juncea	DE	163	215	164	213	189	19.73	28.25	25.51	30.52	41.72	21.99%	111.42%
Convolvulus soldanella	DM/DE	390	461	319	438	297	47.22	60.58	49.61	62.75	65.56	18.35%	38.86%
Galium arenarium	DM	223	258	192	246	174	27.00	33.90	29.86	35.24	38.41	11.41%	42.27%
Silene uniflora subsp. *thorei*	DM	80	105	88	100	94	9.69	13.80	13.69	14.33	20.75	11.07%	114.25%
Eryngium maritimum	DM/DE	384	449	316	370	260	46.49	59.00	49.14	53.01	57.40	10.91%	23.46%
Euphorbia paralias	DM/DE	331	427	303	334	219	40.07	56.11	47.12	47.85	48.34	8.27%	20.64%
Carex arenaria	DG	162	217	151	239	124	19.61	28.52	23.48	34.24	27.37	7.76%	39.57%
Pinus pinaster	DB	24	91	50	92	46	2.91	11.96	7.78	13.18	10.15	7.25%	249.48%
Pancratium maritimum	DG	14	23	26	37	27	1.69	3.02	4.04	5.30	5.96	4.27%	251.66%
Sonchus bulbosus	DG	2	4	4	16	16	0.24	0.53	0.62	2.29	3.53	3.29%	1358.72%
Dianthus gallicus	DG	18	30	22	25	24	2.18	3.94	3.42	3.58	5.30	3.12%	143.12%
Achillea maritima	DE/DM	9	22	13	19	17	1.09	2.89	2.02	2.72	3.75	2.66%	244.42%
Silene portensis	DG	66	115	39	29	45	7.99	15.11	6.07	4.15	9.93	1.94%	24.32%
Yucca gloriosa	EEE	6	10	6	10	11	0.73	1.31	0.93	1.43	2.43	1.70%	234.29%
Senecio inaequidens	EEE	0	7	6	18	6	0.00	0.92	0.93	2.58	1.32	1.32%	1.32%
Astragalus baionensis	DM	39	42	19	27	26	4.72	5.52	2.95	3.87	5.74	1.02%	21.56%
Medicago marina	DM	5	5	4	23	6	0.61	0.66	0.62	3.30	1.32	0.72%	118.81%
Ephedra distachya	DG	6	5	7	7	5	0.73	0.66	1.09	1.00	1.10	0.38%	51.95%
Euphorbia peplis	DE	0	2	0	2	1	0.00	0.26	0.00	0.29	0.22	0.22%	0.22%
Honkenya peploides	DE	1	2	0	1	1	0.12	0.26	0.00	0.14	0.22	0.10%	82.34%
Linaria arenaria	DM	0	9	0	4	0	0.00	1.18	0.00	0.57	0.00	0.00%	0.00%
Viola kitaibeliana	DG	1	1	0	2	0	0.12	0.13	0.00	0.29	0.00	-0.12%	-100.00%
Linaria thymifolia	DM	102	101	51	93	55	12.35	13.27	7.93	13.32	12.14	-0.21%	-1.68%
Asparagus officinalis	DG	2	5	2	3	0	0.24	0.66	0.31	0.43	0.00	-0.24%	-100.00%
Euphorbia segetalis subsp. *portlandica*	DG	2	0	0	2	0	0.24	0.00	0.00	0.29	0.00	-0.24%	-100.00%
Silene conica	DG	2	1	1	6	0	0.24	0.13	0.16	0.86	0.00	-0.24%	-100.00%
Hieracium eriophorum	DM	120	109	93	116	63	14.53	14.32	14.46	16.62	13.91	-0.62%	-4.27%
Phytolacca americana	EEE	6	8	3	6	0	0.73	1.05	0.47	0.86	0.00	-0.73%	-100.00%
Asperula occidentalis	DG	10	17	0	3	2	1.21	2.23	0.00	0.43	0.44	-0.77%	-63.53%
Helichrysum stoechas	DG	308	355	294	340	163	37.29	46.65	45.72	48.71	35.98	-1.31%	-3.50%
Ammophila arenaria	DM	512	474	345	410	268	61.99	62.29	53.65	58.74	59.16	-2.82%	-4.56%
Corynephorus canescens	DG	258	306	191	268	127	31.23	40.21	29.70	38.40	28.04	-3.20%	-10.24%

Légende : DE : Dunes embryonnaires ; DM : Dunes mobiles et semi-fixées ; DG : Dunes grises ; DB : Dunes boisées ; EEE : Espèces exotiques

D'après ce tableau, il est possible de distinguer plusieurs modes d'évolution. Le premier concerne les espèces connaissant à la fois une hausse de l'occurrence en nombre de placettes et du taux d'occurrence dans les placettes entre 1997 et 2021 : *Cakile maritima, Elytrigia juncea, Silene uniflora*

subsp. *thorei, Pinus pinaster, Sonchus bulbosus, Pancratium maritimum, Achillea maritima, Yucca gloriosa* et *Dianthus gallicus*. Cela pourrait traduire une dynamique de progression générale, en termes de surface occupée et de colonisation des habitats adjacents. Une certaine variabilité interannuelle peut être notée pour quelques espèces (*Cakile maritima* ou *Pinus pinaster* notamment) mais la **tendance à la hausse reste relativement homogène pour ces espèces, majoritairement des plantes pionnières ou adaptées à une certaine instabilité du substrat**, avec toutefois un décrochage en 2009 pouvant être lié à la tempête Klaus de janvier 2009.

Ensuite, on retrouve des espèces présentant une baisse de l'occurrence en nombre de placettes, traduisant une potentielle perte de surface occupée, mais une hausse du taux d'occurrence dans les placettes : *Convolvulus soldanella, Galium arenarium, Eryngium maritimum, Euphorbia paralias, Carex arenaria*. Hormis la dernière, il s'agit d'espèces typiques et structurantes de dunes mobiles.

Par ailleurs, plusieurs espèces rares telles *Viola kitaibeliana, Asparagus officinalis, Silene conica* et *Euphorbia segetalis* subsp. *portlandica* n'ont pas été revues en 2021.

Enfin, les autres espèces cibles montrent une baisse de l'occurrence en nombre de placettes, et une relative stabilité pour le taux d'occurrence. Seules *Corynephorus canescens, Ammophila arenaria* et *Helichrysum stoechas* ont une légère tendance à la baisse, avec cependant une variation très modérée (< 5%), et à tempérer par l'existence d'une forte variabilité interannuelle.

Il ressort de ce tableau que **la part des espèces adaptées à une faible stabilité du substrat (dunes embryonnaires, dunes mobiles et dunes grises peu fixées) a nettement augmenté au sein des placettes de suivi**. Cela pourrait traduire un processus de déstabilisation du substrat par saupoudrage ou érosion. D'autre part, l'occurrence en nombre de placettes est plus faible pour la majorité des espèces, signifiant que la surface occupée a pu être réduite entre 1997 et 2021. La progression du Pin maritime, malgré une variabilité interannuelle visible, pourrait témoigner d'un processus de fermeture des dunes grises au contact de la lisière forestière à l'est. Enfin, le recensement régulier et à la hausse de *Yucca gloriosa* et *Senecio inaequidens*, espèces exotiques, semble indiquer une naturalisation en cours de ces plantes sur les dunes.

1.3.3 Evolution de structure et composition des habitats dunaires majoritaires

Pour chacun des habitats décrits, des graphes présentent l'évolution des différents indicateurs floristiques retenus, à partir des différentes années de lecture (Fig. 13, Fig. 14 et Fig. 15). Ils permettent d'évaluer visuellement la trajectoire, l'intensité des modifications et d'apprécier la variabilité interannuelle des cortèges floristiques. A leur suite, des tableaux récapitulent les résultats d'analyses statistiques des indicateurs, associés à leur interprétation synthétique (Tab. VIII, Tab. IX et Tab. X). La légende des symboles de tendance d'évolution est indiquée en annexe (Annexe 4).

- ***Dunes embryonnaires (HIC 2110)***

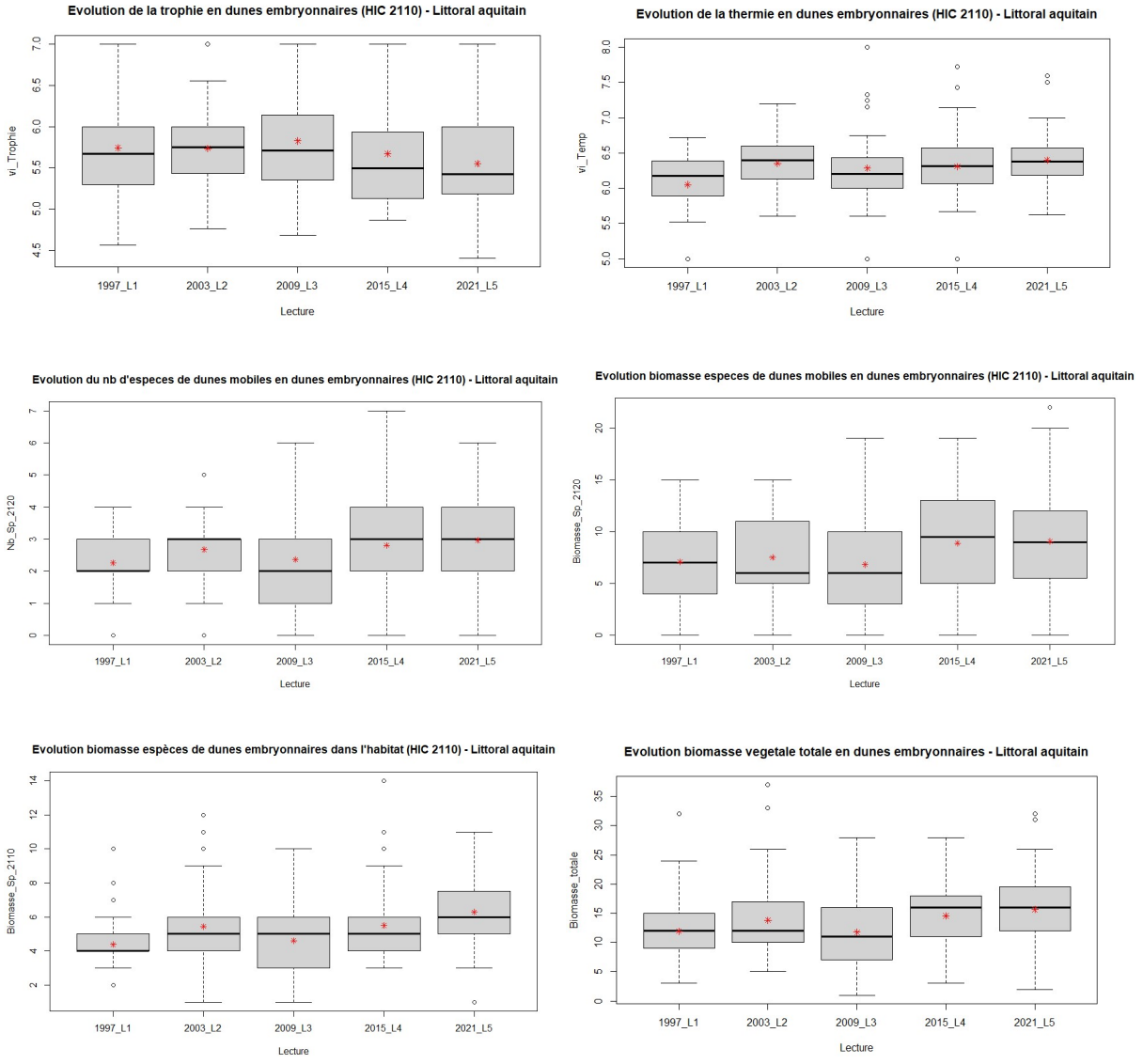


Fig. 13 Boxplots des indicateurs retenus pour les dunes embryonnaires (HIC 2110) : indices de trophie et de thermie, nombre et biomasse des espèces de dunes mobiles, biomasse des espèces de dunes embryonnaires et biomasse totale retrouvée dans cet habitat (Etoiles rouges = valeur moyenne de l'indicateur)

Tab. VIII Tableau bilan des résultats d'analyse des indicateurs floristiques pour les dunes embryonnaires (HIC 2110)

Indicateur	Intensité du changement entre années extrêmes	Erreur standard	p-valeur	Tendance	Interprétation synthétique
Trophie	- 0.28 entre 1997 et 2021	0.551	0.0522	≈	Stabilité apparente pour le paramètre de trophie, mais tendance non-significative à la baisse à noter
Thermie	+ 0.35 entre 1997 et 2021	0.425	0.0007	↗	Tendance notable vers une thermophilisation depuis 1997 mais avec seulement cortège de 1997 significativement moins thermophile que les autres
Biomasse d'espèces de dunes embryonnaires	+ 1.91 entre 1997 et 2021	1.58	1.78E-08	↗	Tendance générale significative vers une plus grande abondance des espèces de dunes embryonnaires depuis 1997, avec toutefois un décrochage en 2009 (tempête ?)
Nombre d'espèces de dunes mobiles	+ 0.7 entre 1997 et 2021	1.29	0.0386	↗	Tendance générale significative vers une colonisation d'espèces de dunes mobiles depuis 1997, avec toutefois un décrochage en 2009 (tempête ?)
Biomasse d'espèces de dunes mobiles	+ 2.23 entre 1997 et 2021	4.895	0.02	↗	Tendance générale significative vers une plus grande abondance d'espèces de dunes mobiles depuis 1997, avec toutefois un décrochage en 2009 (tempête ?)
Biomasse végétale totale	+ 3.9 entre 2009 et 2021	6.31	0.0004	↗	Tendance générale significative vers une plus grande abondance végétale depuis 1997, avec toutefois un décrochage en 2009 (tempête ?)

En résumé, les dunes embryonnaires sont soumises à une densification du couvert herbacé, principalement par des espèces plus typiques des dunes mobiles. Cela peut suggérer une transition d'un habitat vers l'autre (HIC 2110 vers 2120) en lien avec des processus de consolidation des dunes embryonnaires puis d'accumulation de sable. En parallèle, le cortège devient légèrement plus thermophile, sans doute simplement dû au fait qu'il y ait davantage d'espèces thermophiles en dunes mobiles qu'en dunes embryonnaires. L'indice de trophie apparaît statistiquement stable en lien avec des espèces de dunes embryonnaires, relativement plus eutrophiles, en hausse contrebalancé par des espèces de dunes mobiles, plus oligotrophiles, également en hausse.

- *Dunes mobiles et semi-fixées (HIC 2120)*

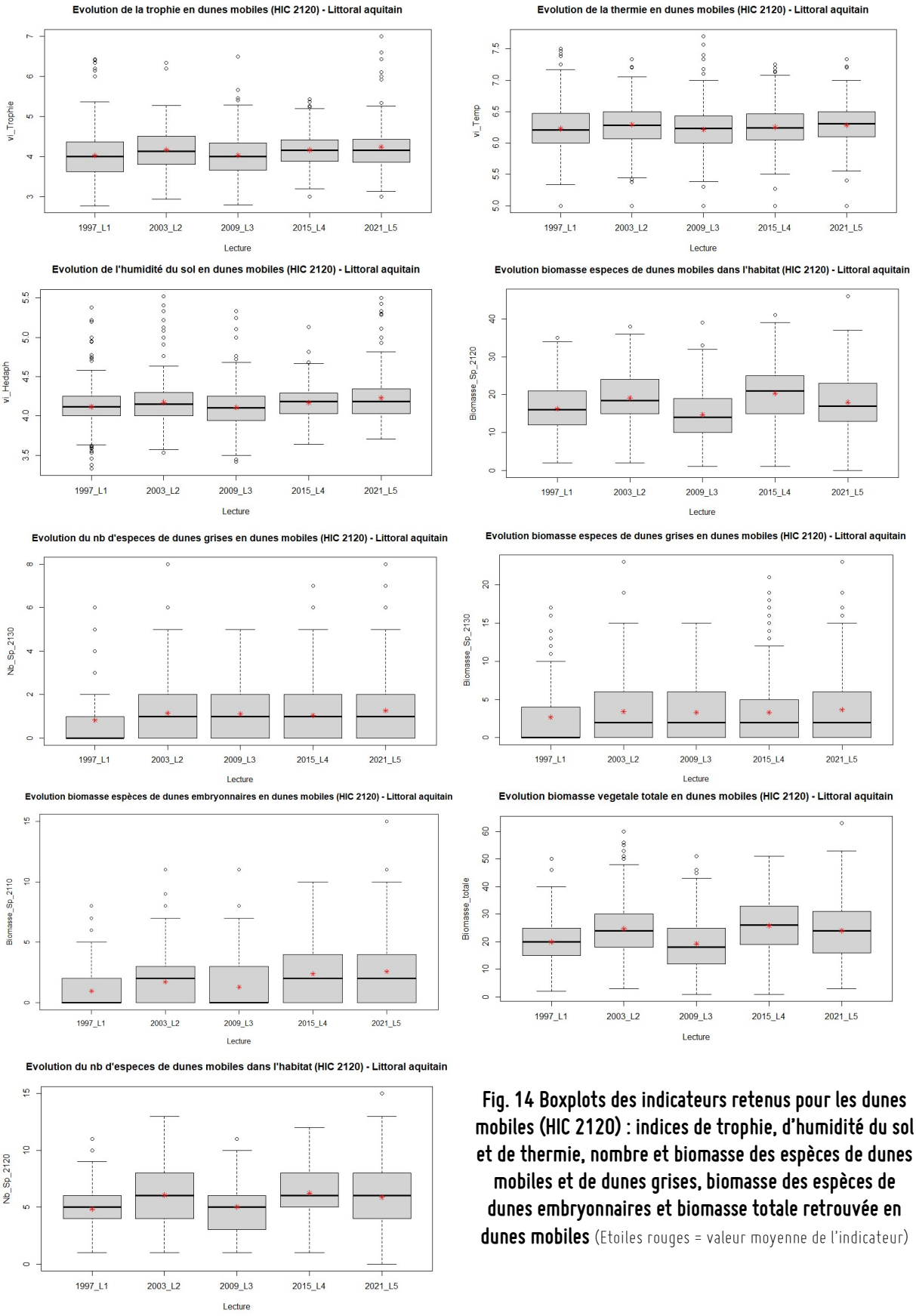


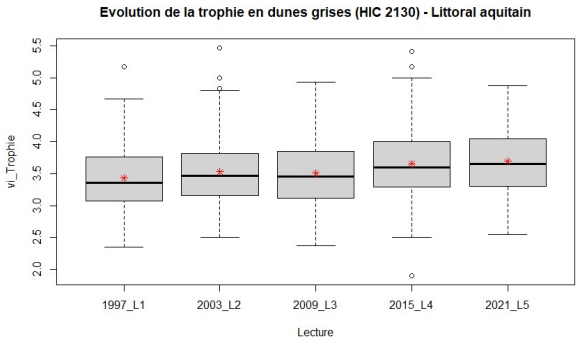
Fig. 14 Boxplots des indicateurs retenus pour les dunes mobiles (HIC 2120) : indices de trophie, d'humidité du sol et de thermie, nombre et biomasse des espèces de dunes mobiles et de dunes grises, biomasse des espèces de dunes embryonnaires et biomasse totale retrouvée en dunes mobiles (Etoiles rouges = valeur moyenne de l'indicateur)

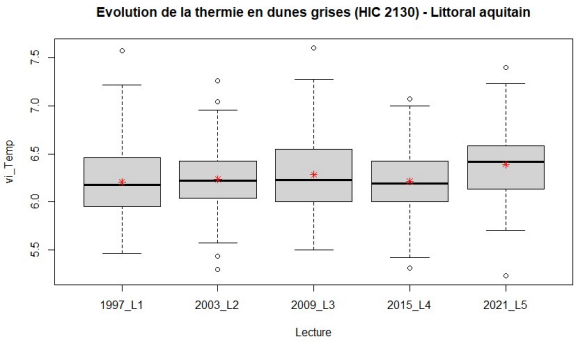
Tab. IX Tableau bilan de l'analyse des indicateurs floristiques pour les dunes mobiles (HIC 2120)

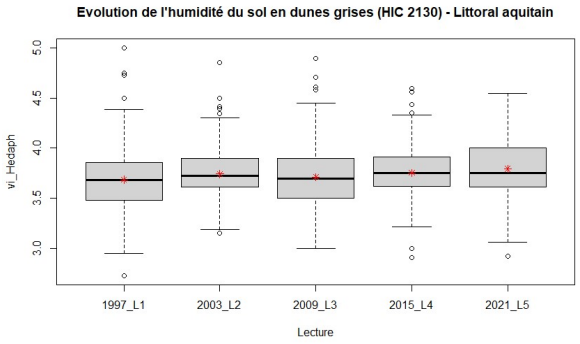
Indicateur	Intensité du changement entre années extrêmes	Erreur standard	p-valeur	Tendance	Interprétation synthétique
Humidité édaphique	+ 0.12 entre 2009 et 2021	0.299	2.9E-07	↗~	Tendance générale significative mais d'intensité modérée à la hausse entre 1997 et 2021 par apophytisation, avec décrochage en 2009 (xérophilisation liée à un dépôt sableux ?). Plus marquée dans les secteurs landais
Trophie	+ 0.22 entre 1997 et 2021	0.579	6.1E-09	↗	Tendance générale significative vers un enrichissement trophique entre 1997 et 2021, avec décrochage en 2009 (oligotrophisation liée à un dépôt sableux ?). Bien marquée sur le secteur neutro-basicline landais ; trajectoire plus discontinue sur secteurs girondins avec années extrêmes 2003-2009 sans tendance significative entre 1997 et 2021 ; pas de tendance notable sur secteur Adour mais variabilité inter-annuelle non-négligeable
Thermie	+ 0.07 entre 2009 et 2021	0.372	0.01565	↗-	Tendance générale significative mais d'intensité faible vers une thermophilisation de cortège entre 1997 et 2021, avec trajectoire assez discontinue (décrochage en 2009) et variabilité interannuelle non négligeable. Plus marquée spécifiquement sur le secteur acido-neutrocline girondin
Biomasse d'espèces de dunes embryonnaires	+ 1.62 entre 1997 et 2021	2.16	2.2E-16	↗	Tendance générale significative vers une plus grande abondance des espèces de dunes embryonnaires depuis 1997, avec toutefois un décrochage en 2009 (tempête ?). Valable sur secteurs landais ; à distinguer d'une forte variabilité interannuelle sur secteurs girondins avec années extrêmes 2003 et 2009 mais sans tendance notable entre 1997 et 2021.
Biomasse d'espèces de dunes mobiles	+ 5.6 entre 2009 et 2015	7.53	2.2E-16	↗↘	Forte variabilité inter-annuelle et inter-secteur de l'abondance des espèces de dunes mobiles sans tendance notable entre 1997 et 2021, signe d'instabilité ?
Nombre d'espèces de dunes mobiles	+ 1.4 entre 1997 et 2015	2.08	2.2E-16	↗	Tendance générale significative vers une meilleure représentation des espèces de dunes mobiles depuis 1997, avec toutefois un décrochage en 2009 (tempête ?). Valable surtout pour secteur Adour ; forte variabilité interannuelle sans tendance notable sur autres secteurs entre 1997 et 2021
Biomasse d'espèces de dunes grises	+ 0.98 entre 1997 et 2021	4.11	0.04981	↗-	Tendance générale peu significative vers une abondance plus importante des espèces de dunes grises entre 1997 et 2021. A noter développement significatif en 2003 par rapport à 1997, valable surtout sur secteur acido-neutrocline girondin
Nombre d'espèces de dunes grises	+ 0.44 entre 1997 et 2021	1.36	0.00417	↗-	Tendance générale significative vers une meilleure représentation des espèces de dunes grises entre 1997 et 2021. Visible sur secteurs acido-neutrocline girondin et Adour, avec développement significatif en 2003 par rapport à 1997 à noter
Biomasse végétale totale	+ 6.5 entre 2009 et 2015	10.83	2.2E-16	↗	Tendance générale significative vers une plus grande abondance végétale depuis 1997, trajectoire relativement discontinue avec net décrochage en 2009 (tempête ?).

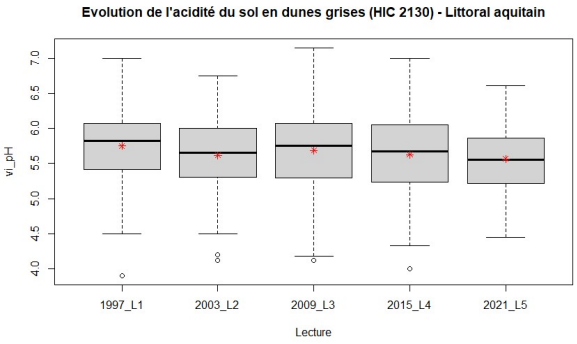
Les dunes mobiles semblent avant tout caractérisées par une assez forte variabilité interannuelle de cortèges et des contrastes d'évolution entre les différents secteurs du littoral. Il reste cependant possible de déceler une relative déstructuration de l'habitat avec une hausse significative de la biomasse des espèces de dunes embryonnaires, potentiellement à l'origine de la hausse de l'indice de trophie, et également une meilleure représentation des espèces de dunes grises. Ce dernier constat pourrait traduire le remplacement en cours des végétations autrefois de dunes grises par des végétations de dunes mobiles.

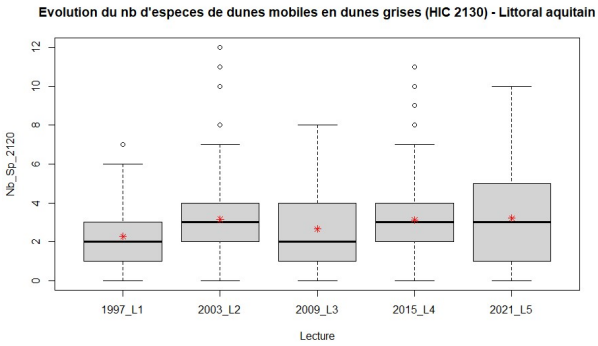
- ***Dunes grises fixées (HIC 2130)***

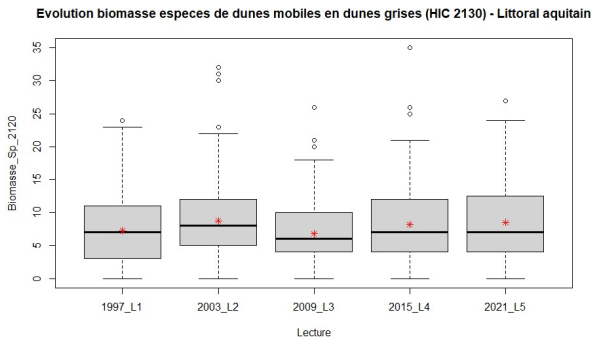












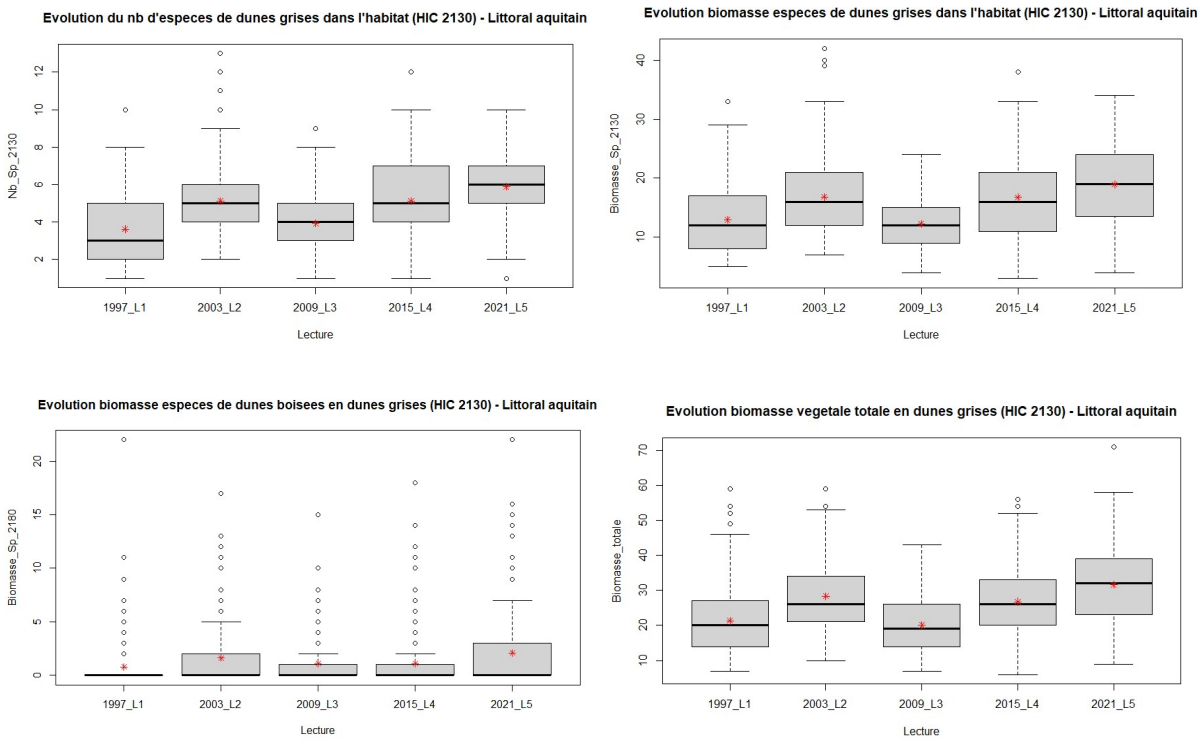


Fig. 15 Boxplots des indicateurs retenus pour les dunes grises (HIC 2130) : indices de trophie, d'humidité du sol, de thermie et d'acidité du sol, nombre et biomasse des espèces de dunes mobiles et grises, biomasse des espèces de dunes boisées et biomasse totale retrouvée en dunes grises (Etoiles rouges = valeur moyenne de l'indicateur)

Tab. X Tableau bilan de l'analyse des indicateurs floristiques pour les dunes grises (HIC 2130)

Indicateur	Intensité du changement entre années extrêmes	Erreur standard	p-valeur	Tendance	Interprétation synthétique
Humidité édaphique	+ 0.11 entre 1997 et 2021	0.3145	0.00111	↗~	Tendance générale significative mais d'intensité modérée à la hausse entre 1997 et 2021 par apophytisation, avec décrochage en 2009 (xérophilisation liée à un dépôt sableux ?). Valable surtout pour le secteur acido-neutrocline girondin
Trophie	+ 0.26 entre 1997 et 2021	0.05457	4.3E-08	↗	Tendance générale significative vers un enrichissement trophique entre 1997 et 2021, avec léger décrochage en 2009 (oligotrophisation liée à un dépôt sableux ?). Valable surtout pour secteurs centraux
Thermie	+ 0.18 entre 1997 et 2021	0.3665	8.6E-06	↗	Tendance notable vers une thermophilisation depuis 1997 mais avec seulement cortège de 2021 significativement plus thermophile que les autres. Trajectoire +/- continue seulement sur secteurs centraux
Acidité du sol	- 0.19 entre 1997 et 2021	0.496	0.00254	↘	Tendance générale significative vers une acidiphication entre 1997 et 2021. Vraiment marquée seulement sur secteur basiphile girondin
Biomasse d'espèces de dunes mobiles	- 1.97 entre 2003 et 2009	5.185	0.00088	↗↘	Forte variabilité inter-annuelle et inter-secteur de l'abondance des espèces de dunes mobiles sans tendance notable entre 1997 et 2021, sauf pour secteur acido-neutrocline girondin à la hausse avec trajectoire +/- continue (décrochage en 2009)
Nombre d'espèces de dunes mobiles	+ 0.93 entre 1997 et 2021	1.915	1.7E-07	↗	Tendance générale significative vers une colonisation d'espèces de dunes mobiles depuis 1997, avec toutefois un décrochage en 2009 (tempête ?). Valable surtout pour secteur acido-neutrocline girondin
Biomasse d'espèces de dunes grises	+ 6.7 entre 2009 et 2021	5.565	2.2E-16	↗(↘)	Variabilité inter-annuelle et inter-secteur significative de l'abondance des espèces de dunes grises avec tendance générale notable à la hausse entre 1997 et 2021, avec décrochage en 2009 (lié à un dépôt sableux ?). Trajectoire +/- continue seulement sur secteur acido-neutrocline girondin
Nombre d'espèces de dunes grises	+ 2.26 entre 1997 et 2021	1.795	2.2E-16	↗	Tendance générale significative vers une colonisation d'espèces de dunes grises depuis 1997, avec toutefois un décrochage en 2009 (tempête ?). Valable surtout pour secteurs girondin ; variabilité interannuelle plus importante sur secteurs landais
Biomasse d'espèces de dunes boisées	+ 1.3 entre 1997 et 2021	3.01	4.9E-06	↗(↘)	Variabilité inter-annuelle et inter-secteur significative de l'abondance des espèces de dunes boisées, avec légère tendance générale à la hausse entre 1997 et 2021 mais trajectoire discontinue avec nette limitation entre 2009 et 2015.
Biomasse végétale totale	+ 11.5 entre 2009 et 2021	9.8	2.2E-16	↗	Tendance générale significative vers une plus grande abondance végétale depuis 1997, avec toutefois un décrochage en 2009 (tempête ?).

L'évolution de cortège végétal des dunes grises apparaît assez contrastée, à la fois au niveau géographique avec des disparités selon les secteurs, et en lien avec une variabilité interannuelle non

négligeable qui gomme des trajectoires de fond. Globalement, il ressort surtout une nette tendance à la densification du couvert herbacé ainsi qu'une eutrophisation entre 1997 et 2021. Cela amène aussi à des cortèges moins xérophiles par apophytisation car plus un milieu est eutrophe, plus les espèces des niveaux hydriques inférieurs peuvent s'implanter. En parallèle, on observe une légère tendance à l'acidiphication, qui pourrait être un phénomène partiellement naturel, à mettre en lien avec la hausse perceptible de l'abondance en espèces de dunes boisées. Cette dernière tendance, associée à une meilleure représentation à la fois des espèces de dunes grises et de dunes mobiles, témoignerait là encore d'une relative déstructuration de l'habitat, menacé sur son flanc est par une dynamique de fermeture et à l'ouest par une colonisation et une substitution par la dune mobile.

1.3.4 Synthèse des principaux résultats

- ***Dunes ouvertes***

- **Nombre de placettes** : en baisse entre 1997 et 2021, de l'ordre de 45%, suggérant une importante perte de surface.
- Augmentation des occurrences de plusieurs espèces de dunes blanches et embryonnaires et une diminution (faible) des espèces de dunes grises.
- Augmentation du Pin maritime et de certaines espèces exotiques (*Yucca gloriosa* et *Senecio inaequidens*).

- ***Dunes embryonnaires (HIC 2110)***

- **Nombre de placettes** : relative stabilité entre 1997 et 2009 avant une légère tendance à la baisse sur la période 2009-2021 (-15 à -30%).
- **Nombre de transects** : 60% de présence, en légère baisse, variabilité interannuelle importante (occurrence très basse en 2015)
- **Espèces cibles** : *Cakile maritima, Elytrigia juncea* : hausse de l'occurrence en nombre de placettes et du taux d'occurrence dans les placettes entre 1997 et 2021
- **Indicateurs floristiques :**
    - Thermophilisation (liée à une transition d'habitat ?)
    - Augmentation de la biomasse d'espèce de dunes embryonnaire
    - Augmentation du nombre et de la biomasse d'espèces de dunes mobiles
    - Augmentation de la biomasse globale

    ⇨ **Densification du couvert herbacé, consolidation des dunes embryonnaires, passage à la dune mobile.**

Forte variabilité interannuelle, baisse des surfaces en 2021 (disparition ou passage au 2120 ?) mais consolidation des dunes embryonnaires existantes voir passage vers le 2120 ?

• *Dunes mobiles et semi-fixées (HIC 2120)*

- **Nombre de placettes** : en baisse continue entre 1997 et 2021 (–46%).
- **Nombre de transects** : 90% de présence, constant
- **Espèces cibles** :
    - *Silene uniflora* subsp. *thorei*, *Achillea maritima :* hausse de l'occurrence en nombre de placettes et du taux d'occurrence dans les placettes entre 1997 et 2021
    - *Convolvulus soldanella, Galium arenarium, Eryngium maritimum, Euphorbia paralias :* baisse de l'occurrence en nombre de placettes, traduisant une potentielle perte de surface occupée, mais une hausse du taux d'occurrence dans les placettes
    - *Ammophila arenaria :* légère tendance à la baisse, avec cependant une variation très modérée (< 5%)
- **Indicateurs floristiques :**
    - Légère hausse d'humidité édaphique par apophytisation (avec décrochage en 2009).
    - Enrichissement trophique (avec décrochage en 2009), particulièrement dans le secteur neutrocline landais (pas sur le secteur Adour).
    - Légère thermophilisation (avec décrochage en 2009), particulièrement sur littoral girondin.
    - Augmentation de la biomasse d'espèce de dunes embryonnaire dans les landes (avec décrochage en 2009). Stable pour la Gironde.
    - Forte variabilité interannuelle des espèces de dunes mobiles, en termes de biomasse et de richesse spécifique, pas de tendance notable sauf sur secteur Adour en hausse.
    - Légère augmentation des espèces des dunes grises, en termes de biomasse et de richesse spécifique.
    - Augmentation de la biomasse globale.

    ⇨ **Densification du couvert herbacé, déstructuration de l'habitat, substitution de la dune grise.**

Forte variabilité interannuelle du cortège avec déstructuration notable, nette baisse de surface occupée depuis 1997

• *Dunes grises (HIC 2130)*

- **Nombre de placettes** : en baisse entre 1997 et 2021 (–55%), avec cependant un net regain en 2015.
- **Nombre de transects :** 80 à 85% de présence, constant mais nette chute en 2021 (–20%).
- **Espèces cibles :** *Corynephorus canescens, Helichrysum stoechas :* légère tendance à la baisse, avec cependant une variation très modérée (< 5%)
- **Indicateurs floristiques :**
    - Légère hausse d'humidité édaphique par apophytisation, particulièrement dans le secteur acidicline de Gironde
    - Enrichissement trophique, particulièrement pour les secteurs centraux.
    - Thermophilisation, notamment sur secteurs centraux
    - Acidiphication, bien marquée sur le secteur basiphile girondin.
    - Variabilité interannuelle importante des espèces de dunes mobiles, en termes de biomasse et de richesse spécifique, avec hausse notable sur secteur acidicline girondin.
    - Variabilité interannuelle mais hausse notable de biomasse et richesse d'espèces de dunes grises, particulièrement le secteur acidicline girondin.
    - Légère augmentation de la biomasse des espèces de dunes boisées.
    - Augmentation de la biomasse globale.

    ⇨ **Densification du couvert herbacé, déstructuration de l'habitat, dérive trophique et tendance à la fermeture.**

Variabilité interannuelle du cortège et disparités géographiques avec déstructuration notable, nette baisse de surface occupée depuis 1997, substitution par dune mobile et lisière forestière

1.4 Discussion

En ce qui concerne les habitats dunaires principaux (dunes embryonnaires, dunes mobiles et dunes grises), ces premiers éléments d'analyses diachroniques semblent montrer en premier lieu une potentielle réduction de moitié (–45% de placettes réalisées) de la surface de l'écosystème de dunes ouvertes depuis 1997. Le phénomène de compression côtière, liée à une érosion marine plus ou moins intense à l'ouest et la présence de dunes boisées stabilisées ou en phase de stabilisation par fermeture à l'est, expliquerait en grande partie ce résultat (JONES *et al.*, 2013) qui reste à préciser par une analyse cartographique. L'estimation à la fois du décalage des têtes de transects entre 2015 et 2021, donnant une idée de l'avancée de la frange forestière ; et d'autre part la comparaison de l'écart entre les points GPS de queue de transect entre années, indiquant le niveau d'érosion marine, permettrait de vérifier et affiner ce chiffre alarmant de réduction. Cela peut aussi être constaté à travers l'évolution de la flore en termes d'occurrence avec une diminution sensible du nombre d'observations au fil des années pour une majorité d'espèces. Ces résultats mériteraient d'être consolidés par l'analyse diachronique des communautés sous forme fonctionnelle via des traits morphologiques et physiologiques de bases de données telle que TRY (TRY-DB.ORG).

Ensuite, il s'opère au cours du temps une relative déstructuration des différents habitats dunaires. Ce processus est décelable à travers des introgressions significatives de certains cortèges au sein des habitats adjacents, telles la hausse de la biomasse des espèces de dunes embryonnaires en dunes mobiles ou la hausse du nombre d'espèces de dunes mobiles en dunes grises. Le cas le plus symptomatique concerne la hausse du nombre et de la biomasse d'espèces de dunes grises en dunes mobiles, formant *a priori* le témoin d'une transition du premier type d'habitat vers le second. Ces observations sont corroborées par des taux d'occurrence plus élevés pour des espèces adaptées à une instabilité du substrat et présentant une bonne résilience à l'accumulation sableuse (*Elytrigia juncea, Euphorbia paralias, Eryngium maritimum, Pancratium maritimum, Convolvulus soldanella*). A terme, il pourrait y avoir un risque d'homogénéisation et de banalisation des cortèges, avec seulement les espèces les plus tolérantes à ces contraintes, que le changement climatique pourrait accentuer *via* une augmentation des évènements extrêmes tels que les tempêtes.

Par ailleurs, on observe une tendance globale à l'eutrophisation des végétations de dunes mobiles et grises, confirmant les travaux existants à plus large échelle (PAKEMAN *et al.*, 2016 ; PROVOOST *et al.*, 2011). Cela apparaît de façon légèrement plus marquée dans les Landes ; possiblement lié au fait que que ce secteur serait le plus soumis aux dépôts d'azote atmosphérique (D. ROSEBERY et D. ALARD, comm. orale). Ce phénomène, conjugué à l'augmentation de la concentration en CO_2 dans l'atmosphère, pourrait expliquer en partie la hausse très significative de biomasse végétale constatée pour l'ensemble des habitats (PAKEMAN *et al.*, 2016 ; PROVOOST *et al.*, 2011). Cette relative densification du couvert herbacé faciliterait potentiellement la fixation du substrat et pourrait contrebalancer l'effet de saupoudrage et/ou d'érosion éolienne. La progression d'espèces comme *Yucca gloriosa*, espèce exotique envahissante, et *Pinus pinaster*, espèce pionnière des dunes stabilisées, formerait une réponse à ces divers processus.

Une tendance notable à la thermophilisation des cortèges de dunes grises, notamment pour les secteurs centraux du littoral aquitain, est constatée. A noter qu'il s'agirait des secteurs où sont enregistrées les températures maximales annuelles les plus élevées, soit les plus chauds en été à l'échelle du littoral (HERMY, 2018). Le meilleur développement d'espèces thermophiles telles *Pancratium maritimum, Sonchus bulbosus* ou *Dianthus gallicus* expliquerait ce processus ; mais cela pourrait également être dû ou associé à une diminution des espèces à large amplitude mais moins tolérantes aux extrêmes chauds comme *Corynephorus canescens*.

Enfin, il faut relever que l'année 2009 ressort significativement différente des autres, avec souvent une trajectoire inverse à la tendance générale entre 1997 et 2021 constatée pour la plupart des indicateurs. Le lien avec les effets de la tempête Klaus de janvier 2009 semble assez évident ; les perturbations du substrat (érosion, accumulation) auraient engendré de façon concomitante une moindre densité du couvert végétal, une oligotrophisation et une diminution de l'occurrence des espèces et des habitats sur plusieurs transects. Il est cependant intéressant de noter l'assez bonne résilience des végétations avec un retour proche à l'état de 2003 dès 2015 pour de nombreux indicateurs, malgré la survenue de plusieurs tempêtes durant l'hiver 2013–2014, à l'instar d'observations dans d'autres régions (PAKEMAN *et al.*, 2015). De même, les effets des tempêtes de l'hiver 2019–2020 apparaissent peu décelables à travers les indicateurs de structure et composition. Si la résilience des habitats en termes de cortèges à la suite de ces épisodes extrêmes peut être relativement rassurante, il n'en demeure pas moins qu'ils ont un impact fort en termes de surface avec des pertes *a priori* conséquentes (PRISCO *et al.*, 2013).

1.5 Perspectives

Le présent rapport dresse les premiers constats d'un suivi qui bénéficie désormais d'un recul de 25 années sur l'évolution de la flore et des habitats dunaires majoritaires du littoral aquitain. La poursuite des travaux d'analyses sur une série d'indicateurs complémentaires (surfaces d'habitats, structure paysagère, traits fonctionnels, espèces exotiques, etc.) devrait permettre d'étayer et mieux comprendre ces premiers résultats.

A travers ce réseau de suivi, l'ONF a souhaité se doter, dès 1997, d'un outil de diagnostic des éléments clés intervenant dans la dynamique des habitats dunaires et qui pourraient faire l'objet de leviers de gestion. Grâce au travail collaboratif avec le CBN Sud–Atlantique et l'Université de Bordeaux 1, tant sur la redéfinition des communautés végétales que dans les analyses diachroniques, la compréhension des processus en cause s'est grandement affinée au fil des années. Cela s'avère déjà bénéfique aux opérations de gestion de la dune domaniale. Ces éléments vont d'ailleurs être intégrés au « Plan de gestion national des dunes domaniales » en cours de rédaction par l'ONF » (P. TOURNEUR, comm. pers.). Ce réseau, étendu au littoral charentais depuis 2021, est également un outil incontournable pour assurer une évaluation régulière de l'état de conservation des différents habitats et de l'écocomplexe dunaire, et suivre les impacts du changement climatique. Sa pérennité est donc un enjeu majeur. Le déploiement de ce dispositif actuellement envisagé à l'échelle nationale dans le cadre du programme national de surveillance de la biodiversité terrestre, coordonné par l'UMS PatriNat, atteste de son intérêt.

L'interprétation de certains résultats peut cependant être biaisée par diverses limites méthodologiques (repositionnement de têtes de transect, hétérogénéité de notation pour certains paramètres, rattachement *a posteriori* des relevés). Ainsi, une optimisation de la collecte de données apparaît nécessaire à travers des sessions d'inter-calibration et des formations en amont de la campagne de suivi. Cela afin de réduire au maximum les biais observateurs et faciliter les analyses sur un lot d'indicateurs plus fiables. En parallèle, un réseau de placettes permanentes s'est constitué en 2021 pour suivre plus spécifiquement les végétations de dunes grises en lien avec les fortes pressions et menaces pesant sur elles (PRISCO *et al.*, 2013). Sa poursuite et son renforcement doivent être assurés pour mieux évaluer la résilience de cet habitat prioritaire de la Directive Habitats-Faune-Flore.

Depuis quelques années, l'ONF initie des expérimentations de restauration (dunes grises, mares dunaires) et de gestion différenciée (remobilisation de la dune) sur plusieurs sites. Ces pistes opérationnelles méritent d'être suivies rigoureusement pour évaluer leurs capacités d'atténuation des effets du changement climatique et des aléas extrêmes. Outre la résilience des espèces structurantes des habitats, il sera intéressant et important de suivre la dynamique des espèces patrimoniales dans ces contextes de restauration, sans négliger celle des espèces exotiques (GIULIO *et al.*, 2020) en lien avec le phénomène apparent d'eutrophisation.

Malgré tout, il demeure un manque de connaissances en écologie fonctionnelle sur ce milieu dunaire si particulier. Les travaux de caractérisation de la dynamique spatiale des communautés végétales et des espèces, initiés par l'Université de Bordeaux (HERMY, 2018), méritent d'être poursuivis. En lien avec le processus constaté d'eutrophisation, une piste intéressante de recherche serait d'étudier les effets d'un enrichissement en azote *a minima* sur les espèces structurantes des dunes, qui sont plutôt adaptées à une certaine pauvreté du sol en éléments nutritifs. Par ailleurs, une étude fine de la capacité de dispersion de certaines espèces de dunes grises (notamment *Helichrysum stoechas*) pourrait permettre d'évaluer la capacité de recolonisation en cas de travaux de restauration. Ce type de travaux pourrait aussi contribuer à améliorer fortement les projections d'aires de répartition futures car ces données sur la dispersion font actuellement défaut dans les modèles (DAVID ET ROMEYER, 2021 *in* MALLARD, 2021a).

Enfin, une mise en relation plus étroite de ces premières tendances floristiques avec les principales variables de pressions s'exerçant sur les habitats dunaires mériterait d'être engagée, selon le schéma « état–pressions–réponses » (TOUROULT *et al.*, 2017 ; LEVEQUE, 2021). Ces éléments permettraient d'une part d'établir des projections d'évolution robustes et d'autre part de mieux cibler les leviers de gestion et tester leurs effets via des simulations. Le programme *les sentinelles du climat* intègre partiellement cet aspect important à travers la mise en place de stations météorologiques, relevant les paramètres mésoclimatiques de température et d'humidité relative, en de nombreux points du littoral dunaire (17 stations au total).

1.6 Conclusion

Les habitats dunaires sont parmi les plus emblématiques de Nouvelle-Aquitaine et présentent une valeur patrimoniale de premier ordre. A travers un réseau de près de 150 transects le long du littoral, ils bénéficient d'une surveillance remontant à près de 25 ans pour une majorité d'entre eux, avec des relectures régulières tous les 6 ans entre 1997 et 2021. Ce réseau permet d'évaluer les modifications sur de nombreux paramètres : aires de répartition des habitats et espèces, surfaces occupées, structure des végétations et du paysage dunaire, composition floristique et fonctions/processus écologiques. Le changement climatique constitue l'un des facteurs d'influence majeure de l'évolution de la biodiversité végétale des dunes littorales en exacerbant l'occurrence d'aléas extrêmes (tempêtes, canicule, sécheresse), favorisant une érosion accrue sur certains secteurs, mais aussi en augmentant la quantité de dépôts d'azote atmosphérique.

Les principales tendances qui se dégagent des premières analyses diachroniques témoignent en premier lieu d'une nette réduction d'occurrence pour une majorité d'habitats et d'espèces entre 1997 et 2021 sur le littoral aquitain, conséquence d'une probable perte de surface et d'une fragmentation accrue. Une relative déstructuration des habitats est décelée à travers le développement significatif d'espèces diagnostiques de certains habitats au sein d'habitats adjacents, à l'origine de cortèges altérés vis-à-vis de l'état optimal. Cela témoigne potentiellement d'un phénomène de substitution et/ou de banalisation de cortège, en lien avec des perturbations récurrentes (saupoudrage, érosion éolienne). Par ailleurs, un processus d'eutrophisation est à noter particulièrement sur les dunes grises, et touchant surtout le littoral landais. En parallèle, une densification du couvert herbacé est constatée, à relier avec cette eutrophisation et avec la hausse de la concentration en CO_2 favorisant la croissance végétale.

L'impact potentiel de violentes tempêtes hivernales peut être aperçu à travers les observations de l'année 2009 : moindre densité du couvert végétal, oligotrophisation des cortèges par rajeunissement du substrat et diminution drastique de l'occurrence des espèces et des habitats sur plusieurs transects. Si leur résilience après cet évènement extrême s'avère encourageante, qu'en sera-t-il si ces perturbations deviennent de plus en plus récurrentes au cours des prochaines années/décennies ?

Les besoins de recherche en écologie fonctionnelle et de compléments d'analyses sur ces données doivent permettre de valider ces tendances et de mieux comprendre les facteurs structurants des modifications. Cela dans le but de faire ressortir les leviers pertinents en termes de gestion et de restauration de l'écosystème dunaire. La pérennité du réseau de surveillance est également un enjeu majeur pour assurer une évaluation régulière de l'état de conservation des habitats, de la gestion et de la résilience de la biodiversité végétale.



Chapitre 2. Flore et végétations de pelouses sèches

Auteurs : *Kévin Romeyer*

Contributeurs : *Anthony Le Fouler, Emilie Chammard, Ludovic Olicard*

Contexte/enjeux :

Les pelouses sèches calcicoles de Nouvelle-Aquitaine représentent des enjeux forts de patrimonialité et de conservation, que ce soit en termes de flore ou d'habitats. Il s'agit par ailleurs d'un écosystème soumis à de fortes pressions et menaces, telles que la fermeture par abandon de gestion, l'eutrophisation liée aux dépôts d'azote atmosphérique, la fragmentation accrue et les aléas climatiques extrêmes, susceptibles d'engendrer d'importantes modifications de cortèges floristiques dans le futur.

Face à ces enjeux et pressions, un important réseau de surveillance des végétations de pelouses calcicoles a été structuré à travers la région (Clero *et al.*, 2020 ; Fy et Bissot, 2014 ; Le Fouler, 2013 ; Romeyer et Le Fouler., 2021a). Il se compose actuellement de 280 placettes permanentes mises en place dans le cadre de la politique Natura 2000 d'évaluation et de suivi d'état de conservation des habitats d'intérêt communautaires (HIC), principalement centré sur l'habitat « Pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'embuissonnement sur calcaires » (HIC 6210). Un état initial a été réalisé en 2012-2014 en Aquitaine et Poitou-Charentes avec une relecture partielle (72 placettes) opérée en 2019-2020. Il est complété par 46 placettes permanentes de même type disposées dans le cadre du programme *les sentinelles du climat*, avec un état initial entre 2017 et 2019 et une relecture entre 2019 et 2021. La majorité des sites sélectionnés dans ce cadre sont équipés de station météo permettant de suivre les conditions climatiques locales pour les paramètres de température et d'humidité relative.

Les premiers résultats de ce réseau montrent une légère tendance à la méditerranéisation des cortèges, associée en parallèle à une dynamique globale d'ourlification et de relative eutrophisation (Clero *et al.*, 2020 ; Fy et Bissot, 2014 ; Le Fouler, 2013 ; Romeyer, 2021d). Ces derniers processus sont également constatés, associés au développement d'espèces exotique envahissantes, à travers l'évaluation de l'état de conservation de cet habitat faite en Limousin en 2021 (Chammard, comm. pers.) Les épisodes répétés de sécheresse et canicule prévus pour la région dans les prochaines décennies (Acclimaterra, 2018) pourraient avoir un fort impact sur la dynamique végétale et la composition floristique (Clero *et al.*, 2020 ; Fy et Bissot, 2014 ; Le Fouler, 2013 ; Romeyer, 2021). Les travaux de modélisation de la répartition potentielle future des espèces végétales, tenant compte des projections climatiques du GIEC, attestent bien de la nette progression des espèces d'affinités méditerranéennes dans la région (David et Romeyer, 2021 ; Romeyer et David, 2020). Toutefois l'interaction entre les processus de fermeture et de développement potentiel de ces espèces thermo-xérophiles reste complexe à appréhender. La compréhension de ces phénomènes, en lien avec l'état de conservation des habitats, et l'évaluation et le suivi de la résistance/résilience aux effets du changement climatique nécessite des séries temporelles de long terme. Ainsi, la poursuite des suivis pour ce type de milieu est largement nécessaire pour bien évaluer les trajectoires d'évolution possible.

Perspectives :

Devant la nécessité de mieux prédire les trajectoires d'évolution potentielles pour les cortèges de pelouses, des campagnes régulières de relectures du réseau existant sont à prévoir. Un schéma pluriannuel de suivi des habitats d'intérêt communautaires, développé en Aquitaine (LE FOULER ET CAZE, 2012), préconisait une relecture des dispositifs par période de 6 années pour coller aux objectifs de rapportage national pour la Directive Habitats–Faune–Flore. Sur ce principe, la prochaine campagne générale de suivis devrait s'opérer entre 2025 et 2027. Cependant, la variabilité interannuelle peut être importante concernant ce type de végétation (ROMEYER ET DAVID, 2018) et la réalisation de suivis annuels sur un petit lot de sites, à mettre en relation avec les conditions climatiques saisonnières locales (données des stations météo), semble tout à fait pertinente. Cela permettrait de percevoir, au travers de ces quelques placettes, plus directement les effets d'aléas climatiques extrêmes et les réponses des espèces ainsi que leur résilience.

En parallèle, la mise à jour et l'amélioration de la qualité des modèles de répartition future des espèces avec les dernières projections climatiques (en intégrant le paramètre de capacité de migration/dispersion) permettrait d'anticiper avec davantage de fiabilité les évolutions de cortèges.

Enfin, le déploiement d'un réseau *les sentinelles du climat* en région Occitanie (www.naturemp.org) sur ce même indicateur avec des protocoles mutualisés permettra une approche à plus large échelle. Des analyses conjointes pourront être envisagées pour partager les constats et tendances d'évolution.

Chapitre 3. Flore et végétations des écosystèmes humides

Auteurs : *Kévin Romeyer*

Contributeurs : *Anthony Le Fouler, Emilie Chammard, Ludovic Olicard*

Contexte/enjeux :

La flore des tourbières et landes tourbeuses présente de fortes adaptations aux contraintes stationnelles (engorgement prolongé, faible richesse en nutriments), à l'origine de cortèges particulièrement originaux et patrimoniaux. Les conditions nécessaires à leur développement telles qu'un climat assez pluvieux et/ou froid, une alimentation en eau permanente (liée aux précipitations ou à une nappe affleurante), un substrat acide font que ces communautés végétales se retrouvent de façon ponctuelle et sur de faibles surfaces en Nouvelle-Aquitaine. Elles sont mieux exprimées dans les secteurs d'altitude (hauteurs du Limousin et Pyrénées) et deviennent relictuelles en plaine avec toutefois de forts enjeux sur le plateau landais et ses marges. Elles abritent des cortèges boréo-montagnards qui sont en limite d'aire de répartition dans la région et donc particulièrement sujettes aux modifications climatiques. Le pâturage (ou surpâturage), le drainage anthropique, les retombées d'azote atmosphérique enrichissant le milieu et les épisodes de sécheresse réguliers et prolongés, causant un abaissement direct ou indirect des nappes, constituent les principales pressions et menaces pour ces écosystèmes particuliers. Les fonctions de régulation du cycle de l'eau (stockage en hiver et relargage différé en été), de tamponnage thermique et de séquestration du carbone pourraient être fortement altérées dans le futur.

Dès 2014 dans le cadre du suivi et de l'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaires (HIC) de landes et tourbières d'Aquitaine (LAFON ET LE FOULER, 2014), puis à travers *les sentinelles du climat*, un réseau de surveillance d'une trentaine de dispositifs (transects ou quadrats permanents) est déployé. Les états initiaux ont été réalisés entre 2014 et 2018 avec une relecture en 2020. Là encore, une grande partie des sites sélectionnés dans ce cadre des sentinelles du climat est équipée de station météo pour suivre les conditions climatiques locales.

La comparaison des 2 premières lectures des dispositifs témoignent d'une relative stabilité des cortèges avec toutefois une tendance à la perte d'espèces pionnières et la colonisation par les ligneux (ROMEYER, 2021d). Sans que ce dernier point signale nécessairement une dégradation des tourbières, il pourrait constituer un témoin précurseur d'assèchement des systèmes et à l'extrême d'une transition vers un système non tourbeux. Face aux risques d'altération des fonctions primordiales des tourbières, la flore et les végétations forment des indicateurs intéressants de l'état de ces fonctions, de par leur capacité d'intégration des conditions stationnelles. Par ailleurs, l'étude de la répartition potentielle future des espèces végétales à travers la région met assez clairement en lumière le caractère vulnérable de la flore des tourbières à plus ou moins court terme, avec une fragmentation accrue et une diminution d'aire de répartition, et cela d'autant plus important que le réchauffement sera intense (DAVID ET ROMEYER, 2021 ; ROMEYER ET DAVID, 2020). La poursuite des suivis existants sur ce type de milieux revêt donc un double enjeu, à la fois en termes de conservation des espèces et habitats menacés et de préservation des fonctions de ces zones humides.



Perspectives :

Le réseau de surveillance actuel souffre de quelques lacunes pour mieux évaluer et comprendre les modifications de cortèges. En premier lieu, le nombre de dispositifs apparaît quelque peu limité et un déficit dans certains secteurs peut être pointé. C'est notamment le cas du plateau de Millevaches qui concentre d'importants enjeux pour les tourbières, et dans une moindre mesure au Pays basque. Un renforcement des suivis serait préconisé dans ces secteurs. Le recensement des suivis développés dans d'autres cadres (ex : programme Mhéo sur le Bassin Adour–Garonne) et l'évaluation d'une possible mutualisation avec serait également à réfléchir et structurer pour combler en partie ce déficit. Ensuite, une connaissance plus fine du fonctionnement hydrologique des sites (suivis piézométriques, type et source d'alimentation) et de l'éventuelle gestion pratiquée permettrait de mieux visualiser la part du changement climatique et les leviers d'action pour atténuer ses effets.

Selon le principe de schéma pluriannuel de suivi des habitats évoqué précédemment, la prochaine relecture de ce réseau de surveillance des végétations de tourbières devrait s'opérer entre 2025 et 2027.

Le déploiement d'un réseau *les sentinelles du climat* en région Occitanie (www.naturemp.org) concerne également cet indicateur. La mutualisation d'ores et déjà des protocoles, et des analyses dans un second temps, assurera une meilleure représentativité des effets du changement climatique sur ces cortèges en limite d'aire de répartition.

Chapitre 4. Flore et végétations des lagunes du plateau landais et des rives d'étangs arrière-littoraux

Auteurs : *Kévin Romeyer* ***Contributeurs :*** *Anthony Le Fouler*

Contexte/enjeux :

Les lagunes du plateau landais et les rives des étangs arrière-littoraux aquitains hébergent des communautés végétales hautement spécialisées et d'une grande valeur patrimoniale. Il s'agit des gazons amphibies et subaquatiques à Isoëtides (*Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Isoetes boryana*), qui se développent à la faveur d'importantes fluctuations saisonnières des niveaux d'eaux. Ces variations d'origine naturelle induisent la formation de différentes ceintures emboîtées de végétations adaptées à une immersion plus ou moins longue. Le changement climatique engendrerait en Nouvelle-Aquitaine une importante variabilité interannuelle des précipitations, avec des épisodes de sécheresse rallongés et parfois précoces (ACCLIMATERRA, 2018). Cela entrainerait des variations extrêmes des niveaux de marnage entre les années, perturbant le développement de certaines espèces et ceintures de végétations et favorisant potentiellement des espèces ubiquistes.

Des suivis ont été mis en place dès 2011 sur les lagunes et 2012 sur les rives d'étangs arrière-littoraux pour évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaires (HIC) de ces milieux particuliers (LE FOULER ET BLANCHARD, 2011 ; LE FOULER, 2012). 24 transects répartis sur les rives de 8 étangs et 10 transects de lagunes ont ainsi été disposés. En parallèle et en synergie de la relecture de ces dispositifs en 2017-2018, ce réseau a été complété via *les sentinelles du climat* avec 5 nouveaux transects sur les rives des étangs de Hourtin-Carcas, Lacanau et Cazaux-Sanguinet et 12 nouveaux transects sur 10 lagunes (ROMEYER, 2018). Ces 12 transects ont fait l'objet d'une relecture en 2020 pour visualiser les modifications floristiques à court terme et estimer la variabilité interannuelle (ROMEYER ET LE FOULER, 2021b). Comme pour les autres milieux suivis, des stations météo sont implantées sur les sites sélectionnés dans le cadre des sentinelles du climat, pour suivre les conditions climatiques locales.

Il ressort des premières analyses diachroniques menées sur les rives d'étangs que le HIC 3110 relatif aux gazons amphibies et subaquatiques a subi une forte régression entre 2012 et 2018 avec une diminution de 33% de linéaire sur l'ensemble des transects. Cela serait probablement en lien avec une accumulation en matière organique et un enrichissement trophique, qui se traduit par un remplacement par une végétation de roselière quasi-monospécifique ou des herbiers à Characées (CAILLAUD ET LE FOULER, 2018). Concernant les lagunes, on constate une forte variabilité interannuelle de cortèges avec une tendance significative à la régression des gazons amphibies et à la colonisation des ceintures internes par la Molinie, couplées à une relative eutrophisation (CAILLAUD ET LE FOULER, 2018). Là encore, une forte vulnérabilité de la flore typique de ces gazons à plus ou moins court terme peut être notée à travers les travaux sur la répartition potentielle future des espèces végétales dans la région (DAVID ET ROMEYER, 2021 ; ROMEYER ET DAVID, 2020).



Perspectives :

La poursuite des suivis mis en place doit permettre de préciser la vitesse d'évolution des végétations dans le contexte de forts contrastes climatiques et hydriques entre années, et de mieux appréhender la résilience des espèces et communautés de gazons qui sont les plus sensibles à ces facteurs. Sur le plateau landais, ce sont près de 2000 lagunes qui ont été recensées (LE FOULER ET BLANCHARD, 2011) ; le réseau actuel composé de 22 transects au total sur 20 lagunes apparaît donc lacunaire et peu représentatif. Un renforcement des suivis pourrait être envisagé dès 2023, en lien avec un travail d'inventaire actualisé des lagunes. A l'instar des suivis en tourbières, une connaissance plus fine du fonctionnement hydrologique des lagunes (suivis piézométriques, type et source d'alimentation) permettrait de mieux comprendre les effets directs ou indirects du changement climatique.

Selon le principe du schéma pluriannuel de suivi des habitats consistant à relire les dispositifs tous les 6 ans, la prochaine relecture du réseau de surveillance des végétations de lagunes est prévue en 2023. Ces végétations étant soumises à une importante variabilité interannuelle de cortège, la réalisation de suivis annuels sur quelques lagunes, à mettre en relation avec les conditions climatiques saisonnières locales (données des stations météo), apparaît là aussi judicieuse. En ce qui concerne les dispositifs des rives d'étangs, ils devraient être relus en 2024 ; avec la possibilité également de suivre annuellement 1–2 sites de rives pour estimer la variabilité du cortège.

Chapitre 5. Flore et végétations des forêts à Hêtre de plaine

Auteurs : *Kévin Romeyer*

Contributeurs : *Emilie Chammard, Ludovic Olicard*

Contexte/enjeux :

Les forêts à Hêtre sont parmi les plus vulnérables au changement climatique, particulièrement en Nouvelle-Aquitaine. Cela est lié au fait que le Hêtre est en limite d'aire de répartition en plaines, à cause de contraintes climatiques défavorables à son bon développement telles qu'un bilan hydrique estival déficitaire, une aridité marquée et des températures trop élevées (ROMEYER *et al.*, 2021a). L'espèce se réfugie donc dans des secteurs ou conditions stationnelles permettant une compensation en matière d'humidité et de température (vallons frais, versants nord, grands massifs forestiers). Au sein de ces forêts, on retrouve une flore indicatrice d'une certaine fraîcheur et humidité, atmosphérique ou édaphique, parfois d'affinité montagnarde et peu communes à basse altitude dans la région. Le changement climatique devrait accentuer les contraintes climatiques existantes à travers notamment des étés plus longs, plus chauds et plus secs (ACCLIMATERRA, 2018). Ces facteurs pourraient causer à plus ou moins long terme des modifications importantes de cortèges avec une perte des éléments floristiques les plus sensibles.

Afin de suivre et évaluer ces modifications au cours du temps, un réseau de surveillance s'est constitué via le programme *les sentinelles du climat* au sein des 4 grands types de forêts à Hêtre rencontrés en plaines (ROMEYER *et al.*, 2021a). Il se compose à l'heure actuelle de 16 sites de suivi équipés chacun de 4 placettes rectangulaires (50 x 2 mètres). Le protocole de collecte de données reprend les éléments développés dans le cadre du réseau de suivi national des écosystèmes forestiers RENECOFOR (ULRICH, 1995), pour assurer une compatibilité et une mutualisation ultérieure des données. Les états initiaux ont été réalisés entre 2018 et 2020. Des stations météo relevant les paramètres de températures et d'humidité relative sont implantées sur la quasi-totalité des sites pour suivre les conditions du microclimat forestier.

Le recul sur ce réseau forestier *les sentinelles du climat* n'est pas suffisant pour déterminer des premières tendances. Par ailleurs, les travaux menés sur l'évolution de la flore forestière, notamment dans le cadre de RENECOFOR, attestent d'une part d'une relative thermophilisation des cortèges ; et d'autre part d'une hausse de la dette climatique (BERTRAND *et al.*, 2016 ; RICHARD *et al.*, 2021). Cela signifie une inadéquation de plus en plus marquée entre les conditions climatiques théoriques optimales au développement des espèces et les conditions climatiques relevées. En parallèle, les études sur l'évolution potentielle des aires de répartition de espèces et des communautés végétales de hêtraies prévoient une régression très importante (MARAGE ET GEGOUT, 2011 ; ROMEYER ET DAVID, 2020 ; ROMEYER *et al.*, 2021a), avec le Hêtre lui-même qui pourrait perdre près de 58% de son aire actuelle à l'horizon 2070 selon le scénario RCP 8.5 en Nouvelle-Aquitaine.

Perspectives :

Les connaissances acquises à travers RENECOFOR témoignent de la nécessité et de l'intérêt d'une surveillance des habitats forestiers sur le temps long, en lien avec la forte inertie de ces écosystèmes. La poursuite des suivis de forêts à Hêtre initiés dans le cadre du programme *les sentinelles du climat* est donc particulièrement pertinente pour mieux évaluer la résistance du Hêtre et de son cortège d'affinité fraîche. Le renforcement de ce réseau serait judicieux pour assurer une meilleure représentativité des forêts à Hêtre à l'échelle régionale, et disposer d'une plus grande robustesse pour appréhender les effets du changement climatique. Ainsi, la mise en place de dispositifs complémentaires sur des forêts neutrophiles en Limousin, sur des hêtraies sèches dans le secteur Périgord–Quercy et sur des forêts acidiphiles ou acidiclines en plaines permettrait d'étoffer ce réseau.

D'autre part, la comparaison des conditions météorologiques entre échelles macroclimatique (données Météo France) et microclimatique (données des stations météo *in situ*) serait particulièrement intéressante à initier pour mieux comprendre le rôle du microclimat forestier dans l'atténuation des aléas climatiques et la persistance de certaines espèces et communautés végétales (De Frenne *et al.*, 2013).

En synergie avec RENECOFOR dont le délai entre campagne de suivi est fixé à 5 ans, la prochaine relecture du réseau forestier *les sentinelles du climat* devrait s'opérer en 2025–2026. En parallèle, cet indicateur est aussi déployé à travers le réseau *les sentinelles du climat* en région Occitanie (NATUREMP.ORG). La constitution d'un réseau trans–régional permettra une plus grande robustesse dans l'évaluation des effets du changement climatique sur ces types de forêts en limite d'aire de répartition.





Partie II. Les Insectes



Chapitre 6. Cortèges des lépidoptères de plaine

Auteurs : *Pierre-Yves Gourvil, Akaren Goudiaby*

6.1 Introduction

Les lépidoptères font partie des groupes indicateurs du changement climatique. Ils répondent au changement climatique, en modifiant leurs aires de répartition vers le nord ou vers de plus hautes altitudes (WILSON & MACLEAN, 2011) notamment. Par ailleurs, les espèces de papillons ont un cycle de vie très court et en partie influencé par les conditions climatiques. Elles sont dépendantes du niveau de la température ambiante locale pour leurs activités journalières (KLECKOVA & KLECKA, 2016). Leur optimum de développement, comme les autres insectes, sera influencé par l'élévation du niveau de température. Plusieurs études menées sur ces marqueurs ont déjà mis en évidence des impacts directs du changement climatique (MALLARD, 2016 ; MALLARD & COUDERCHET, 2019). Dans la Sierra Nevada en Californie du Nord, un suivi sur 35 ans et 159 espèces de lépidoptères, a montré que 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 une cause de l'érosion de la biodiversité. À long terme, l'interaction du changement climatique amplifiée par la destruction de l'habitat induit des effets négatifs sur ces espèces (FORISTER *et al.*, 2010 ; SEIBOLD *et al.*, 2019).

Les Lépidoptères sont l'un des premiers maillons de la chaîne alimentaire et l'un des plus importants par leur quantité. Un impact négatif sur la biodiversité de ce maillon se répercute sur les niveaux trophiques supérieurs (NOWICKI *et al.*, 2007). Le suivi et la compréhension des effets sur ces espèces deviennent essentiels pour orienter les actions de conservation de ces espèces, *via* des politiques environnementales éclairées et de gestion des espaces naturels (JACTEL *et al.*, 2020).

6.2 Matériel et méthodes

Depuis 2016, le même protocole de suivi est mis en œuvre pour le suivi des cortèges de lépidoptères. Il est basé sur le protocole national du suivi temporel des Rhopalocères de France (STERF) du programme d'observatoires de la biodiversité Vigie-Nature (MANIL & HENRY, 2007) et adapté afin de correspondre à la problématique du changement climatique et de la biodiversité

Le protocole de suivi des cortèges de papillons de jour le long de transects est présenté :

- pour les cortèges de pelouses sèches, dans MALLARD *et al.* (2021) ;
- pour les cortèges des landes humides, dans MALLARD & BULTE (2021).

Cette année, 27 sites ont été suivis en landes humides et pelouses sèches (Fig. 16).

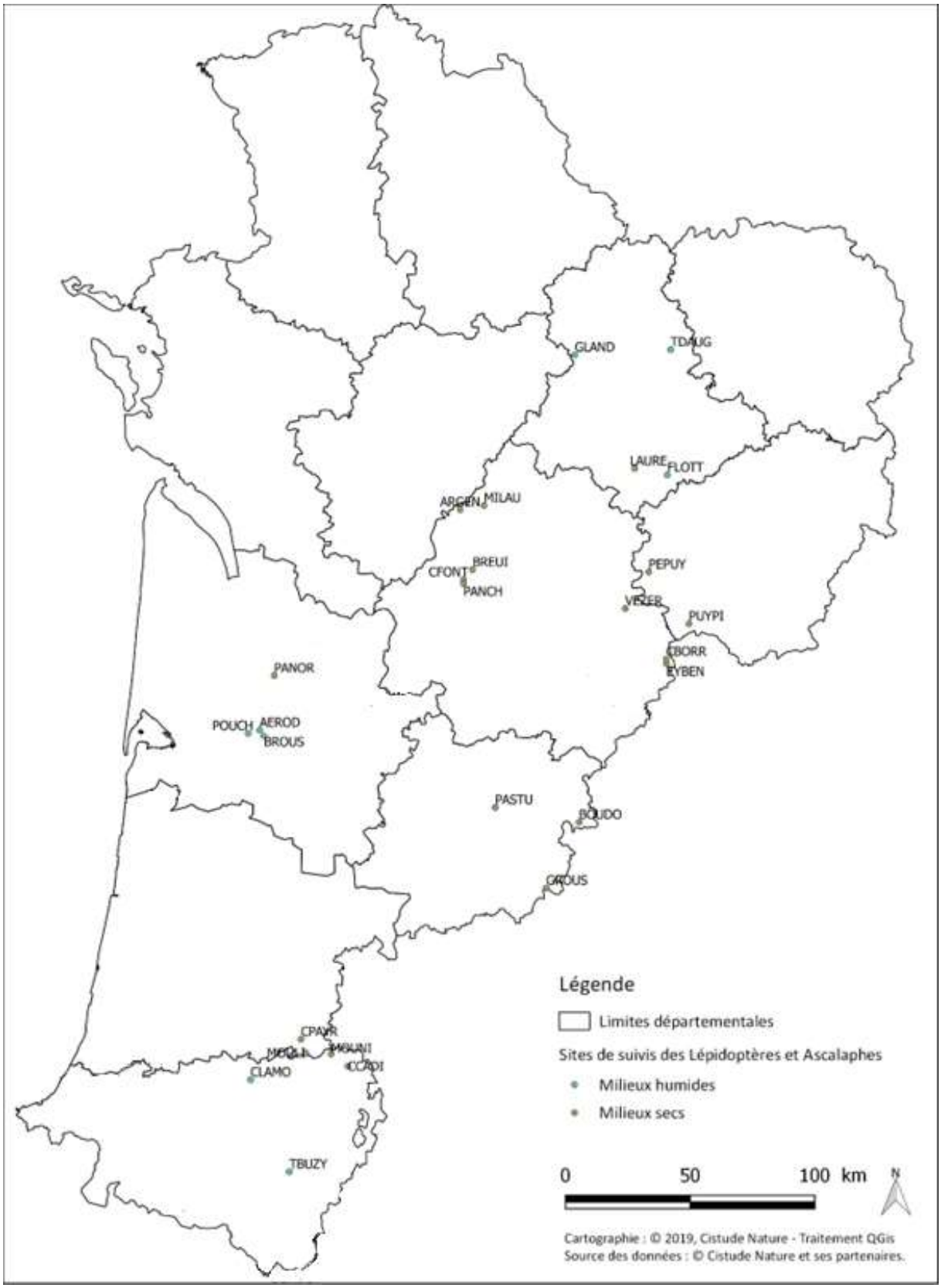


Fig. 16 Sites de suivis des lépidoptères des landes humides (en bleu) et des pelouses sèches (en vert) en 2022.

Les suivis ont été effectués entre mai et août. Le nombre de passages est variables selon les sites (Tab. XI).

Tab. XI Dates des suivis des cortèges de rhopalocères

	Code site	Site	passage 1	passage 2	passage 3	passage 4	passage 5	passage 6	passage 7	passage 8
Landes humides	AEROD	Aérodrome de Saucats (33)	11-mai	13-juin	27-juin	01-août	-	-	-	-
	BROUS	Lande Brousteyrot (33)	10-mai	13-juin	27-juin	01-août	-	-	-	-
	POUCH	Lande de Pouchau (33)	10-mai	20-mai	13-juin	27-juin	01-août	-	-	-
	FLOTT	Landes de la Flotte et du Cluzeau (87)	10-mai	04-juin	02-juil	18-août	-	-	-	-
	TDAUG	Tourbière des Dauges (87)	11-mai	27-mai	10-juin	22-juin	06-juil	10-août	-	-
	CLAMO	Vallon du Clamondé (64)	31-mai	20-juin	13-juil	28-juil	-	-	-	-
	TBUZY	Tourbière de Buzy (64)	11-mai	10-juin	07-juil	12-août	-	-	-	-
	GLAND	Grandes Landes (87)	11-mai	27-mai	10-juin	01-juil	22-juil	10-août	-	-
Pelouses sèches	ARGEN	Plateau d'Argentine (24)	19-mai	10-juin	04-juil	04-août	-	-	-	-
	MILAU	Coteau de Milauvieux (24)	19-mai	10-juin	04-juil	04-août	-	-	-	-
	PANCH	Coteau de Panche (24)	18-mai	01-juil	05-août	19-août	-	-	-	-
	CFONT	Coteau de Fontenelle (24)	18-mai	01-juil	05-août	19-août	-	-	-	-
	VEZER	Coteau des Farges (24)	19-mai	04-juil	18-août	-	-	-	-	-
	PANOR	Parc Panoramis (33)	05-mai	13-mai	09-juin	07-juil	19-juil	-	-	-
	GROUS	Coteau de Grousset (47)	25-mai	14-juin	44755	09-août	-	-	-	-
	BOUDO	Vallée du Boudouyssou (47)	25-mai	14-juin	13-juil	09-août	-	-	-	-
	PUYPI	Pelouse du Puy Pialat (19)	05-mai	27-mai	10-juin	29-juin	11-juil	26-juil	09-août	19-août
	PEPUY	Pelouse du Puy Guimont (19)	05-mai	27-mai	10-juin	29-juin	11-juil	26-juil	09-août	19-août
	LAURE	Lande de Saint-Laurent (87)	10-mai	04-juin	02-juil	18-août				
	CBORR	Coteau de Borrèze (24)	15-juin	06-juil	21-juil	10-août	-	-	-	-
	CCADI	Coteau de Cadillon (64)	09-mai	06-juin	16-juin	05-juil	20-juil	09-août	-	-
	MOULI	Coteau du Moulin (40)	09-mai	06-juin	05-juil	08-août	-	-	-	-
	MOUNI	Coteau de Mounicou (64)	09-mai	06-juin	45093	05-juil	20-juil	09-août	-	-
	CPAYR	Coteau de Payros-Cazautet (40)	09-mai	06-juin	05-juil	08-août	-	-	-	-
	PASTU	Coteau de Pech de Pasture (47)	06-mai	02-juin	04-juil	04-août	-	-	-	-
	EYBEN	Coteau d'Eybènes (24)	15-juin	06-juil	21 /07	10-août	-	-	-	-
	BREUI	Coteau du Breuilh (24)	07-juin	09-juil	20-juil	29-août	-	-	-	-

6.3 Résultats

Les fortes chaleurs ainsi que la sécheresse associée ont fortement impacté les résultats. En effet, la diversité spécifique est bien moindre en comparaison de l'année précédente, et certains passages se sont avérés nuls. Cela peut s'expliquer notamment par une végétation desséchée, avec presque aucune fleur et donc un manque de nourriture disponible pour les papillons. De plus, la chaleur en elle-même a pu induire une mortalité plus ou moins importante des individus, aussi bien pour les imagos que pour les chenilles.

- ***Données de comptages sur quelques sites représentatifs***

Comparativement, le nombre d'espèces détectées en 2022 est inférieur à celui de 2021 (Tab. XII, page suivante).

Tab. XII Nombre d'espèces détectées en 2022 et 2021

	2022		2021		2021-2022
Site	Nombre d'espèces détectées	Nombre d'espèces au groupe	Nombre d'espèces détectées	Nombre d'espèces au groupe	Nombre d'espèces détectées
Vallon du Clamondé	6	0	9	2	-3
Tourbière de Buzy	6	1	6	1	0
Coteau de Borrèze	14	1	21	1	-7
Coteau de Cadillon	13	2	17	1	-4
Coteau du Moulin	15	1	23	3	-8
Coteau de Mounicou	14	2	22	2	-8
Coteau de Payros-Cazautet	12	0	13	1	-1
Coteau de Pech de Pasture	9	2	11	3	-2
Coteau d'Eybènes	14	2	24	1	-10
Coteau du Breuilh	9	1	14	3	-5

- ***Exemples des effets des conditions météorologiques sur les suivis 2022 en pelouses sèches***

i. Plateau d'Argentine (24)

L'impact des conditions météorologiques a été particulièrement visible sur la commune de La-Rochebaucourt-et-Argentine, plus précisément sur le site du Plateau d'Argentine, où plusieurs transects ont été nuls lors du mois d'août 2022.

ii. Coteau des Farges (24)

Le site du Coteau des Farges a montré une diversité spécifique très faible en comparaison avec 2021. Ces observations sont accentuées à partir du mois de juillet, période à laquelle la canicule s'est installée et intensifiée.

iii. Coteau de Fontenelle (24)

Sur ce site, les observations sont légèrement inférieures à 2022, mais la différence avec 2021 est trop faible pour déterminer s'il y a un lien avec la canicule ou non. En effet, il pourrait s'agir à la fois d'un biais observateur combiné au caractère aléatoire des observations (passage des papillons au moment où le transect est effectué, vent, nuages, etc.).

iv. Coteau de Milauvieux (24)

Comme pour le Coteau de Fontenelles, les observations sur ce site sont légèrement inférieures à 2022, mais la différence avec 2021 est trop faible pour déterminer s'il y a un lien avec la canicule ou non. Les hypothèses sont les mêmes que précédemment.

v. Coteau de Panche (24)

Le site du Coteau de Panche a montré une diversité spécifique très faible en comparaison avec 2021. Ces observations sont accentuées à partir du mois de juillet, période à laquelle la canicule s'est installée et intensifiée.

vi. Parc Panoramis (33)

La diversité sur le parc Panoramis est équivalente à 2021. Les variations observées lors de passages entre périodes semblables avec 2021 s'expliquent principalement par le caractère aléatoire des observations.

vii. Vallée du Boudouyssou (47)

Les coteaux secs du Lot-et-Garonne ont également été impactés par les conditions météorologiques de cette année. La diversité est nettement inférieure à 2021 à partir du mois de juillet sans changement significatif du milieu. Comme cela a pu être observé en Dordogne, les plantes étaient desséchées et la disponibilité en nourriture pour les papillons quasi inexistante, ce qui explique très probablement les résultats moindres en comparaison avec l'année passée.

viii. Coteau de Grousset (47)

Comme pour le site précédent, la diversité en 2022 est très nettement inférieure à 2021. Les conditions météorologiques difficiles paraissent être la cause de ces disparités. Cependant, une espèce semble avoir été favorisée par ces dernières : la Zygène occitane (*Zygaena occitanica*). En effet, elle a été observée beaucoup plus abondamment que les années précédentes, non seulement sur le transect suivi mais aussi dans les milieux alentours.

- ***Exemples des effets des conditions météorologiques sur les suivis 2022 en landes humides***

i. Aérodrome de Bordeaux – Léognan – Saucats (33)

Sur ce site la diversité spécifique est équivalente à l'année passée, voire légèrement supérieure pour certains transects. Il s'agit de l'un des milieux les plus impactés par la canicule. Les Gentianes pneumonanthes (*Gentiana pneumonanthe*) n'ont pas pu se développer correctement et lors des passages les rares pieds ayant poussé étaient totalement desséchés. Il s'agit de la plante hôte exclusive d'un papillon rare et protégé, l'Azuré des mouillères (*Phengaris alcon*), qui a été observé très abondamment cette année. L'absence de Gentiane pneumonanthe en quantité suffisante pour cette population pourrait avoir un impact dramatique sur cette dernière.

ii. Lande de Brousteyrot (33)

Le site de Brousteyrot se referme fortement. La lande humide est envahie par les Ajoncs, Peupliers tremble, etc. Le milieu n'est plus optimal pour l'observation des papillons de ce type d'habitat, et la diversité observée y est faible, tout comme en 2021. Les espèces telles que le Miroir (*Heteropterus morpheus*) et le Fadet des laîches (*Coenonympha oedippus*) sont encore présentes mais les effectifs sont faibles.

iii. Lande de Pouchau (33)

Le site de Pouchau présente en 2022 une diversité spécifique équivalente à ce qui est observé en 2021, malgré la sécheresse. Des espèces caractéristiques de lande humide ont été notées (Fadet des laîches, Miroir, Azuré des mouillères) comme chaque année. La sécheresse ne semble pas avoir particulièrement affecté les populations d'adultes, notamment parce que certaines émergent avant la période estivale (Fadet des laîches, Miroir). Cependant, les fortes chaleurs ont pu réduire la disponibilité en nourriture pour les chenilles voire ont pu les tuer directement par dessiccation.

6.4 Discussion

A dire d'experts, au vu des relevés effectués cette année, les conditions particulières de la météorologie du printemps et de l'été 2022 ont eu des effets sur les cortèges de papillons. L'impact semble un peu plus important sur les imagos des pelouses sèches que sur les individus des landes humides. Ceci pourrait avoir un impact sur la reproduction, mais aussi sur le développement des œufs et de chenilles. Il est difficile de dégager des conclusions fermes sur les conséquences de cette année de canicules répétées et prolongées en raison des limites suivantes :

- 2022 a été une année marquée par des décalages phénologiques importants (en raison des températures élevées précoces) pour de nombreuses espèces de papillons, avec une précocité des émergences pour les espèces printanières et de début d'été mais aussi un "trou" dans la période de vol plus marqué entre juillet et août et des émergences plus étalées en fin d'été et début d'automne.
- Les températures lors des relevés doivent être analysées. En effet, l'activité de vol des papillons est ralentie par les chaleurs. La probabilité de détection a donc pu être plus faible cette année. Il est aussi possible que la disponibilité en fleurs au droit des transects et des habitats adjacents ait poussé certaines espèces à se déplacer pour s'alimenter.
- Il existe un biais observateur puisque cette année les observateurs ont été sur certains sites différents des années précédentes.

Pour autant, Il paraît indispensable de poursuivre en 2023 le suivi de ces cortèges afin d'obtenir de nouvelles données qui permettront d'affiner les analyses sur les effets des canicules et de la sécheresse de 2022, notamment sur la reproduction et la survie des œufs et des chenilles.

Par ailleurs, il est prévu en 2023 de mettre en place un traitement approfondi des données issues des suivis des lépidoptères, en lien notamment avec les relevés annuels des conditions météorologiques locales, agissant notamment sur le développement des plantes hôtes et de la ressources alimentaire. Ceci permettra de poser des conclusions plus robustes sur les effets des conditions météorologiques à un moment donné sur la structure du cortège de papillons, sur sa richesse spécifique et l'abondance des espèces. Ces éléments peuvent en effet avoir un impact à court et moyen terme sur la reproduction des espèces, entrainant à plus long terme une modification des cortèges de lépidoptères dans les différents milieux étudiés.

Chapitre 7. Evolution phénologique de *Phengaris alcon* « *alcon* » et de sa plante hôte, *Gentiana pneumonanthe*, en landes et prairies humides, tourbeuses à paratourbeuses

Auteurs : *Pierre-Yves Gourvil* ***Contributeurs :*** *Akaren Goudiaby, Imanol Amestoy, Carine Bidegaray, Lola Boile, Nicolas Bonnin, Bertrand Couillens, Nicolas Dejean, Florian Doré, Anaïs Dufau, Vincent Duprat, Andoni Ercinlbengoa, Christophe Fréchaut, Emilie Fumey, Eve Gangloff, Dominique Galand, Gilles Granereau, Paul Haettel, Joan Hochet, Florèn Hugon, Xenia Jost, Kévin Le Falher, Eric Lesparpe, Fanny Mallard, Séverine Marichal, Ennaloël Mateo-Espada, Martine Percelay, Justine Poujol, Mathilde Poussin, Audrey Ratié, Lisa Richard, Christal Robert, Kévin Romeyer, Yann Sellier, David Soulet, Paul Tourneur*

7.1 Introduction

De nombreux êtres vivants, végétaux ou animaux, montrent une schématisation saisonnière plus ou moins marquée de leur activité (Visser & Both, 2005) qui relève de la phénologie. Celle-ci correspond à l'étude de l'évolution dans le temps des évènements biologiques et périodiques qui caractérisent le cycle de vie d'un organisme (stades de développement, émergence, reproduction, entrée en dormance, etc.) et qui sont influencés par des paramètres climatiques variant au cours des saisons. Ces paramètres peuvent être nombreux et spécifiques, mais la photopériode reste le signal principal, qui, couplée à la température, détermine la phénologie chez les insectes notamment (Bale *et al.* 2002). Dans un contexte de changement climatique, les phénophases des organismes, qui correspondent aux stades de développement et qui dépendent des variations climatiques, pourraient se voir perturbés, engendrant l'apparition de décalages phénologiques dans le temps chez les espèces (Inouye *et al.* 2000). Ces décalages correspondent à des changements dans le temps de l'apparition des phénomènes du cycle de vie d'un organisme. De nouveaux jeux de données, provenant d'études menées sur le long terme, apportent des preuves de l'existence d'un décalage général (mais non systématique) des phénologies printanières des insectes vers des dates plus précoces, au niveau des régions tempérées et polaires, à cause des hausses thermiques (Forrest, 2016). Les conséquences directes de ces décalages phénologiques, dus aux changements climatiques, sont nombreuses et peuvent aller jusqu'à la disparition de certaines espèces (Cohen *et al.* 2018). En effet, puisque ces décalages ne se font pas aux mêmes rythmes selon les taxons ou le niveau trophique, les espèces s'en retrouvent affectées différemment (Damien & Tougeron, 2019). Cette affectation est tributaire de la nature de l'interaction qu'il existe entre les deux espèces. Ce phénomène s'illustre très bien pour les relations proie-prédateur chez les espèces, dont le cycle de développement d'une espèce va dépendre de l'autre. Si la phénologie de l'espèce prédatrice vient à se décaler à un rythme différent de celle de sa proie, les conséquences pour les deux espèces en seront tout aussi différentes. On parle alors d'asynchronie phénologique entre les deux espèces qui correspond à un non-appariement dans le temps d'une partie de leur cycle de développement (Maglianesi *et al.* 2020 ; Visser & Gienapp 2019). Ce phénomène est notamment observable chez les papillons, pour lesquels la phénologie avance jusqu'à trois fois plus rapidement que celle des plantes (Parmesan, 2007), en raison de mécanismes respectivement différents (Visser & Both 2005). Donoso *et al.* (2016), ont montré que chez des papillons bivoltins



méditerranéens, des conditions plus arides en hiver entraînaient une diminution de la synchronie papillons-fleurs au printemps, tout comme des conditions plus arides au printemps avec la génération estivale, dans une relation mutualiste plante-pollinisateur.

Ces asynchronies phénologiques ne sont pas sans conséquence sur les espèces. Elles peuvent s'exprimer le long d'un continuum, allant d'espèces fortement impactées où aucune des phénologies ne se chevauchent dans le temps, à très faiblement touchées, où ce chevauchement dans le temps reste important (Miller-Rushing *et al.* 2010). Les conséquences seront d'autant plus fortes pour les espèces qui possèdent déjà un chevauchement étroit de leurs phénologies (Halbritter *et al.*, 2015 *in* Posledovich *et al.*, 2016). De telles asynchronies sont donc susceptibles d'impacter non seulement l'interaction existante entre les organismes, mais aussi la communauté, voire les écosystèmes à plus large échelle (Kharouba *et al.* 2018). L'importance de l'impact des asynchronies phénologiques semble aussi dépendre du niveau de spécialisation entre les espèces (Maglianesi *et al.* 2020). La spécialisation écologique est le degré de tolérance des espèces face à une gamme de conditions environnementales données (l'habitat, le climat, la nature des ressources alimentaires), celle-ci étant étroite chez les espèces spécialistes (Chmura *et al.* 2019). Cette spécialisation peut également se décliner au niveau phénologique, comme c'est le cas chez certains insectes qui vont se nourrir exclusivement d'un stade phénologique spécifique d'une plante (tels que les bourgeons, les fruits, les jeunes feuilles) (Posledovich *et al.* 2015). Contrairement aux espèces généralistes, les espèces spécialistes impliquées dans une interaction, telle qu'une relation symbiotique ou parasitaire, seront davantage impactées par l'apparition d'une asynchronie phénologique, ne possédant pas la capacité de changer aisément de ressources alimentaires (Maglianesi *et al.* 2020), constituant en ce sens un bon exemple d'étude des impacts du changement climatique (Filz & Schmitt 2015). Ici est présenté le cas de l'Azuré des mouillères, *Phengaris alcon* écotype « *alcon* » Denis & Schiffermüller, 1775, espèce de rhopalocère considérée vulnérable en Aquitaine (OAFS, 2019), en danger critique d'extinction en Poitou-Charentes (Poitou-Charentes Nature, 2019) et avec un statut précaire en Limousin, du fait de populations en déclin et localisées. En plus de la dégradation, de la disparition et du morcellement de ses habitats, causes principales du déclin de ses populations, le changement climatique pourrait avoir un impact non négligeable sur les populations de *Phengaris alcon*.

Inféodé aux landes et prairies humides, tourbeuses à paratourbeuses, voire mésophiles dans certains secteurs du Pays basque et des Pyrénées, ce papillon présente un cycle de vie complexe, puisqu'il dépend à la fois de la présence de fourmis hôtes du genre *Myrmica* et d'une plante hôte, *Gentiana pneumonanthe* Linneaus, 1753, qui sont toutes les deux nécessaires au développement de la chenille. Cette spécificité fait de ce papillon une espèce particulièrement exigeante, à la fois d'un point de vue écologique et phénologique, puisque les larves, monophages, se nourrissent exclusivement des bourgeons/fleurs de *G. pneumonanthe,* et dépend donc en partie du développement de sa plante hôte. Espèce assez rare en Nouvelle-Aquitaine (Leblond *et al.*, 2019), *Gentiana pneumonanthe* est une plante hémicryptophyte, vivace, caractéristique des formations herbacées sur sols humides plus ou moins acides (prairies et landes humides, tourbières…) que l'on retrouve de façon localisée. Sa floraison est tardive : elle s'étale de juillet à octobre. Peu de données existent sur la phénologie de *G. pneumonanthe* en lien avec des gradients de latitude, d'altitude et d'humidité. A travers la modélisation de différents scénarios, Cormont *et al.* (2013) ont notamment étudié les effets du changement climatique sur les populations de *G. pneumonanthe* et leurs répercussions sur les populations de *P. alcon*. Les auteurs ont montré que des températures plus élevées, entrainant des modifications dans l'aire de la répartition des populations de *G. pneumonanthe*, affectaient négativement les populations de *Phengaris alcon*. Le changement climatique pourrait également avoir des conséquences sur la phénologie de cette plante dont la floraison dépendrait de l'humidité atmosphérique, des précipitations et des températures (Cerrato *et al.*, 2016). Par conséquent, en réponse au changement climatique (températures plus

élevées au printemps et des sécheresses de plus en plus précoces), l'aire de répartition de *G. pneumonanthe* pourrait s'en trouver modifiée en Nouvelle-Aquitaine et sa floraison pourrait également devenir de plus en plus tardive. Ainsi, se pose la question de l'adaptation des populations de *P. alcon* face aux possibles changements de répartition et de phénologie de son unique plante hôte en Nouvelle-Aquitaine, en termes de répartition des populations et de maintien de la synchronie phénologique avec sa plante hôte. Un protocole a donc été mis en place depuis 2017 pour suivre les populations de *Gentiana pneumonanthe* et *Phengaris alcon* sur 4 sites en Nouvelle-Aquitaine (1 site ajouté en 2021). Le suivi de ces populations a pour objectif de connaitre l'évolution de la phénologie des deux espèces et leurs dynamiques et de connaitre quels sont les paramètres notamment climatiques qui influencent leurs différentes phases de développement.

Dans ce chapitre, les effets climatiques sur la phénologie des deux espèces, à l'échelle locale et sur les quatre dernières années, sont étudiés. Les insectes montrant des réponses plus importantes et plus rapides aux changements climatiques que d'autres groupes taxonomiques (STOECKLI *et al.* 2012 ; PARMESAN 2007), l'hypothèse émise est l'apparition d'une asynchronie phénologique des populations de *Phengaris alcon* avec celle de sa plante hôte, d'intensité variable selon les régions, avec une période de vol du papillon devenant de plus en plus précoce et une floraison de sa plante hôte de plus en plus tardive, entrainant ainsi des impacts qualitatifs (positionnement des œufs sur la plante hôte) et quantitatifs (nombre d'œufs pondus) sur les populations de *Phengaris alcon*.

7.2 Matériel et méthodes

Entre 2018 et 2021, ce sont au total cinq sites qui ont été étudiés pour les suivis de *P. alcon* et *G. pneumonanthe* en Nouvelle-Aquitaine (Tab. XIII et Fig. 17).

En 2022, seuls deux sites ont vu le suivi poursuivi : Ellorimendi (ELLOR) et le plateau d'Anzé (PLANZ), dans les Pyrénées-Atlantiques. Sur les sites de Gironde (AEROD et POUCH), seul un passage de surveillance a été effectué.

Tab. XIII Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre du suivi de *P. alcon.*

Code site	Dénomination	Dép.	Superficie	Statut	Station météo	Structure	Type de gestion	Altitude	Type de végétation	Physionomie végétation	Densité de gentianes (nb pieds/m²)
AEROD	Aérodrome de Bordeaux-Léognan-Saucats	33	15 ha	/	Oui	Cistude Nature	Fauche/broyage	54	Lande mésohygrophiles de l'*Ulici minoris – Ericenion ciliaris*	Végétation rase, ouverte (présence de sol nu)	0.15 pieds.m^{-2} (en 2018)
POUCH	Lande de Pouchau	33	1.67 ha	/	Oui	Cistude Nature	Fauche/broyage	61	Lande mésohygrophile de l'*Ulici minoris – Ericenion ciliaris*	Végétation haute, fermée (présence de litière importante)	0.02 pieds.m^{-2} (en 2017)
PLANZ	**Plateau d'Anzé**	**64**	**1 ha**	**/**	**2017-2020**	**CEN Nouvelle-Aquitaine**	**Brûlis ponctuel/pâturage ponctuel**	**840**	**Lande mésohygrophile et végétations de tourbière**	**Végétation ouverte**	**0.14 pieds.m^{-2} (en 2018)**
ELLOR	**Ellorimendi**	**64**	**0.8 ha**	**Site CEN**	**Oui**	**CEN Nouvelle-Aquitaine**	**Fauche**	**146**	**Lande mésohygrophile de l'*Ulici minoris – Ericenion ciliaris*/ Pelouse acidiphile thermo-atlantique**	**Végétation rase, ouverte**	**0.09 pieds.m^{-2} (en 2018)**
PINAIL	RNN du Pinail	86	20 ha	RNN	Oui	RNN du Pinail	Fauche/Pâturage/ Brûli	137	Lande mésohygrophile	Végétation rase à haute selon les quadrats	NC





Fig. 17 Situation géographique des sites d'études validés pour les suivis de *P. alcon*.

La méthode de suivi choisie, suite à des tests de différents protocoles en 2016, est détaillée dans BULTE & MALLARD (2021).

Pour *Gentiana pneumonanthe*, 4 paramètres sont relevés :

- Nombre de bourgeons par pied ;
- Nombre de fleurs par pied ;
- Nombre de pieds ;
- Nombre de hampes (à partir de 2019).

Concernant *Phengaris alcon*, 2 paramètres sont relevés :

- Nombre d'œufs observé par quadrat ;
- Phénologie de *P. alcon* : Période de vol et Période de ponte ;

En ce qui concerne la phénologie de *P. alcon*, elle est mesurée à partir des observations des imagos réalisées sur le site lors des passages pour le suivi des œufs et de *Gentiana pneumonanthe*. Le début de vol du papillon correspond à la date de première observation d'imago sur le site et la fin de vol est déterminée comme étant la date à laquelle le dernier imago a été observé. Cette méthode de mesure de la phénologie est très couramment utilisée (BELITZ *et al.*, 2020), elle présente notamment l'avantage d'une investigation plus ou moins rapide sur le terrain. La durée de vol a été calculée à partir des dates de début et fin de vol et correspond à la période comprise entre ces deux dates (exprimée en nombre de jours).

La synchronie phénologique entre les deux espèces est étudiée à travers la différence, en nombre de jours, qu'il existe entre le début de vol du papillon et le début de bourgeonnement de sa plante hôte.

7.3 Résultats

Les résultats présentés ci-après se concentrent sur les sites d'Ellorimendi et du Plateau d'Anzé, les deux sites ayant fait l'objet du suivi en 2022. L'analyse descriptive s'est recentrée sur les paramètres phénologiques adaptés au protocole de suivi. Les paramètres analysés dans ce rapport sont :

- *Gentiana pneumonanthe* = Date du maximum de bourgeons observés (pic de bourgeons) et Date du premier bourgeon observé ;
- *Phengaris alcon* = Période de vol et Date du maximum d'œufs observés (pic d'œufs).

La période de l'analyse est toujours la même pour les deux sites, entre le 10 juillet (semaine 1) et le 10 septembre (semaine 10).

7.3.1 *Evolution des dates du pic de bourgeons et du pic d'œufs*

En comparant le pic de bourgeons observés sur les sites avec le pic d'œufs comptabilisés, on observe deux tendances selon les années et selon les deux sites analysés.

Sur le **plateau d'Anzé** (Fig. 18), on peut regrouper les années 2020, 2018 et 2022 pour lesquelles le pic d'œufs est plus précoce que le pic de bourgeons d'environ 2 semaines. En 2019 et 2021, cet écart est inférieur à une semaine, le pic d'œufs correspondant à peu près au pic de bourgeons.

On note également que la date du pic de bourgeons est relativement stable selon les années, arrivant semaine 5 ou semaine 6, sauf en 2018 (semaine 8). En revanche le pic d'œufs semble plus variable, arrivant entre la semaine 3 (2022) et la semaine 6 (2018 et 2021).

On note tout de même que, mis à part 2021, le pic d'œufs est chaque année plus précoce d'une semaine par rapport à l'année précédente, passant de la semaine 6 (2018) à la semaine 3 (2022). Ainsi, **c'est en 2022 que le pic d'œufs le plus précoce de ces 5 années de suivis a été observé**.

En revanche, le décalage phénologique du pic de bourgeons est moins marqué, bien que plus précoce d'année en année (sauf en 2018).

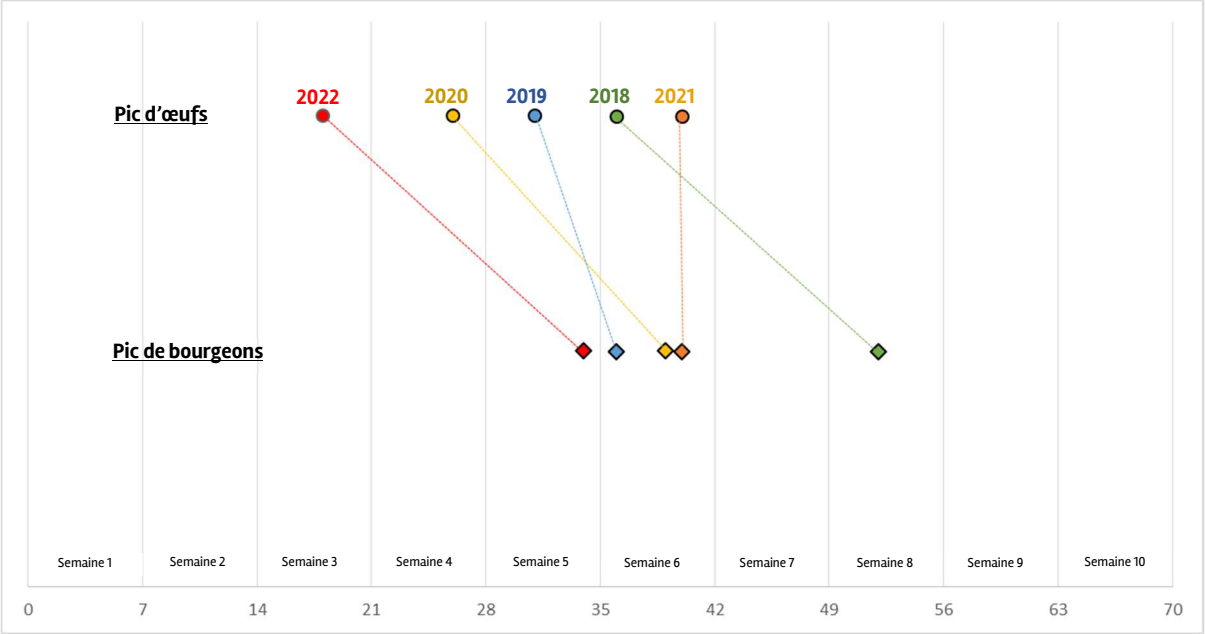


Fig. 18 Comparaison de la date du maximum d'œufs observés avec le maximum de bourgeons comptabilisés sur le site du plateau d'Anzé entre 2018 et 2022 et en fonction des semaines de suivis (10 semaines).

Sur le **site d'Ellorimendi** (Fig. 19), on peut également sortir deux tendances entre les années de suivis, bien que nettement moins marquées que sur le plateau d'Anzé. Entre 2018 et 2020, le pic d'œufs et le pic de bourgeons surviennent la même semaine (semaine 7). **En revanche en 2021 et 2022, le pic d'œufs est légèrement plus précoce par rapport au pic de bourgeons, se décalant d'une semaine.**

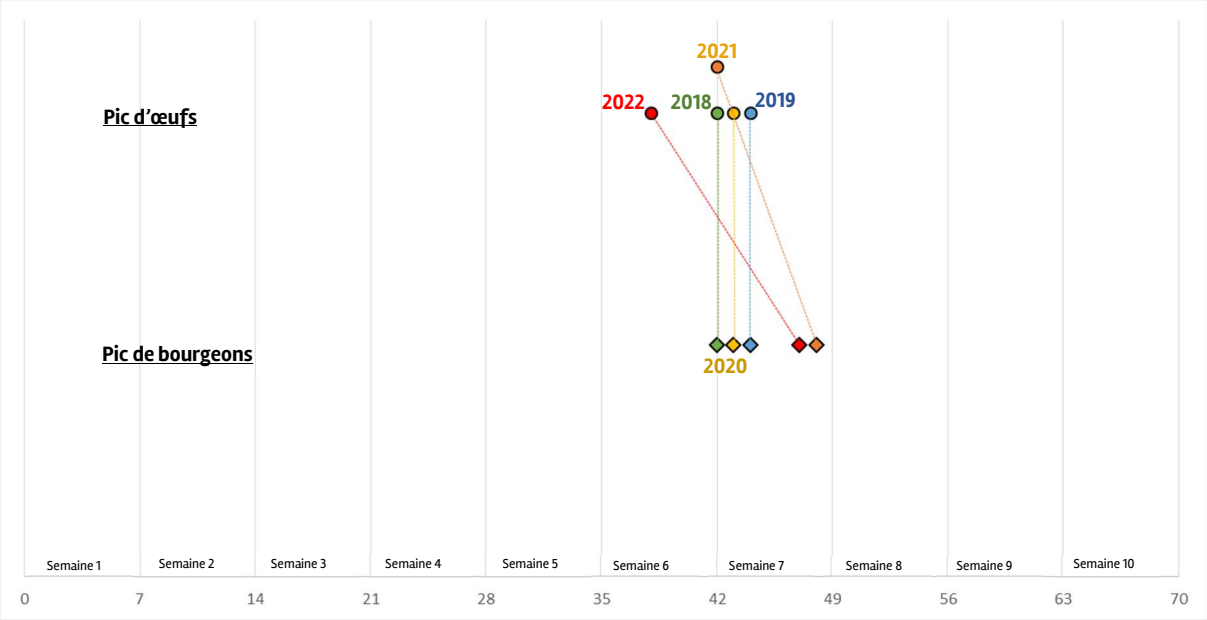


Fig. 19 Comparaison de la date du maximum d'œufs observés avec le maximum de bourgeons comptabilisés sur le site d'Ellorimendi entre 2018 et 2022 et en fonction des semaines de suivis (10 semaines).

7.3.1 *Bourgeons de Gentiana pneumonanthe et période de vol de Phengaris alcon*

Le nombre d'œufs comptabilisés au cours des différentes sessions du suivi a été analysé entre 2018 et 2022, avec le pourcentage maximal (100%) correspondant au nombre maximum observé lors du suivi. Sur les graphiques ci-après, on note que le pic d'œufs observés est atteint avant la fin du suivi. En effet, certains œufs déjà pondus lors des sessions précédentes ne sont plus visibles car détachés de la plante suite à de fortes pluies, au passage de l'observateur ou tout simplement parce que la chenille a rogné une grande partie du bourgeon et de la fleur. De plus, sur la fin du suivi le nombre de femelles volantes diminue fortement après le pic d'émergence, limitant le nombre de nouveaux œufs pondus.

- *Site du plateau d'Anzé*

Concernant la phénologie de *Phengaris alcon* sur le site d'Anzé, on observe globalement une période de ponte s'étalant sur 6 à 7 semaines. Seules les années 2019 et 2022 ont vu des périodes de pontes raccourcies à 4 semaines. Les dates de premiers œufs sont relativement stables, entre le 11 juillet et le 23 juillet (semaine 1 ou 2) (Fig. 20).

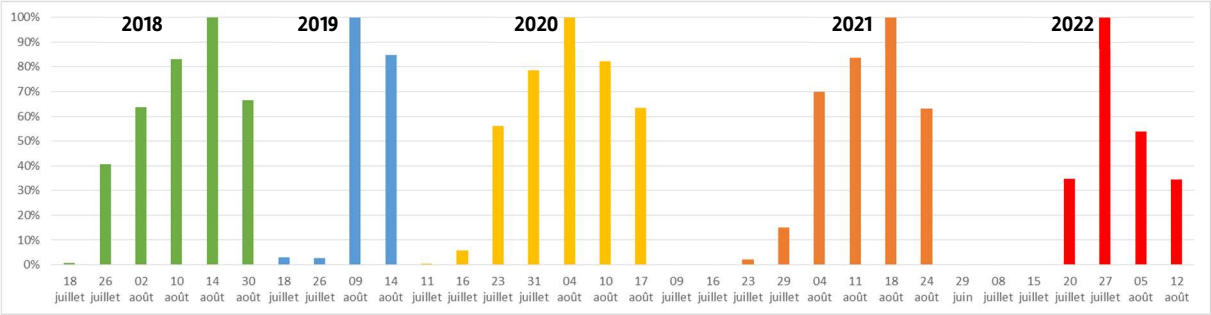


Fig. 20 Evolution du pourcentage du nombre d'œufs observés de *Phengaris alcon* sur le site d'Anzé entre 2018 et 2022 (100% = nombre maximal observé lors du suivi annuel).

Concernant la gentiane, le maximum de bourgeons observés ne constitue pas le seul paramètre déterminant pour la ponte de l'azuré car, comme on le voit sur le site d'Anzé, la phénologie de l'azuré implique que l'espèce peut pondre alors que le pic de bourgeons n'est pas atteint. Si la ponte de l'azuré devient plus précoce, il y a un risque très important que le nombre de bourgeons, et donc la capacité d'accueil des œufs et des chenilles, soit trop limité pour la survie de la population du papillon. Au regard du nombre de pieds estimés sur Anzé et Ellorimendi, on estime qu'à partir de 50% des bourgeons sortis, la capacité d'accueil pour les pontes de l'azuré est assuré. Si la majorité des pontes arrivent avant ces 50%, la capacité d'accueil serait trop réduite et menacerait la population de l'azuré.

Plus de 50% des bourgeons de *Gentiana pneumonanthe* sur le site d'Anzé est observé semaine 5 ou 4 sauf en 2022 pour laquelle, dès la semaine 3, 73% des bourgeons avaient été recensés. Il semble donc qu'en 2022, la majorité des bourgeons se soient développés plus tôt, se rapprochant ainsi des premières pontes observées (1 semaine d'écart contre 3 semaines les autres années) (Tab. XIV).

Tab. XIV Bourgeonnement de *G. pneumonathe* à plus de 50 % et observation des premières pontes de *P. alcon* sur le plateau d'Anzé selon les années.

	Gentiana pneumonanthe (>50% bourgeons)		Phengaris alcon (premiers œufs)	
	Semaine d'observation	Date observation	Semaine d'observation	Date observation
2018	Semaine 5	10-août	Semaine 2	18-juil
2019	Semaine 5	09-août	Semaine 2	18-juil
2020	Semaine 4	04-août	Semaine 1	11-juil
2021	Semaine 5	11-août	Semaine 2	23-juil
2022	Semaine 3	27-juil	Semaine 2	20-juil

A noter qu'en 2022, la phénologie de *Phengaris alcon* a été plus explosive et plus courte que les autres années, avec, dès le début de vol, 35% des œufs observés contre 0,3 à 3% les autres années (Tab. XIV). Cette explosion démographique d'une semaine à l'autre se retrouve en 2019 avec 3% des œufs observés le 26 juillet mais 100% une semaine plus tard, le 9 août. Ces deux années semblent donc avoir les mêmes caractéristiques concernant la phénologie de *Phengaris alcon*, avec une période de vol courte et des pics d'émergence regroupés sur quelques jours.

- *Site d'Ellorimendi*

Concernant la phénologie de *Phengaris alcon* sur le site d'Ellorimendi, on observe une période s'étalant globalement sur 6 semaines. Seules les années 2019 et 2021 ont vu leur période de vol raccourcie respectivement à 4 et 5 semaines (Fig. 21).

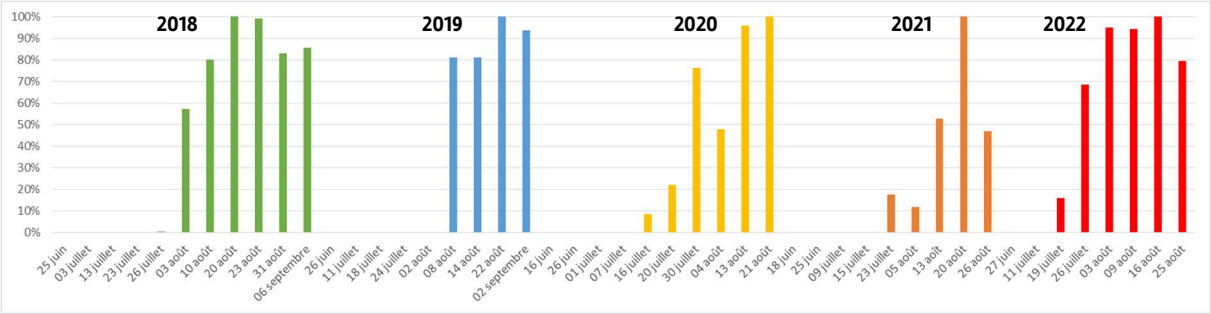


Fig. 21 Evolution du pourcentage du nombre d'œufs observés de *Phengaris alcon* sur le site d'Ellorimendi entre 2018 et 2022 (100% = nombre maximal observé lors du suivi annuel).

Les dates de premiers œufs sont relativement stables, entre le 16 juillet et le 26 juillet (semaines 1 à 3) (Tab. XV). Il n'y a qu'en 2019 où les premières observations ont été réalisées plus tardivement (08 août). Cependant elles concernaient déjà 81% du nombre total d'œufs observés cette année–là. Il se trouve que cette année, les pontes de *Phengaris alcon* ne se sont pas localisées dans le quadrat de suivi et très peu d'œufs ont été comptabilisés sur la saison (16 œufs). Il s'agit d'une année que l'on peut qualifier d'aberrante pour ce suivi au niveau des œufs de *Phengaris alcon* et donc difficilement comparable avec les autres années.

Tab. XV Bourgeonnement de *G. pneumonathe* à plus de 50 % et observation des premières pontes de *P. alcon* sur le site d'Ellorimendi

	Gentiana pneumonanthe (bourgeons)		Phengaris alcon (premiers œufs)	
	Semaine d'observation	Date observation	Semaine d'observation	Date observation
2018	Semaine 5	10-août	Semaine 3	26-juil
2019	Semaine 5	08-août	Semaine 5	08-août
2020	Semaine 5	13-août	Semaine 1	16-juil
2021	Semaine 5	13-août	Semaine 2	23-juil
2022	Semaine 5	09-août	Semaine 2	19-juil

Plus de 50% des bourgeons de *Gentiana pneumonanthe* sur le site d'Ellorimendi sont observé ssemaine 5 et ce pour l'ensemble des années de suivi (Tab. XV). Aucune variation n'a été observée pour l'instant, la phénologie de la gentiane sur le site d'Ellorimendi semble relativement stable. Si la phénologie de la Gentiane pneumonanthe semble stable, cela ne semble pas être le cas pour l'Azuré des mouillères. Lors des trois dernières années de suivis, la date d'observation des premiers œufs est plus précoce, arrivant semaine 1 ou 2, contre semaine 3 (2018) ou semaine 5 (2019).

7.3.1 Fourmis-hôtes de l'Azuré des mouillères

En 2022, un relevé des nids de fourmis du genre *Myrmica* (site d'Anzé) ou d'appâts positifs aux *Myrmica* (site d'Ellorimendi) a été réalisé pour vérifier si le quadrat de suivi reste toujours favorable à la reproduction de l'Azuré des mouillères, et donc que les évolutions observées du nombre d'œufs ou de la phénologie ne sont pas provoquées par une variation du nombre de nids de fourmis-hôtes sur le site.

En 2022, sur Anzé, 13 quadrats de 4 m² abritent au moins un nid de *Myrmica*, soit 52% des quadrats relevés. Au total, 14 nids ont été comptabilisés, ce qui représente une densité de 0,14 nids / m².

En 2022, sur Ellorimendi, 10 quadrats de 4 m² ont été positifs à la présence de fourmis du genre *Myrmica*, soit 40% des quadrats relevés.

A titre de comparaison, le relevé des *Myrmica* avait été réalisé dans ce même quadrat en 2020 et indiqué dans le tableau ci-dessous (Tab. XVI).

Tab. XVI Nids de *Myrmica sp.* comptabilisés dans les quadrats dans les deux sites suivis en 2022.

ANZE	**2020**		**2022**	
Nombre de quadrats avec nids	10	40%	13	52%
Nombre de nids (total et nids/m²)	12	0,12	14	0,14
ELLORIMENDI	**2020**		**2022**	
Nombre de quadrats avec appât positif	12	48%	10	40%

Sur Anzé ou Ellorimendi, le nombre de nids ou d'appâts positifs reste relativement dans les mêmes proportions entre 2020 et 2022 (Tab. XVI).

7.4 Discussion

Le suivi réalisé depuis 2018 sur les sites du plateau d'Anzé et d'Ellorimendi semble mettre en évidence des variations annuelles dans le pic de bourgeons et d'œufs d'Azuré des mouillères, différentes selon les sites, laissant donc supposer une influence du climat à l'échelle du site avant une tendance générale à l'échelle du département des Pyrénées-Atlantiques.

La répétition des années de suivis permet aussi de mettre en évidence ce qui semble être la base de la relation phénologique entre les deux espèces. Sur Ellorimendi, le pic d'œufs correspond au pic de bourgeons et sur Anzé, le pic d'œufs survient généralement deux semaines avant le pic de bourgeons. Les tendances d'évolutions sur les cinq années de suivis selon les sites sont les suivantes :

- **Sur Anzé : Un pic d'œufs observés de plus en plus précoce (sauf 2021), avec deux années (2019 et 2021) qui sortent du lot avec un pic d'œufs correspondant au pic de bourgeonnement ;**
- **Sur Ellorimendi : Un éloignement (moins important que sur Anzé) entre le pic d'œufs (plus précoce) et le pic de bourgeons (plus tardif), même si la date de majorité des bourgeons observés ne semble pas avoir évolué sur les 5 années de suivis.**

Sur Anzé, il semble également que les années 2019, 2021 et 2022 soient particulières concernant la phénologie de l'Azuré des mouillères avec une période de ponte plus courte et un phénomène d'explosion démographique marqué dès la première semaine de ponte. 2019, 2021 et 2022 correspondent à des années marquées par un printemps et un été plus sec et des températures élevées

comparativement aux trois autres années du suivi. Ce lien entre humidité/température et phénologie de l'azuré serait à approfondir avec l'analyse de données météorologiques locales et l'ajout de nouvelles séries de données dans les années prochaines.

Les premières observations réalisées sur la phénologie de la Gentiane pneumonanthe et de l'Azuré des mouillères après 5 années de suivis sur les deux sites des Pyrénées–Atlantiques sont encourageantes pour le recueil de données mais nécessitent d'être prolongées par d'autres séries temporelles permettant de mieux visualiser la tendance globale à l'échelle d'un site. Les prochaines années de suivis permettront également de savoir si les deux années qui sortent du lot dans l'analyse des paramètres sur les deux sites sont aberrantes ou sont les prémices d'une l'évolution phénologique de la gentiane et de l'azuré.

La continuité de ce suivi permettrait de confirmer ou d'infirmer ces premières tendances sur le long terme et de les comparer avec les évolutions climatiques observées. De plus, comme semble le démontrer les résultats de suivis sur 2 sites pourtant localisés dans le même département, les phénologies de la gentiane et de l'azuré sont largement influencées par les conditions microclimatiques. Il est donc très difficile d'appliquer des généralités ou même des résultats d'études réalisés sur d'autres sites en France ou en Europe. Il est donc d'autant plus important de poursuivre les suivis sur les sites et de comparer avec les données microclimatiques disponibles pour mettre en évidence des paramètres influençant la phénologie des deux espèces à l'échelle du site. Une extrapolation des résultats sera possible pour d'autres sites ayant des conditions climatiques similaires, comme les autres stations du Pays basque ou les stations des Pyrénées. Malgré une année sans suivis sur les sites de Gironde, il serait intéressant de mettre en place le protocole allégé sur ces sites en 2023 pour ne pas perdre les 4 années de suivis déjà réalisés et permettre de mettre en place le même type d'analyse que sur les sites des Pyrénées–Atlantiques.

Les sites de Gironde (Aérodrome de Bordeaux–Léognan–Saucats et Lande de Pouchau) font l'objet de suivis des cortèges de papillons de landes humides. Un passage effectué le 1er août 2022 a permis de comptabiliser un nombre important d'imago de *Phengaris alcon* sur le site de l'Aérodrome, soit 21 individus. Cette abondance peut être liée à un passage le jour d'une forte émergence. Cependant, seul un pied desséché de Gentiane pneumonanthe a été observé, alors qu'elle est d'ordinaire très abondante sur ce site. Une recherche approfondie le même jour, non protocolée et hors transect de suivi, n'a pas permis de déceler plus de pieds de cette plante.

La lande de Pouchau a montré un nombre d'imago plus classique, avec 3 individus. Là aussi, aucun pied de Gentiane favorable n'a été observé.

L'année 2023 s'annonce donc comme charnière pour ces deux populations d'Azuré des mouillères. Il conviendra d'appliquer le protocole allégé afin d'estimer l'impact qu'à pu avoir la sécheresse sur le succès reproducteur de l'espèce, si elle a pu se maintenir sur ces deux secteurs mais aussi d'observer la résilience de la Gentiane pneumonanthe dans des conditions climatiques difficiles.



Chapitre 8. Apollon, *Parnassius apollo*, et cortège des lépidoptères de montagne

Auteur : *Mathieu Molières*

8.1 Introduction

L'Apollon (*Parnassius apollo,* Lepidoptera– Papilionidae*)* est une espèce emblématique des milieux ouverts montagnards arides et rocailleux qui se maintient aujourd'hui dans les habitats les plus septentrionaux et à des altitudes élevées (DESCIMON, 1994). Menacée d'extinction, cette espèce est inscrite par l'Union National pour la Conservation de la Nature (UICN) comme vulnérable dans la liste rouge mondiale des espèces menacées, et comme quasi-menacée dans la liste rouge européenne. Elle est protégée au niveau international par la convention de Bern et la convention de Washington. A l'échelle européenne, elle fait partie de la Directive Habitat–Faune–Flore et est protégée en France selon l'article 2 de l'arrêté du 23 avril 2007, fixant les listes des insectes protégés sur l'ensemble du territoire. En effet, les populations de *P. apollo* ont fortement chuté depuis le XX^{ème} siècle (DESCIMON, 1994). Entre 1974 et 1999 en Europe, cette espèce s'est éteinte en République Tchèque, en Biélorussie et en Lettonie. Parallèlement, une diminution des populations de plus de 50% était observée dans cinq autres pays européens : Autriche, Allemagne, Roumanie, Pologne et Ukraine (WARREN & SWAAY, 1999). En France, cette espèce s'est éteinte dans les Vosges en 1976. Dans le Massif central, où elle était présente sur une très large gamme d'altitude, ses populations ont chuté drastiquement. Elle est également en forte régression dans les pré–Alpes du nord et le Jura (DESCIMON, 1994). Dans le sud de la France, les populations les plus basses en altitude (< 850 m) se sont éteintes depuis les années 70 (DESCIMON *et al.*, 2005). Si le changement d'occupation du sol, depuis l'ère industrielle, pourrait expliquer en partie l'extinction massive de *P. apollo* à basse altitude, la réduction des populations observée également en milieu montagnard, pourrait être due à d'autres facteurs, provoqués par le changement climatique. En effet, *P. apollo,* comme la plupart des insectes, est un organisme poïkilothermique (STEFANESCU *et al.*, 2003), son cycle biologique (durée de développement, émergence après diapause hivernale, etc.) est donc directement lié à la température (BALE *et al.*, 2002).

Si les facteurs climatiques touchent directement les insectes ou indirectement leurs ressources trophiques (TURNER *et al.*, 1987 ; KERR *et al.*, 1998 ; MENENDEZ *et al.*, 2007), la diversité des habitats influence également la dynamique de population des lépidoptères (KERR *et al.*, 2001). La structure du paysage, la gestion des habitats et la disponibilité des ressources (plantes nectarifères et plantes–hôtes) sont de ce fait importantes à prendre en compte (WEIBULL *et al.*, 2000 ; KRAUSS *et al.*, 2003 ; KUUSSAARI *et al.*, 2007). Avoir connaissance de ces facteurs permettrait de différencier les facteurs écologiques locaux, des facteurs induits par le changement climatique. Bien que *P. apollo* fasse l'objet de diverses études, notamment concernant sa dynamique de population face au changement climatique (ASHTON *et al.*, 2009) ou par rapport à la disponibilité des ressources et la structuration spatiale de son habitat (DESCIMON, 1994 ; BROMMER & FRED, 1999 ; FRED *et al.*, 2006 ; NAKONIECZNY & KEDZIORSKI, 2005 ; WILSON *et al.*, 2015), à notre connaissance, aucune étude n'existe aujourd'hui sur sa répartition et ses préférences écologiques dans les Pyrénées. En 2017, une étude spécifique a été menée sur *P. apollo*. Les objectifs de cette étude étaient de caractériser les préférences écologiques, l'habitat de l'espèce dans les montagnes béarnaises. La mise en place du suivi se base sur cette étude préalable dans l'objectif de mieux connaître l'écologie de cet indicateur sur le territoire, et de cibler les zones les plus pertinentes à échantillonner pour le suivi à long terme.

Cette espèce a fait l'objet de diverses études concernant sa dynamique de population face au changement climatique (ASHTON *et al.*, 2009) : en génétique de population (MIRA *et al.*, 2017), selon des approches phylogéographiques (TODISCO *et al.*, 2010) ; et également par rapport à la disponibilité des ressources et la structuration spatiale de son habitat (DESCIMON, 1994 ; BROMMER & FRED, 1999 ; NAKONIECZNY & KEDZIORSKI, 2005 ; WILSON *et al.*, 2015) ; en centre Espagne, en Europe du nord (Pologne, Finlande) ainsi que dans les Alpes et le Massif central. *P. apollo* est identifié comme indicateur sentinelles du climat et fait l'objet d'un suivi spécifique dans le cadre du présent programme. Ce suivi inclut également le cortège lépidoptérique associé aux habitats de l'espèce. En effet, les lépidoptères se démarquent comme l'un des groupes indicateurs du changement climatique, étant donné que, d'une part, ils sont poïkilothermes et, d'autre part, ils ont fait l'objet de programmes de surveillances approfondies dans plusieurs pays pendant plusieurs décennies (STEFANESCU *et al.*, 2003). Les lépidoptères disposent d'un cycle de vie très court et largement influencé par les conditions climatiques. 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 hypothèses posées sont les suivantes : il est probable à plus ou moins long terme d'observer des modifications des cortèges avec notamment une raréfaction des espèces montagnardes et une augmentation des espèces « planitiaires ». Pour *P. apollo*, la diminution de ses effectifs, voire une disparition des populations isolées de basses altitudes, apparait très probable, de même qu'une évolution de sa phénologie (sortie plus précoce) et de son écologie (changement de plante hôte). La mise en place de ce suivi sur le long-terme devrait permettre d'obtenir des éléments de réponse à cette probable évolution.

8.2 Matériel et Méthodes

Les sites d'étude sont situés en vallée d'Ossau (Lagouare, Sagette, Séous, Soussouéou, Arious, Soques, Pombie) en vallée d'Aspe (Peyrenère, Somport) et dans la province basque de la Soule (Bizkarzé) (Fig. 22).

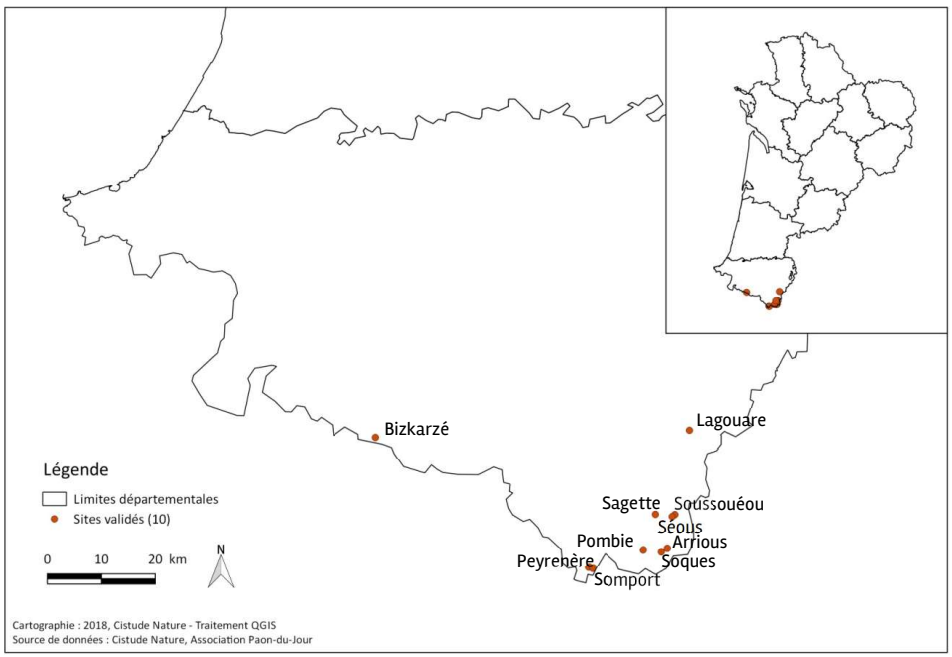


Fig. 22 Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi *P. apollo* et cortège lépidoptérique associé.



En 2022, seuls 9 des 10 sites ont fait l'objet de ce suivi. L'absence manifeste de population d'Apollons sur le site de Peyrenère a conduit à l'exclure du programme. Des recherches d'autres sites potentiels ont été effectuées au cours de la saison afin de trouver un site de remplacement.

Deux méthodes sont utilisées. 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**. Le protocole complet est détaillé dans MOLIERES & MALLARD (2021).

Cette année, les relevés ont pu débuter mi-juin conformément aux dates théoriques initialement fixées. La première session, débutée le 15 juin sur les sites du Somport et de Bizkarzé, n'a cependant pas pu être menée à terme en raison d'une instabilité météorologique fin juin. Cette première session a donc pris fin le 2 juillet engendrant un décalage de 2 semaines entre les relevés sur les sites du Somport et de Bizkarzé et ceux des sites de Séous, Sagette et Soussouéou. L'intervalle entre 2 relevés de 3 semaines au maximum n'a pu être respecté entre les 2 premiers relevés en raison de conditions météorologiques instables. Le second relevé n'a pu avoir lieu avant le 13 juillet. Il s'est terminé le 25 juillet. L'intervalle a ensuite été respecté puisque le troisième passage a eu lieu du 31 juillet au 13 août, le quatrième du 22 au 28 août et le dernier relevé a été effectué du 6 au 21 septembre. Plusieurs épisodes caniculaires ont eu lieu au cours de l'été dont un mi-juin. Il est probable que celui-ci ait entraîné une sortie plus précoce pour une majorité d'espèces, à l'image de *Parnasius apollo,* qui a été contacté dès les premiers relevés sur 7 des 9 sites suivis (voir ci-après).

Le tableau suivant présente les dates de relevés pour chaque site ainsi que les dates de première observation de *P. apollo* par site (Tab. XVII).

Tab. XVII Date des relevés 2022 par passage et observations de *P. apollo*.

Nom du site	1er passage	2ème passage	3ème passage	4ème passage	5ème passage
Lagouare	17/06/2022	18/07/2022	08/08/2022	24/08/2022	08/09/2022
Arrious	**16/06/2022**	15/07/2022	02/08/2022	24/08/2022	07/09/2022
Séous	**02/07/2022**	25/07/2022	13/08/2022	28/08/2022	20/09/2022
Soussouéou	**02/07/2022**	25/07/2022	13/08/2022	28/08/2022	20/09/2022
Pombie	**01/07/2021**	19/07/2022	13/08/2021	27/08/2022	21/09/2022
Soques	**16/06/2022**	15/07/2022	02/08/2022	24/08/2022	07/09/2022
Sagette	**02/07/2022**	25/07/2022	13/08/2022	27/08/2022	19/09/2022
Peyrenère					
Somport	**15/06/2022**	14/07/2022	01/08/2022	22/08/2022	06/09/2022
Bizkarzé	15/06/2022	**13/07/2022**	31/07/2022	23/08/2022	06/09/2022

En gras : dates de relevé faisant l'objet de la première observation de P. apollo
En grisé : le site de Peyrenère n'a pas fait l'objet de relevés en 2022

8.3 Résultats

8.3.1 Suivi de *P. apollo*

La méthode par transect a permis de détecter *P. apollo* sur 5 sites en 2022, avec un maximum cumulé de 12 observations sur le site de Sagette. La méthode par point fixe a permis d'observer *P. apollo* sur 8 sites, avec un maximum de 14 individus observés sur le site du Soussouéou (

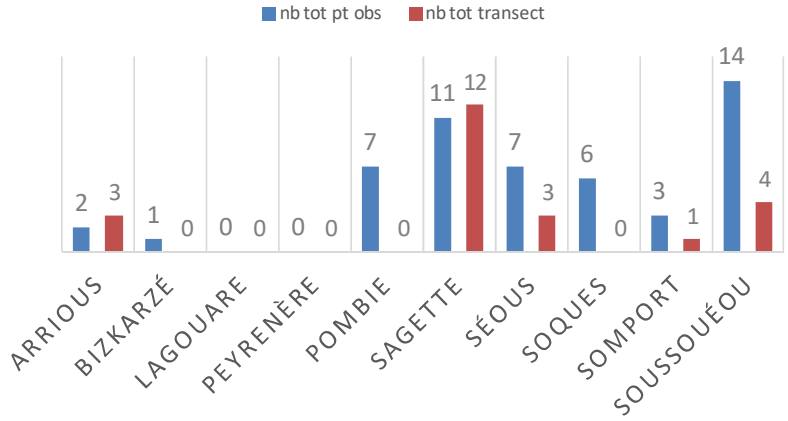


Fig. 23).

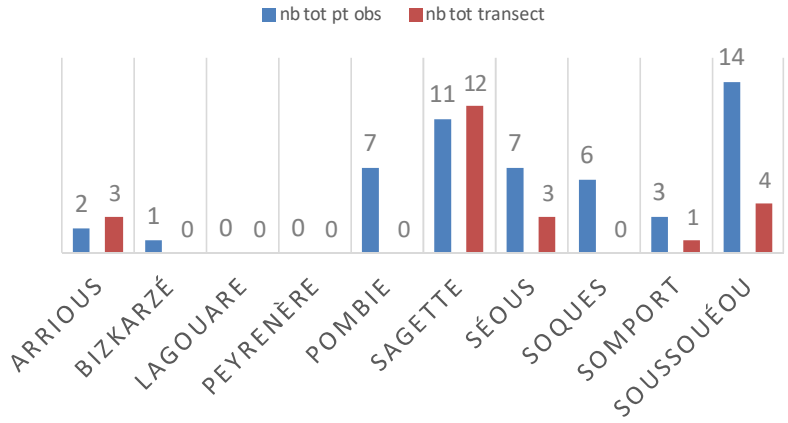


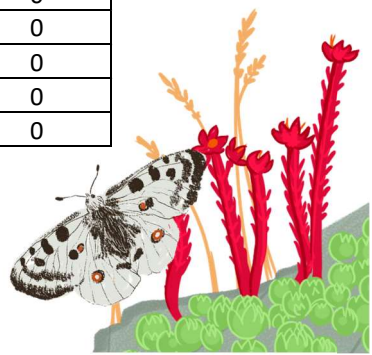
Fig. 23 Nombre d'observations de *P. Apollo* (cumul des relevés) par site, en fonction de la méthode (barre bleue : point d'observation, barre orange : transect).

Pour la première année depuis la mise en place du suivi, et après une baisse régulière des effectifs, l'Apollon n'a pas été contacté sur le site de Lagouare.

L'indice d'abondance d'Apollon est calculé en réalisant la moyenne des 3 relevés réalisés durant la période de vol de *P. apollo*, en raison d'une émergence très précoce de l'espèce cette année (Tab. XVIII). Rappelons que ces résultats proviennent exclusivement de l'échantillonnage par point fixe.

Tab. XVIII Bilan des observations 2022 de *P. apollo (en orange, date des relevés pris en compte pour le calcul de l'IA).*

Site	Nom	1er relevé	2ème relevé	3ème relevé	4ème relevé	5ème relevé
Arrious	ARR1	1	0	0	0	0
	ARR2	0	1	0	0	0
Bizkarzé	BIZ1	0	0	0	0	0
	BIZ2	0	1	0	0	0
Lagouare	LAG4	0	0	0	0	0



	LAG5	0	0	0	0	0
Pombie	POM3	2	1	0	0	0
	POM5	1	2	1	0	0
Sagette	SAG4	0	3	0	0	0
	SAG5	3	5	0	0	0
Séous	SEO1	1	2	0	0	0
	SEO3	1	3	0	0	0
Soques	SOQ1	0	0	1	0	0
	SOQ5	2	2	1	0	0
Somport	SOM1	0	0	0	0	0
	SOM2	2	1	0	0	0
Soussouéou	SOU1	3	3	0	0	0
	SOU3	5	3	0	0	0

L'indice d'abondance varie de 0 à 4,67 individus par site (Tab. XIX). Avec une moyenne annuelle de 1,9 sur l'ensemble des sites, la plus élevée depuis la mise en place du suivi, l'année 2022 a été une très bonne année pour l'Apollon. Malgré cette hausse générale, l'espèce est en constante régression sur deux sites, le site d'Arrious et le site de Lagouare. Si pour le premier, l'Apollon est encore présent en faible effectif, pour le second, la population pourrait avoir disparu. En effet, pour la première fois depuis 2016, aucun individu n'a été observé ni dans le cadre des suivis, ni hors protocoles.

Tab. XIX Indice d'abondance de *P. apollo* par site et évolution entre 2017 et 2022.

Site	Indice d'abondance (IA)						Evolution IA				
	2017	2018	2019	2020	2021	**2022**	2017-2018	2018-2019	2019-2020	2020-2021	**2021-2022**
Arrious	1,80	3,70	3,70	2,33	1,33	**0,67**	1,90	0,00	-1,37	-1,00	**-0,67**
Bizkarzé	/	0,30	0,00	0,67	0,00	**0,33**	/	-0,30	0,67	-0,67	**0,33**
Lagouare	0,20	0,00	0,30	1,00	0,33	**0,00**	-0,20	0,30	0,70	-0,67	**-0,33**
Peyrenère	/	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,00**	/	0,00	0,00	0,00	**/**
Pombie	2,50	0,70	0,00	1,33	0,67	**2,33**	-1,80	-0,70	1,33	-0,67	**1,67**
Sagette	3,70	3,00	3,00	4,30	2,00	**3,67**	-0,70	0,00	1,30	-2,30	**1,67**
Séous	4,30	3,00	3,00	1,00	2,00	**2,33**	-1,30	0,00	-2,00	1,00	**0,33**
Soques	0,50	0,30	1,70	1,00	0,33	**2,00**	-0,20	1,40	-0,70	-0,67	**1,67**
Somport	/	0,70	0,30	1,00	0,67	**1,00**	/	-0,40	0,70	-0,33	**0,33**
Soussouéou	3,50	2,70	5,70	1,00	4,67	**4,67**	-0,80	3,00	-4,70	3,67	**0,00**

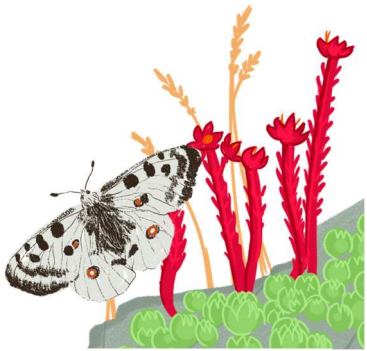
L'Apollon a été observé très tôt cette année puisqu'il a été contacté lors du premier passage sur 7 des 9 sites. Les pics de vol ont été constatés entre mi-juin et mi-juillet selon les sites et plus aucun individu n'a été observé à partir du quatrième passage. Les premières observations de *P. apollo* ont eu lieu le 15 juin sur le site du Somport et les dernières le 12 août sur le site de Pombie (Tab. XX).

Tab. XX Cumul du nombre d'individus de *P. apollo* observé par session en 2022 (transects+points d'observation).

Site	Session 1	Session 2	Session 3	Session 4	Session 5
Arrious	**1**	**4** (15/07/22)	0	0	0
Bizkarzé	0	**1** (13/07/22)	0	0	0
Lagouare	0	0	0	0	0
Pombie	**3** (01/07/22)	**3** (19/07/22)	1	0	0
Sagette	7	**16** (25/07/22)	0	0	0
Séous	**5** (02/07/22)	**5** (17/07/21)	0	0	0
Soques	**2** (16/06/22)	**2** (15/07/22)	**2** (02/08/2022)	0	0

Somport	**2** (15/06/22)	**2** (14/07/22)	0	0	0
Soussouéou	**12** (02/07/22)	6	0	0	0

En orange : pic de vol observé
En jaune : période de vol observée



8.3.2 Cortège de papillons de montagne

Le nombre total d'espèces observées en 2022 est en très légère baisse par rapport à 2021 avec 51 espèces (Tab. XXI) mais reste parmi les plus élevés depuis la mise en place du suivi. Le nombre de nouvelles espèces contactées est en nette augmentation avec 6 nouvelles espèces. La majeure partie d'entre elles avaient été observées sur les sites hors protocoles mais encore jamais contactées sur les transects en dehors du Silène (*Brintesia circe*) pour lequel il s'agit de la première donnée. Parmi ces espèces, une seule appartient au cortège montagnard, la Piéride du Simplon (*Euchloe simplonia*).

Tab. XXI Évolution du nombre total d'espèces et nouvelles espèces contactées depuis 2017.

	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Nombre total d'espèces	29	45	54	47	54	53
Nombre de nouvelles espèces	0	16	12	2	2	6

Le site d'Arrious reste le site sur lequel la plus grande richesse spécifique est observée sur les transects avec 33 espèces contactées en 2022. Pour la quatrième année consécutive, le site de Pombie présente la plus faible richesse spécifique avec seulement 8 espèces observées (Tab. XXII).

Après une forte baisse constatée en 2021 le nombre d'espèces observées sur le site du Soussouéou a fortement augmenté en 2022 et dépasse le maximum observé en 2020 (26). Autre fait marquant, la baisse importante (–20%) du taux d'espèces montagnardes observées sur le site de Sagette (Tab. XXII).

Tab. XXII 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		Evolution 2020–2021		Evolution 2021–2022	
	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Espèces	Taux d'espèces montagnardes	Espèces	Taux d'espèces montagnardes	Espèces	Taux d'espèces montagnardes	Espèces	Taux d'espèces montagnardes	Espèces	Taux d'espèces montagnardes
Arrious	22	28	33	31	32	33	14%	21%	27%	23%	22%	27%	6	7%	5	6%	-2	-5%	1	-1%	1	5%
Bizkarzé	8	15	13	9	7	10	25%	20%	38%	11%	29%	10%	9	-5%	-2	18%	-4	-27%	-2	17%	3	-19%
Lagouare	13	20	21	14	19	20	15%	25%	24%	14%	11%	10%	7	10%	1	-1%	-7	-10%	5	-4%	1	-1%
Peyrenère	2	7	14	13	15		0%	29%	7%	15%	13%		5	29%	7	-22%	-1	8%	2	-2%		
Pombie	9	10	5	5	7	8	56%	40%	40%	40%	29%	25%	1	-16%	-5	0%	0	0%	2	-11%	1	-4%
Sagette	9	16	16	17	14	13	22%	38%	19%	24%	36%	15%	8	16%	0	-19%	1	5%	-3	12%	-1	-20%
Séous	9	12	11	15	19	15	56%	42%	36%	33%	26%	40%	3	-14%	-1	-6%	4	-3%	4	-7%	-4	14%
Somport	3	7	16	9	8	16	0%	14%	13%	22%	25%	31%	4	14%	9	-2%	-7	10%	-1	3%	8	6%
Soques	5	6	17	10	11	18	20%	17%	18%	30%	18%	28%	1	-3%	11	1%	-7	12%	1	-12%	7	10%
Soussouéou	7	19	17	26	14	27	29%	26%	29%	23%	14%	22%	12	-3%	-2	3%	9	-6%	-12	-9%	13	8%

Avec 23% du cortège lépidoptérique, la moyenne du nombre d'espèces strictement inféodées au milieu montagnard sur l'ensemble des sites est en légère hausse par rapport à 2021 mais reste inférieure aux années antérieures (Tab. XXIII et Fig. 24 page suivante). Ce constat est d'autant plus flagrant sur les sites de Sagette, mentionné ci-avant, et de Pombie qui une fois encore voit ce taux baisser pour la troisième année consécutive.

Tab. XXIII Pourcentage d'espèces strictement montagnardes observées sur l'ensemble des sites.

Année	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Taux d'espèces montagnardes	24%	27%	25%	24%	22%	23%

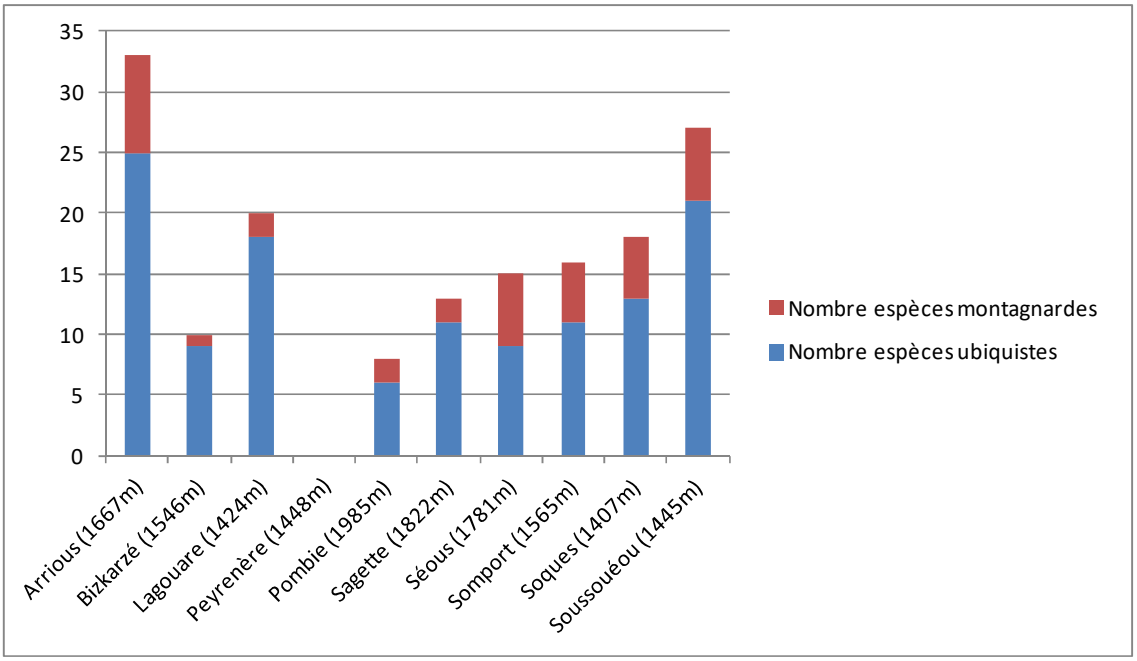


Fig. 24 Cortège lépidoptérique observé par site en 2022.

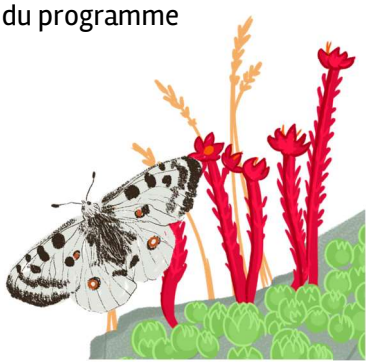
8.3.3 Complément et ajustement de la méthode de suivi

Suite à l'abandon du suivi sur le site de Peyrenère, un des deux sites situés en vallée d'Aspe, en raison de l'absence de population d'Apollon, condition *sine qua none* pour la mise en place du suivi, des recherches ont été effectuées sur la base de données historiques afin de trouver un site de substitution.

Les prospections ont été réalisées principalement en vallée d'Aspe mais également en vallée d'Ossau aux alentours du site de Lagouare sur lequel la population d'Apollon semble avoir disparu.

Pour la vallée d'Aspe certains sites déjà prospectés en 2016 lors de la phase préparatoire ont fait l'objet de prospections supplémentaires. L'objectif étant de trouver des sites répondant à l'ensemble des critères rappelés ici :

- présence d'une population de *Parnassius apollo* (observations directes ou données bibliographiques issues de la plateforme 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 *les sentinelles du climat* (marmottes, , lézards) ont été privilégiés.



Le tableau suivant présente les résultats de ces prospections (

Tab. XXIV).

Nom du site	Vallée	Commune	Date(s) de prospections	Source	Altitude	Description	Remarques
Labérouat (Fig. 25)	Aspe	Lescun	23/08/16	Faune Aquitaine 2014	1450–1650 m	Habitats favorables : + Plantes hôtes : + Plantes nectarifères : +	Aucune observation d'Apollon.
			01/08/22				Aucune observation d'Apollon mais prospection tardive pour l'année 2022
Col de Pau (Fig. 25)	Aspe	Lescun	10/08/22	Faune Aquitaine 2016	1400–1900 m	Superficie d'habitats favorables : +++ Plantes hôtes : ++ Plantes nectarifères : ++	Aucune observation d'Apollon mais prospection tardive pour l'année 2022
Col d'Arras (Fig. 25)	Aspe	Etsaut	14/07/22	/	1300 m	Superficie d'habitats favorables : + Plantes hôtes : + Plantes nectarifères : ++	Aucune observation d'Apollon
Lagouare site annexe (Houn de Jaut) (Fig. 26)	Ossau	Louvie-Juzon	09/08/21	/	1220–1300 m	Superficie d'habitats favorables : ++ Plantes hôtes : ++ Plantes nectarifères : +	Aucune observation d'Apollon.
			08/08/22				Aucune observation d'Apollon mais prospection tardive pour l'année 2022
Col d'Arriste (Fig. 26)	Ossau	Louvie-Juzon	19/07/20	Donnée PNP 2015	1500 m	Superficie d'habitats favorables : + Plantes hôtes : + Plantes nectarifères : +	2 Apollons observés
			08/08/22				Aucune observation d'Apollon mais prospection tardive pour l'année 2022
Col d'Aubisque (Fig. 26)	Ossau	Béost	09/08/22	Faune Aquitaine 2012 et 2015	1750 m	Superficie d'habitats favorables : + Plantes hôtes : + Plantes nectarifères : +	Aucune observation d'Apollon mais prospection tardive pour l'année 2022

Tab. XXIV Sites prospectés en 2022.

En dehors du site d'Arras prospecté durant le pic de vol de l'Apollon, les autres sites ont été visités un peu tardivement par rapport à la phénologie de l'espèce observée en 2022. Ceci pourrait expliquer la non détection de l'espèce sur des secteurs pourtant très favorables comme le col de Pau. Les sites d'Arras et de Houn de Jaut, bien qu'ils présentent tous deux des caractéristiques favorables à l'Apollon, sont probablement situés à trop basse altitude. Pour les autres, des prospections complémentaires pourraient être menées dans les années futures afin de confirmer ou infirmer la présence d'une population d'Apollon et intégrer ces sites dans le programme.

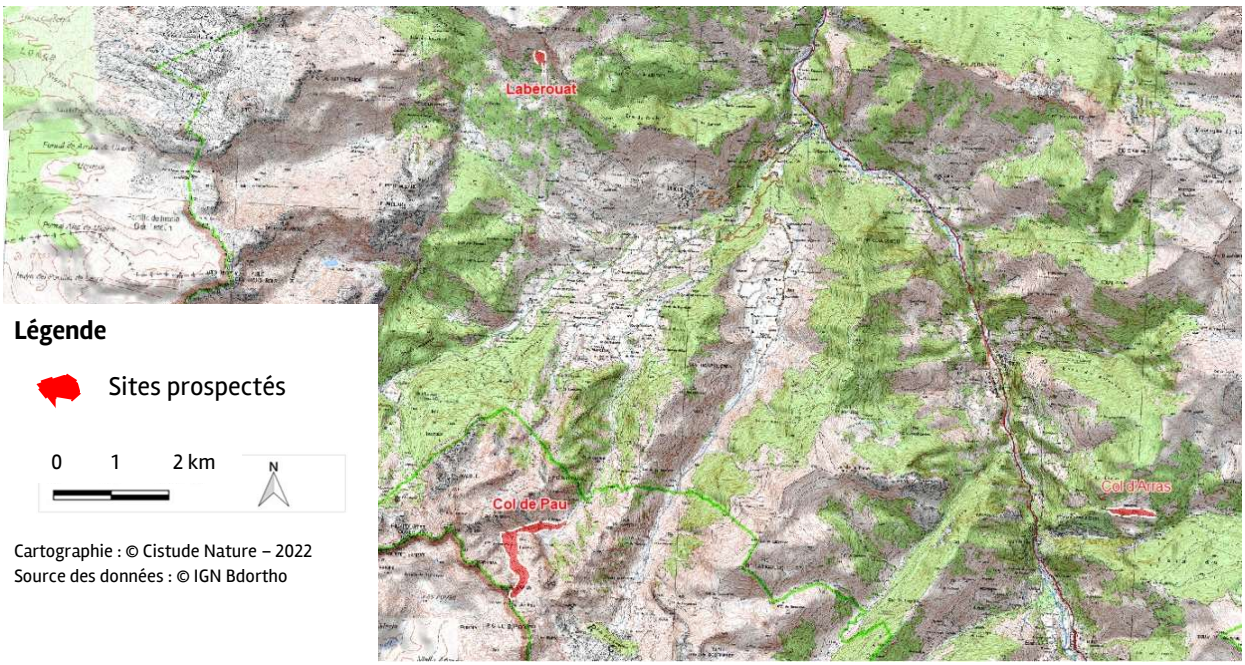


Fig. 25 Localisation des secteurs prospectés en vallée d'Aspe.

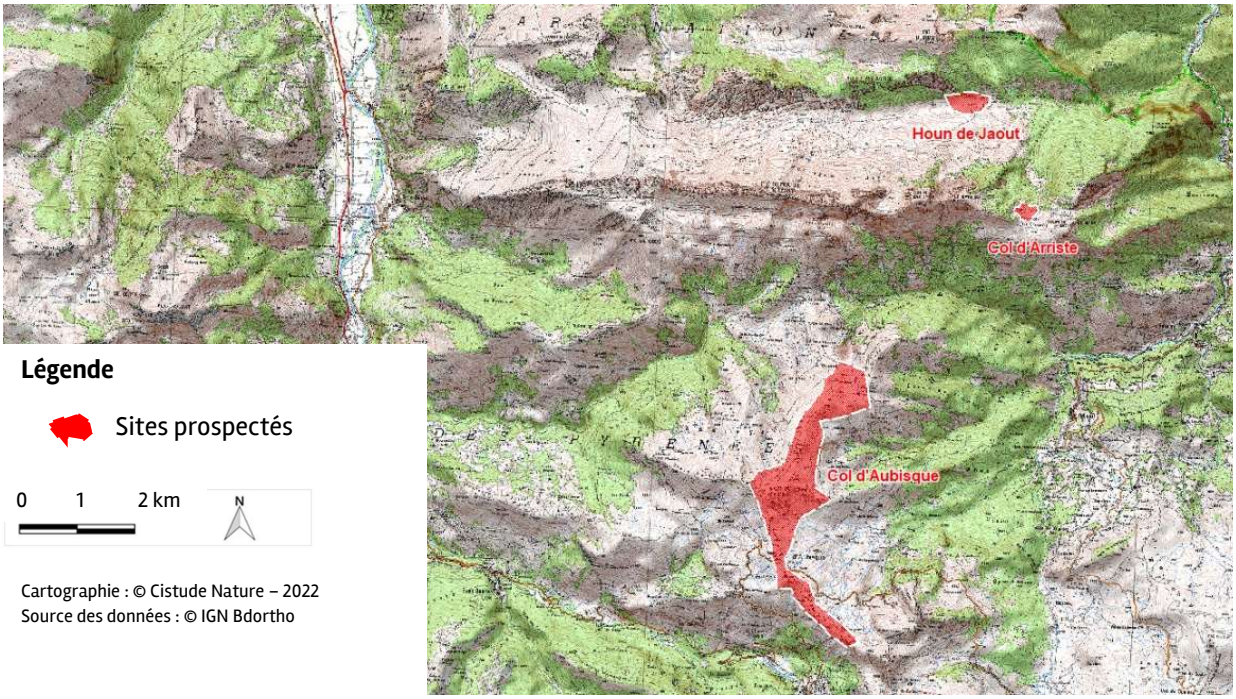


Fig. 26 Localisation des secteurs prospectés en vallée d'Ossau.

8.4 Discussion

8.4.1 Évaluation du protocole de suivi des lépidoptères

En place depuis 2017, le protocole combinant transects et points d'observation a permis l'acquisition d'un nombre suffisant de données pour identifier des tendances évolutives du cortège et des populations d'Apollon comme l'ont montré les analyses faites en 2021 et ce malgré un taux d'indétermination toujours élevé sur les transects (Tab. XXV).

Tab. XXV 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%***
Taux d'individus indéterminés 2021	17%	28%	20%	22%	13%	7%	0%	24%	12%	9%	19%	11%	***15%***
Taux d'individus indéterminés 2022	28%	29%	37%	14%	16%		23%	10%	24%	14%	28%	12%	***21%***

8.4.2 Résultats exploratoires des suivis

- ***Évolution du cortège lépidoptérique***

Cette année encore des fluctuations importantes ont été constatées tant au niveau de la richesse spécifique que du taux d'espèces montagnardes. A titre d'exemple, le site du Soussouéou, après une année 2021 marquée par une baisse importante de sa richesse spécifique (–12), a connu cette année une forte hausse (+13) qui correspond à la plus grande diversité observée jusqu'à maintenant avec 27 taxons contactés sur le transect. Sur le site de Sagette, c'est une baisse importante (–20%) du taux d'espèces montagnardes qui a été constatée alors que sur le site de Séous ce taux a augmenté de 14%.

Malgré ces fluctuations, des tendances se dégagent sur certains sites. Ainsi, sur les sites de Lagouare et de Pombie, le pourcentage d'espèces montagnardes est en baisse régulière depuis 2018 alors que la richesse spécifique observée reste plus ou moins stable.

Mais cette année 2022 aura été marquée par une période de vol très précoce pour l'ensemble des espèces. A l'instar de l'Apollon, ce constat était particulièrement visible chez les espèces montagnardes qui n'ont quasiment plus été observées à partir de mi-août même sur les sites les plus élevés.

Les canicules à répétition, et particulièrement celle survenue mi-juin, peuvent expliquer cette précocité et il est probable que ce phénomène soit amené à se répéter dans les années à venir et devienne la « norme ».

Encore une fois, seule la répétition du suivi permettra de confirmer ces tendances évolutives.

- ***Etat et évolution des populations de P. apollo***

Avec un indice d'abondance (IA) en augmentation sur 6 des 9 sites suivis, l'année 2022 a été favorable pour l'Apollon. La moyenne de l'IA est en hausse par rapport aux deux années précédentes. Elle atteint1.89 (sur les 9 sites suivis en 2022) soit la deuxième meilleure année après celle de 2019 (1.97). En prenant en compte l'année 2017, avec une moyenne sur les 6 sites suivis cette année-là, elle apparaît comme étant la troisième meilleure année. Malgré ce constat, l'IA sur les sites de Lagouare et le site d'Arrious est une nouvelle fois à la baisse. Des prospections spécifiques ont été menées sur ces sites afin de rechercher d'éventuelles populations satellites (voir ci-après).

Au niveau phénologie, l'année 2022 aura été marquée par une sortie très précoce des imagos d'Apollon avec des pics de vol constatés dès le premier relevé (entre mi-juin et début juillet) sur la moitié des sites. Très probablement lié à l'épisode caniculaire du mois de juin, ce décalage de phénologie, les pics de vols étant constatés en moyenne entre mi-juillet et mi-août, pourrait devenir la nouvelle « norme ». Les conséquences sur les populations d'Apollon sont difficiles à prévoir mais la répétition des épisodes caniculaires de 2022 combinée au déficit pluviométrique du début d'été a impacté très fortement la végétation et potentiellement la survie des œufs et des chenilles.

- *Site de Lagouare*

En 2016, lors des premières prospections, 6 individus de *P. apollo* avaient été observés simultanément le 2 août (Mathieu Molières, com pers) sur le site de Lagouare. Depuis la mise en place du suivi en 2017, une petite population semblait se maintenir avec un IA fluctuant inférieur à 1 et un maximum de 2 individus (1 occurrence sur T1 en 2020) observés par relevé, toutes méthodes confondues.

A l'instar de 2018, les protocoles n'ont pas permis la détection de *P. apollo* en 2022. Mais il s'agit de la première année où cette espèce facilement détectable n'a pas été observée hors protocole. L'hypothèse d'une disparition de la population est donc envisageable sur le site de Lagouare d'autant plus que les prospections menées sur le site « annexe » (Houn de Jaout) en 2021 et 2022 n'ont donné aucun résultat mettant en avant un isolement prononcé de cette population. De plus, rappelons que ce site est situé dans le piémont de la chaine à une altitude basse pour l'espèce (1424 m) et qu'il s'agit de la population suivie la plus septentrionale. Cette déconnexion des populations du cœur de chaîne augmente la fragilité de la population et rend l'hypothèse de sa disparition encore plus probable.

Dans l'optique de confirmer cette hypothèse, la poursuite du suivi dans les années à venir s'avère indispensable. Une analyse des données de la station météorologique et la réactualisation des suivis phytosociologiques réalisés en 2018 devront également être réalisées afin d'identifier les causes de cette disparition.

- *Site d'Arrious*

En déclin depuis 2019, *P. apollo*se fait de plus en plus rare sur le site d'Arrious qui était pourtant parmi les sites les plus intéressants pour l'espèce lors des premières années de relevé. Une évolution défavorable de la végétation (fermeture du milieu et apparition d'une flore nitrophile) avait été signalée en 2021. Elle pourrait être à l'origine de cette baisse des effectifs d'autant qu'elle est particulièrement marquée sur un des points d'observation (ARR2) réduisant fortement l'attractivité de la zone pour *P. apollo* et par conséquence sa détection. Mais il est également possible que l'espèce remonte en altitude afin d'y trouver des conditions climatiques plus favorables.



A titre expérimental, une prospection a été organisée dans le vallon d'Arrious, sous la forme d'un transect Fig. 27). Ce transect débute à la sortie de la forêt à une altitude de 1498 m et se termine au sommet du col d'Arrious à 2242 m d'altitude en passant à proximité immédiate du site d'Arrious. Il suit le sentier (HRP) sur une longueur de 3,7 km. Pour le relevé, le protocole STERF a été adapté. L'observateur a dénombré les imagos d'Apollons situés dans un carré de 10 mètres de côtés (5 m de part et d'autre de l'observateur et 10 m devant), ceci afin d'augmenter les probabilités de contact visuel. L'objectif visé était d'identifier les secteurs de présence de *P. apollo* au sein du vallon, et notamment à plus hautes altitudes, suite aux observations opportunistes faites dans le cadre du suivi « lézards des montagnes » ou celles fournies par le personnel du PNP et les bergers de la cabane d'Arrious.

Le relevé a eu lieu le 27/07/2022 par temps dégagé (couverture nuageuse de 0 au départ et 20% à l'arrivée), avec un vent faible à modéré (2-3 beauforts au départ et 4-5 beauforts au sommet) et une température de 22°C au départ et 19°C à l'arrivée. Le relevé a débuté à 11h55 et s'est achevé à 13h25, soit une durée d'une heure trente et une moyenne de 2,46 km/h. Chaque individu contacté a été pointé au GPS. Les résultats du relevé sont présentés sous forme cartographique ci-après (Fig. 27).

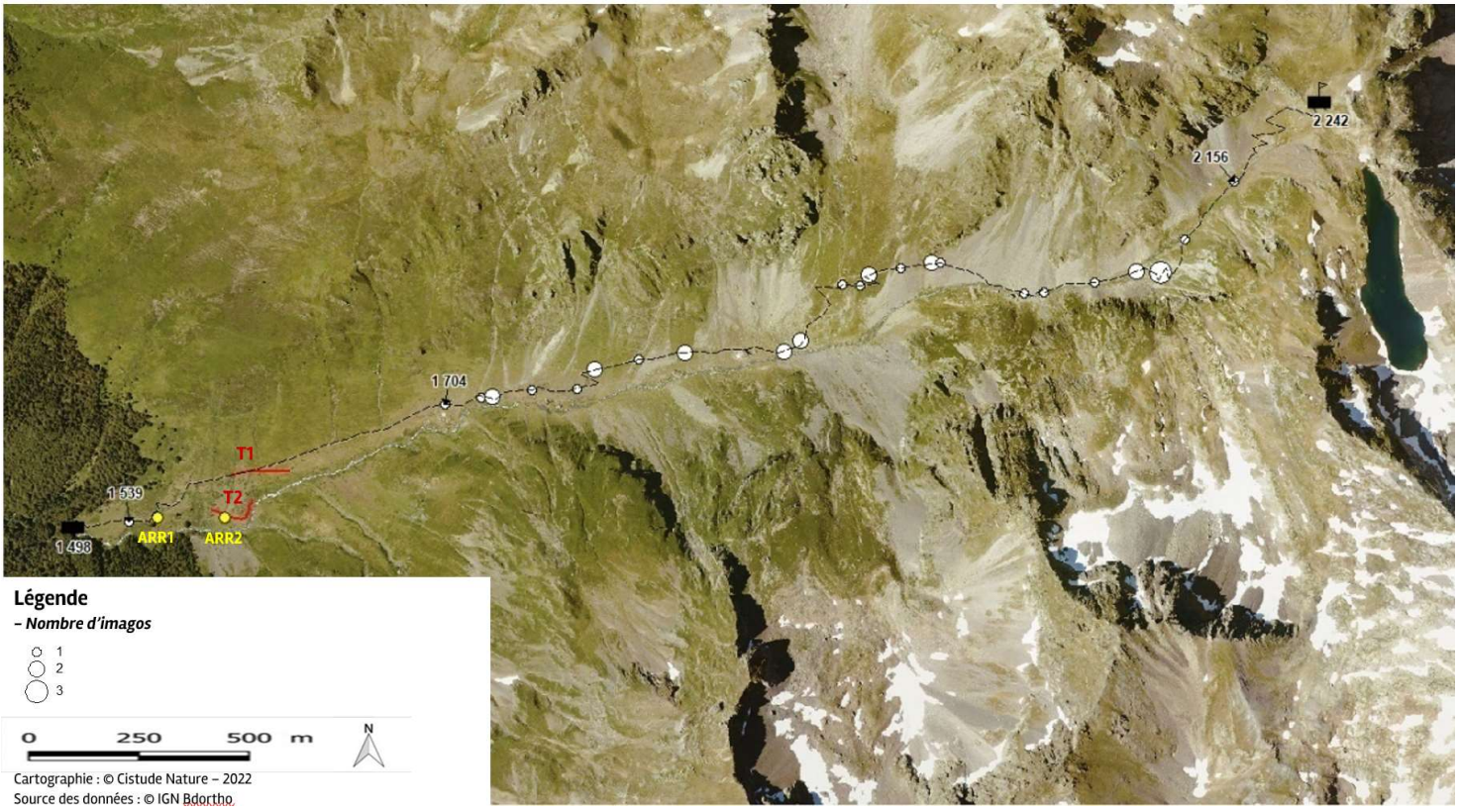


Fig. 27 Localisation et résultats du relevé du transect test dans le vallon d'Arrious.

Les résultats de cet unique relevé ont permis d'obtenir plusieurs informations intéressantes sur la répartition de *P. apollo* au sein du vallon d'Arrious :

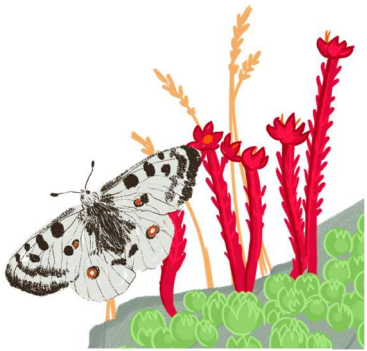
- La présence d'habitats favorables sur l'intégralité du transect,
- La présence d'individus entre 1539 et 2156 m d'altitude,
- Une densité très faible en dessous de 1700 m,
- Une densité plus marquée entre 1700 et 2100 m.

On notera l'observation d'un seul individu à hauteur du site d'Arrious, à proximité du point d'observation ARR1, confirmant ainsi la faible attractivité du site pour l'espèce.

Des repérages ont également été réalisés afin d'évaluer la possibilité de rajouter des transects plus hauts en altitude. Ils ont permis d'identifier deux transects potentiels, un en dessous de la cabane d'Arrious vers 1850 m d'altitude et un en dessous du col d'Arrious vers 2150 m d'altitude.

8.5 *Conclusion*

L'année 2022 aura été marquée par une densité record de *P. apollo* sur de nombreux sites suivis mais également par une disparition potentielle de la population du site de Lagouare. Ces résultats contrastés mettent en évidence la précarité de certaines populations isolées et la forte réactivité de l'espèce aux conditions climatiques annuelles. Les épisodes caniculaires que la France a connu dès le début de l'été ont eu pour conséquence une sortie précoce de l'espèce et conduit à une sécheresse marquée et prolongée en moyenne et haute altitude. Les conséquences sur la survie des œufs et des larves pourraient être très néfastes pour l'ensemble des populations de lépidoptères. Les suivis de 2023 devraient être sont mis en œuvre, pour permettre d'en évaluer l'impact. Si, pour des raisons extra-scientifiques ces suivis ne pouvaient être reconduits qu'en 2024, l'année 2023 serait alors consacrée à un recalibrage du suivi et une analyse approfondie des données collectées depuis 2017.



Chapitre 9. Cortège des orthoptères des prairies et pelouses de montagne

Auteur : *Emilie Loutfi, Anouk Glad,* ***Contributeurs*** *: Philippe Legay, Association Locusta*

9.1 Introduction

Les insectes réagissent au changement climatique par des changements dans la phénologie, la physiologie et dans leur aire de répartition (FARTMANN *et al.*, 2002a ; FARTMANN *et al.*, 2022b ; HALSCH *et al.*, 2021 ; NEFF *et al.*, 2022 ; PONIATOWSKI *et al.*, 2020 ; UHLER *et al.*, 2021 ; WELTI *et al.*L, 2021). 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 (MENENDEZ, 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 changement 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 face au réchauffement du climat, comme par exemple *Conocephalus fuscus*. Cette espèce a considérablement étendu son aire au nord de l'Europe occidentale (KLEUKERS *et al.*, 1996). De plus, certaines espèces vont avoir tendance à étendre leur répartition altitudinale alors que d'autres auront plutôt tendance à la restreindre (HODKINSON, 2005 ; MCKINNEY & LOCKWOOD, 1999).

Ainsi, plusieurs études sont en cours en France pour étudier les effets du changement climatique sur la répartition des orthoptères (COUTURIER *et al.*, 2020 ; D'AGOSTINO & VACHER, 2021 ; OGEB ENTOMOFAUNE, 2021). Ces études ont mis en place des protocoles variés afin de suivre au plus près les évolutions au cours des prochaines années.

Les espèces caractéristiques des milieux froids sont particulièrement sensibles au changement climatique (MALLARD, 2016) et peuvent par conséquent constituer des indicateurs pertinents dans le cadre de cette étude. Le choix a été fait de se concentrer sur les communautés de pelouses de montagne, avec l'hypothèse que ces habitats abritent des espèces susceptibles d'apparaître ou de disparaître sous les effets des modifications climatiques.

9.1.1 Eléments sur les espèces

Les données bibliographiques permettent de dresser la liste des espèces considérées comme inféodées au milieu montagnard (PONIATOWSKI *et al.*, 2009 ; SARDET *et al.*, 2015 ; BONIFAIT & DUHAZE, 2020) (Tab. XXVI).

Tab. XXVI 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 & DUHAZE, 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

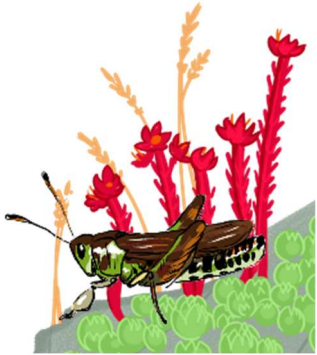
Elles sont toutes très rares en Aquitaine mais souvent de répartition peu connue dans les Pyrénées-Atlantiques. En effet, la plupart sont discrètes par leur absence de stridulations et donc peu repérables (*P. pedestris, A. hispanicus, C. pedestris et M. alpina*). *O. coerulea* est très localisée et 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.

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 l'arrivée des espèces de plus faible altitude que sont les espèces du cortège de moyenne montagne (Tab. XXVII).

Tab. XXVII Espèces de moyenne montagne du cortège orthoptère.

Nom latin	Altitudes annoncées (SARDET *et al*, 2014).	Statut de rareté en Aquitaine (BONIFAIT & DUHAZE, 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

[1]RR : très rare, R : rare, AR : assez rare, AC : assez commun, C : commun, CC : très commun



9.1.2 Secteur d'étude

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 distribution à une échelle large est bien cernée (DUHAZE & BONIFAIT, 2014 ; BONIFAIT & DUHAZE, 2020), la répartition plus fine des espèces à l'échelle d'un territoire restreint reste moins connue.

Des prospections ont donc été effectuées depuis 2018 afin d'apporter des connaissances de présence/absence et de positionner des sites d'études. Ils sont positionnés en vallées d'Ossau et d'Aspe, qui sont les deux vallées des Pyrénées-Atlantiques les plus à l'est du département.

Ces sites d'études doivent répondre à certaines exigences : il faut que les milieux soient à peu près continuellement favorables à la présence des orthoptères sur une plage altitudinale importante (évitement des gros pierriers, des secteurs très pâturés) et qu'ils soient accessibles à la journée.

9.1.3 Résultats des tests de l'année précédente

L'année précédente, seuls des tests avaient été effectués. Des premières analyses avaient toutefois été tentées sur les données récoltées, notamment sur la répartition altitudinale des espèces. Il avait été noté que certaines espèces ne sont observées qu'à haute altitude telles que *Gomphocerus sibiricus* (altitude médiane 2143 m, quantile 10= 1975,9 quantile 90 =2345,2 ;Tab. XXVIII). D'autres espèces sont plutôt de moyenne altitude (*Arcyptera fusca, Decticus verrucivorus* ou *Stauroderus scalaris,* Tab. XXVIII). Ces éléments sont conformes à la littérature.

Tab. XXVIII Altitudes moyennes, médianes, quantiles 10 et quantiles 90 pour les espèces observées en 2021.

Espèce	Quantile 10	Altitude moyenne	Altitude médiane	Quantile 90
Arcyptera fusca	1883	1978.767	1987	2070
Chorthippus biguttulus	1950.3	2003.5	2003.5	2056.7
Decticus verrucivorus	1867	2006.407	2018.5	2106
Gomphocerus sibiricus	1975.4	2160.878	2143	2345.2
Platicleis albopunctata	1918.1	1938.5	1938.5	1958.9
Pseudochorthippus parallelus	1872	2037.536	2038.5	2174.5
Psophus stridulus	2061.6	2072.333	2072	2083.2
Stauroderus scalaris	1854	1969.322	1951	2084.4
stenobothrus nigromaculatus	1864	2077.422	2086	2318
Stenobothrus stigmaticus	1836	2039.442	2055	2239.5
Stenobotrus lineatus	1831	1986.789	1973	2137.4

Par ailleurs, les graphiques (Fig. 28) montrent que certaines espèces de moyenne altitude peuvent faire des incursions à plus haute altitude : la majorité des effectifs de la population restant à moyenne altitude, quelques individus supportant des altitudes plus élevées. C'est le cas, par exemple de *Decticus verrucivorus*, particulièrement visible sur le site de Gaziès. A l'inverse, une espèce comme *Arcyptera fusca* marque un arrêt net des individus détectés sans individus isolés à plus haute altitude.

Enfin, les deux passages qui avaient été effectués sur le Soum de Pombie mettaient en évidence une différence altitudinale dans la phénologie des espèces : les espèces sont repérées plus tardivement dans la saison à plus haute altitude. Ainsi *Decticus verrucivorus, Stauroderus scalaris* et *Stenobothrus nigromaculatus* deviennent plus abondantes à haute altitude qu'à moyenne altitude avec l'avancée de la saison.

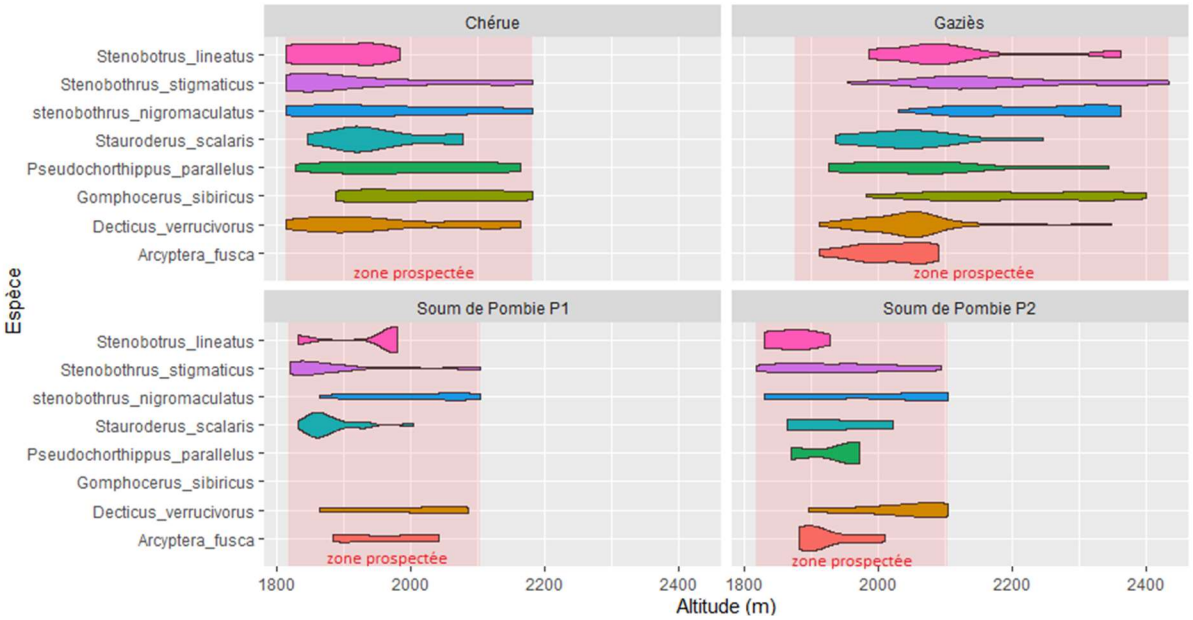
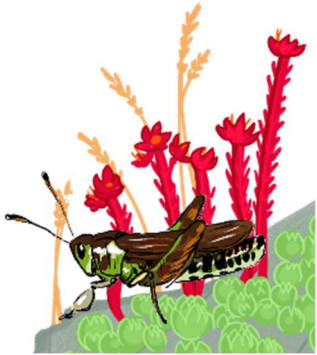


Fig. 28 Répartition altitudinale des espèces le long des transects longs testés en 2021 par site (en nombre d'individus).



Par ailleurs, les analyses des données récoltées montrent qu'il existe des variations pour chaque espèce entre les sites. Une espèce n'est ainsi pas forcément répertoriée sur chaque site malgré une altitude et un milieu qui lui sont en théorie favorables (Fig. 29 et Fig. 30). Toutefois, la comparaison de la diversité avec les indices de Simpson et de Shannon montrait qu'il n'y a pas de différences significatives entre les tranches d'altitude 1700–1900 m, 1900–2100 m et 2100–2300 m. La tranche 1700–1900 m montre le plus de disparités entre les sites et la tranche 1900–2100m montre les plus hautes diversités en moyenne.

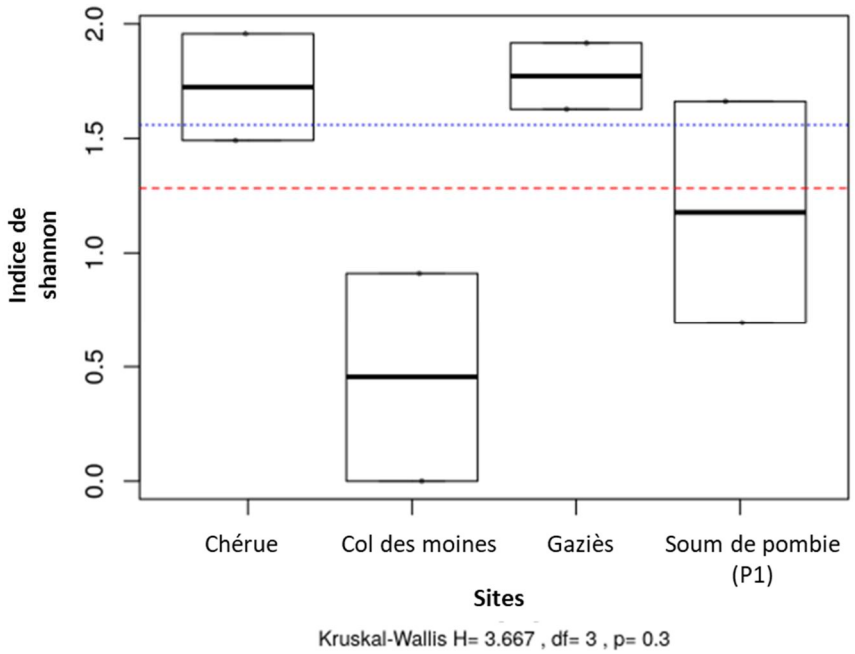


Fig. 29 Comparaison des tranches d'altitude pour les sites Chérue, Soum de pombie et Gaziès avec l'indice de diversité de Shannon.

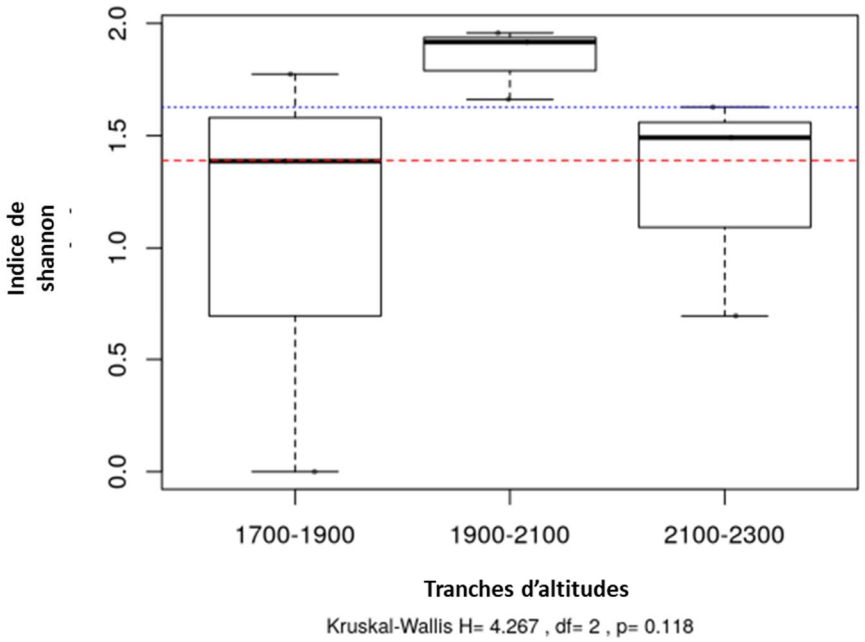


Fig. 30 Comparaison de l'indice de Shannon calculé pour trois tranches d'altitude (1700–1900, 1900–2100m et 2100–2300m) pour les transects longs.

9.2 Matériel et méthodes

Depuis 2019, plusieurs protocoles ont été testés : des suivis par transects courts, des suivis par transects longs et des suivis par transect voiture (sauterelles). En 2022, seuls les transects longs et les transects voiture ont été maintenus.

Les prospections ont été effectuées, autant que faire se peut, aux périodes de la journée les plus propices aux inventaires, c'est-à-dire lorsque les insectes sont les plus actifs, à savoir entre 10 heures et 18 heures, avec un ciel dégagé, un vent faible et des températures supérieures à 20°C.

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 pour 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.

9.2.1 Le transect acoustique long

- *Principe*

Il s'agit d'écouter les orthoptères et de noter les espèces et le nombre de mâles stridulant. Ces transects sont constitués de points d'écoute de 30 secondes positionnés tous les 50 mètres. Ces paramètres ont été définis de sorte à éviter les doubles comptes des individus et de pouvoir couvrir une grande amplitude altitudinale dans un temps permettant d'assurer une météorologie à peu près stable d'un bout à l'autre du transect. Le protocole complet est détaillé dans LOUTFI (2021).

- *Sites d'études (Fig. 31 et Tab. XXIX)*

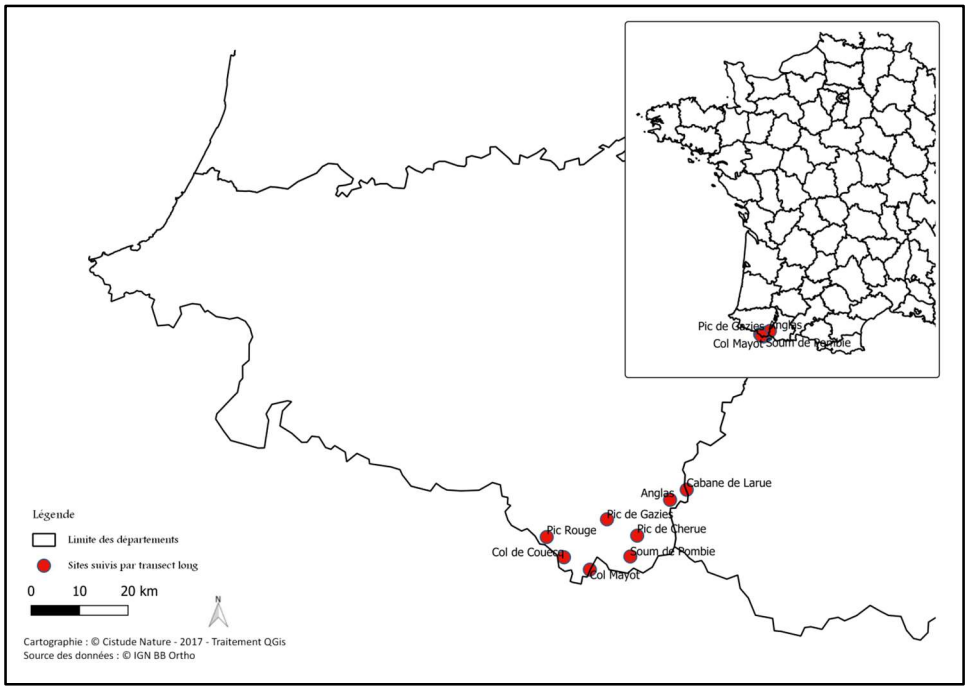
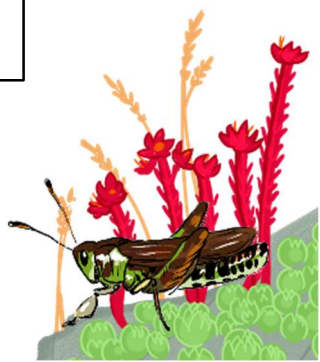


Fig. 31 Situation géographique des sites suivis par transects longs



Tab. XXIX Récapitulatif des altitudes prospectées par sites.

	Soum de Pombie	Pic de Chérue	Pic de Gaziès	Anglas	Col Mayou	Cabane de Larue	Pic Rouge	Col de Couecq
1700-1800				x		x	x	x
1800-1900	x	x	x	x	x	x	x	x
1900-2000	x	x	x	x	x	x	x	x
2000-2100	x	x	x	x	x	x	x	x
2100-2200		x	x	x		x		
2200-2300			x			x		
2300-2400			x			x		
2400-2500			x					

Le Pic de Chérue, le Pic de Gaziès et le Soum de Pombie ont fait l'objet d'un test complet en 2021, c'est à dire sur l'ensemble de leur trajet. Pour les autres transects, 2022 constitue la première année d'étude. 3 passages ont été effectués, sauf pour le site du Col de Couecq pour lequel la route a été barrée pour travaux forestiers en cours du mois d'août (Tab. XXX).

Tab. XXX Sites pour le transect acoustique long et dates de passage en 2022.

Site	Tranche altitudinale	Observations			Exposition	Nombre de points d'écoute
		1er passage	2ème passage	3ème passage		
Soum de Pombie	1800-2100 m	18-Jul	26-Jul	19-Aou	Sud	28
Pic de Chérue	1814-2182 m	22-Jul	5-Aou	22-Aou	Nord	26
Pic de Gaziès	1876-2434 m	20-Jul	2-Aou	23-Aou	Sud-est	51
Anglas	1714-2200 m	19-Jul	3-Aou	29-Aou	Nord	36
Col Mayou	1800-2033 m	11-Jul	28-Jul	26-Aou	Sud	16
Cabane de Larue	1700-2343 m	13-Jul	1-Aou	24-Aou	Nord	44
Pic Rouge	1720-2100m	12-Jul	27-Jul	30-Aou	Nord	28
Col de Couecq	1780-2070 m	21-Jul	inaccessible	5-Sep	Est	23

Par ailleurs d'autres tests ont également été effectués :

- En 2021, au Col des Moines le 06/08 et au col d'Arrious le 09/08 ;
- En 2022, au Latte de Bazens le 21/08 et depuis le plateau d'Anéou jusqu'au pic de Canaourouye le 06/09 ;

Outre la difficulté de mettre en place un transect couvrant une large plage altitudinale sur le Col des Moines, il imposerait alors de passer sur des secteurs très pâturés, à l'instar du transect menant sur Canaourouye. Ceci induirait des cortèges limités aux espèces tolérant bien ces conditions, ce qui constituerait un biais important pour l'étude.

Au col d'Arrious, le transect devrait traverser un important pierrier sur environ 200 m de long, ce qui semble être une barrière notable pour la progression éventuelle des espèces de moyenne altitude vers des altitudes plus hautes, constituant là aussi un biais potentiel important pour l'étude.

Les lattes de Bazens ne permettaient pas de couvrir une plage altitudinale suffisamment en importante.

- ***Analyses***

Le nombre d'individus de chaque espèce par vallée, par site, par tranche altitudinale, par exposition et selon un gradient ouest-est a été calculé permettant de comparer visuellement les altitudes, les

sites échantillonnés et différents paramètres de ces sites. Les richesses spécifiques et les indices de Shannon ont été calculés et les différences observées ont été analysées à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis.

9.2.2 Le transect voiture

- *Principe*

Il s'agit de mettre en œuvre le protocole de Vigie-SON, mis en place par le MNHN Paris (MNHN, 2019b). Il s'agit donc de 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 vise un gradient altitudinal. Le trajet est également enregistré par GPS avec la prise de points toutes les 5 secondes. Ce pas de temps correspond à la durée de chaque fichier-son pour le protocole Vigie-SON. Ainsi, chaque fichier-son couvre une quarantaine de mètres. Le protocole complet est détaillé dans LOUTFI (2021).

- *Sites d'études*

Deux transects ont été mis en œuvre depuis 2020. Il s'agit de la route reliant le Pourtalet à Laruns d'une part et le Col d'Aubisque à Laruns d'autre part (Tab. XXXI).

Tab. XXXI Situation des transects voitures.

Site	Altitude de départ	Altitude de fin	Distance
Pourtalet - Laruns	1794 M	514 M	29 KM
Aubisque - Laruns	1709 M	514 M	17 KM

- *Travail effectué cette année*

Le tableau ci-dessous (Tab. XXXII) présente les dates des passages effectués.

Tab. XXXII Dates des transects voiture en 2022.

Site	Date de prospection
Pourtalet - Laruns	20 juillet 2022
	2 août 2022
	23 août 2022
Aubisque - Laruns	21 juillet 2022
	4 août 2022
	4 septembre 2022

Afin de traiter de manière équivalente l'ensemble des fichiers sons recueillis au cours de ces transects voitures, un travail de mise en œuvre du logiciel de détermination automatisé des espèces a été amorcé. Il s'agit du logiciel Tadarida, développé par le MNHN. Il requiert la constitution d'une base de données de sons préalablement identifiés à l'espèce. Ce travail est en cours. Aucune analyse ne sera présentée dans ce rapport.



9.3 Résultats

9.3.1 Les résultats de 2022

- ***Les espèces***

16 espèces ont été entendues cette année 2022, constituant ainsi une liste de 17 espèces sur l'ensemble des transects longs suivis cette année et en 2021, *Platycleis albopuntata* n'ayant pas été notée cette année.

Le graphique ci-dessous (Fig. 32), permettant de visualiser l'ensemble des données de 2022, tous sites et toutes sessions confondus, met en évidence le suivi d'espèces qu'on ne trouve qu'à hautes altitudes (*Gomphocerus sibiricus* – altitude minimale 1828 m), d'autres qu'on trouve plutôt à moyennes altitudes (*Arcyptera fusca, Decticus verrucivorus, Stauroderus scalaris* ou encore *Stenobothrus lineatus*) et enfin des espèces qu'on trouve à plus basses altitudes *(Zeuneriana abbreviata* ou *Chorthippus biguttulus*). Quelques espèces sont déjà présentes sur l'ensemble de la plage altitudinale étudiée (*Stenobothrus nigromaculatus* ou *Pseudochorthippus parallelus*). Enfin quelques espèces sont notées en très faibles quantité (*Chorthippus brunneus, Gryllus campestris, Omocestus sp.* ou encore *Psophus stridulus*).

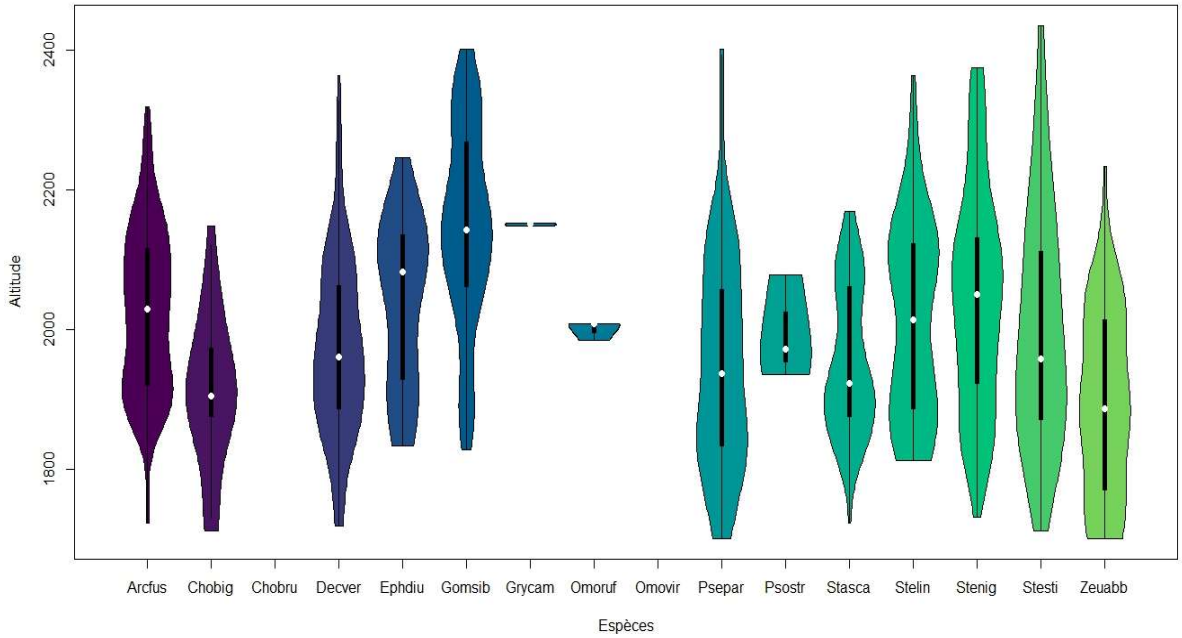


Fig. 32 Répartition altitudinale des espèces sur les transects longs testés en 2022

(Arcfus : *Arcyptera fusca,* Chobig : *Chorthippus biguttulus,* Chobru : *Chorthippus brunneus,* Decver : *Decticus verrucivorus,* Ephdiu : *Ephippiger diurnus,* Gomsib : *Gomphocerus sibiricus,* Grycam : *Gryllus campestris,* Omoruf : *Omocestus rufipes,* Omovir : *Omocestus viridulus,* Psepar : *Pseudochorthippus parallelus,* Psostr : *Psophus stridulus,* Stasca : *Stauroderus scalaris,* Stelin : *Stenobothrus lineatus,* Stenig : *Stenobothrus nigromaculatus,* Stesti : *Stenobothrus stigmaticus,* Zeuabb : *Zeuneriana abbreviata*).

- *Les sites*

Les effectifs moyens d'orthoptères recensés (toutes espèces et toutes sessions confondues) par points d'écoute suivant les sites sont présentés ci-dessous (Fig. 33). Les sites de Gaziès et de Chérue sont les deux sites qui cumulent le plus d'individus. Canaourouye, n'ayant fait l'objet que d'une session, cumule autant d'individus qu'Anglas et que la Cabane de Larue. Il est à noter que ces trois sites sont soumis à pâturage (important pour la Cabane de Larue et Canaourouye, et faible pour Anglas). Le Col de Couecq qui n'a fait l'objet que de deux sessions cumule autant que le Col Mayou et à peine moins que le Pic Rouge. Ce sont les trois sites qui sont situés en vallée d'Aspe.

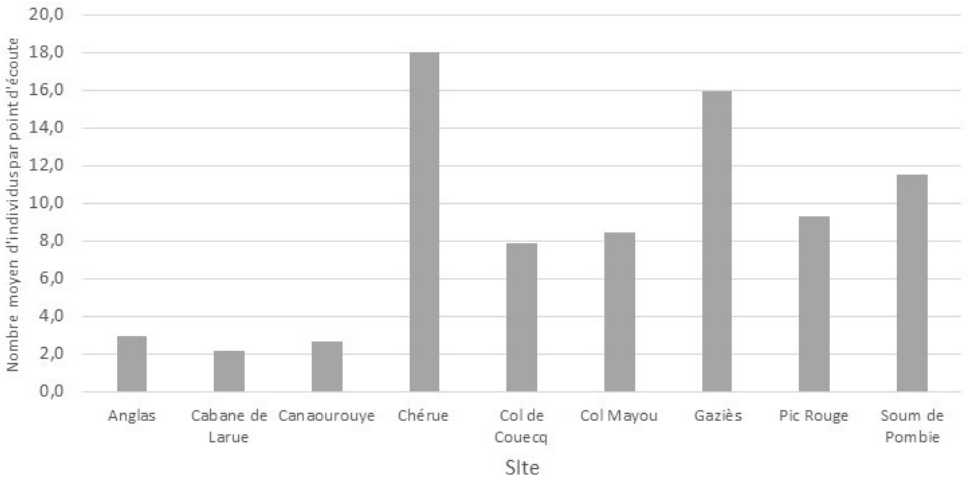


Fig. 33 Comparaison des effectifs (toutes espèces confondues) moyens par point d'écoute par site en 2022.

Les graphiques suivants (Fig. 34 et Fig. 35) présentent la richesse spécifique de chaque site étudié en 2022 ainsi que l'indice de Shannon associé. Un test d'ANOVA montre que ces différences sont significatives (p<5%). Chérue et Gaziès sont les deux sites possédant la plus grande diversité spécifique, alors qu'Anglas et la Cabane de Larue ont une diversité faible. Les analyses ne font état d'aucune différence significative entre la vallée d'Aspe et la vallée d'Ossau.

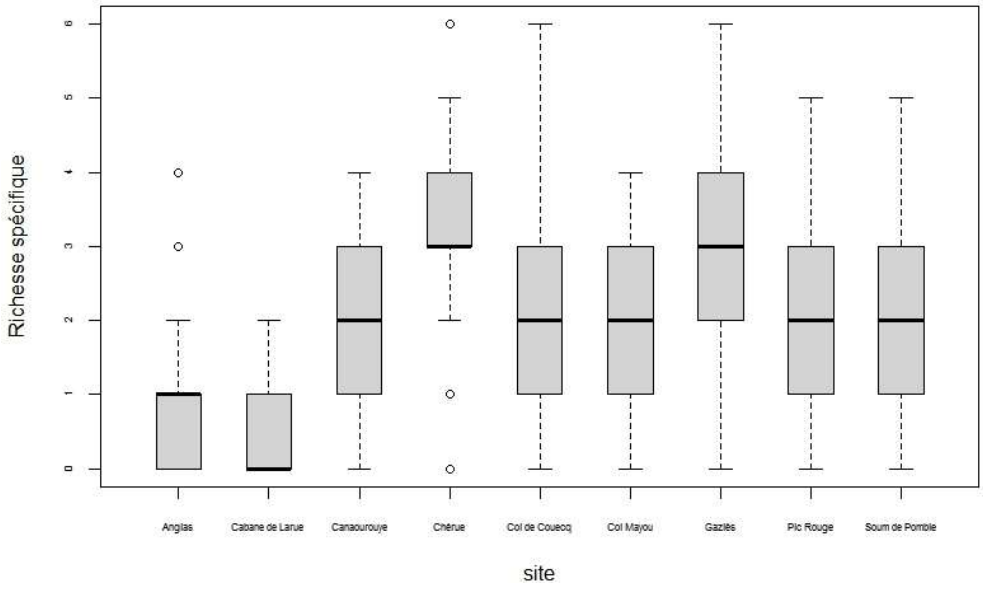
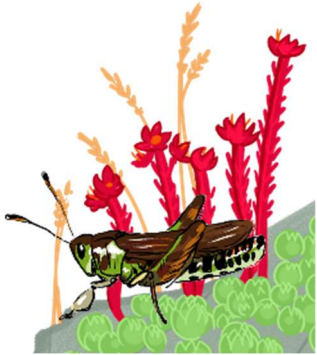


Fig. 34 Comparaison de la richesse spécifique par site en 2022.



Les indices de Shannon ont été calculés et montrent également des différences significatives.

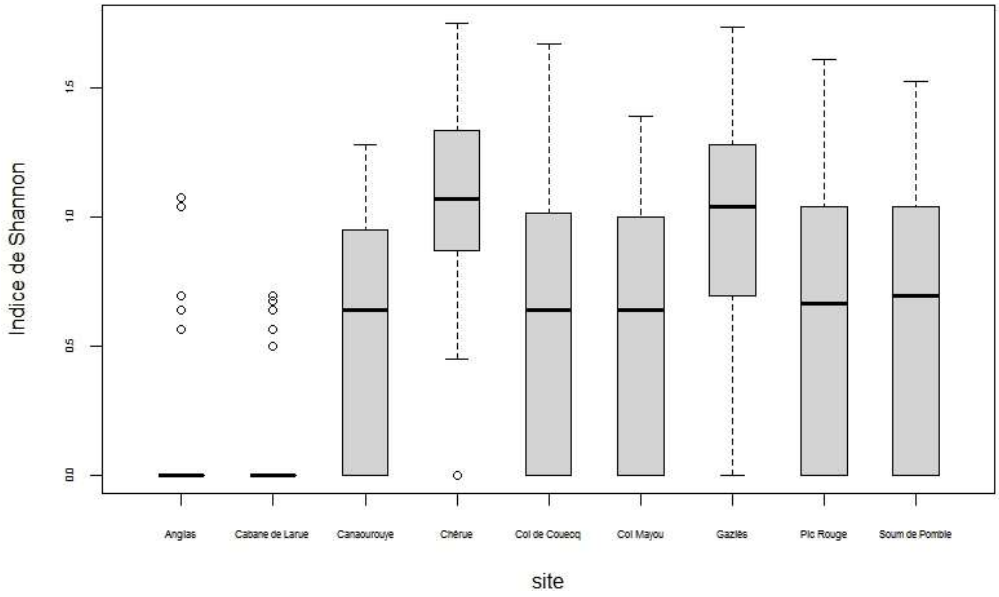


Fig. 35 Comparaison des sites suivis en 2022 avec l'indice de diversité de Shannon.

- ***Les altitudes***

La comparaison de la diversité avec les indices de Shannon montre qu'il n'y a pas de différences significatives entre les tranches d'altitude, que ce soit 3 classes altitudinales (1700–1900 m, 1900–2100 m et 2100 m–2500 m) ou deux classes (1700–2100 m et 2100–2500 m).

- ***Les expositions***

Les sites ne sont pas exposés de la même manière (Tab. XXX, page 84). Des analyses ont été menées pour évaluer l'effet de cette exposition sur les indices de richesse spécifique (Fig. 36, page suivante) et de Shannon (Fig. 37, page suivante).

Les expositions vers l'est (est et sud-est) font significativement état d'une plus grande diversité spécifique et à l'inverse les expositions nord sont moins diversifiées.

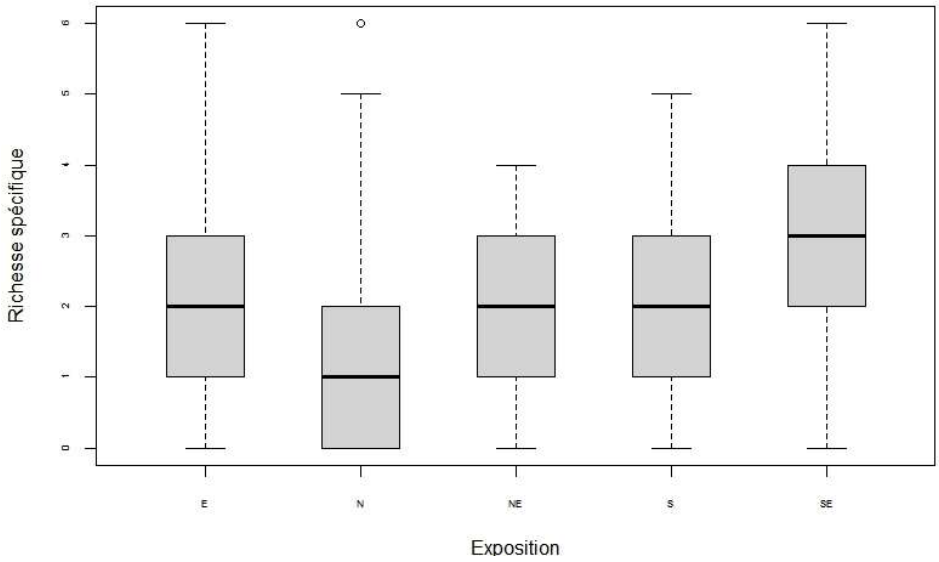


Fig. 36 Comparaison de la richesse spécifique selon l'exposition en 2022.

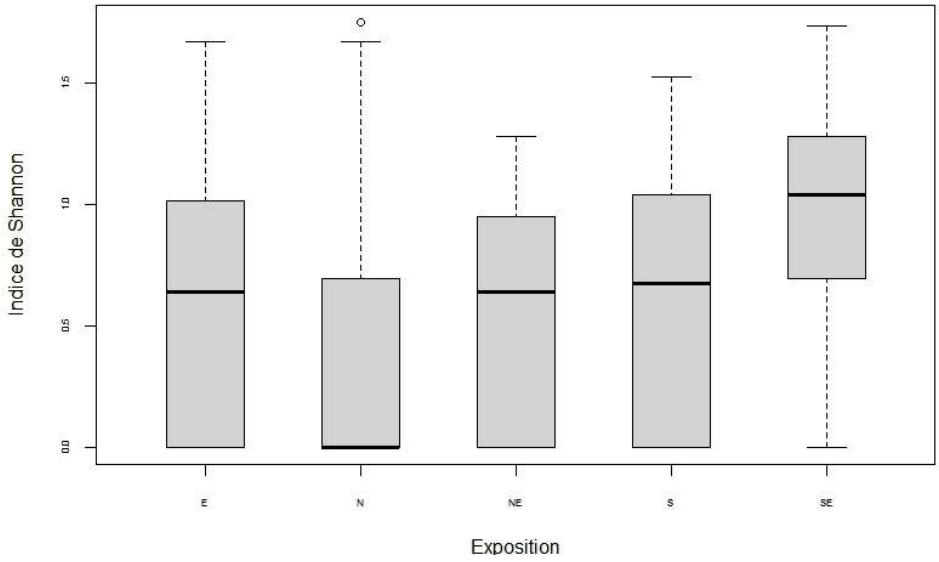
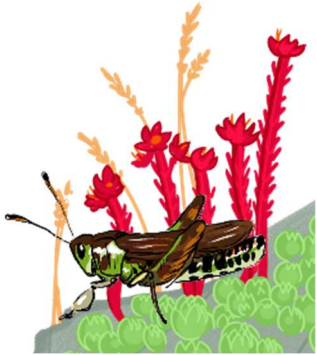


Fig. 37 Comparaison de l'exposition en 2022 avec l'indice de diversité de Shannon.



- *Le gradient ouest -> est*

Un gradient ouest-est a été calculé en utilisant la distance à l'océan (depuis la frontière espagnole à l'embouchure de la Bidassoa). Des différences significatives apparaissent très clairement dans les Fig. 38 et Fig. 39.

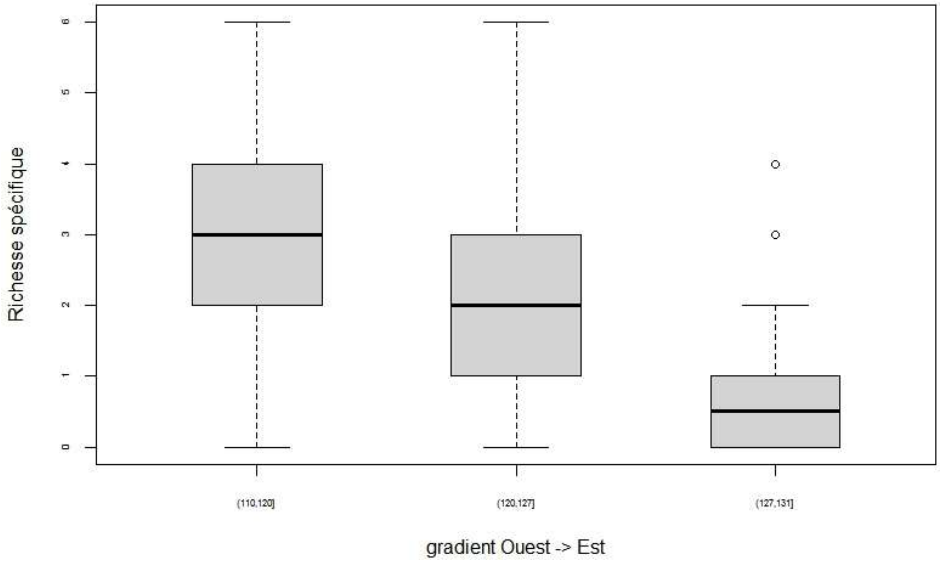


Fig. 38 Comparaison de la richesse spécifique selon un gradient Ouest – Est en 2022.

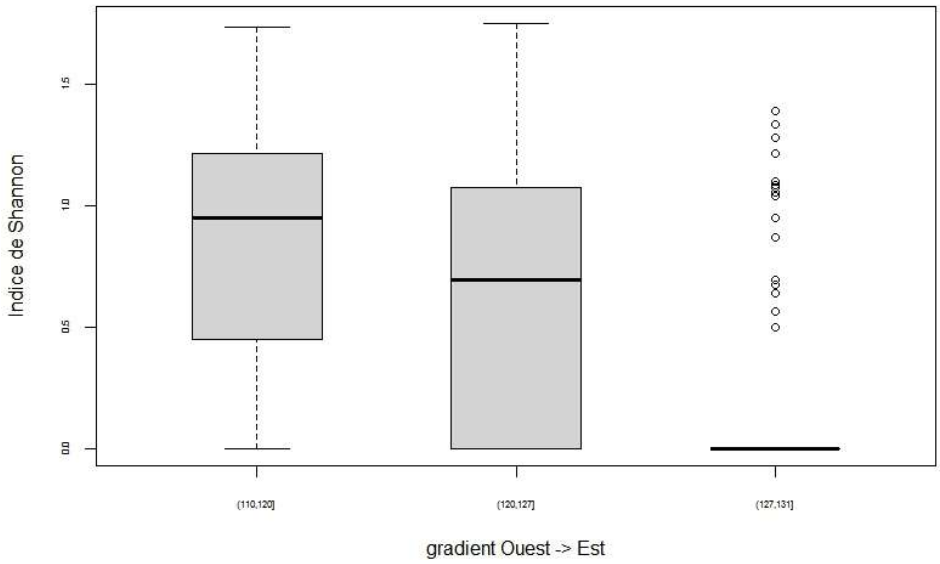


Fig. 39 Comparaison de l'indice de Shannon selon un gradient ouest – est en 2022.

- ***Les sessions***

Les effectifs d'orthoptères recensés (toutes espèces confondues) par session et suivant les sites sont présentés ci-dessous (Fig. 40). Comme vu précédemment, les sites de Gaziès et de Chérue sont les deux sites qui cumulent le plus d'individus. La session 1 semble globalement apporter un maximum d'informations sur la grande majorité des sites avec une moyenne de 36,7% des informations récoltées sur les sites ayant fait l'objet de 3 sessions. La session 2 en apporte 28,7% alors que la session 3 en apporte 34,6%.

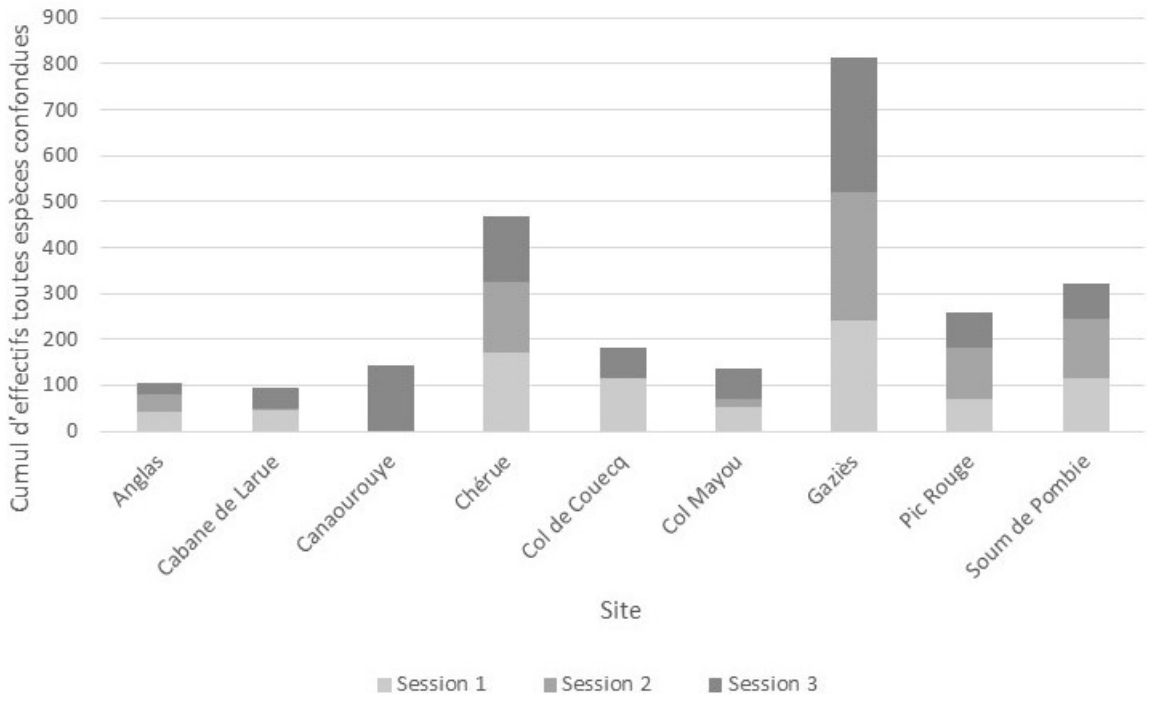
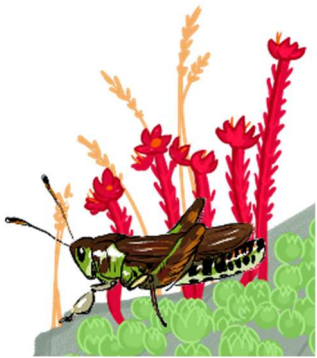


Fig. 40 Comparaison des effectifs recensés toutes espèces confondues par site en 2022.

La comparaison de la diversité avec les indices de Shannon montre qu'il n'y a pas de différences significatives entre les trois sessions.

Toutefois, certaines espèces ne sont notées que lors de la première session : il s'agit d'espèces plus précoces (*Omocestus sp.*) qui ne sont pas retrouvées en août. D'autres espèces sont également entendues plus tardivement mais en effectifs plus faibles (*Stauroderus scalaris, Decticus verrucivorus* ou *Gomphocerus sibiricus* cette année).

La seconde comme la troisième session permettent de recenser des espèces plus tardives (*Chorthippus biguttulus, Psophus stridulus, Ephippiger diurnus*...). Certaines espèces augmentent progressivement en effectifs au cours de la saison, comme par exemple les trois espèces de *Stenobothrus* – en particulier *stigmaticus* dont les effectifs recensés doublent presque à chaque session, ou encore *Zeuneriana abbreviata*. Seul *Chorthippus brunneus*, entendu une seule fois, n'a été noté que lors de la seconde session et *Gryllus campestris* uniquement lors de la troisième session. Hormis ces deux espèces, la liste spécifique des deux dernières sessions sont identiques.



9.3.1 Comparaison des données d'Ossau 2022 avec les données de 2021

En 2021, les tests n'ayant été effectués qu'en Ossau, une comparaison de ces données se fera qu'avec les données 2022 en Ossau. Or si on compare les graphiques ci-dessous (Fig. 41 et Fig. 42), on note qu'*Arcyptera fusca* a profité de l'année 2022 pour montrer notablement en altitude, à l'instar, mais dans une moindre mesure, de *Chorthippus biguttulus* et *Decticus verrucivorus*. En revanche, les altitudes minimales et maximales pour *Gomphocerus sibiricus* et les *Stenobothrus sp* ne semblent pas avoir été modifiées. Concernant *Pseudochorthippus parallelus* et *Stauroderus scalaris*, les variations vers les hautes altitudes semblent existantes mais modérées.

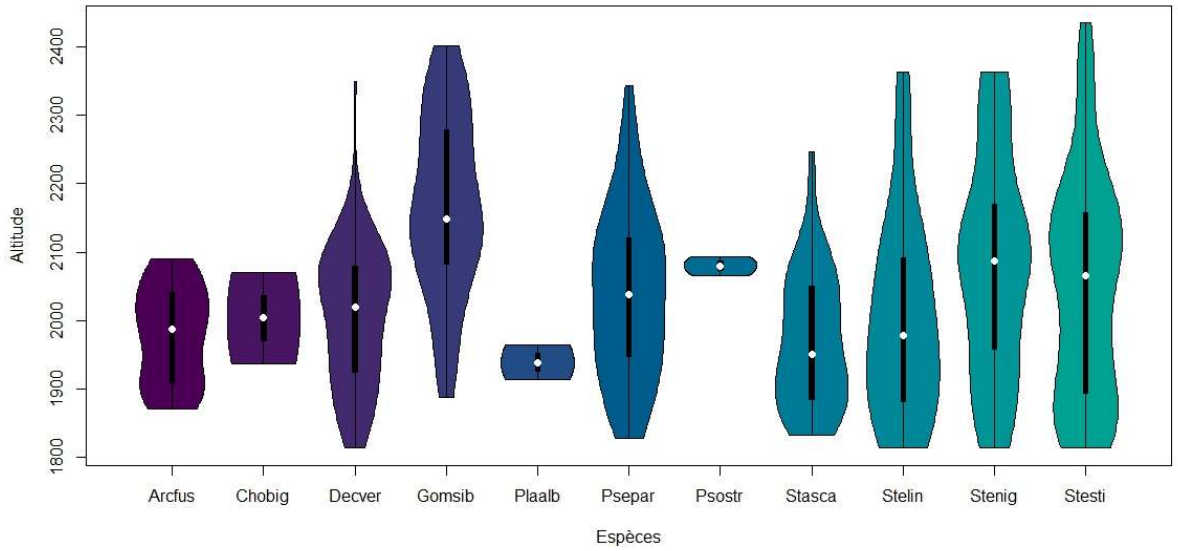


Fig. 41 Répartition altitudinale des espèces sur les transects longs testés en Ossau en 2021

(Arcfus : *Arcyptera fusca*, Chobig : *Chorthippus biguttulus*, Chobru : *Chorthippus brunneus*, Decver : *Decticus verrucivorus*, Ephdiu : *Ephippiger diurnus*, Gomsib : *Gomphocerus sibiricus*, Grycam : *Gryllus campestris*, Omoruf : *Omocestus rufipes*, Omovir : *Omocestus viridulus*, Psepar : *Pseudochorthippus parallelus*, Psostr : *Psophus stridulus*, Stasca : *Stauroderus scalaris*, Stelin : *Stenobothrus lineatus*, Stenig : *Stenobothrus nigromaculatus*, Stesti : *Stenobothrus stigmaticus*, Zeuabb : *Zeuneriana* abbreviata).

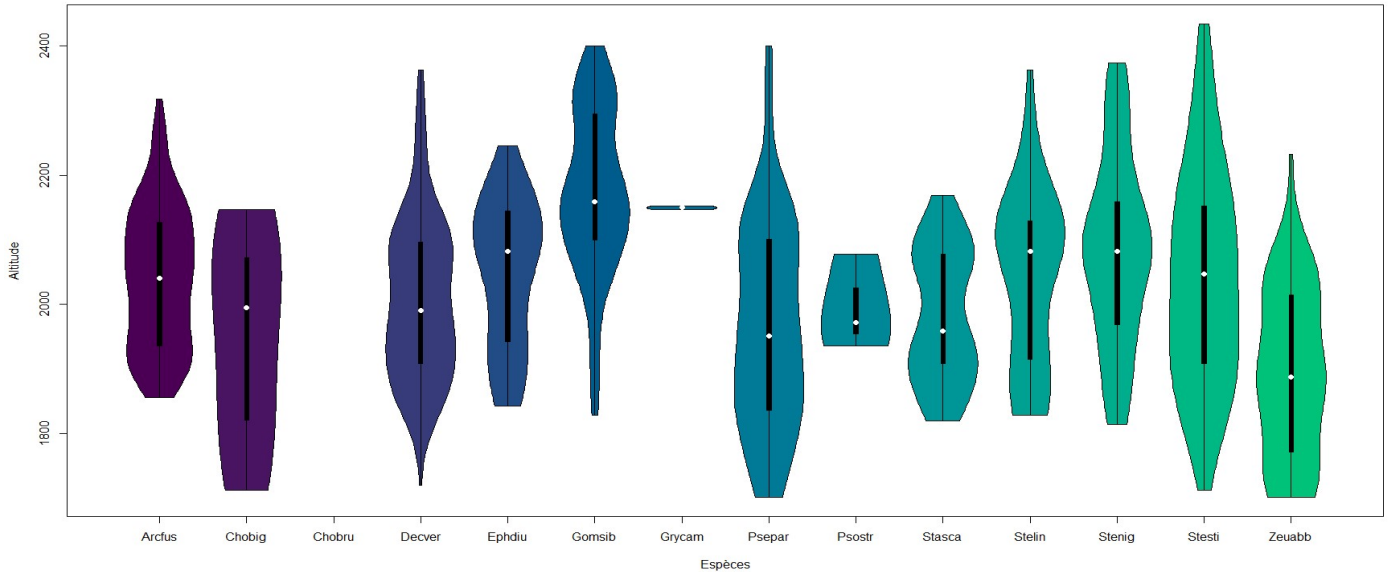


Fig. 42 Répartition altitudinale des espèces sur les transects longs testés en Ossau en2022

(Arcfus : *Arcyptera fusca*, Chobig : *Chorthippus biguttulus*, Chobru : *Chorthippus brunneus*, Decver : *Decticus verrucivorus*, Ephdiu : *Ephippiger diurnus*, Gomsib : *Gomphocerus sibiricus*, Grycam : *Gryllus campestris*, Omoruf : *Omocestus rufipes*, Omovir : *Omocestus viridulus*, Psepar : *Pseudochorthippus parallelus*, Psostr : *Psophus stridulus*, Stasca : *Stauroderus scalaris*, Stelin : *Stenobothrus lineatus*, Stenig : *Stenobothrus nigromaculatus*, Stesti : *Stenobothrus stigmaticus*, Zeuabb : *Zeuneriana abbreviata*).

Les altitudes moyennes et médianes de chaque espèce ont été calculées (Tab. XXXIII), de la même manière que l'année précédente. Plusieurs espèces font état d'une altitude médiane plus haute en 2022 qu'en 2021 : *Stenobohrus lineatus* (+104,1 m) ou *Arcyptera fusca* (+54,3 m), pour d'autres c'est l'inverse, comme *Pseudochorthippus parallelus* (–87,25 m) ou *Decticus verrucivorus* (–28,35 m) mais la plupart des espèces présentent de variations d'altitude *a priori* faible (>20 m).

Tab. XXXIII Altitudes moyennes, médianes, quartiles 25 et 75, quantiles 10 et 90 pour les espèces observées en 2022 en vallée d'Ossau

Espèces	Quantile 10	Quartile 25	Altitude médiane	Altitude moyenne	Quartile 75	Quantile 90
Arcyptera fusca	1.903,10	1935,00	2041,00	2041,92	2128,75	2.177,90
Chorthippus biguttulus	1.773,26	1820,50	1995,00	1949,29	2072,50	2.108,84
Chorthippus brunneus	1.755,40	1755,00	1755,00	1755,00	1755,00	1.755,40
Decticus verrucivorus	1.856,90	1908,00	1990,00	2007,79	2097,00	2.158,32
Ephippiger diurnus	1.887,95	1941,75	2082,00	2048,54	2145,00	2.165,30
Gomphocerus sibiricus	2.030,26	2100,00	2159,00	2170,27	2295,00	2.343,50
Gryllus campestris	2.148,40	2149,50	2150,00	2150,00	2151,50	2.152,40
Pseudochorthippus parallelus	1.765,80	1836,00	1951,00	1966,07	2101,00	2.157,00
Psophus stridulus	1.942,86	1953,00	1971,00	1995,00	2024,50	2.057,02
Stauroderus scalaris	1.856,00	1908,00	1958,00	1982,22	2078,00	2.101,30
Stenobothrus lineatus	1.836,20	1915,00	2082,00	2040,80	2129,00	2.177,90
Stenobothrus nigromaculatus	1.871,65	1968,00	2082,50	2081,11	2159,00	2.315,40
Stenobothrus stigmaticus	1.843,00	1908,50	2048,50	2040,41	2152,00	2.261,94
Zeuneriana abbreviata	1.721,70	1771,00	1887,00	1890,45	2014,00	2.055,90

Toutefois, des tests de Wilcoxon ont été pratiqués de sorte à savoir si ces différences observées étaient significatives. Les variations observées pour *Pseudochorthippus parallelus* (–87,25 m), *Decticus verrucivorus* (–28,35 m) et *Stenobothrus stigmaticus* (–16,95 m) sont significatives. Ce sont les trois espèces les plus représentées dans les données récoltées, induisant un effectif suffisamment grand pour obtenir des résultats statistiquement fiables. Concernant les autres espèces, le manque de significativité de la variation d'altitude est donc peut être plutôt liée à la plus faible taille des effectifs qu'à la faiblesse de la variation.

9.3.2 Cas de *Stenobothrus stigmaticus* et de *Decticus verrucivorus*

Ces deux espèces cumulant le maximum de données en Ossau en 2022, des analyses complémentaires ont pu être pratiquées (Fig. 43 à Fig. 46). En particulier, il a été vu l'effet de l'exposition sur les altitudes médianes de ces deux espèces, même si les effectifs de chaque classe ne sont pas équivalents et que ces résultats restent à affiner.

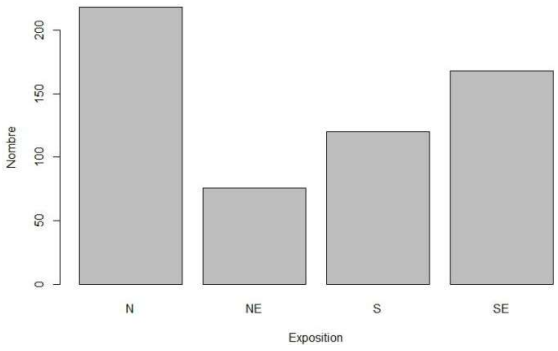


Fig. 43 Effectifs de *Stenobothrus stigmaticus* pour chaque exposition en Ossau en 2022 (N=582).

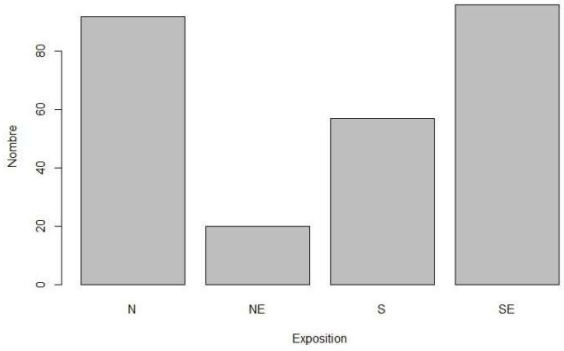


Fig. 44 Effectifs de *Decticus verrucivorus* pour chaque exposition en Ossau en 2022 (N=265).



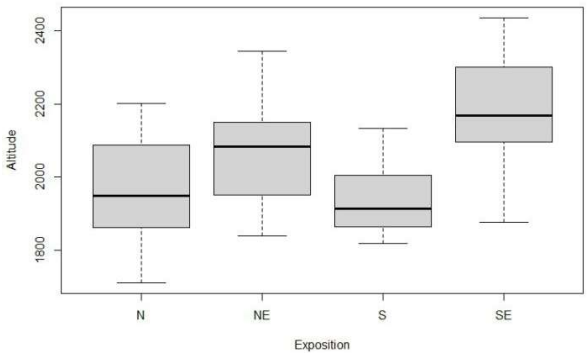


Fig. 45 Comparaison des répartitions altitudinales de *Stenobothrus stigmaticus* pour chaque exposition en Ossau en 2022.

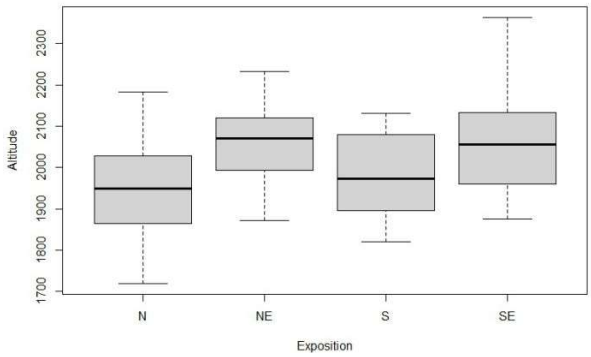


Fig. 46 Comparaison des répartitions altitudinales de *Decticus verrucivorus* pour chaque exposition en Ossau en 2022.

Cet effet est significatif selon le test de Kruskal-Wallis (Tab. XXXIV):

	Stenobothrus stigmaticus			*Decticus verrucivorus*		
	N	NE	S	N	NE	S
NE	**0.00019**	-	-	**0.0011**	-	-
S	**0.03167**	**1.2e-09**	-	0.2336	0.0563	-
SE	**<2e-16**	**6.4e-08**	**<2.0e-16**	**2.3e-08**	1	**0.0014**

Tab. XXXIV Comparaison par paires des p-values des tests de Kruskal-Wallis. En gras, les différences significatives à 5%.

Ainsi les animaux ont tendance à se situer à plus haute altitude sur une exposition est (sud-est particulièrement mais également nord-est pour *Stenobothrus stigmaticus*) que nord ou sud.

9.4 Discussion

9.4.1 Les espèces

Une espèce comme *Stenobothrus lineatus* pourrait être en phase de remontée altitudinale, avec la présence d'individus isolés à plus haute altitude que le cœur de la population. Toutefois, *Decticus verrucivorus* donne également l'impression de remonter. Or les analyses ont montré qu'une baisse de l'altitude médiane avait été notée par rapport à l'année précédente en Ossau.

En effet, même s'il est trop tôt pour s'avancer sur des comparaisons inter-annuelles, des variations altitudinales des populations de *Pseudochorthippus parallelus* (-87,25 m), de *Decticus verrucivorus* (-28,35 m) et de *Stenobothrus stigmaticus* (-16,95 m) ont été notées. Toutefois et de manière contre-intuitive, ces espèces ont toutes perdu de l'altitude. Afin de tenter d'expliquer ces résultats, deux hypothèses peuvent être émises : en premier lieu, l'année 2021 constitue une référence peu fiable puisque les suivis n'ont été que testés cette année-là. Ainsi, 2022, avec des prospections plus complètes constituera une meilleure année de référence. En second lieu, les conditions climatiques particulièrement chaudes et sèches cette année peut avoir prématurément tué une partie de la population ; les populations d'altitude ayant plus durement souffert de ces conditions inhabituelles, induisant ainsi une baisse de la médiane altitudinale des populations.

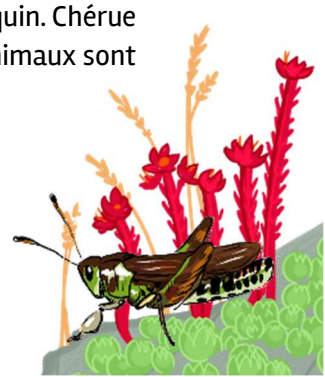
Contrairement à l'année précédente, des espèces comme *Arcyptera fusca* ou *Stenobothrus lineatus* n'ont pas marqué un arrêt net des individus détectés sans individus isolés à plus haute altitude. En effet, cette année, quelques individus ont été visibles à plus hautes altitudes. Or, le début d'été 2021 a été marqué par une chute brutale des températures (gelée tardive au-delà de 2000m d'altitude début juillet), contrairement à cette année 2022 où les températures ont été, à l'inverse, très chaudes.

Concernant *Gomphocerus sibiricus* en particulier, 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.* (2012) annoncent qu'elle n'est présente qu'à partir de 1800 mètres. En 2022, nous l'avons observé à 1828 m – soit 60 m plus bas qu'en 2021, mais 90% de la population observée se retrouve au-dessus de 2030 m soit 55 m plus haut qu'en 2021. Même si ces éléments ne sont pas statistiquement significatifs, ils laissent penser que cette espèce monterait progressivement vers des altitudes plus élevées. Des suivis sur le plus long terme pourront confirmer ou infirmer cette tendance.

9.4.2 Les sites

Chérue et Gaziès possèdent le plus d'individus et la plus grande diversité spécifique, alors qu'Anglas et la Cabane de Larue ont de faibles effectifs et une diversité faible. Ces deux paramètres sont liés au moins en partie, plus il y a d'individus plus on a de chance qu'ils appartiennent à des espèces différentes. Toutefois, le manque de diversité du cortège et la faible taille de population peuvent aussi être influencés par de nombreux autres paramètres.

La Cabane de Larue est un site pâturé par un troupeau de brebis assez important, pouvant induire une baisse de la diversité. Sur Anglas, la pression de pâturage reste limitée : les bêtes sont présentes surtout autour du lac (altitude = 2100 m), et sont peu nombreuses. Il s'agit d'un pâturage équin. Chérue fait l'objet d'un pâturage bovin extensif et Gaziès d'un pâturage ovin et équin, mais les animaux sont peu présents au niveau du transect.



Il apparaît aujourd'hui délicat de comprendre ces différences importantes. Le suivi sur plusieurs années permettra peut-être d'émettre des hypothèses.

9.4.3 Les expositions

Les expositions vers l'est et le sud-est font état d'une plus grande diversité spécifique et à l'inverse les expositions nord sont moins diversifiées. Ces différences sont probablement liées aux conditions micro-climatiques différentes qu'induisent ces expositions. A terme, il sera intéressant de détailler les différences dans le cortège présent sur les faces nord par rapport aux autres faces. Il est possible qu'elles accueillent plus d'espèces de haute altitude, qui sont peu présentes ou en moins grandes quantités sur les faces sud. A l'inverse les faces exposées vers l'est accueillent peut-être un cortège plus équilibré d'espèces entre les espèces de hautes altitudes et les espèces de basses et moyennes altitudes, induisant ainsi une plus grande richesse spécifique et des indices de Shannon plus grands.

Par ailleurs, *Stenobothrus stigmaticus* et *Decticus verrucivorus* sont retrouvées globalement à plus basse altitude en exposition nord et sud qu'en exposition est et sud-est. Il est aisé de penser que l'exposition nord étant plus froide, les animaux compensent cette variation de température par une variation d'altitude. Mais alors, que penser des expositions sud ? Pour l'heure, il semble délicat de constituer une hypothèse à ce sujet.

9.4.4 Le gradient ouest -> est

Une importante différence a été notée suivant un gradient ouest-est, alors même qu'aucune différence significative n'a été relevée entre les vallées d'Aspe et d'Ossau. L'année 2022 ayant été particulièrement chaude et sèche, il est possible que les peuplements les plus à l'est aient particulièrement souffert de ces conditions climatiques, plus intensément subies qu'à l'ouest.

Les deux sites les plus à l'est sont Anglas et la Cabane de Larue, les deux sites faisant état de la plus faible richesse spécifique et du plus faible indice de Shannon. Est-ce que le gradient est-ouest explique ces résultats ou sont-ils liés à d'autres paramètres ? Là encore des investigations complémentaires seront nécessaires pour répondre à cette question.

9.4.5 Les sessions

Il a été vu que les trois sessions sont statistiquement équivalentes. Toutefois, l'apport de trois sessions peut être questionné. En effet, les observations récoltées lors des sessions 2 et 3 se recoupent fortement. La suppression de la session 2 est envisagée pour la suite de l'étude.

Les dates de passage ont un effet très important sur les résultats obtenus (Loutfi & Glad, 2021). En effet, la phénologie des espèces faisant succéder les espèces dans le temps, avec des espèces tardives et des espèces plus précoces, et par ailleurs, la phénologie d'une même espèce étant variable selon les conditions microclimatiques et altitudinales, des dates de passage d'une année à une autre trop différentes induira des biais.

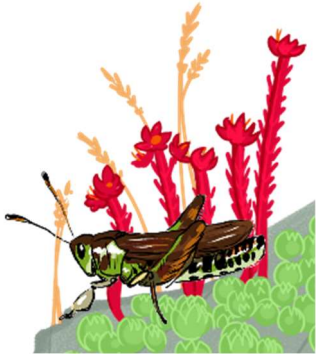
9.5 Perspectives et conclusions

Les premières analyses montrent que des différences significatives apparaissent rapidement sur la répartition altitudinale des espèces notamment d'une année à l'autre ou encore selon l'exposition du site. L'année 2021 n'ayant servie qu'à la mise en place du protocole, elle ne peut constituer une année de référence, contrairement à 2022. Ainsi les prochains suivis pourront être comparés à celle-ci de manière plus fiable. On aperçoit toutefois dès à présent que plusieurs facteurs influencent les peuplements d'orthoptères, en plus des changements climatiques : l'exposition, peut être le gradient ouest-est, la qualité des habitats... Ces paramètres seront à prendre en compte.

En 2023, de nouvelles prospections pourraient être réalisées pour trouver des nouveaux transects longs couvrant la tranche altitudinale supérieure, même si les secteurs favorables sont *a priori* relativement peu nombreux, mais par exemple le Pic de Pene Blanque (2299 m) pourrait être un site intéressant, parce que plus à l'ouest et parce qu'en vallée d'Aspe, avec un habitat *a priori* favorable à la présence des orthoptères. Un nouveau site permettrait d'obtenir plus d'informations permettant d'évaluer des différences entre vallées ou au sein du gradient ouest-est.

Des prospections visant à préciser la répartition de *Gomphocerus sibiricus* pourraient nous permettre d'avoir une vision plus globale de la présence de l'espèce au sein de la Nouvelle-Aquitaine, avec par exemple une nouvelle prospection sur Arlas en plein saison d'activité des orthoptères, voire le pic d'Orhy.

Enfin, le transect voiture nécessite encore du travail de banquarisation des sons afin de s'assurer que les données puissent être traitées de manière automatique. Là, encore d'autres transects pourraient être testés plus à l'ouest, comme vers le col de la Pierre-Saint-Martin (1764 m) ou le Port de Larrau (1575 m). Ce qui permettrait de couvrir d'autres zones et évaluer les différences d'ouest en est.





Partie III. Les amphibiens



Chapitre 10. Suivi de la Rainette ibérique, *Hyla molleri*, et de la Rainette verte, *Hyla arborea*

Auteurs : *Maud Berroneau, Loïs Rocher*

10.1 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, 2014) 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 connaître 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 répartitions contrastées sont présentes au sein du genre *Hyla* (REINO *et al.*, 2017) : deux espèces de climat tempéré, la Rainette verte, *Hyla arborea* (répartition médio européenne) et la Rainette ibérique, *Hyla molleri* (répartition ibérique) et une espèce de climat méditerranéen, la Rainette méridionale, *Hyla meridionalis* (Fig. 47). Nos travaux sont menés sur les trois espèces où la Rainette méridionale nous permet de développer une approche intégrée à différents niveaux d'affinités climatiques (atlantique/médio-européen *vs*. méditerranéen).

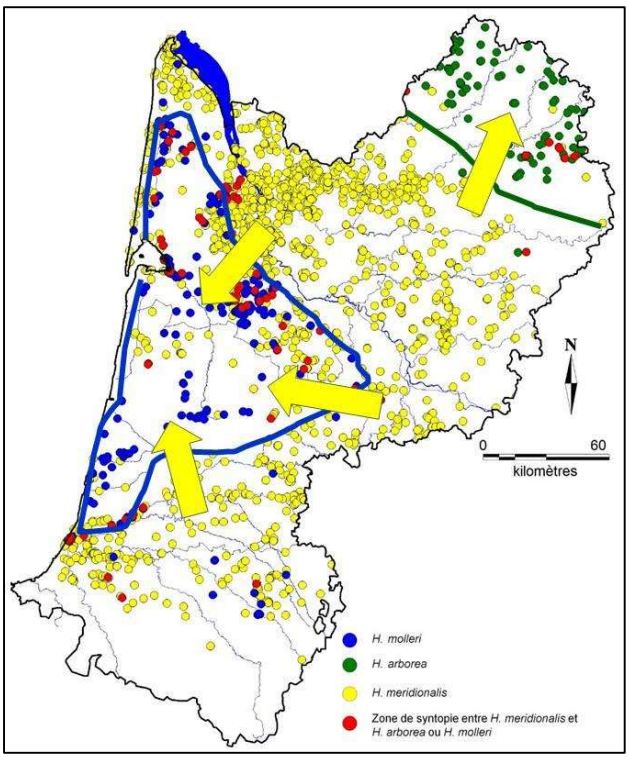


Fig. 47 Répartition actuelle et schématisation du rapport de force de la Rainette ibérique, de la Rainette méridionale et en partie de la Rainette verte.

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 observées entre la Rainette ibérique et la Rainette méridionale sont vraisemblablement liées aux conditions locales et pourraient 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 : effets des changements climatiques en défaveur de la Rainette ibérique
- Hypothèse 2 : extinction locale suite à la disparition/dégradation de sites remarquables
- Hypothèse 3 : interactions compétitives dans les zones de coexistence 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 dans le Massif landais et de la Rainette verte en Limousin, en lien avec d'éventuelles variations climatiques, mais aussi d'observer la progression de la Rainette méridionale.

En parallèle, ont été menés entre 2016 et 2021, des travaux de recherche pour 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 d'identifier les paramètres physiologiques et comportementaux proximaux qui sous-tendent les adaptations climatiques propres aux espèces, et également d'explorer les déterminants climatiques de la répartition et de l'importance des gradients environnementaux. L'ensemble des résultats de ces travaux sont disponibles dans LOURDAIS *et al.* (2021a).

10.2 Matériel et méthodes

10.2.1 Sites d'étude

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, BERRONNEAU (2014), 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. Niveau terminologie, pour la Rainette ibérique et la Rainette verte, un « site » de suivi correspond à une « lagune » (Fig. 48).

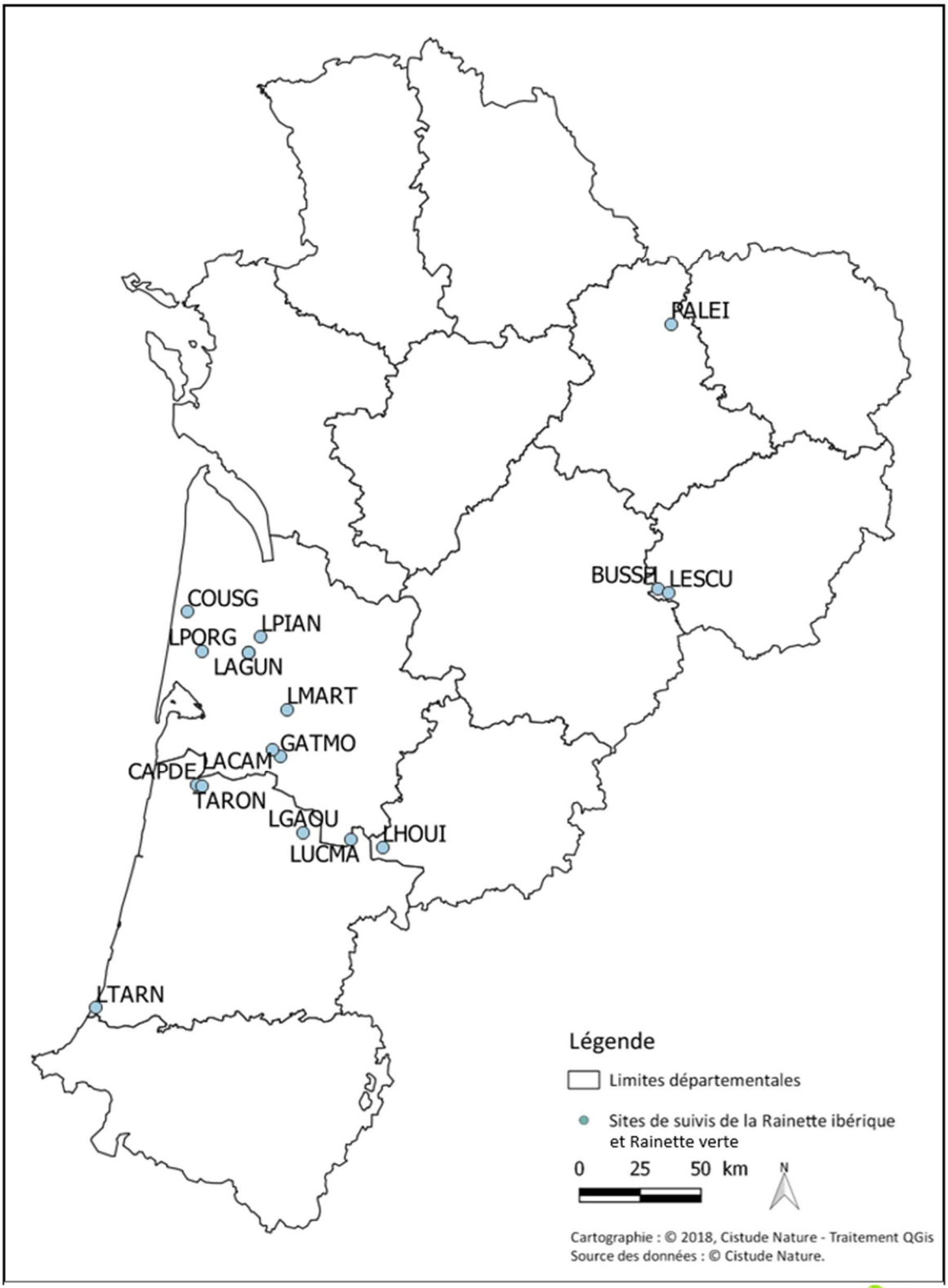


Fig. 48 Situation géographique des sites d'études validés dans la cadre du suivi de la Rainette ibérique et Rainette verte.

12 sites ont ainsi été sélectionnés lors du premier programme les sentinelles du climat (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 (Tab. XXXV).

Tab. XXXV Localisation des sites du triangle landais suivis en 2017 et 2022.

Lieu_dit	Suivi 2017	Suivi 2018 jusqu'à 2021	Suivis 2022
Captieux – Lucmaysouau	o	o	X
Hostens – Gat Mort	o	o	o
Houeillès	o	o	o
Le Pian Médoc	o	o	o
Lubiosse-Ychoux – Capdejus	o	o	o
Lubiosse-Ychoux – Taron	o	o	o
Martillac	o	o	X
Saint-Magne – Lagune du Cam	o	o	o
Saint Médard – Pilliole	o	o	X
Le Porge – Saumos	o	o	X
Tarnos	o	o	o
Pindères	o	X	X
Saint Médard – Lagunasse	–	o	o

o : site suivi X : site retiré

En Limousin, 3 sites ont été définis (2 en Corrèze et 1 en Haute-Vienne, Tab. XXXVI), comportant chacun au moins deux points d'écoute. Le site de Lescure se situe dans la zone de contact entre la Rainette verte et la Rainette méridionale. Ce site est suivi par 4 points d'écoute. Le site de Bussac-Haut est quant à lui situé à environ 3km des premières données de Rainette méridionale, il est suivi par 2 points d'écoute. Le site des Paleines est également suivi par 2 points d'écoute, il est localisé au Nord de la Haute-Vienne, où uniquement la Rainette verte est présente. Au total, 8 points d'écoute dispatchés sur 6 mares et 2 étangs, ont été suivies en Limousin en 2022.

Les habitats occupés par les rainettes en Limousin sont généralement des mares de quelques dizaines mètre carrés ou des réseaux de petites mares. L'obtention des autorisations de suivi par les différents propriétaires des parcelles où se trouvent les mares peut se révélée difficile. Toutefois, il est nécessaire de compléter le suivi par de nouveaux sites.

Tab. XXXVI Localisation et description des sites du Limousin suivis en 2022.

Département	Dénomination	Type d'habitat	Structure de suivi et nom de l'observateur
Corrèze (19)	Lescure	Réseau de 3 mares et un étang	GMHL – Gaëlle CAUBLOT / Mariana MIRANDA / Loïs ROCHER
Corrèze (19)	Bussac-Haut	Réseau de mares	GMHL – Gaëlle CAUBLOT / Mariana MIRANDA / Loïs ROCHER
Haute-Vienne (87)	les Paleines	Mare et étang	GMHL – Gaëlle CAUBLOT / Mariana MIRANDA / Loïs ROCHER



10.2.2 Protocole de suivi

Chaque site est visité 3 fois par an durant la période d'activité des rainettes (passages de préférence entre mars et mai). Le protocole complet est détaillé dans BERRONEAU MAUD & CAUBLOT (2021a).

L'année 2022 a été une année de transition entre les 2 programmes pluriannuels. Il était nécessaire scientifiquement de poursuivre les suivis en cours pour ne pas créer de rupture dans les histoires temporelles de suivis. L'objectif 2022 était d'autre part de faire le point sur les protocoles à amender ou non, mais aussi sur la liste des sites de suivis à conserver et ceux à ajouter ou à retirer selon critères sélectifs (exemple pour retrait d'un site : assec définitif, disparition de tout ou partie d'un habitat indispensable au cycle de vie de l'animal, absence de chants de rainettes et d'observations d'individus depuis plus de 3 ans consécutif, etc.). Ainsi, en 2022, l'ensemble des sites suivis en 2021 a pu être visité, mais certains n'ont pas permis une série de relevés complète sur la saison d'activité pour cause d'assec dès le début des relevés en mars 2022.

- ***Complément 2022 au protocole de suivi***

En parallèle des suivis classiques, un suivi d'écoute passif a été mis en place par enregistreurs SM4 (Fig. 49) en continu sur 5 des 12 sites de suivis afin de tester ce type de protocole d'écoute en comparaison avec les sorties naturalistes seules. L'idée était de vérifier s'il est possible d'optimiser les sorties naturalistes et d'étudier les décalages possibles de phénologie (saisonnier mais aussi horaires nocturnes/diurnes) qui seraient passés inaperçus lors des passages naturalistes.



Fig. 49 Enregistreurs SM4.

10.3 Résultats

10.3.1 Rappels de quelques résultats sur l'écophysiologie des rainettes

Pour rappel, dans le Massif landais (Gironde, Landes et Lot-et-Garonne), les cinq années d'observation précédentes (de 2017 à 2021) ont permis d'apporter un état de référence de la situation de la Rainette ibérique. Il s'agit d'analyses descriptives des données d'observation sur les 12 sites suivis. Il a été 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 2021, il est intéressant de noter la forte influence des conditions météorologiques sur les observations. Ainsi, deux années (2018 et 2020) avec des pics d'observation ont été identifiées (Fig. 50). Ces deux années correspondent également à des conditions pluviométriques fortes. Chez la Rainette méridionale, le nombre de contacts moyen est généralement moindre par rapport à l'ibérique. Les variations interannuelles sont moins marquées sans les différences majeures observées en 2018 et 2020 (Fig. 51).

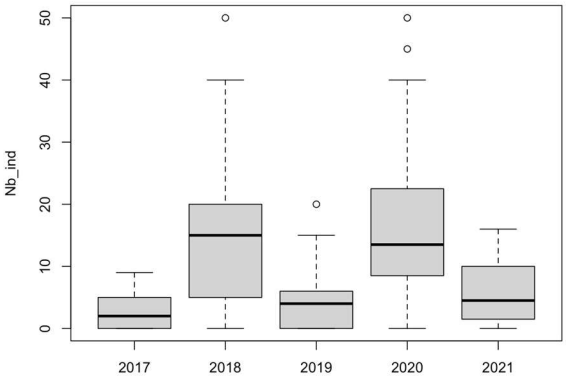


Fig. 50 Comptages annuels de l'activité pour la Rainette ibérique entre 2017 et 2021.

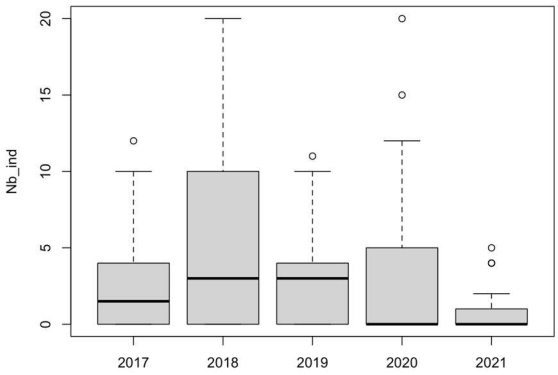


Fig. 51 Comptages annuels de l'activité pour la Rainette méridionale entre 2017 et 2021.

Les deux espèces diffèrent dans les dates moyennes d'observation avec des comptages plus précoces chez la Rainette ibérique (Fig. 52) alors que les observations sont plus continues chez la Rainette méridionale (Fig. 53). Ces données suggèrent donc des différences phénologiques intrinsèques dans les déterminants de l'activité et reflètent des affinités climatiques contrastées. Ainsi la Rainette ibérique est capable de maintenir une activité de reproduction à des températures plus basses que la Rainette méridionale.

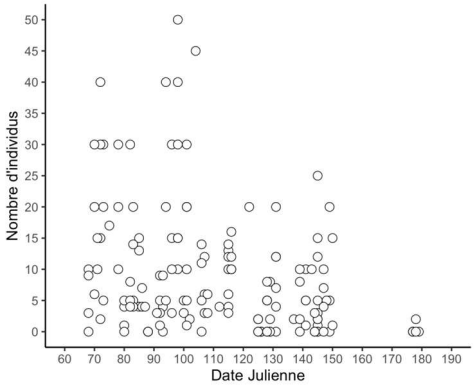


Fig. 52 Influence de la date sur les observations chez la Rainette ibérique entre 2017 et 2021.

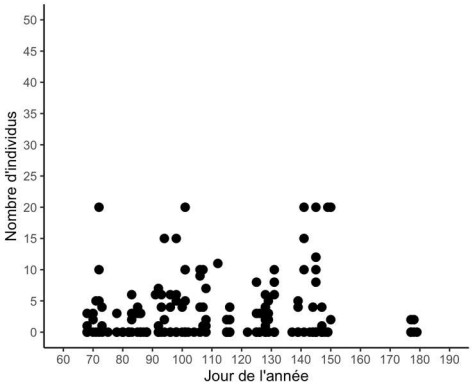


Fig. 53 Influence de la date sur les observations chez la Rainette méridionale entre 2017 et 2021.

Les conditions hygrométriques lors des visites ont une influence déterminante sur les comptages mais ces effets sont différents selon les deux espèces. Chez la Rainette ibérique, le nombre de contact est plus élevé quand l'hygrométrie ambiante est forte et donc quand l'air est moins desséchant (0). Cette influence n'est pas retrouvée chez la Rainette méridionale dont l'activité est moins dépendante des conditions hygrométriques (0).

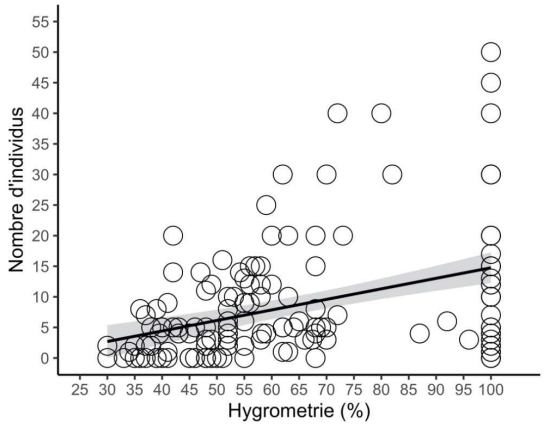


Fig. 54 Influence de l'hygrométrie sur les observations chez la Rainette ibérique entre 2017 et 2021.

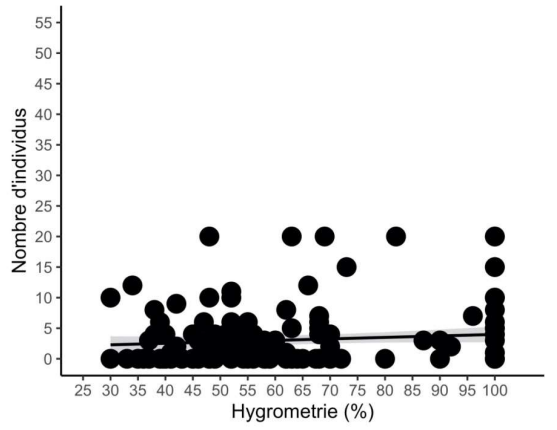


Fig. 55 Influence de l'hygrométrie sur les observations chez la Rainette méridionale entre 2017 et 2021.

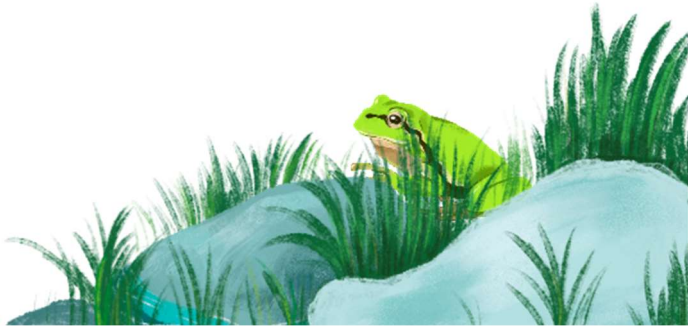
10.3.2 Résultats des suivis naturalistes 2022

- *Rainette ibérique*

L'année 2022 a été très perturbée niveau thermique et hydrique, à l'instar d'années particulièrement sèches telles que 2017, 2019 et 2021. Les observations ont été particulièrement faibles voir nulles sur certains sites. L'activité de la Rainette ibérique a été limitée du fait d'un début de saison chaud et sec en journée mais très froid la nuit (gelées nocturnes jusqu'en avril). Les mois suivants (mai et juin) ont connu un niveau hydrique et une humidité ambiante relative très basse et des températures estivales ne facilitant pas le comportement de chant, de reproduction et encore moins le développement de têtards dans le milieu aquatique.

Les résultats naturalistes 2022 vont être analysés plus finement durant l'hiver 2023 pour mettre en évidence l'impact sur l'activité de la Rainette ibérique de la succession de 2 années aussi marquées météorologiquement parlant.

L'analyse des enregistrements des SM4 va également être réalisée durant l'hiver 2023 afin d'établir des comparaisons entre les écoutes et les suivis naturalistes, mais aussi en recoupant les enregistrements avec les relevés températures et hygrométrie des sondes météorologiques présentes sur sites.



- *Rainette verte*

En Limousin, 2022 consiste en la 5ème année de suivi effective sur 2 sites présent en Corrèze (Bussac et Lescure) et la 4ème année de suivi pour le site des Paleines.

Cette année, les prospections ont commencé plus tard que les années précédentes en raison des nuits fraîches/gelées de début avril. Le premier passage a eu lieu le 26 et le 28 avril, le second passage le 30 et 31 mai et le dernier passage le 15 et 30 juin.

Les résultats des suivis sont décrits dans le tableau et le graphe suivant (Tab. XXXVII Nombre de mâles chanteurs par année et par site de suivi pour les deux espèces de rainettes.Fig. 56).

Tab. XXXVII Nombre de mâles chanteurs par année et par site de suivi pour les deux espèces de rainettes.

Site	Nb mc Rm 2018	Nb obs Rv 2018	Nb obs Rm 2019	Nb obs Rv 2019	Nb obs Rm 2020	Nb obs Rv 2020	Nb obs Rm 2021	Nb obs Rv 2021	Nb obs Rm 2022	Nb obs RV 2022
Bussac haut	0	13	0	4	0	128	0	13	0	21
Lescure	22	7	11	21	25	36	3	26	3	16
Les Paleines	–	–	0	110	0	110	0	111	0	31
TOTAL	**22**	**20**	**11**	**135**	**25**	**274**	**3**	**150**	**3**	**68**

Nb mc : Mâles chanteurs ; Rm : Rainette méridionale ; Rv : Rainette verte.

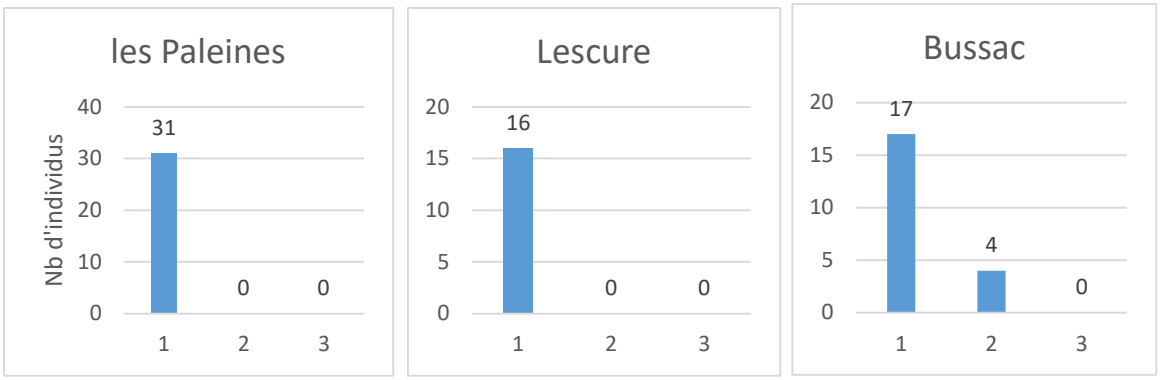
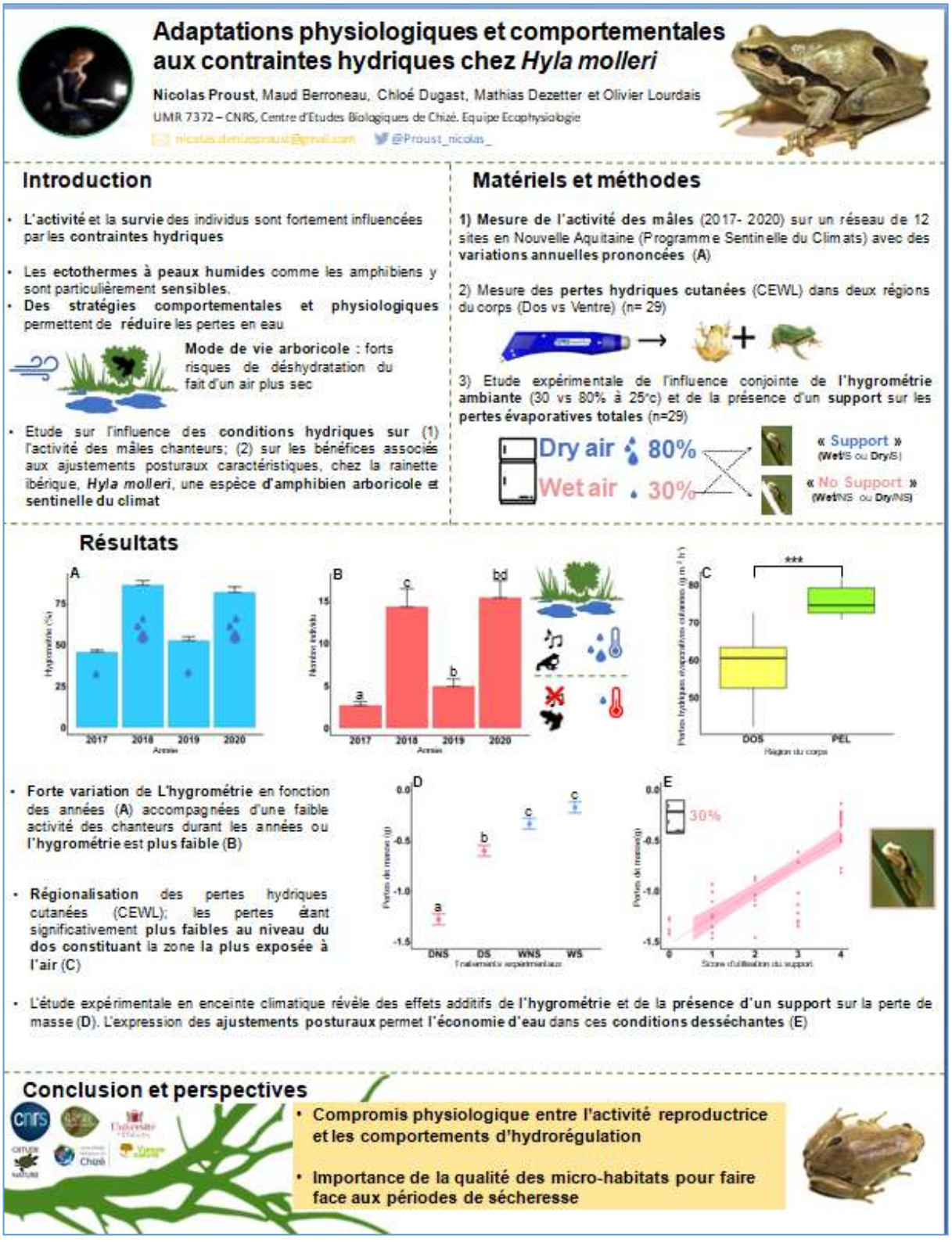


Fig. 56 Nombre de mâle chanteur de Rainette verte contactés par passage (en abscisse) en 2022.

Une dizaine de potentiels nouveaux sites ont été visités. Des démarches ont été lancées pour obtenir les contacts et les autorisations des propriétaires des sites les plus favorables pour les inclure dans le suivi.

10.3.3 Présentation des résultats 2016-2021 en colloque scientifique

Les résultats des études expérimentales réalisées jusqu'en 2021 ont fait l'objet d'une publication sous forme de poster au congrès de la Société Herpétologique de France en Octobre 2022.



10.4 Discussion

L'année 2022 a été une année encore plus marquée au niveau température et hygrométrie que l'année 2021, déjà particulièrement sèche. La saison d'activités 2022 a démarré avec des niveaux hydriques très bas.

L'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. Celle-ci a été très marquée de février à avril 2022. 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, 2014b).

L'analyse des indices d'observations par site et par session de comptage apportera des informations sur les changements de phénologie selon les conditions bioclimatiques évoluant au cours de la saison (haute température, perte hydrique du milieu, augmentation de l'ensoleillement). Nous attendons également cette concordance d'information via l'analyse des enregistreurs passifs SM4 posés en 2022.

En 2021, nos premières projections futures pour les deux espèces de Rainettes (verte et ibérique) permettaient de confirmer leurs sensibilités aux modifications climatiques extrêmement fortes et apporter un argument supplémentaire sur le besoin de conservation de ces espèces dans la région et même au-delà. Les refuges climatiques se limitent pour la Rainette verte dans le Limousin (notamment dans les Combrailles limousines) et en Deux-Sèvres dans le bocage bressuirais, alors que pour la Rainette ibérique, ces refuges sont très limités et localisés par exemple à des zones littorales ainsi qu'au piémont pyrénéen (Béarn).

Malheureusement durant l'été 2022, la France a été le théâtre d'incendies de très grande ampleur, ravageant plus de 25 000 hectares de forêts rien qu'en Gironde. Pour ce département de Nouvelle-Aquitaine, les secteurs de La Teste-de-Buch et de Landiras/Hostens ont été au cœur de cette catastrophe. Trois grands incendies ont ainsi été répertoriés et nommés (Fig. 57) :

A- La Teste – concerne en majeure partie une forêt domaniale (gestion ONF)
B- Landiras I – concerne principalement des propriétés privées d'exploitants de pins
C- Landiras II – concerne de grands ENS (Hostens / St Magne) gérés par le CD33, forêts de pins et forêts mixtes de feuillus

La combinaison sécheresse et canicule de 2022 en Nouvelle-Aquitaine a favorisé la prise rapide et la propagation large des feux. De plus, la composition du sol (tourbe essentiellement) aux abords des lagunes entretient le feu en profondeur et sur la durée.



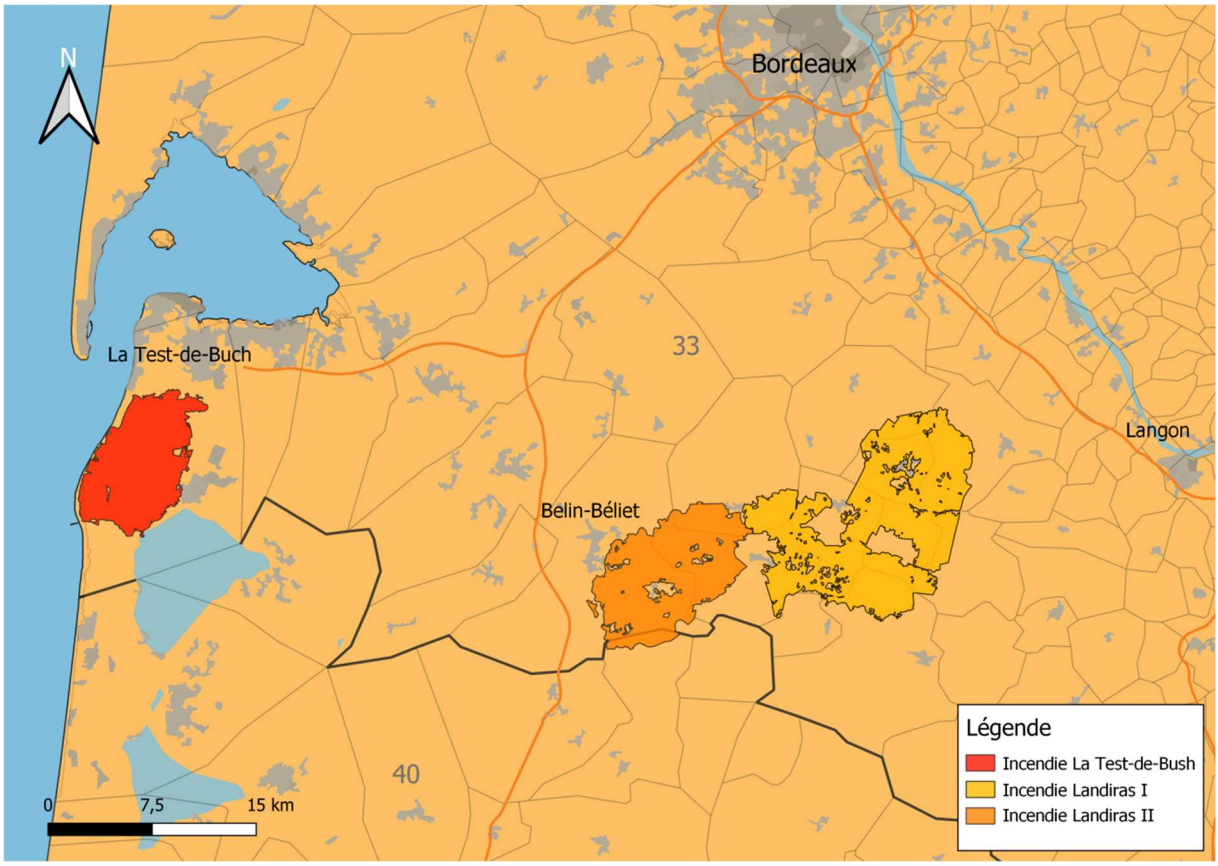


Fig. 57 Localisation et emprise des feux de l'été 2022 en Gironde.
(source : Copernicus 22/07/22 et 11/08/22 ; © Cistude Nature)

Les incendies Landiras I et II ont concernés plusieurs sites de suivis Sentinelles notamment des sites de suivi de la Rainette ibérique (cf. Fig 8).

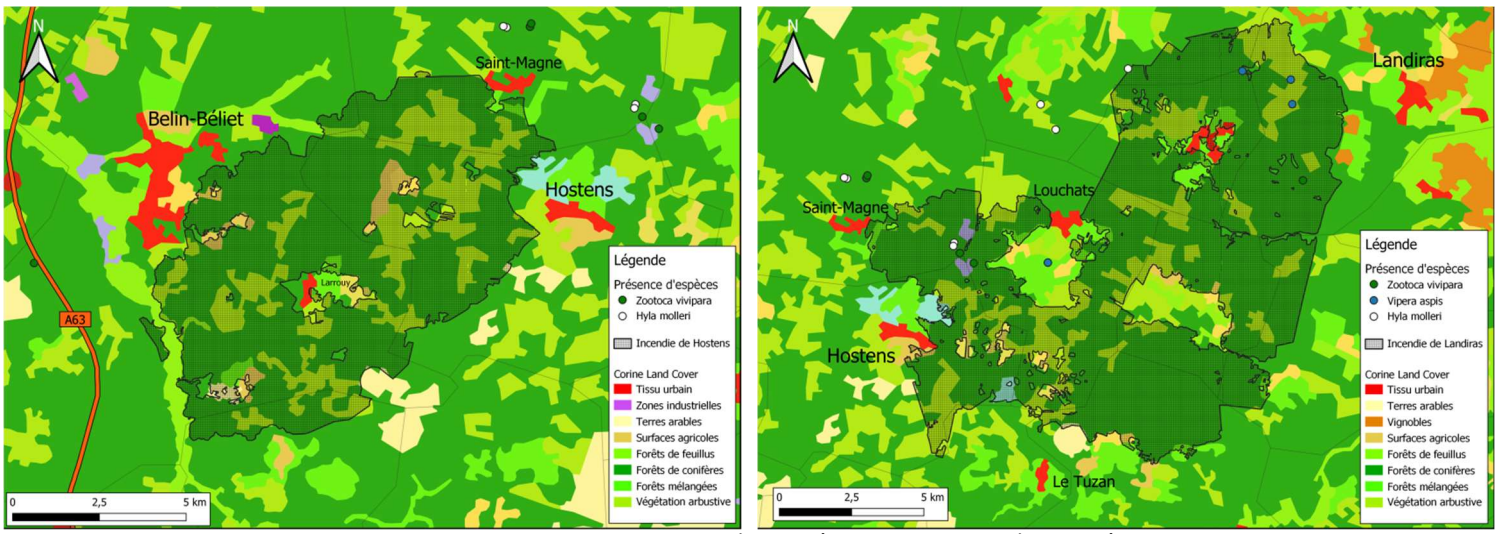
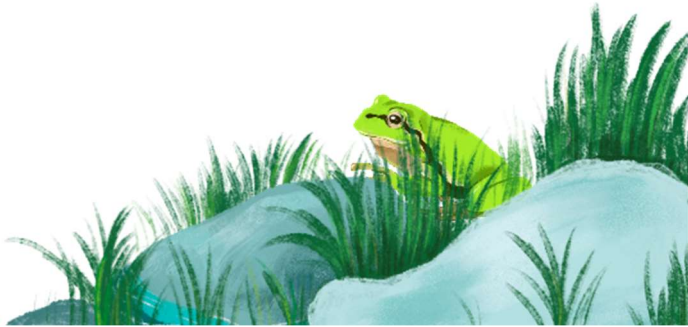


Fig. 58 Superposition de l'emprise des feux « Landiras I » (à droite) et « Landiras II » (à gauche) avec la couche Corine Land Cover distinguant notamment forêts de feuillus et forêts de conifères, ainsi que la couche de données de présence de 3 espèces à mobilité réduite étudiées dans sentinelles du climat.



Une étude spécifique de l'impact de ces feux va être réalisée ces prochains mois. Mais les premiers constats effectués à l'automne 2022 laissent à penser que les populations à mobilité réduite comme la Rainette ibérique et dépendant fortement d'un micro-climat thermique et hydrique spécifique sont largement impactées.

10.5 Conclusion

Les résultats des suivis naturalistes montrent une fluctuation interannuelle de l'activité/détectabilité des rainettes liée aux conditions météorologiques et d'assèchement des zones humides.

L'importance des zones humides pour la persistance de la Rainette ibérique est un des résultats majeurs de ce travail qui ouvre des perspectives très importantes pour la gestion conservatoire de ces milieux comme lutte active contre la disparition de cette espèce de la Nouvelle-Aquitaine. Ce travail ouvre des pistes de stratégies régionales de conservation en mettant en lumière des actions/priorités différentes suivant les contextes géographiques.

Les études écophysiologiques précédentes au CEBC ont apporté un éclairage important sur la spécialisation écologique de la Rainette ibérique et de la Rainette verte. Nos résultats ont notamment montré une sensibilité à la déshydratation plus élevée chez ces deux espèces en comparaison avec la Rainette méridionale et où la Rainette ibérique est intermédiaire aux deux autres. Le rôle du comportement est aussi clairement souligné et notamment des mécanismes d'économie de l'eau qui permettent de tamponner les effets des conditions asséchantes. Cette approche mécaniste est indispensable pour une meilleure compréhension de la dynamique des 3 espèces dans la région.

L'année 2022 a été le théâtre de ce qu'une accumulation de phénomènes climatiques peuvent induire sur les populations à mobilité réduite. Sécheresses hivernales, amplitudes thermiques jour/nuit marquées, canicules dès le printemps, puis incendies ravageurs sont autant d'expressions du dérèglement climatique qui impactent le cycle de vie de ces espèces Sentinelles, voir font disparaitre des populations entières.

Le suivi post-incendies nmais aussi les suivis de chacun de ces phénomènes sont nécessaires pour comprendre la résilience possible, anticiper l'avenir, voir compenser les pertes.



Chapitre 11. Grenouille des Pyrénées, *Rana pyrenaica*

Auteurs : *Matthieu Berroneau*

11.1 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, 2014a ; BERRONEAU, 2014b).

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).



11.2 Suivi de la reproduction de la Grenouille des Pyrénées sur ses sites de présence

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*.

Le protocole complet de suivi de la Grenouille des Pyrénées est détaillé dans BERRONEAU (2021a).

Pour rappel, 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'Esterençuby, de Lecumberry et de Larrau, et deux en vallée d'Aspe (Fig. 59), soit l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce.

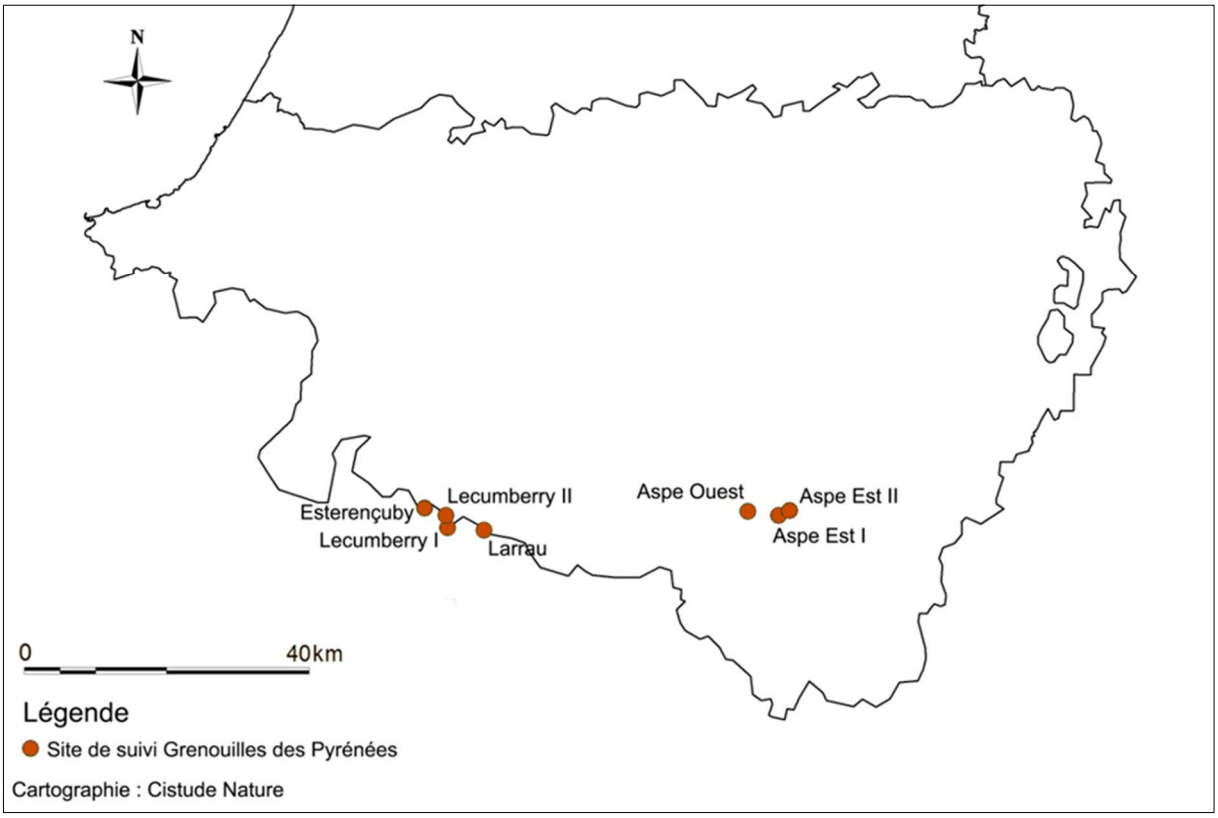


Fig. 59 Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi de la Grenouille des Pyrénées.

Certains secteurs, à la demande du Conseil Scientifique, ont été légèrement étendus, dans le but de confirmer d'éventuelles extensions d'aire de présence (BERRONEAU *et al.*, 2017). 7 sites (5 jusqu'à 2006) sont donc suivis.

Le protocole de suivi est basé sur un comptage répété des têtards de Grenouille des Pyrénées au sein des différents sites. Sur chaque site, des placettes de 5 x 5 m sont réparties aléatoirement. Le nombre de placettes dépend de la longueur du tronçon de torrent concerné par le suivi (Tab. XXXVIII).

Tab. XXXVIII Caractéristiques des transects étudiés dans le cadre du suivi Grenouille des Pyrénées.

Dénomination du site	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Nbre placettes
Esterençuby	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

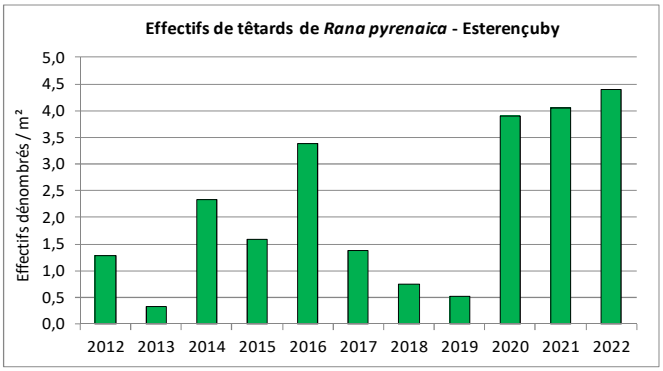
- ***Analyses et statistiques***

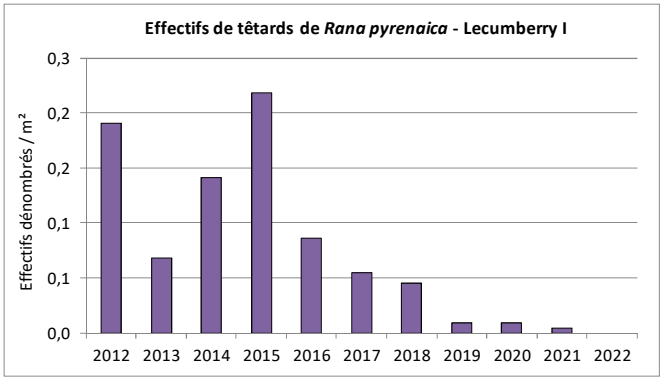
Les données seront analysées par modèle N-mélange, à l'aide du logiciel R et du package unmarked. Cette méthode, sur la base d'un échantillonnage répété dans le temps (nombre de passages) et dans l'espace (nombre de placettes), propose une estimation du nombre de têtards par site, en fournissant une abondance estimée et une probabilité de détection. Le détail des analyses est rapporté dans BERRONEAU *et al.* (2015).

11.3 Résultats et discussion

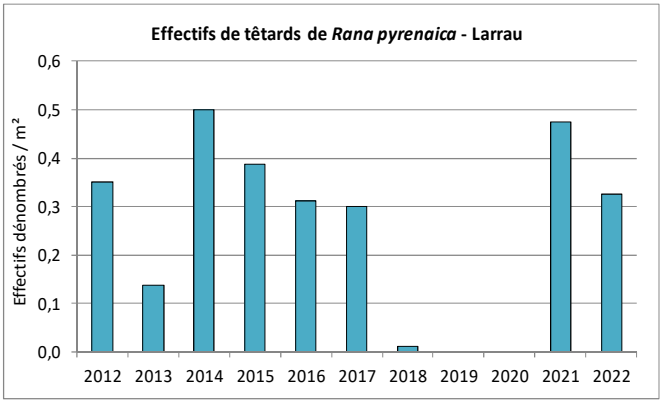
11.3.1 Changements dans l'abondance

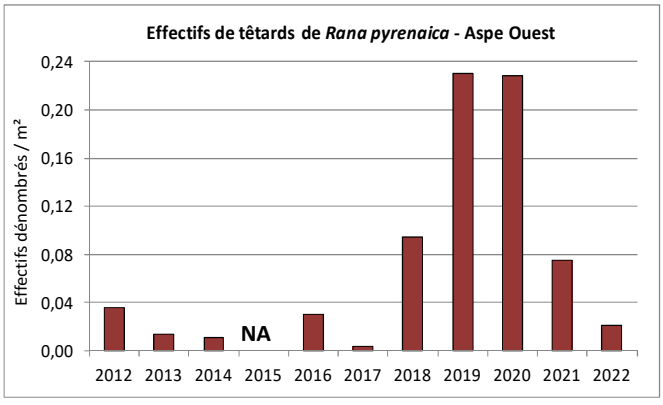
Depuis 2012, un indice d'abondance des têtards est calculé pour chaque saison de reproduction. Celui-ci est alors comparable d'année en année pour chaque site. La Fig. 60 restitue ces estimations, par année et par site.

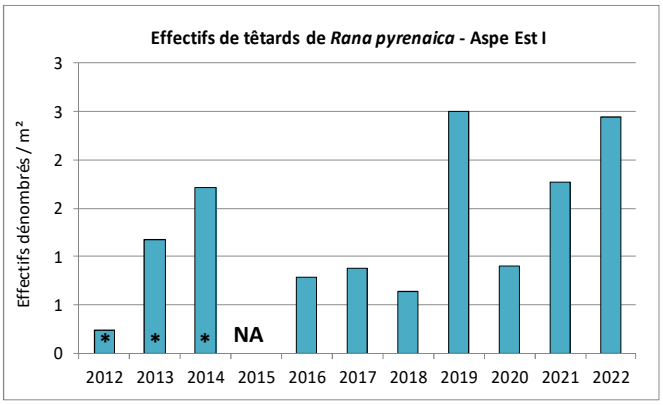




A noter : les sites « Lecumberry II » et le site « Aspe Est II » ne sont suivis que depuis 2017. Comme depuis 2017, aucune reproduction n'a été observée sur le site Lecumberry II.







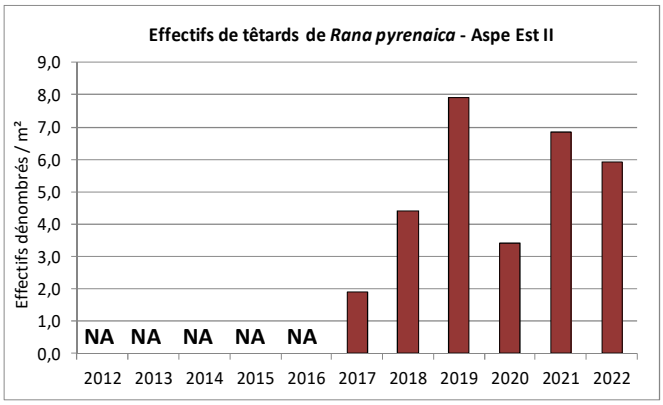


Fig. 60 Evolution des effectifs des têtards sur les sept sites suivis, années 2012 à 2022 (effectifs maximums rapportés au m²). *NA : non compté. - * : modification du nombre de placettes*

Depuis 2012, les résultats de comptage sont toujours extrêmement contrastés d'un site à l'autre. Le constat inquiétant de la baisse de la reproduction dans le secteur de la forêt d'Iraty se confirme :la reproduction est nulle ou quasi nulle sur Lecumberry depuis 2019, et peu importante sur Larrau, même si elle a repris en 2022. A l'inverse, la reproduction se maintient toujours à un niveau élevé sur le site d'Esterençuby.

En vallée d'Aspe, la reproduction a été quasi nulle sur le site ouest, et très importante sur le site Est.

Nous avons donc deux sites d'intérêt majeurs avec des niveaux de reproduction élevés, à protéger en priorité, que sont les sites d'Esterençuby et d'Aspe Est, et trois sites où la situation de l'espèce semble délicate voire critique, que sont les sites de Lecumberry, Larrau et Aspe Ouest. Rappelons que ces sites sont les uniques lieux de reproduction identifiés de l'espèce en France.

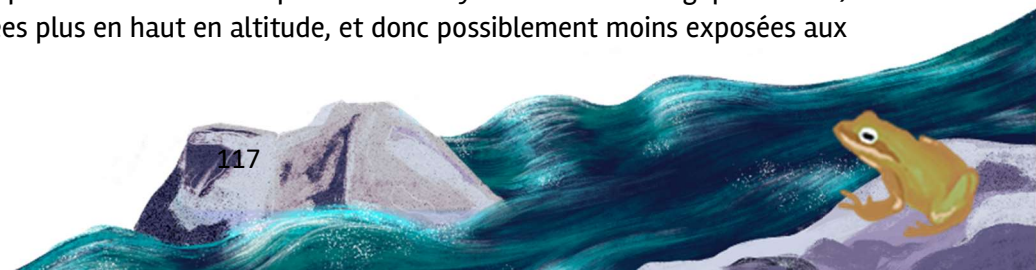
11.3.2 Influence des phénomènes des paramètres climatiques sur la reproduction

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. XXXIX, Fig. 61).

Tab. XXXIX Tableau récapitulatif des valeurs météorologiques annuelles.

Année		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Densités de têtards au m²	Esterençuby	26	7	47	32	68	27	15	10	78	81	88
	Lecumberry I	4	1	3	4	2	1	1	0	0	0	0
	Larrau	7	3	10	8	6	6	0	0	0	0	7
	Aspe Ouest	1	0	0	NA	1	0	2	5	5	10	0
	Aspe Est I	5	24	34	NA	16	18	13	50	18	35	49
	Aspe Est II	NA	NA	NA	NA	NA	38	88	159	68	137	119
Crues printanières (Précipitation Max entre Avril et Juin à Pau - mm)		28	49	36	45	23	32	91	23	70	21	26
Chute de neige (total précipitation entre nov. Et février - mm)		345	625	671	556	448	289	531	349	557	451	430
Douceur printanière (moyenne des T° max entre mars et juillet)		21	20	21	22	20	22	21	21	22	21	23
Ensoleillement printanier (durée d'ensoleillement entre mars et juillet - h)		970	886	948	935	837	1022	837	1036	961	954	970
Froid hivernal (moyenne des T° mini entre novembre et février)		3	3	4	4	5	3	3	4	5	5	4
Froid au printemps (moyenne des T° mini entre mars et juillet)		10	10	11	11	11	11	11	10	11	10	12
Température minimale au printemps (T°mini enregistrée entre mars et juillet)		-1	-2	1	-1	0	1	-3	0	1	-2	-2
Canicules (somme des tp. max. sur trois mois consécutifs)		105	100	98	107	108	104	99	107	110	99	116

A l'heure actuelle, les **fortes variations annuelles et les contrastes inter-sites rendent difficile une mise en corrélation des facteurs climatiques et des tendances de reproduction**. Si chaque station réagit différemment, il est à noter que la reproduction au sein des ruisseaux d'Iraty semble moins affectée par les phénomènes de crues printanières. Il y a une certaine logique en cela, les stations d'Iraty étant situées plus en haut en altitude, et donc possiblement moins exposées aux



dévalaisons de fond de vallée. Si nous comparons chaque site indépendamment, la hausse des températures moyennes au printemps et en hiver semble corrélés positivement au site d'Esterençuby, mais négativement aux sites de Larrau et Lecumberry.

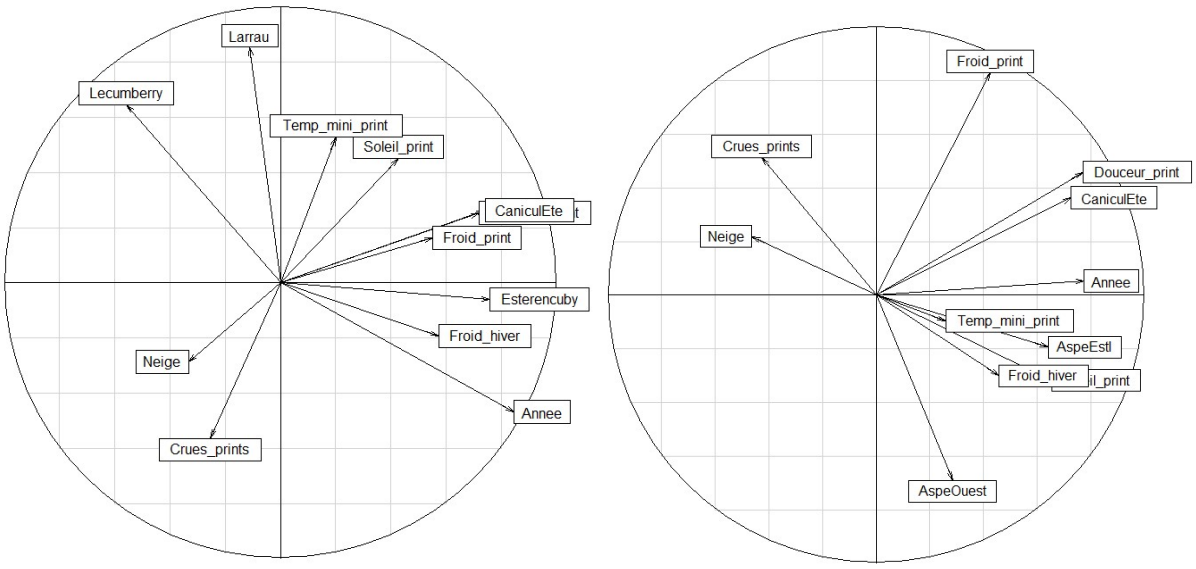


Fig. 61 Analyse par Composantes Principales pour les sites de la forêt d'Iraty (à gauche) et la vallée d'Aspe (à droite) sur la base des résultats des années 2012 à 2022.

A l'inverse, les stations de la vallée d'Aspe semblent principalement corrélées **négativement par les crues printanières** qui entrainent des phénomènes de « lessivage » (envoi vers l'aval des têtards emportés par le courant) (Fig. 62). Rappelons que les stations de la vallée d'Aspe sont situées 300 m plus bas en altitude.

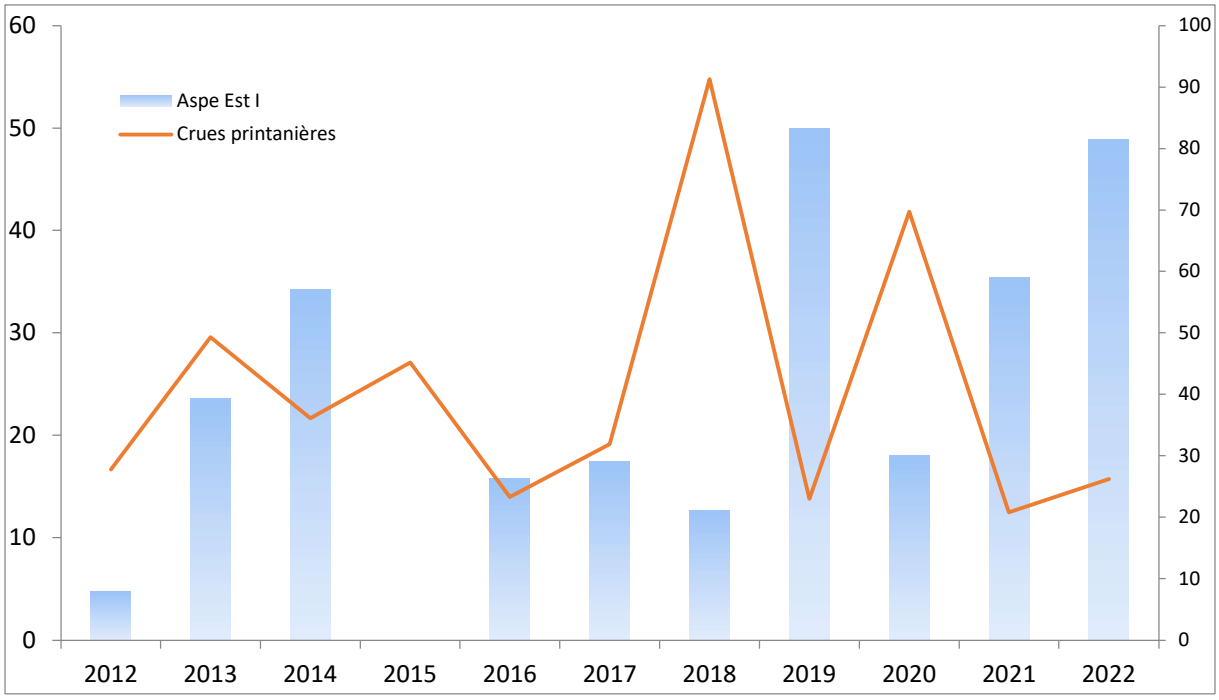


Fig. 62 Réussite de la reproduction en Aspe Est et crues printanières ; les pics de pluviométrie, année 2018 et 2020 correspondent à deux « mauvaises » années en termes de reproduction.

11.4 Conclusion

Sur le vaste territoire de la Nouvelle-Aquitaine, la Grenouille des Pyrénées subsiste en moins de 5 « noyaux » isolés les uns des autres et constitués actuellement d'une mosaïque de tâches d'habitats (ouverts et fermés) caractérisés par des gradients marqués en termes de thermie. Comme l'indiquent les suivis naturalistes et les expériences d'écophysiologie *in situ* relatées dans ce rapport et dans les rapports des années précédentes, la thermie des eaux est un élément crucial conditionnant la survie locale des populations. La survie des adultes serait conditionnée par le maintien d'une diversité d'habitats offrant la part belle aux surfaces boisées et d'une connectivité maximale entre tâches d'habitats. Par ailleurs, les modélisations corrélatives établies à partir de la niche thermique estimée des adultes proposent des projections futures faisant état d'une diminution aggravée de la répartition (voir détails dans D'Amico *et al.* (2020), notamment la Figure 21).

L'influence négative des hivers chauds (durant lesquels apparaissent maintenant des « canicules » précoces « hivernales », D'Amico *et al.* (2021)) et des crues printanières semblent confirmer l'impact négatif du changement du climat sur les populations de Grenouille des Pyrénées, illustré par la baisse des effectifs observés sur certains sites. Cet impact s'ajoute aux menaces anthropiques qui pèsent sur l'espèce :

- Pratiques forestières et touristiques inadaptées pouvant avoir de lourdes conséquences sur certaines populations.
- Introduction massive de poissons (salmonidés à vocation piscicole) (sans aucun doute la cause majeure de disparition des populations de Grenouille des Pyrénées et des espèces associées – Calotriton des Pyrénées notamment). Toutes introductions piscicoles doivent aujourd'hui être impérativement stoppées dans les Pyrénées, sous peine de poursuivre l'extinction progressive des populations d'amphibiens autochtones.

Les différentes menaces pèsent de façon distincte sur chaque station. La station Aspe Ouest est facile d'accès et très fréquentée, notamment par les adeptes du canyoning. Elle est également très exposée aux crues printanières. La station Aspe Est est plus isolée, moins fréquentée et, en l'état, relativement préservée.

Sur Iraty, la station de Larrau a subi un important impact suite à des pratiques forestières inadaptées. Elle semble s'en relever progressivement depuis 2021 mais reste particulièrement fragile.

La station de Leccumberry est la plus inquiétante. Les effectifs y sont en baisse constante depuis 2015 et l'espèce y est probablement au bord de l'extinction. Les causes sont évidentes : présence de truites et d'écrevisses signal qui remontent le torrent depuis le barrage d'Irabia, et débit printanier du ruisseau de plus en plus réduit suites aux sécheresses répétées.

C'est la station d'Esterençuby qui présente sans aucun doute la plus belle population (dynamique de reproduction importante, nombreux adultes), mais elle reste très exposée sur le moyen terme (accès aisé et tourisme important).

Les perspectives de conservation/gestion doivent prendre en compte le problème de l'isolement et de l'extrême fragilité de chaque population. Une première étape est la proposition d'une mise en protection totale (par Arrêté de Protection de Biotope ?) des principales stations de reproduction de l'espèce (Vallée d'Aspe, station d'Esterençuby).



Par ailleurs, les mesures de translocation doivent être sérieusement envisagées dans un futur proche. L'idée générale est la suivante :

- Les stations de Grenouille des Pyrénées sont rares et isolées, ce qui rend la survie de l'espèce sur notre territoire extrêmement précaire. La disparition de deux stations de reproduction reviendrait ainsi à la disparition… d'un tiers de la population française de l'espèce. Or, sur le long terme, un accident de pollution, d'introduction de poissons ou de tout autre espèce exotique, l'émergence d'une maladie, ou des conditions climatiques locales défavorables causant la disparition d'une population est probable. C'est même possiblement en cours sur la station de Lecumberry.
- De très nombreux ruisseaux des Pyrénées-Atlantiques ont été prospectés et nombre d'entre eux semblent tout à fait favorables à l'accueil de populations de Grenouille des Pyrénées. L'espèce y était peut-être historiquement présente mais a disparu suite à un accident ponctuel (cf. exemple ci-dessus), ou, tout simplement, n'a jamais colonisé ces ruisseaux du fait d'isolement géographique. Des translocations d'individus selon les méthodes recommandées pourraient permettre l'installation de l'espèce, et ainsi la création de nouvelles populations.
- En cas de réussite, ces nouvelles populations augmenteraient mécaniquement le nombre de stations de présence et le nombre total d'individus, et donc les chances d'adaptation au changement climatique global, avec une meilleure résilience de l'espèce.

Partie IV. Les reptiles



Chapitre 12. Suivi du Lézard ocellé, *Timon lepidus,* en milieu dunaire

Auteurs : *Xavier Gautron,* ***Contributeurs :*** *Maud Berroneau, Grégory Soulet, Guillaume Chica, Martin Sevin*

12.1 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 (ARAUJO *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 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,
- mouvements de populations,
- modification des rythmes d'activité selon les caractéristiques écophysiologiques thermiques.

12.2 Matériel et méthodes

Le protocole de suivi du Lézard ocellé sur le littoral aquitain est détaillé dans BERRONEAU MAUD (2021).

12.2.1 Sites de suivi

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) (Fig. 63). Dans ce chapitre, le terme « site » équivaut à une « placette ».



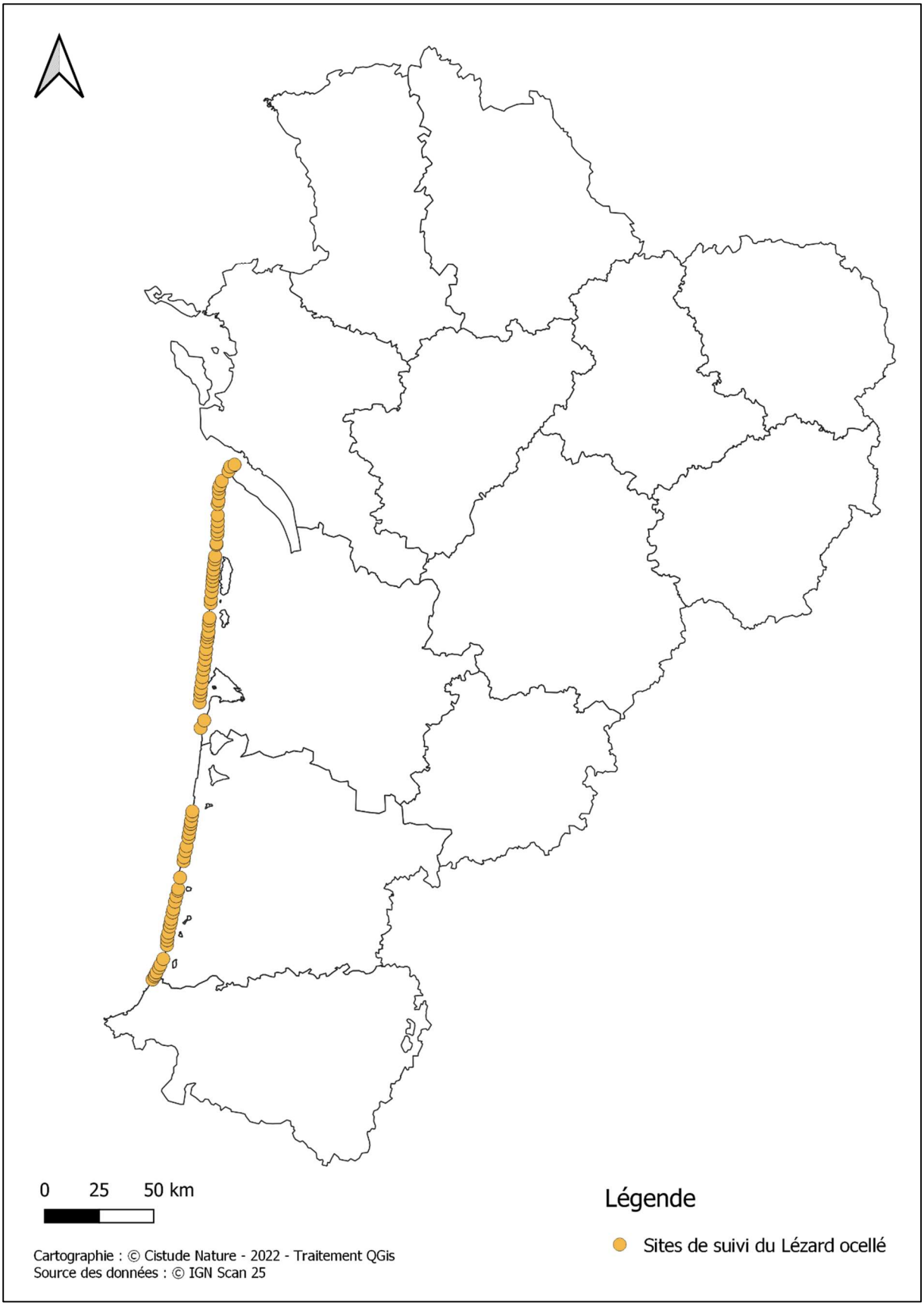


Fig. 63 Situation géographique des sites d'études pour le suivi Lézard ocellé en milieu littoral dunaire.

12.2.2 Matériel biologique

Le Lézard ocellé est un des plus grands lézards d'Europe, mesurant de 40 à 60 centimètres de la tête au bout de la queue et de 14 à 20 centimètres du museau au cloaque. Il arbore une robe jaune verdâtre, voire noirâtre, avec des ocelles bleus sur les flancs (BERRONEAU, 2015). Le dimorphisme sexuel est marqué, les mâles sont plus grands et leur tête est plus imposante (Fig. 64).



Fig. 64 Lézard ocellé femelle (A), mâle (B), sub-adulte (C), mâle dans son abris (D). Notons facilement le dimorphisme sexuel au niveau de la tête. © Xavier Gautron

12.2.3 Suivi sur le long terme des effets du changement climatique sur les populations

- ***Analyse géographique des noyaux de populations***

Les noyaux de population sont identifiés en calculant l'indice d'observation qui correspond à la somme des contacts directs et indirects divisée par le nombre de passages. Cet indice est calculé annuellement pour chaque placette.

- ***Analyse des taux d'occupation, de détection, de colonisation et d'occupation***

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.

Les modèles unisaison et multisaison de 2022 sont réalisés en prenant en compte :

- Des covariables d'échantillonnage : le passage, le vent, la nébulosité, la température et l'humidité de l'air.

- Des covariables de sites : le recouvrement en sable, béton, branchage et les différentes strates végétatives ; le nombre de gites potentiels (terriers de lapins, pins halomorphosés, structures en béton) et une covariable globale du nombre de gites potentiels.

Pour la modélisation multisaison, l'humidité de l'air a été intégrée après l'analyse des stations météo. Les covariables de site sont une moyenne de celles obtenues en 2021 et 2022.

Afin de simplifier les analyses, 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 (> 0,05) indique que le modèle est ajusté et un C-hat proche de 1 indique qu'il n'y a pas de surdispersion des données et que le modèle est bel et bien ajusté. Pour l'analyse unisaison, le meilleur modèle est utilisé pour quantifier l'indices d'occupation (psi) et de détection (p). Les probabilités d'occupation et de détection de 2022 sont comparées avec celles des années précédentes, construites selon la même méthode. Pour l'analyse multisaison, le meilleur modèle est utilisé pour estimer les indices de colonisation (g) et d'extinction (e).

En 2022, les résultats de 2017 à 2021 ont été réanalysés grâce au logiciel RStudio, pour les modèles unisaison et multisaison. Ce travail a permis d'uniformiser les méthodes d'analyses, afin de limiter les erreurs et également d'intégrer des données manquantes lors des premières années de suivis : 2017 et 2018.

12.2.4 Suivi sur le long terme des effets du changement climatique sur le climat du littoral atlantique

Afin d'étudier de manière précise l'impact du changement climatique sur les dunes littorales d'Aquitaine, 21 stations météorologiques de modèle « hobo » ont été mises en place le long du littoral, 16 à une hauteur de 130 cm et 5 à 30 cm. Les stations enregistrent la température, l'humidité relative et le point de rosée toutes les heures. Les stations météorologiques ont été posées entre le 24 novembre 2016 et le 26 juin 2017 pour celles à 130 cm, et entre le 24 avril 2018 et le 23 juillet 2018 pour celles à 30 cm. Les données météo sont récupérées chaque année lors du premier et du dernier passage du suivi de *T.lepidus*.

En 2022, des analyses ont été menées sur les stations météo. Dans un premier temps, estimer la proportion de valeurs manquantes était primordial. En effet, suite à des pannes de matériel, des vols ou des conditions extrêmes, il arrive que des données manquent, ce qui constitue un frein dans le suivi météorologique. Il convient donc d'estimer cette proportion pour apporter une réflexion sur le suivi météorologique et les analyses qui en découlent.

En parallèle, la variation de la température entre les sondes à 130 cm et 30 cm a été analysée. Les stations à 30 cm ayant été mises en place en 2018, l'année 2017 n'a pas été incluse dans l'analyse. Cette analyse a pu être réalisée sur une seule station (LO_33_38), la proportion de valeurs manquantes étant trop importante pour effectuer une comparaison avec d'autres stations.

Pour étudier l'impact du réchauffement climatique sur le Lézard ocellé, les données météorologiques sont essentielles. En effet, le Lézard ocellé est ectotherme et son activité dépend du climat de son environnement. Une analyse a été réalisée en comparant le rapport entre le nombre d'heures où la température est favorable et le nombre d'heures disponibles sur la période d'activité du Lézard ocellé, en fonction de l'année et du lieu. La température favorable correspond à l'amplitude thermique de cette espèce située entre 15 et 28°C (HUGON, 2021). La période disponible représente la

période d'activité étendue du Lézard ocellé, soit de mars à octobre, uniquement le jour. La proportion de valeurs manquantes contraint l'analyse à être réalisée uniquement sur six stations. Cependant, ces stations sont bien réparties le long du littoral (Tarnos – Vielle-Saint-Girons – Saint-Julien-en-Born – Lacanau – Carcans – Vendays-Montalivet). L'activité du Lézard ocellé ne dépend pas uniquement de la température. L'humidité et la disponibilité en micro-habitats sont des caractéristiques à prendre en compte. Cependant, seules les données de température ont pu être exploitées dans cette comparaison.

12.3 Résultat

12.3.1 Évolution de l'occupation et des noyaux de population

- *Observations directes des modifications d'habitats et de structure des placettes*

En premier lieu, il convient de faire état des déplacements de placettes survenus au cours du suivi (2017-2022).

Afin de répondre aux objectifs du suivi, il est important que l'habitat reste favorable chaque année. Cependant, le milieu dunaire est instable, il est nécessaire de déplacer les placettes de quelques mètres lorsque celles-ci se trouvaient modifiées drastiquement d'une année à l'autre (Fig. 65). La suppression d'une placette est aussi envisageable si l'habitat original a disparu sur une distance importante autour du centroïde de la placette.

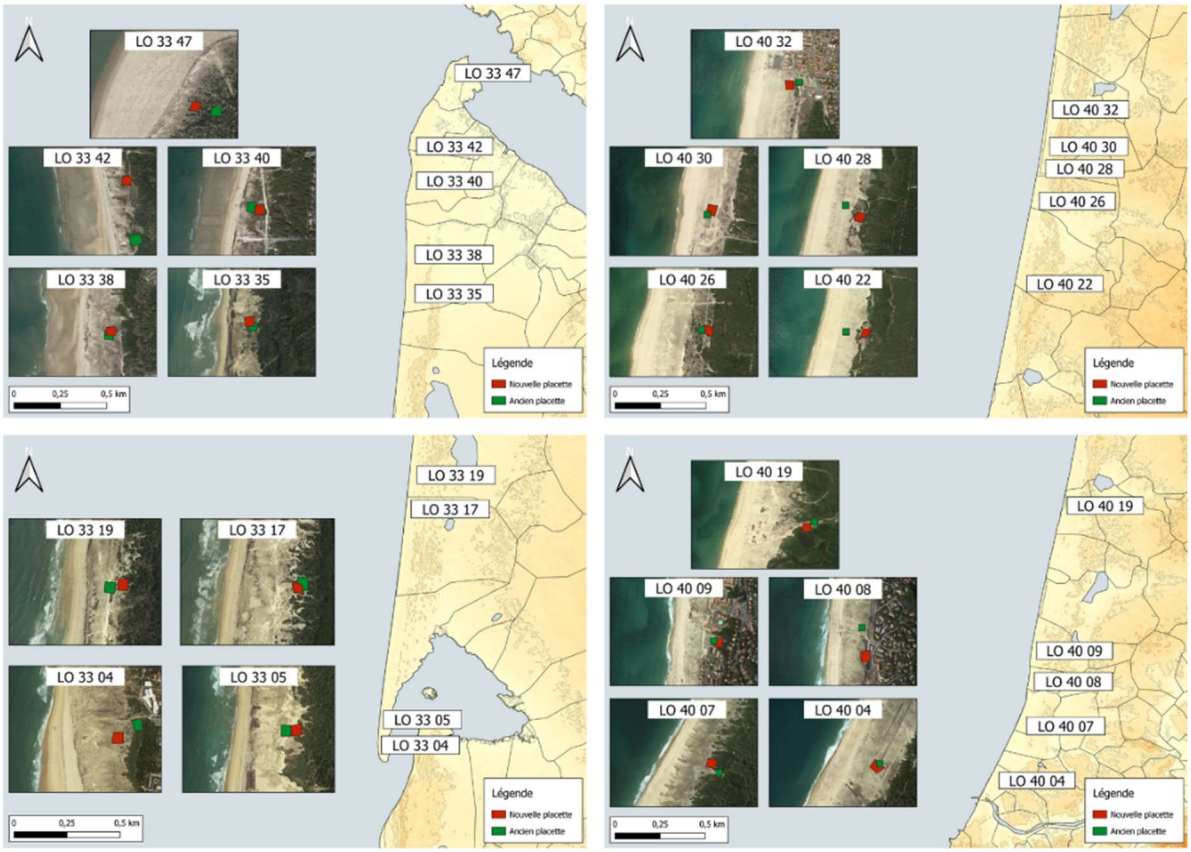


Fig. 65 Carte des modifications des placettes intervenues durant le suivi Lézard ocellé.

En 2018, 17 placettes ont été déplacées, en raison de la connaissance acquise sur le terrain en 2017. Depuis 2020, aucune placette n'a été déplacée, mais l'érosion du trait de côte suite à des phénomènes de tempêtes a pu encore être constatée. Certaines placettes se retrouvent désormais en bordure de falaise, laissant imaginer une disparition prochaine ou du moins, un rognage imminent. Le cas d'une placette à Soulac-sur-Mer est particulièrement préoccupant (Fig. 66 et Fig. 67).



Fig. 66 Photo du recul du trait de côte à Soulac-sur-Mer. Le carré rouge représente la placette LO_33_43 du suivi Lézard ocellé. © Matthieu Berroneau

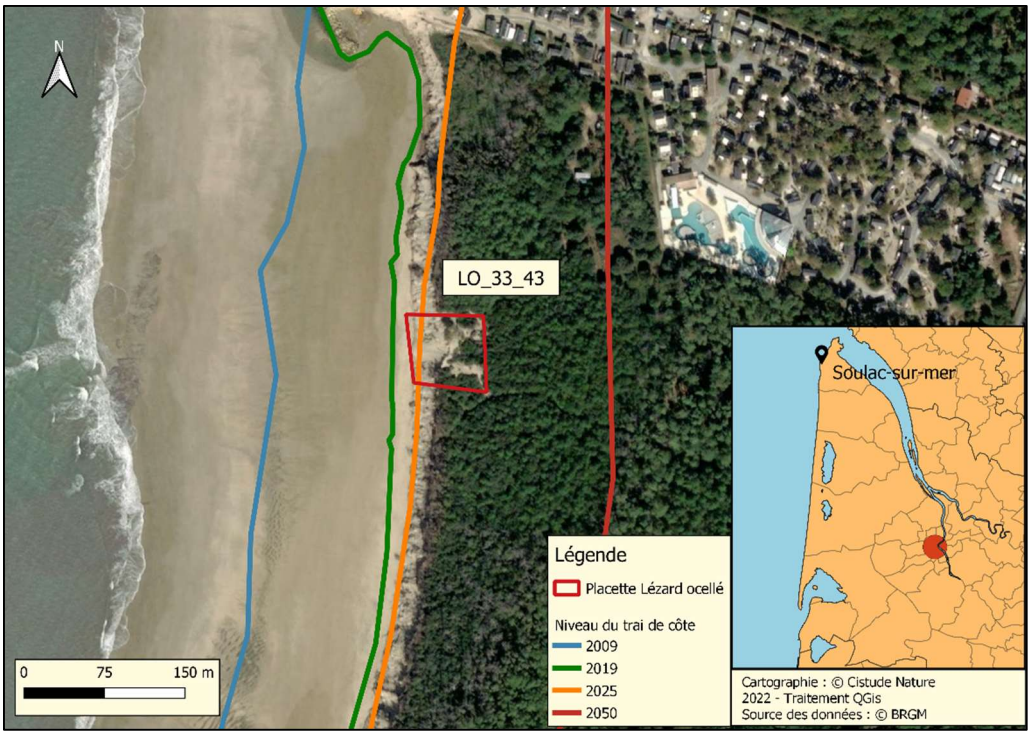


Fig. 67 Carte de l'évolution du trait de côte en Gironde.

- *Répartition des noyaux de population*

Les six années d'observation (2017 à 2022) permettent d'apporter un état de référence sur la situation du Lézard ocellé sur le littoral aquitain (Fig. 68). 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.

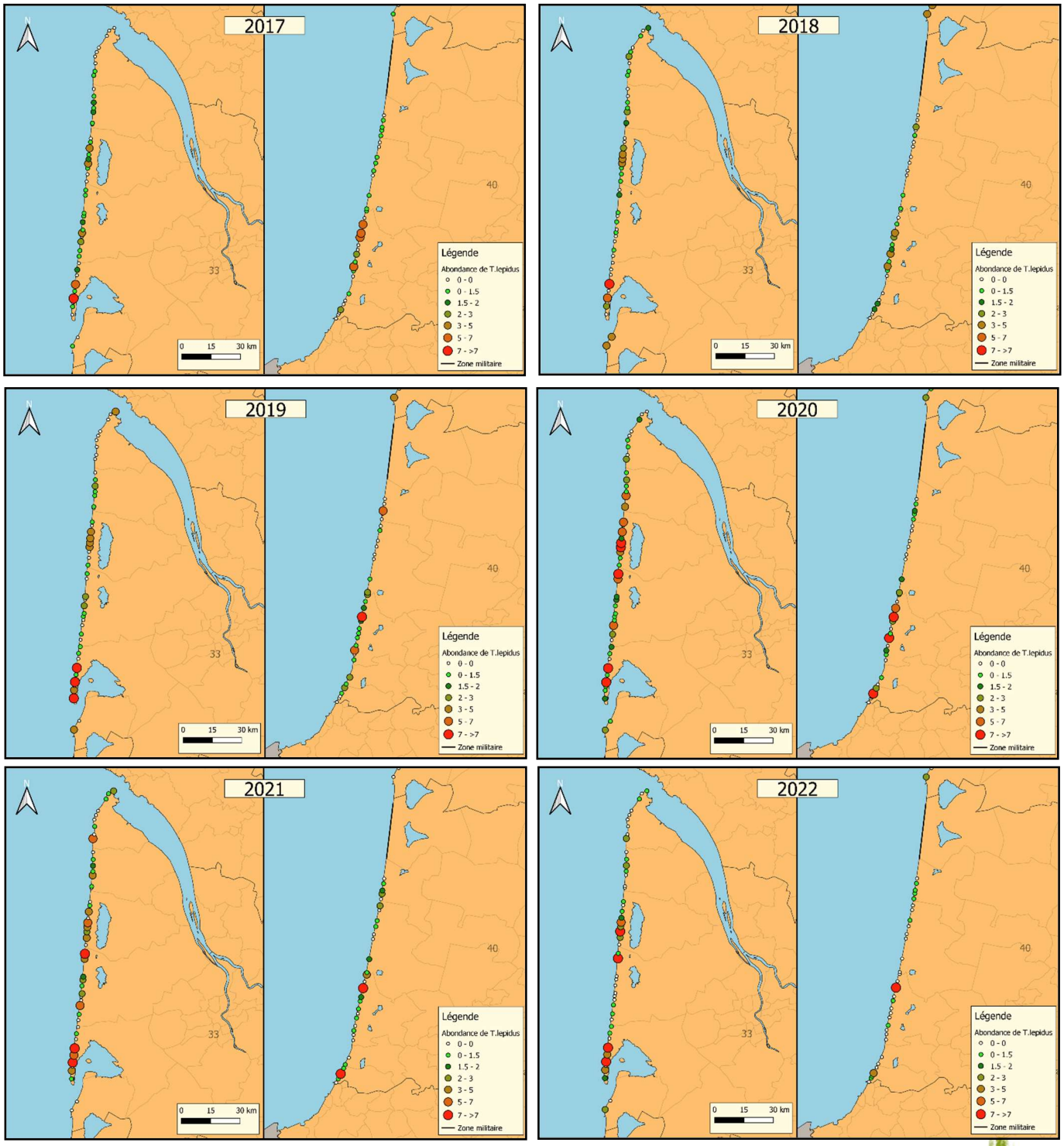


Fig. 68 Comparaison interannuelle des indices d'observation du Lézard ocellé en milieu dunaire, girondine (gauche), landaise (droite), entre 2017-2022.

À ce jour, il est possible de comparer les indices d'observations obtenus sur les 79 placettes de suivi du Lézard ocellé en milieu dunaire entre 2017 et 2022. Il est ainsi possible de visualiser la dynamique des noyaux d'abondance depuis 2017 sur les deux départements aquitains (Fig. 68). Cela permet d'avoir une vision rapide des secteurs avec de forte observations ainsi que de la variation interannuelle.

En Gironde, on constate que les noyaux phares, détectés en 2017, ne se sont pas déplacés au cours des 6 années. Cependant, en 2022, une diminution de l'indice d'observation au nord du département et entre le bassin d'Arcachon et Lacanau est constatée. Dans les Landes, on constate une forte diminution au sud du département, notamment sur le secteur de Soustons. Cette zone est considérée comme un noyau de forte population depuis 2017. Le nombre d'observations au nord des Landes reste très faible depuis 2017. Aucune observation n'a été réalisée sur les communes de Lit-et-Mix et Contis-les-bains, ce qui montre une discontinuité entre les populations nord et sud.

Pour résumer, les noyaux essentiels le long du littoral aquitain sont situés au Cap ferret (33), à Carcans/Hourtin (33) et à Tarnos (40). Ils ne semblent pas s'être déplacés depuis 2017. Le noyau de Soustons (40) est en forte régression. Les futures années de suivi détermineront si cette diminution est due à des conditions de détection défavorable ou à une extinction locale.

Les moyennes d'indices d'observation montrent que sur les 6 années, les indices directs et indirects ont augmenté. Cette progression est en partie due à de meilleures conditions de détection de l'espèce depuis 2018. De plus, le nombre d'observations a augmenté sur les noyaux essentiels, ce qui est un bon présage pour l'abondance de l'espèce, ces secteurs comportent, semble-t-il, de bonnes populations stables. Cependant en 2022, le nombre d'observations sur les placettes autour des noyaux a diminué.

En parallèle, si l'on se fie aux observations directes de Lézards ocellés, quelles que soient les années, les contacts établis sont faibles (Fig. 69) par rapport aux indices indirects (notamment les traces). C'est pourquoi il est important de prendre en compte les indices d'observations indirects afin de ne pas sous-estimer la répartition de l'espèce.

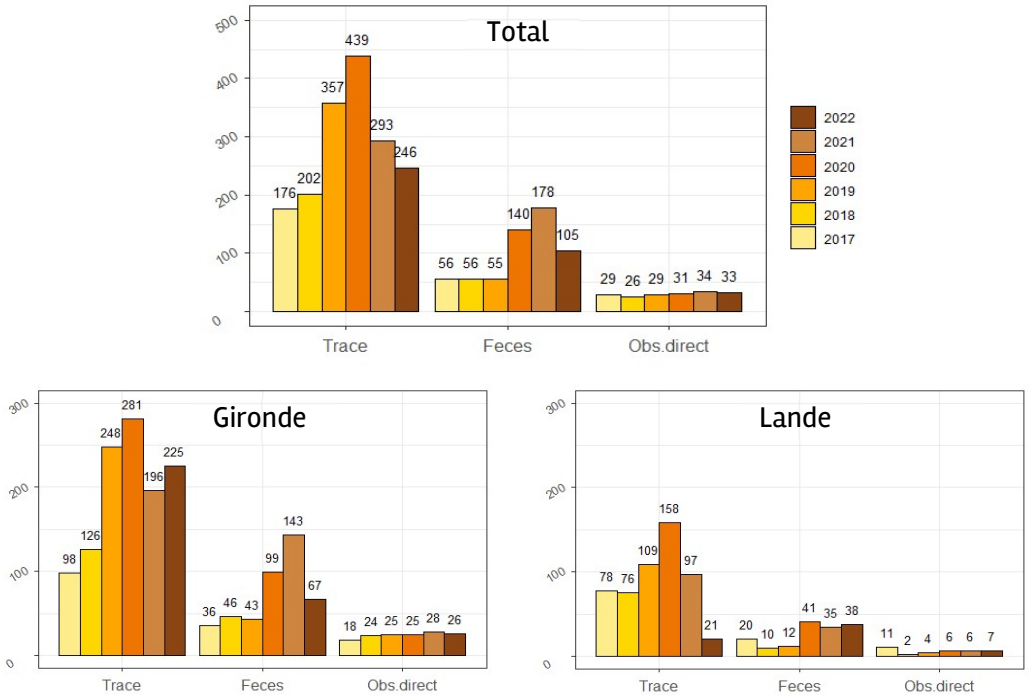


Fig. 69 Comparaison du nombre d'observations directes et indirectes cumulées, entre 2017 et 2022.

Les graphiques précédents montrent une grande variabilité interannuelle des indices d'observations indirects. Le dénombrement des traces est le plus variable, la pluie, le vent et le piétinement pouvant faire disparaitre rapidement cet indice. Depuis 2020, le nombre de fèces a nettement augmenté. La pandémie de Covid 19 pourrait expliquer cette augmentation. En effet, les confinements et les limites de déplacement ont réduit l'afflux touristique sur les côtes, entrainant moins de dérangement pour le Lézard ocellé. Il semblerait que les Lézards ocellés soient plus difficiles à observer sur les secteurs landais.

Au vu des indices d'observations réalisés sur les 6 années, les populations de Gironde semblent plus fastes. Il est aussi possible que la détection y soit plus aisée. Dans les Landes, certaines placettes sont plus près des villes et des routes, moins sauvages que celles positionnées en Gironde, cela peut avoir un impact sur la détection de l'espèce.

12.3.2 Modélisation de l'occupation

- *Modèles unisaison 2022*

Dans cette analyse 50 modèles ont été créés. Le modèle retenu est m50 soit psi(arbre)p(humi+visit+vent) avec un AIC de 247,38. La covariable ayant un impact sur l'occupation(psi) est le recouvrement en arbre de la placette. Les covariables de détection(p) sont la session, la force du vent, et l'humidité de l'air. Le modèle m42 a un AIC légèrement plus faible (246,76), mais un C-hat plus élevé. Les tests d'ajustement effectués sur les modèles montrent des valeurs du C-hat éloignées de 1. Les données sont surdispersées et supérieures à 4, ce qui indique que les ajustements sont mauvais. Les p-value sont inférieures à 5% il y a une différence significative entre les prédictions du modèle et les données observées (Tab. XL).

Tab. XL Liste des modèles sélectionnés pour l'analyse unisaisons. Le modèle en vert est le modèle retenu.

Modèle	AIC	C-hat	P-value
m42 = psi(arbre)p(nuage+visit)	246.76	5.08	0
m46 = psi(arbre)p(visit)	247.30	5.02	0
m50 = psi(arbre)p(humi+visit+vent)	247.38	4.62	0
m41 = psi(herbe)p(nuage+visit)	247.43	4.83	0

Pour le modèle m50, les indices de détection sur chaque placette varient de 0,23 à 0,94 avec une moyenne de 0,56. Les indices d'occupation sur chaque placette varient entre 0,44 et 0,89. La présence du Lézard ocellé sur l'ensemble des sites est estimée à 49%.

La comparaison entre les six années du programme montre que la détection varie faiblement. L'année 2017 est la plus faible (47%) et 2018 la plus forte (60%). L'occupation des sites par *T. lepidus* est plus variable. Le taux d'occupation le plus faible est en 2022 (49%) et le plus forte en 2020 (77%).

En 2020, comme en 2022 les données sont surdispersées et manquent d'ajustements. Il y a une différence significative entre les prédictions du modèle et les données observées (Tab. XLI).

Tab. XLI Liste des résultats de l'analyse unisaisons pour chaque année.

Années	Modèles	Occupation(psi)	Détection(p)	C-hat	P-value
2017	m39=psi(sable+gite)p(temp+humi)	0.7	0.47	0.87	0.51
2018	m39=psi(pinhalo + arbre)p(nuage+temp)	0.58	0.6	0.44	0.83
2019	m46=psi(piebetblo+terriers)p(nuage+visit)	0.61	0.59	0.66	0.57
2020	m43=psi(gite+herbe)p(visit)	0.77	0.56	4.62	0.004
2021	m44=psi(herbe+piebetblo)p(visit)	0.68	0.53	1.98	0.106
2022	m50=psi(arbre)p(humi+visit+vent)	0.49	0.56	4.68	0.002

Un test U de Wilcoxon–Mann–Withney a été réalisé sur les données de détection moyennes en fonction de l'année, le résultat est significatif (p–value =2,2e–16). La détection du Lézard ocellé en 2017 est significativement plus basse que toutes les autres années (Fig. 70).

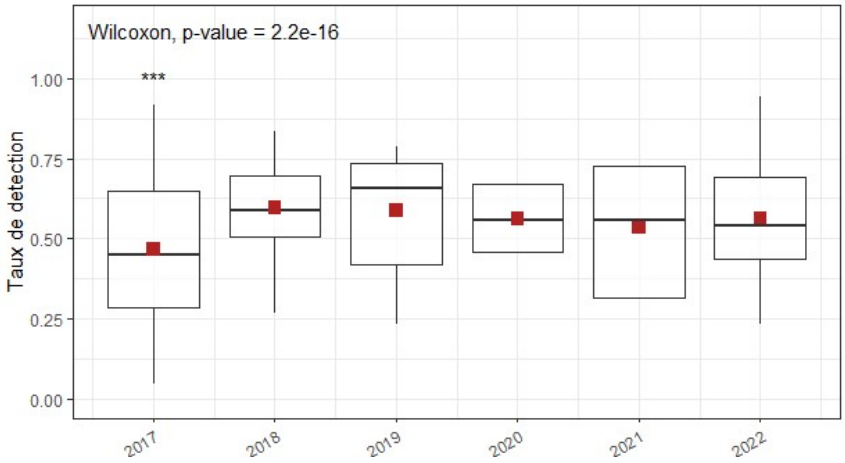


Fig. 70 Comparaison du taux de détection en fonction des années. Les carrés rouges indiquent la moyenne. Les étoiles indiquent une différence significative.

Dans leur globalité les taux de détection sont peu variables en fonction des années. Dans l'ensemble du suivi le Lézard ocellé est détecté en moyenne 55% du temps.

Un test U de Wilcoxon–Mann–Withney a été réalisé sur les données d'occupation moyennes par année, le résultat est significatif (p–value =2,2e^{-16}), donc il y a une différence significative des estimations d'occupation entre chaque année de suivi. L'occupation des placettes par le Lézard ocellé en 2022 est significativement plus basse que toutes les autres années (Fig. 71, page suivante).

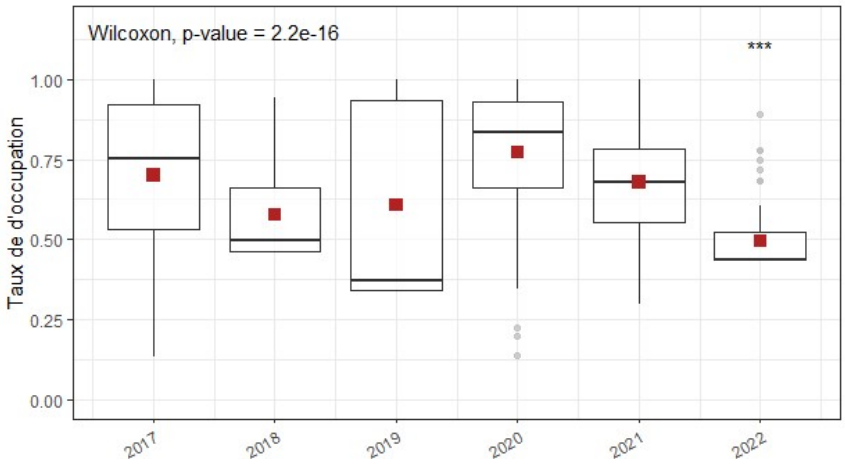


Fig. 71 Comparaison du taux d'occupation moyen par années. Les carrés rouges indiquent la moyenne. Les étoiles indiquent une différence significative.

L'estimation de l'occupation est très variable en fonction des années. On observe une diminution en 2018, puis une augmentation jusqu'en 2020. Depuis l'occupation diminue et atteint sa valeur la plus basse en 2022. Sur l'ensemble du suivi la moyenne est de 64%.

- ***Modèles multisaison***

Pour l'analyse multisaisons, 108 modèles ont été créés. Ils ont été discriminés en fonction de leur AICc (AIC pondéré en fonction du nombre de paramètres par rapport au nombre de données (BURNHAM & ANDERSON, 2004)). Le modèle retenu est le ce81 avec un AICc de 1646,87 (Tab. XLII). Comme pour le modèle unisaison, les tests d'ajustement donnent un résultat de C-hat supérieur à 1 et de p-value significative.

Tab. XLII Liste des modèles sélectionnés pour l'analyse multisaisons. Le modèle en vert est le modèle retenu.

Modèles	AICc	C-hat	P-value
ce75 = g(piedalbet+buisson+arbre)e(herbe)	1645.29	2.8	0.016
ce74 = g(piedalbet+buisson+arbre)e(herbe+sable)	1646.57	2.81	0.022
ce81 = g(buisson+arbre)e(herbe)	1646.87	2.77	0.002

L'indice de colonisation de nouveaux sites en 2021 dans le modèle ce81 varie de 0,18 à 0,81 en fonction des sites, la moyenne globale est de 0,36. L'estimation de l'extinction se situe entre 0,15 et 0,39 en fonction des placettes, la moyenne est de 0,23 (Tab. XLIII). La comparaison des modèles multisaisons entre chaque année permet d'observer des variations de la colonisation. L'année 2021 montre le plus faible taux de colonisation 36% et également le plus faible taux d'extinction 23%. L'estimation de colonisation la plus forte est en 2018 avec 66% et le taux d'extinction le plus élevé est la même année avec 45% (Tab. XLIII).

Tab. XLIII Liste des résultats de l'analyse multisaisons, pour chaque année.

Années	Modèles	Colonisation(g)	Extinction(e)	C-hat	P-value
2017	ce127 = g(piedalbet+arbre)e(pinhalo)	0.45	0.41	1.25	0.25
2018	ce65 = g(terrier)e(sable+piedalbet)	0.66	0.45	1.43	0.092
2019	ce59 = g(muscinal)e(sable+gite)	0.65	0.33	2.1	0.008
2020	ce63 = g(buisson+herbe)e(bitume)	0.55	0.28	1.96	0.014
2021	ce81 = g(buisson+arbre)e(herbe)	0.36	0.23	2.77	0.002

Un test U de Wilcoxon–Mann–Withney a été réalisé, pour comparer les moyennes de colonisation en fonction des années. Le résultat est significatif (p–value =2,2e–16) : il y a une différence des taux de colonisation entre chaque année de suivi. La colonisation en 2021 est significativement plus basse que toutes les autres années (Fig. 72).

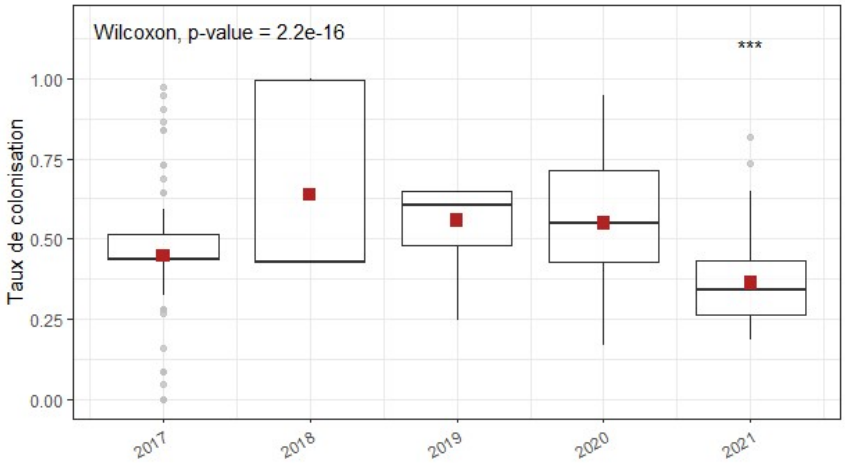


Fig. 72 Comparaison du taux de colonisation moyen par années. Les carrés rouges indiquent la moyenne. Les étoiles indiquent une différence significative.

Après une augmentation en 2018, on constate une diminution progressive du taux de colonisation. La moyenne de colonisation d'un nouveau site par le Lézard ocellé sur l'ensemble du suivi est de 53%. Cette valeur tend vers une diminution au fur et à mesure des années. Les prochaines années de suivi détermineront si 2021 s'intègre dans une diminution globale, ou une variation due à la détection.

Un test U de Wilcoxon–Mann–Withney a été également réalisé sur les données d'extinction moyennes par année, le résultat est significatif (p–value =2,2e–16), les taux d'extinction sont différents entre chaque année de suivi. Le taux d'extinction en 2021 est significativement plus bas que toutes les autres années (Fig. 73).

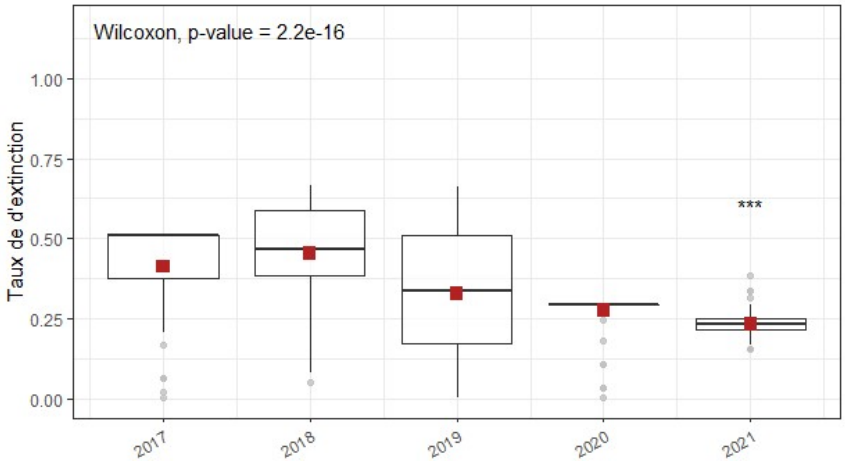


Fig. 73 Comparaison du taux d'extinction moyen par années. Les carrés rouges indiquent la moyenne. Les étoiles indiquent une différence significative.

On constate les mêmes évolutions entre la colonisation et l'extinction. En effet, l'extinction a également augmenté en 2018, puis diminué progressivement jusqu'à atteindre sa valeur la plus faible en 2021. La moyenne totale d'extinction de *T. lepidus* est de 32%.

12.3.3 Analyse météorologique

- *Données manquantes*

L'estimation de la proportion de valeur manquante a été réalisée sur l'ensemble des stations météorologiques à partir de leur mise en place sur les sites (Fig. 74).

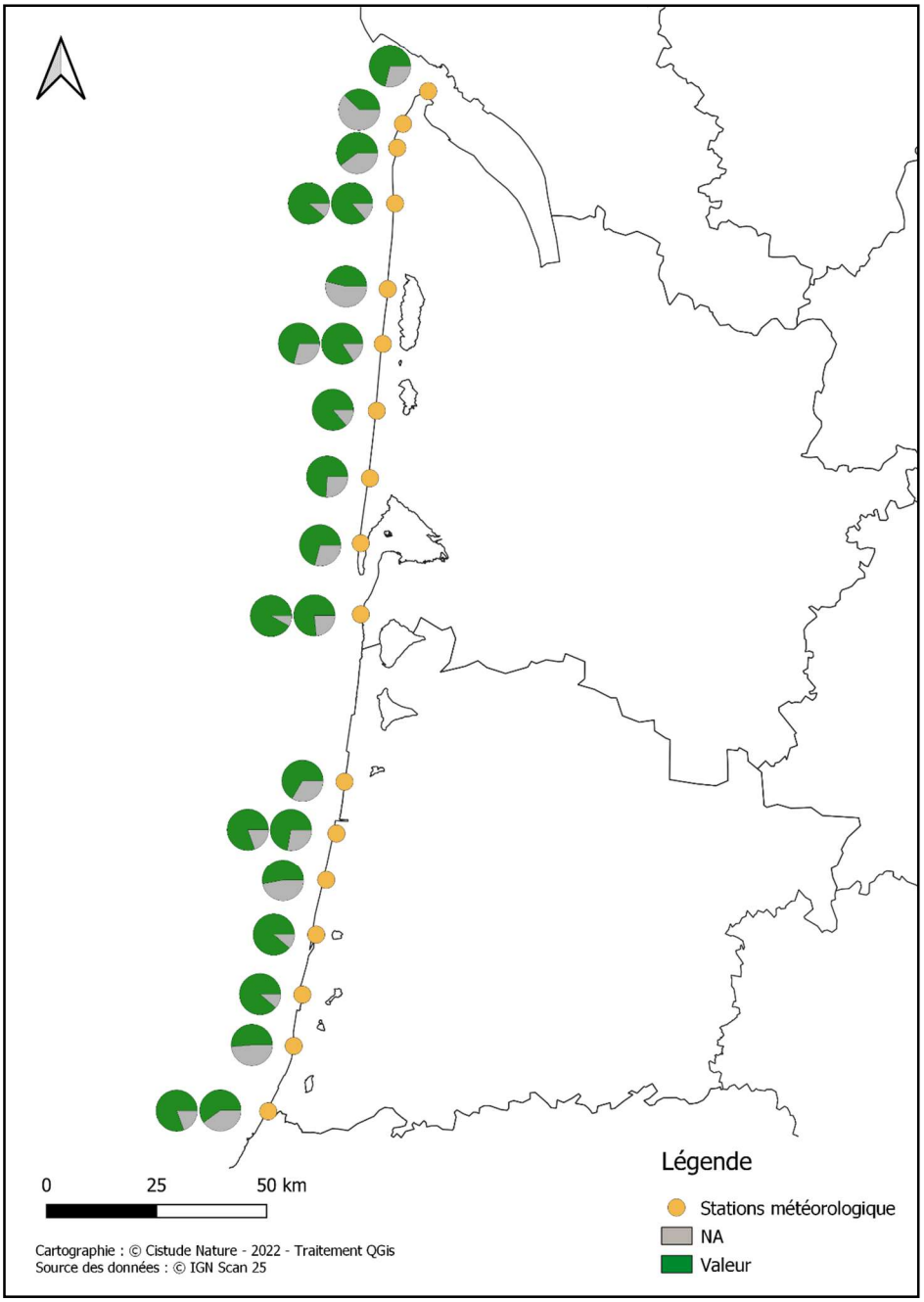


Fig. 74 Carte de la proportion des données manquantes sur les stations météorologiques.

La proportion de données manquantes est importante. En Gironde, elle représente 30% des données et dans les Landes 29%. Cela varie en fonction des stations, entre 8% (LO301_030) et 49% (LO408_130). Le nombre de données manquantes restreint les possibilités d'analyse. De plus les valeurs manquantes sont généralement celles pendant la période d'activité du Lézard ocellé, or elles sont essentielles pour comprendre l'impact du changement climatique sur cette espèce.

- *Variation entre les stations à 130 cm et 30 cm*

Concernant, la différence de température entre les stations à 130 cm et celles à 30 cm, l'analyse a été réalisée sur la station « LO_33_38 », installée sur la commune de Vendays-Montalivet au nord de la Gironde. Un test de Student a été mis en place pour comparer les moyennes de température en fonction de la hauteur de la station. Le résultat est significatif (p-value =2,2e-16), les températures sont donc significativement différentes en fonction de la hauteur. Ce test a été répété pour chaque année et le résultat est identique (Fig. 75).

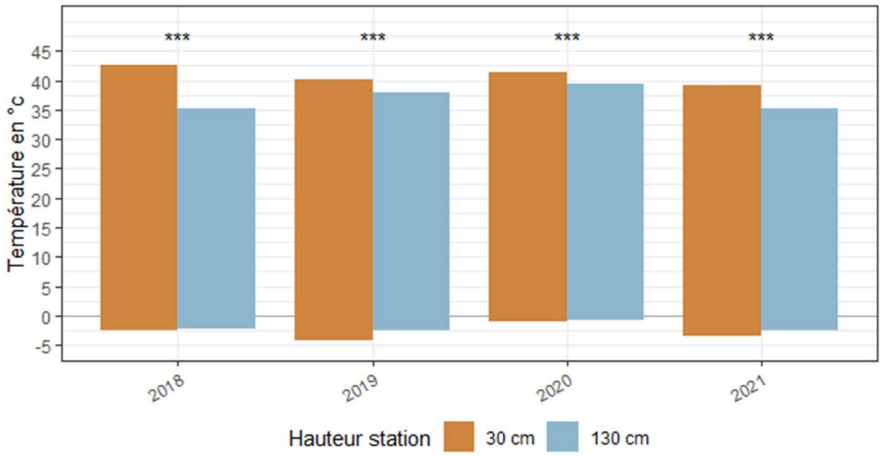


Fig. 75 Graphique de la variation de la température en fonction de la hauteur de la station météo par année. Les étoiles indiquent une différence significative.

On constate une amplitude thermique plus importante sur les stations à 30 cm. La différence entre les températures en fonction de la hauteur de la station confirme l'intérêt des données à 30 cm qui sont plus proches de la réalité thermique du Lézard ocellé.

- *Comparaison des heures favorables*

La comparaison du rapport entre le nombre d'heures où la température est favorable et le nombre d'heures disponibles sur la période d'activité a été réalisée sur 6 stations (LO402, LO420, LO426, LO318, LO324, LO338) et sur la période 2017-2021. L'année 2022 étant en cours, elle n'a pas été intégrée dans l'analyse (Fig. 76).

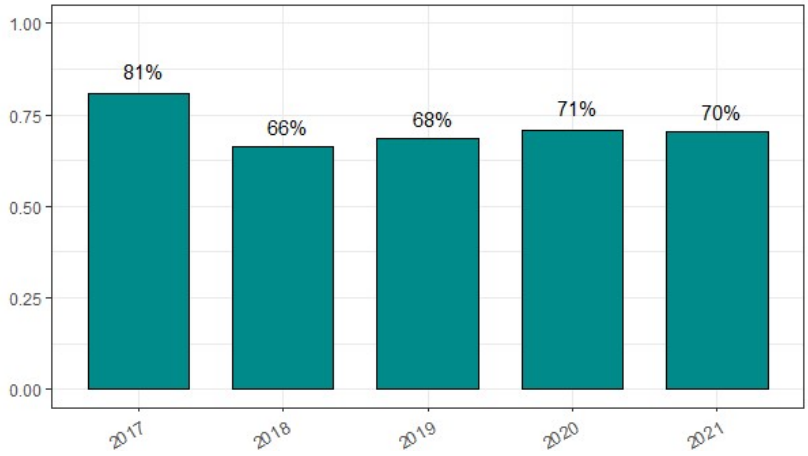


Fig. 76 Graphique de la comparaison du rapport entre le nombre d'heures où la température est favorable au Lézard ocellé et le nombre d'heures disponibles sur une saison, par année.

Cette analyse montre de légères variations dans le temps : après une diminution en 2018, la proportion d'heures favorables augmente légèrement en 2019 et 2020. La moyenne générale est de 71,2%. La proportion d'heures où la température est favorable pour le Lézard ocellé au cours d'une saison est majoritaire et semble pour l'instant stable.

De la même façon, l'analyse a été réalisée en fonction de la localisation des stations météo. Celles-ci étant bien réparties le long du littoral atlantique, il est possible d'étudier les variations du sud au nord (Fig. 77).

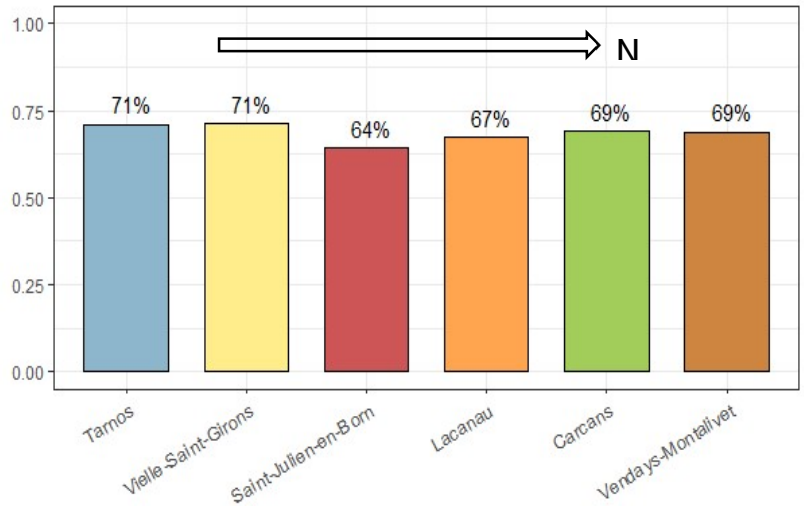


Fig. 77 Graphique de la comparaison du rapport entre le nombre d'heures où la température est favorable au Lézard ocellé et le nombre d'heures disponibles sur une saison, en fonction de la localisation.

Comme pour les variations en fonction de l'année, l'analyse montre de légères différences en fonction de la localisation. La moyenne générale est de 68,5 %. La proportion d'heures où la température est favorable est plus importante au sud à Tarnos et Vielle-Saint-Girons, elle diminue dans le nord des Landes à Saint-Julien-en-Borne puis remonte et reste stable en Gironde.

12.4 Discussion

En 2022, pour le département de la Gironde, la présence du Lézard ocellé a été observée sur moins de placettes que les années précédentes. Cependant, les zones présentant un grand nombre d'indices de présence lors du début du suivi ont été conservées. Deux forts noyaux de population sont observés sur le littoral girondin. Ces deux secteurs correspondent à des placettes présentant un ou plusieurs habitats d'origine anthropique tels que les blockhaus. Concernant le département des Landes, sur le secteur de Tarnos, les indices d'observation restent élevés sur la placette disposant d'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 sur cette zone serait liée à cette protection fonctionnelle, les lézards ayant progressivement conquis ce secteur protégé. Il se peut également que la réduction du dérangement engendrée par la protection de cette zone améliore la détection de l'espèce. Dans l'optique de proposer des mesures de gestion, la mise en place d'exclos similaires sur des zones à forte densité peut être envisageable afin de protéger les noyaux de populations. En 2022, sur la placette LO_40_08, à Hossegor, il a été constaté la présence de nombreux « arbre à chat », ainsi que des gamelles. Le chat est un prédateur du Lézard ocellé. Sa présence pourrait donc fortement impacter l'espèce. Dans le reste du département, l'indice d'observation moyen sur le littoral est plus bas que les autres années. On observe une importante réduction du nombre d'observations à la périphérie des forts noyaux de population. Le secteur de Soustons est fortement impacté par ce phénomène. En effet, sur les placettes à proximité de ce noyau de population, il n'y a eu aucune observation directe ou indirecte, ce qui n'était jamais arrivé au cours du programme.

Les analyses unisaison montrent une réduction de l'occupation du littoral par le Lézard ocellé depuis 2021. Bien que ce taux soit très variable en fonction des années, l'absence totale d'indices de présence sur les placettes du secteur de Soustons peut être le signe d'une extinction locale. Les futurs suivis permettront d'identifier si cette diminution est due à une variation de la probabilité de détection ou d'un réel phénomène d'extinction locale.

Depuis plusieurs années, les taux de colonisation et d'extinction tendent vers une diminution, ce qui a été confirmé avec les résultats de 2021, qui sont significativement plus bas que les autres années. Ces résultats sont peut-être dus à un phénomène de fixation des populations : au sein des noyaux de population et d'autres sites particulièrement favorables, présentant une densité de Lézard ocellé importante et stable, les individus exploreraient moins, et les juvéniles se disperseraient moins, conduisant à une réduction de la probabilité de coloniser des nouveaux sites. Ces secteurs préservés, avec des populations robustes, ont un risque d'extinction très faible. Ce phénomène pourrait avoir plusieurs explications, la première étant d'ordre physiologique : avec le changement climatique, les juvéniles, majoritairement acteurs de la dispersion de cette espèce, se déplacent moins dans les premiers stades de leur vie. En effet, la température environnementale peut affecter le taux de survie des jeunes, mais également leur performance, les contraignant à rester à proximité de leur lieu de naissance. Ce phénomène a déjà été observé dans le département, sur des populations de Lézard vivipare (Meylan *et al.*, 2002; Massot *et al.*, 2008; Le Galliard *et al.*, 2010). La deuxième explication serait liée à l'habitat, les milieux dégradés et/ou fragmentés augmentant le risque de mortalité des individus en dispersion et limitant les capacités de dispersion (Bonnet *et al.*, 1999). Quelle que soit l'explication de ce phénomène, les futures années de suivi détermineront si les résultats de 2021 sont dus à des conditions de détection défavorable ou à un changement de la dynamique de population.

Cependant, il est important de rappeler que les analyses unisaison et multisaison, ont des modèles qui ne sont pas ajustés aux données et qui présentent une surdispersion importante. Il faut donc rester prudent quant aux interprétations.

À l'heure actuelle, le changement climatique ne semble pas impacter les populations de Lézard ocellé. Les noyaux de forte densité sont stables. Le manque de recul ne permet pas de confirmer d'éventuelle extinction locale ou un changement de la dynamique de population. Cependant, on constate au sein du milieu dunaire, des modifications induites par le changement climatique. En effet le système dunaire est un milieu sensible, à la dynamique rapide, dont l'équilibre est dû au rapport entre perte et gain de sable et à de nombreux autres facteurs e. Le changement climatique perturbe de façon directe ou indirecte la dynamique et les facteurs de cet écosystème (Bernon *et al.,* 2016). La montée du niveau des océans et les successions de tempêtes impactent directement les milieux dunaires (Suanez *et al.*, 2010). Les sécheresses et la fonte des glaciers alpins modifient la structure et l'apport en sédiment, entrainant des conséquences indirectes sur le maintien d'un milieu viable pour la faune et la flore que les dunes abritent (Madelenat, 2019). Selon le 5ème rapport du GIEC (IPCC, 2014), il est probable que les tempêtes de l'hémisphère sud se déplacent vers les pôles d'ici la fin du siècle, mais les analyses actuelles ne permettent pas d'établir une estimation de la fréquence ou de l'intensité des tempêtes en Europe (IPCC, 2014). Même si la fréquence et l'intensité des tempêtes restent stables, le risque de vagues de submersion devrait augmenter au cours du XXIème siècle, notamment à cause de l'élévation du niveau de la mer. Selon le GIEC, une montée de 0,5 m du niveau de la mer entrainerait une augmentation des fréquences de vagues submersives de 10 à 100 par rapport aux fréquences actuelles. Ces vagues érodent les dunes en atteignant des zones inaccessibles en temps normal et détruisent les communautés végétales qui sont moins résistantes à la salinité. De plus, la dernière actualisation du rapport de l'Observatoire de la côte de Nouvelle-Aquitaine 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 aquitaine (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 supplémentaire lié à un événement majeur de l'ordre de 20 mètres (BRGM, 2016).

Les perturbations liées au changement climatique sont déjà observables sur le milieu dunaire, les résultats de la partie flore de ce rapport, réalisé par le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, tire des conclusions alarmantes sur l'état de la côte sableuse du littoral atlantique. Le milieu dunaire subit depuis 1997 une déstructuration profonde de tous ses habitats. La dune grise, habitat principal du Lézard ocellé est en nette baisse de surface occupée depuis 1997, aux profits de la frange forestière (Fig. 15, page 27). Ce milieu est confronté à un phénomène de compression, à l'ouest par le recul du trait de côte et à l'est par la progression de la frange forestière. De plus des changements de cortège végétal ont lieu au sein de la dune grise avec notamment l'augmentation d'espèce thermophile et acidophiles. De manière générale on retrouve sur la dune grise une augmentation de la biomasse dont des végétaux issus de la frange forestière, qui est symptomatique d'une fermeture des milieux (Fig. 12, page 19). Ces résultats varient en selon la zone étudie, une cartographie des secteurs impactés permettra de faire la comparaison avec les résultats du suivi de population du Lézard ocellé et de vérifier la continuité écologique du littoral aquitain.

L'ensemble de ces éléments montre une dégradation importante de l'habitat du Lézard ocellé, ces dégradations vont s'accentuer dans les années à venir. La disparition de la dune grise a et aura un impact majeur. Il semble donc primordial de porter une attention sur des mesures de gestion.

Suite aux observations de Lézard ocellé en frange forestière depuis plusieurs années, il a été 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 dunes et terre. C'est le cas notamment sur la Réserve de Cousseau dans le Médoc girondin qui s'est inscrite en 2021 comme zone test de gestion. Suite à quelques observations

ponctuelles, mais régulières de Lézards ocellés depuis 2017, un suivi a été engagé. Une placette de suivi ainsi qu'une station météorologique ont été mises en place. De nouvelles données d'observations se sont ajoutées aux abords de la Réserve en 2021, 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.

Dans la continuité, en 2022, une réunion avec l'ONF a fait l'objet des différentes mesures de gestion qui ont été et qui seront mise en place afin de préserver la dune grise et de limiter l'expansion de la frange forestière. Depuis plusieurs années, l'ONF réalise des expérimentations en Nouvelle-Aquitaine de restauration de dunes grises sur de nombreux sites au sein du département de Gironde et au nord des Landes.

Sur ces sites, la dune grise est colonisée par les Pins maritimes qui proviennent de la dune boisée voisine. L'objectif des opérations était de tester une méthode efficace économiquement et écologiquement afin d'éliminer le Pin maritime sur la dune grise. Des coupes de pins ont été réalisées. La litière avec les aiguilles de pin a été laissée sur place. Sur d'autres sites, des tests récents ont été réalisés avec enlèvement de la litière d'aiguilles de pin. La comparaison permettra d'identifier s'il est nécessaire d'engager des moyens pour cette action ou bien si la diminution des aiguilles par le vent est suffisante pour la restauration du milieu. Un document est en cours de rédaction sur le retour d'expérience et l'évaluation des expérimentations de l'ONF. De nouveaux sites sont en cours de sélection pour être restauré :

- Phare Saint Nicolas au Verdon-sur-Mer
- Forêt communale de Grayan et l'Hôpital
- Réserve d'Hourtin
- Maison forestière de l'Alexandre à Lacanau
- Dune de la Jenny au Porge

De nouvelle réunion devrons avoir lieu en 2023 afin de définir des plans d'actions avec tous les acteurs et d'élaboration une convention de partenariat avec l'ONF pour la poursuite des échanges et de la mise en place du projet.

12.5 Réflexion sur la mise à jour du protocole de suivi Lézard ocellé

Le programme *les sentinelles du climat* s'est achevé en 2021, un deuxième volet est prévenu pour 2023. Les différents suivis ont été maintenus en 2022 afin d'assurer une continuité dans la collecte de donnée. Cette période de transition permet également de mettre en place une réflexion sur les protocoles.

Le protocole de suivi Lézards ocellés comporte 79 placettes, réparties sur le littoral de la Gironde et des Landes, prospectées 3 fois par an, pendant le pic d'activité des Lézards ocellés. En moyenne une session se fait en 17 jours, mais ces prospections doivent être réalisées dans des conditions météorologiques optimales. En temps réel, en fonction des aléas climatiques cela correspond à environ 1 mois et demi de prospection pour réaliser une session. Ce protocole est lourd. La suppression des placettes où la présence du Lézard ocellé est nulle permettrait de réduire le temps consacré au terrain, en limitant la perte d'information, et ainsi de développer plus en profondeur les analyses des résultats. Différentes mises à jour du protocole ont été envisagées :

- Les placettes qui, depuis 4 ans ou plus, sont **sans observation directe, sans présence de fèces ou de mue et avec un nombre de traces inférieur ou égal à 1**, seraient supprimées du protocole (Fig. 78, page suivante).

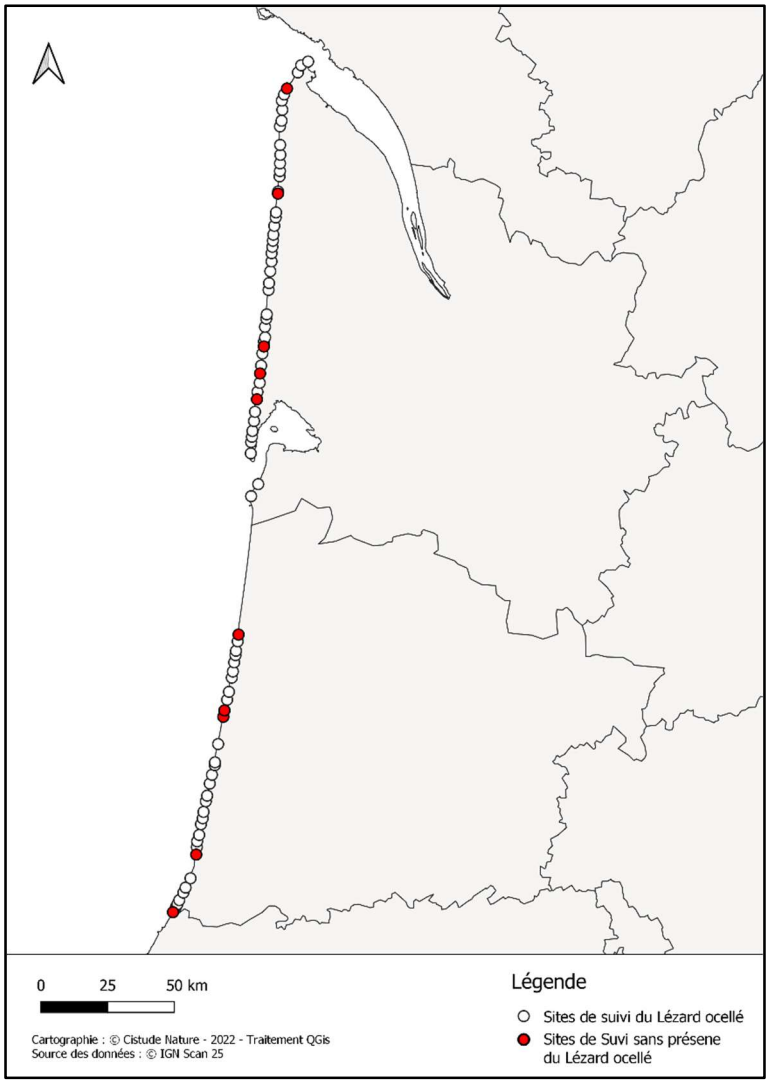


Fig. 78 Carte de la répartition des placettes sans observation directe, sans présence de fèces ou de mue et avec un nombre de traces inférieures ou égales à 1, depuis plus de 4 ans.

En suivant les critères de discrimination ci-dessus, neuf placettes seraient supprimées, elles sont bien réparties sur tout le littoral : cinq en Gironde et quatre dans les Landes. Cela représente une réduction d'environ 11% des sites suivis (Tab. XLIV).

Tab. XLIV Liste des placettes sans observation directe, sans fèces, sans mue et avec un nombre de traces inférieures ou égales à 1.

	ID placette	Ville
5 ans	LO_33_10	Lège-Cap-Ferret
	LO_33_16	Le Porge
	LO_33_33	Naujac-sur-Mer
	LO_33_45	Soulac-sur-Mer
	LO_40_01	Tarnos
	LO_40_08	Soorts-Hossegor
	LO_40_22	Lit-et-Mix
	LO_40_32	Mimizan
4 ans	LO_33_13	Le Porge
	LO_40_23	Lit-et-Mix

La placette LO_40_01 est un cas particulier elle se situe sur un noyau de forte population de Lézard ocellé. Elle subit beaucoup de dérangement, mais des Lézards ont déjà été observés à moins de 20m, elle n'est donc pas incluse dans les critères de suppression.

- Les placettes où depuis 4 ans ou plus, **où aucune observation directe et aucun indice indirect n'a été trouvé**, seraient supprimées du protocole (Fig. 79).

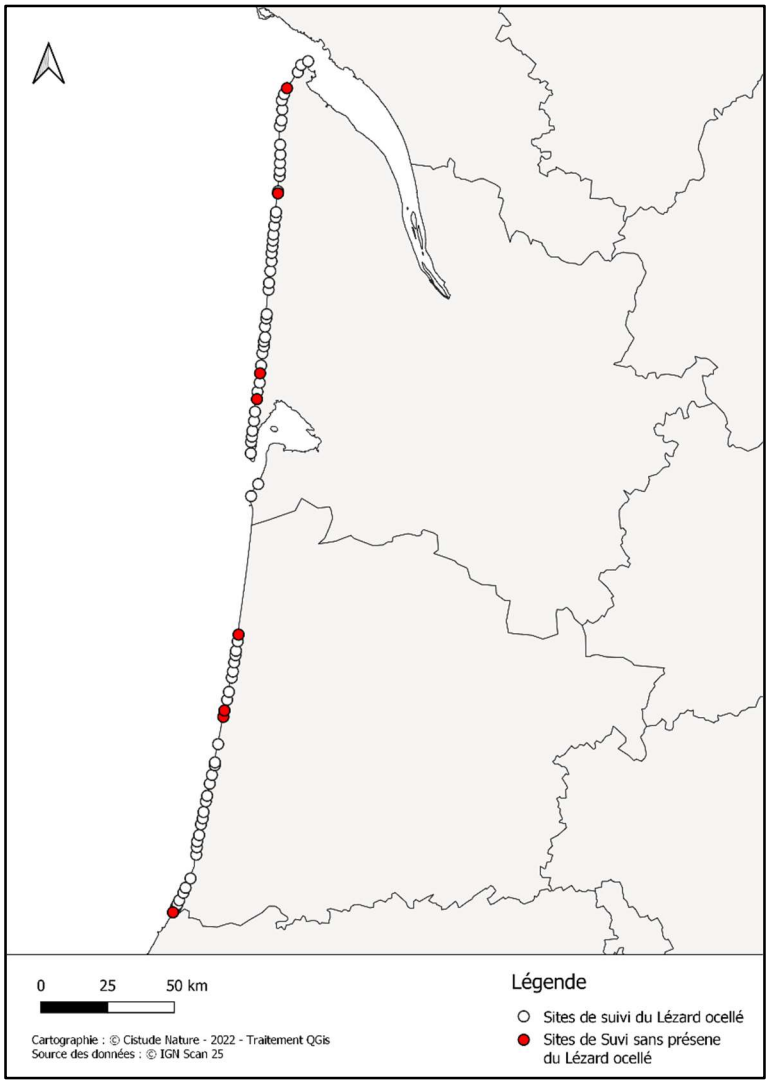


Fig. 79 Carte de la répartition des placettes sans présence de Lézard ocellé depuis plus de 4 ans.

En suivant les critères de discrimination ci-dessus, sept placettes seraient supprimées, elles sont bien réparties sur tout le littoral : quatre en Gironde et trois dans les Landes. Cela représente une réduction d'environ 8% des sites suivis (Tab. XLV).

Tab. XLV Liste des placettes sans observation directe et sans indice indirect.

	ID placette	Ville
5 ans	LO_33_10	Lège-Cap-Ferret
	LO_33_33	Naujac-sur-Mer
	LO_33_45	Soulac-sur-Mer
	LO_40_01	Tarnos
	LO_40_22	Lit-et-Mix
	LO_40_32	Mimizan
4 ans	LO_33_13	Le Porge
	LO_40_23	Lit-et-Mix

Comme précisé ci-dessus, la placette LO_40_01, est un cas particulier et ne sera pas supprimer

Après réflexion, il a été décidé de garder tous les sites de suivi, afin de garder l'opportunité sur les sites de faible présence de Lézard ocellé, d'observer des colonisations éventuellement si un site fréquenté à proximité était dégradé ou subissait des perturbations. Cependant le programme nécessité un réajustement il a été convenu que les suivis ne seraient plus annuels, mais biannuels. Ainsi le suivi Lézard ocellé sera réalisé en 2023, mais pas l'année suivante.



Chapitre 13. Suivis des populations de Lézard vivipare, *Zootoca vivipara,* des landes humides et tourbières de Nouvelle-Aquitaine

Auteurs : *Maud Berroneau*

13.1 Introduction

Le Lézard vivipare est une espèce à affinité climatique froide et particulièrement vulnérable face au réchauffement climatique (DUPOUE *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 (DUPOUE *et al.*, 2021). 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 basses altitudes et des tourbières des plateaux limousins.

Ces suivis naturalistes ont été complétés entre 2016 et 2021 par l'étude expérimentale et la modélisation des relations fonctionnelles entre la physiologie des espèces et leurs traits de vie, qui apportent des éléments de compréhension sur les réponses des organismes face aux variations spatiales et temporelles de leur environnement. Les résultats complets de ces recherches sont disponibles dans LOURDAIS *et al.* (2021b).

Dans ce cadre de recherche, 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 supposées très sensibles aux aléas météorologiques et modifications de leur milieu.



13.2 Matériel et méthodes

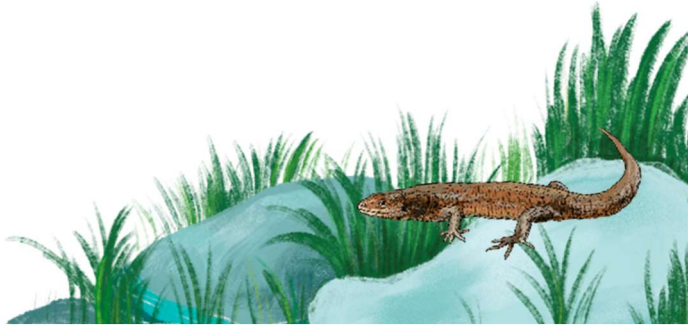
13.2.1 Sites d'études

La forme ovipare du Lézard vivipare a été suivie sur les secteurs de plaine, dont le biotope et les réponses écologiques face au changement climatique sont différents des populations montagnardes. Les populations enclavées dans le Massif landais sont d'autant plus intéressantes à suivre du fait de leur caractère isolé et réfugié dans les derniers secteurs de lagunes de Gironde et des Landes.

En 2022, 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 année de transition entre 2 programmes pluriannuels sentinelles du climat (Tab. XLV et Fig. 80, page suivante).

Tab. XLVI Sites du triangle landais suivis de 2017 à 2021

Lieu_dit	Suivi Lv 2017	Suivi Lv 2018	Suivi Lv 2019	Suivi Lv 2020	Suivi Lv 2021	Suivi Lv 2022
Captieux – Lucmaysouau	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Hostens – Gât Mort	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Houeillès	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Le Pian Médoc	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Lubiosse–Ychoux – Capdejus	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Martillac	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Saint-Magne – Lagune du Cam	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Le Porge – Saumos	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Pindères	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Saint Médard – Lagunasse	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Illats	oui	X	X	X	X	X
Brocas	oui	X	X	X	X	X
Landiras	–	oui	oui	oui	oui	oui
Luxey – Gaouchey	–	oui	oui	oui	oui	oui



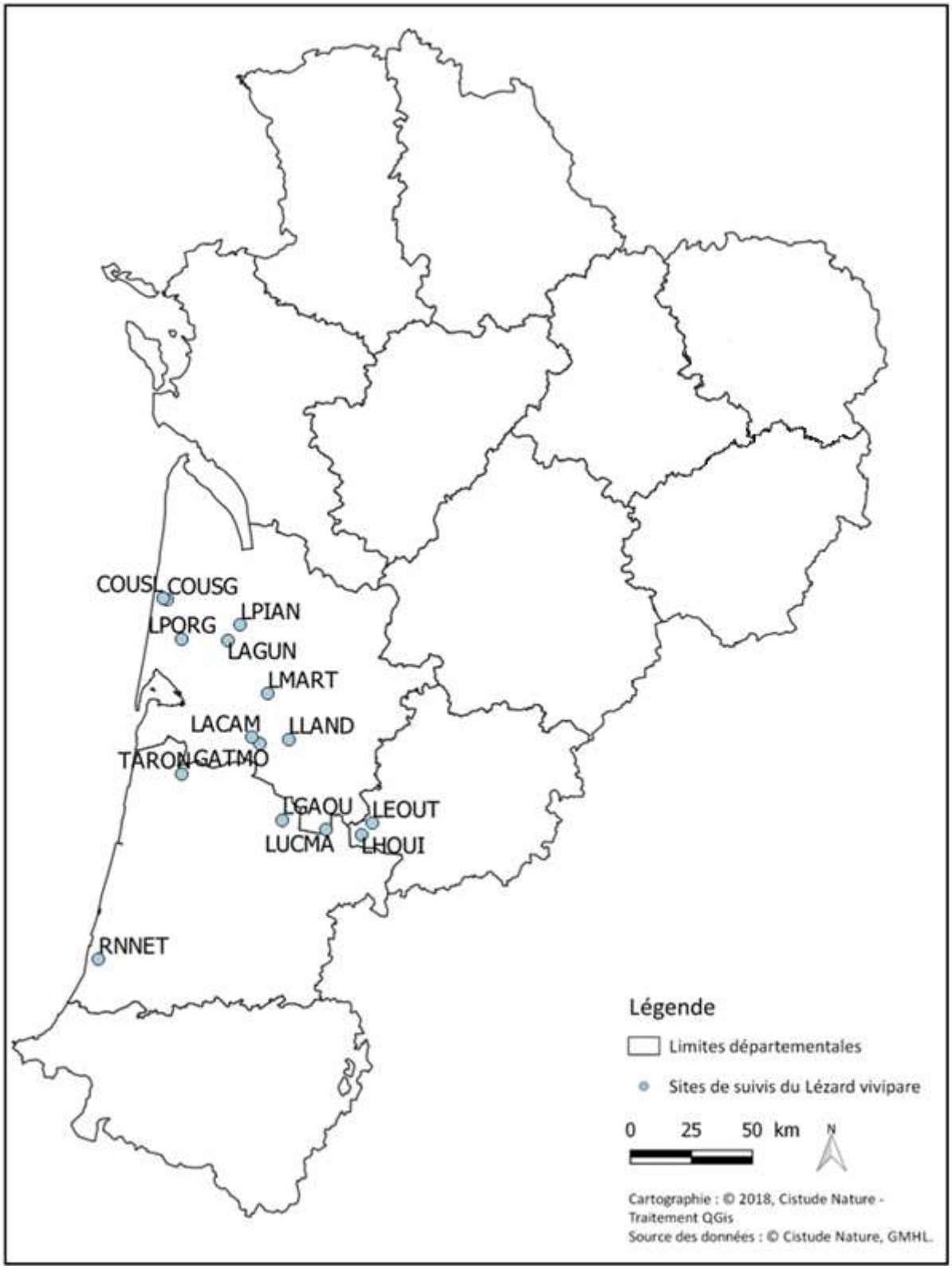


Fig. 80 Situation géographique des sites d'études dans le cadre du suivi du Lézard vivipare en 2022.

13.2.2 Protocole de suivi

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 molinie.

Dans un quadrat de 100 m de côté, 5 placettes de suivi sont positionnées et échantillonnées selon le protocole POP Reptile (LOURDAIS & MIAUD, 2016). Le détail de la méthode de suivi est disponible dans BERRONEAU MAUD & CAUBLOT (2021b).

13.3 Résultats

13.3.1 Rappels de quelques résultats sur l'écophysiologie du Lézard vivipare

Dans le Massif landais (Gironde, Landes et Lot-et-Garonne), les cinq années précédentes d'observation, de 2017 à 2021, ont permis d'apporter un état de référence de la situation de la forme ovipare. Il a été possible de voir l'évolution interannuelle des indices d'observation (io) du Lézard vivipare. En comparant les indices io des sites de 2017 à 2021, il a été possible de noter la forte influence des conditions météorologiques sur les observations. Ainsi, deux années (2018 et 2020) avec des pics d'observation ont été identifiées (Fig. 81). Ces deux années correspondent également à des conditions pluviométriques fortes.

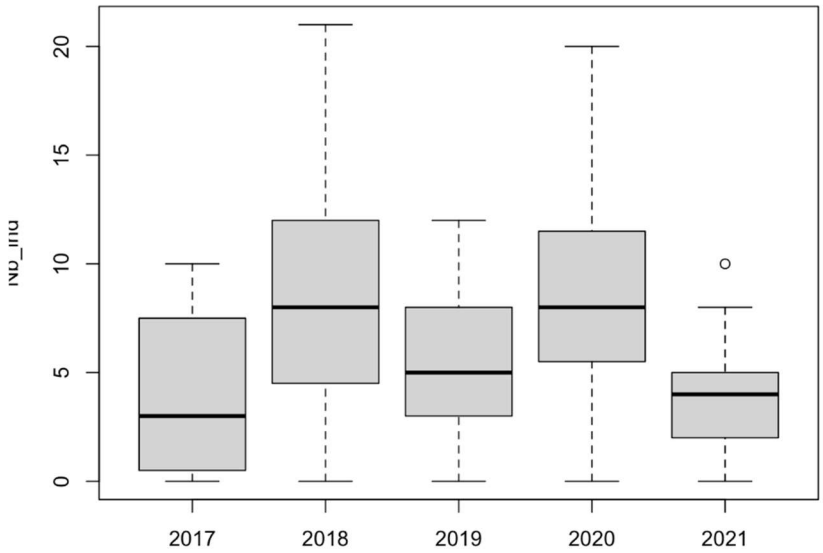
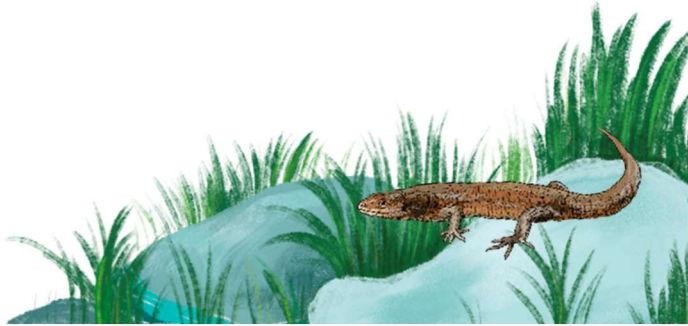


Fig. 81 Comptages annuels de l'activité des Lézards vivipares de plaine entre 2017 et 2021.

L'année 2022, en termes d'indices d'observation, correspond à l'année 2021, et en termes de conditions climatiques aux années 20217 et 2019. Ces données vont être plus finement analysées pour comparaison au cours de l'hiver 2023.



L'influence de l'hygrométrie et de la température sur le nombre d'observations chez le Lézard vivipare a été mis en évidence. Le nombre de contact est ainsi plus élevé lorsque l'air ambiant est moins desséchant (Fig. 82 et Fig. 83).

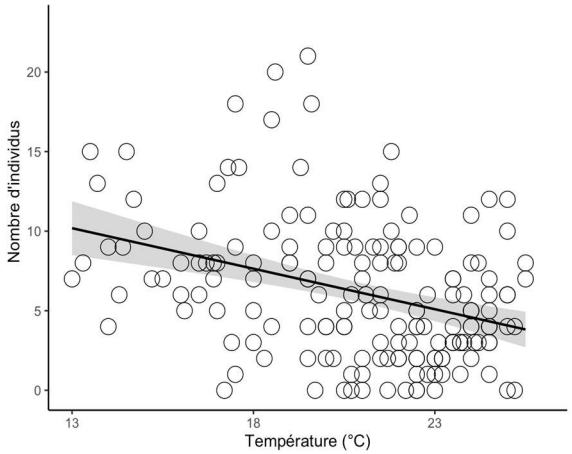


Fig. 82 Influence de la température sur les observations du Lézard vivipare entre 2017 et 2021

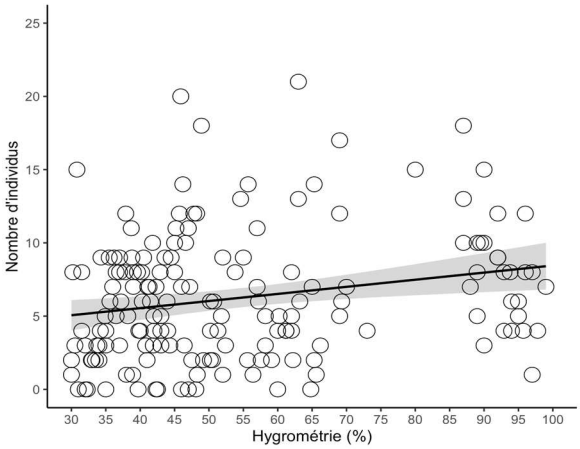


Fig. 83 Influence de l'hygrométrie sur les observations du Lézard vivipare entre 2017 et 2021

13.3.2 Rappel des résultats des suivis précédents et résultats exploratoires 2022

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 2021, 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 modifient drastiquement les habitats, voire rendent durant certaines saisons, l'habitat défavorable au cycle d'activité du Lézard vivipare ou du moins impactent fortement son comportement d'insolation et de déplacement, induisant un biais sur sa détectabilité lors des comptages (ROZEN-RECHELS *et al.*, 2021).

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 (Fig. 84, photo de gauche). L'hiver 2016-2017 avait effectivement été particulièrement sec, suivi d'un printemps sec et avec des 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 molinie, celui-ci a nécessité près d'une année pour se restaurer après ce fort assèchement de 2017 (Fig. 84).

Pour la saison **2019**, les observations des lézards vivipares ont été plus caractéristiques de l'activité attendue. L'étude des amplitudes thermiques saisonnières mais également jour/nuit reste à mettre en lien avec le dénombrement des lézards vivipares effectué.



Fig. 84 Photographies de la placette « Saint-Médard — Lagunasse » en 2017 (à gauche) et en 2018 (à droite).

L'année **2020** a connu une fin d'hiver très douce et sec, suivie 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.

Pour l'année **2021**, les niveaux d'eau dans les systèmes lagunaires étaient revenus à une norme acceptable, et la pluviométrie hivernale et printanière augurait d'une activité des lézards vivipares du niveau de celles des années 2018 et 2020. Or, un faible nombre d'individus en activité de surface a été relevé en 2021. Cela sous-entend qu'au-delà des fluctuations des niveaux d'eau et de la modification des habitats, il faut étudier également le taux d'ensoleillement sur cette saison 2021, ainsi que l'amplitude thermique jour/nuit qui a été particulièrement forte au printemps 2021.

L'année **2022** a débuté avec un déficit hydrique hivernal fort et des températures estivales dès le mois de février mars en journée. L'amplitude thermique jour/nuit a été cependant très marquée en début de printemps jusqu'à fin avril-début mai avec des gelées nocturnes tardives. S'en sont suivis des épisodes de canicule en fin de printemps et durant la période estivale accompagnés d'épisodes orageux et de grêle violents en juin-juillet. L'ensemble des sites suivis ont subi de plein fouet ces aléas climatiques et par conséquent l'activité dite de surface des Lézards vivipares était proche de zéro pour la plupart des sites en 2022. Le changement de faciès en micro-habitats pour cause de sécheresses, canicules, montée brutales des eaux, etc. influent sur la détectabilité de l'espèce et sur son activité en tant que telle.

13.4 Discussion

Au vu des indices d'abondance observés au cours des 6 années de suivis (2017 à 2022), la détectabilité des lézards vivipares et donc leur activité biologique saisonnière sont 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 (Le Galliard *et al.*, 2021).

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), que 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, et que pour finir, 2021 a été une année pluvieuse avec peu d'ensoleillement printanier et avec une forte amplitude thermique jour / nuit durant le printemps, ne favorisant pas l'activité de surface des Lézards vivipares. Quant à 2022, les phénomènes climatiques se sont accumulés sur quelques mois, avec un niveau hydrique de départ très bas, des fluctuations de températures très tranchées et des épisodes de canicules multiples. L'observation de Lézard vivipare en activité a été proche de zéro en 2022. La répétition d'événements climatiques extrêmes comme en 2017, 2019 et 2022, puis des décalages saisonniers comme 2020, affaiblissent les organismes et impactent la dynamique des populations en modifiant drastiquement les habitats d'accueil.

Les travaux précédents de modélisation ont mis en lumière de premières projections futures de répartition. Elles permettent de confirmer leurs sensibilités aux modifications climatiques et d'apporter un argument supplémentaire sur le besoin de conservation de ces formes dans la région et même au-delà. Les refuges climatiques se limitent aux zones d'altitude de la région (Limousin pour la forme vivipare, Pyrénées pour la forme ovipare) ce qui permet, au moins d'un point de vue purement climatique, d'identifier des zones de conservation prioritaires potentielles spécifiques aux deux formes et apporter un éclairage supplémentaire à une stratégie régionale.

Pour compléter l'effet accumulation de phénomènes climatiques impactants, l'été 2022 a été le théâtre d'incendies de très grande ampleur, ravageant plus de 25 000 hectares de forêts rien qu'en Gironde. Pour les populations de Lézard vivipare, ce sont les secteurs de Landiras/Hostens qui ont été au cœur de cette catastrophe (voir paragraphe 10.4, page 110). Sans parler des pertes directes évidentes d'individus de Lézard vivipare par les flammes (peu de moyen de fuite et sols brulés en profondeurs sur plusieurs mètres), la perte en micro-habitats et refuges (Fig. 85) est autant importante et n'augurent rien de bon pour la période d'hivernation à venir.



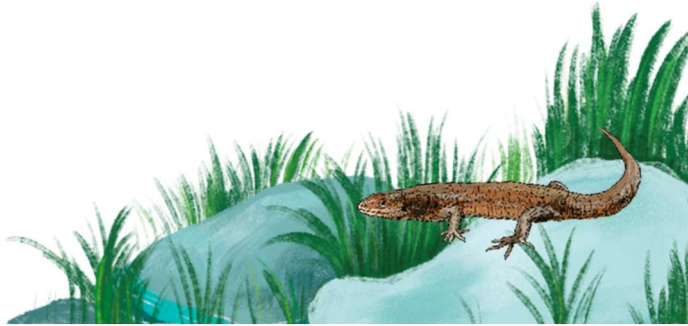
Fig. 85 Site d'Hostens – Gât Mort : landes à molinie, lagune et station météo prise dans l'incendie de « Landiras I » durant l'été 2022. © Cistude Nature- Xavier Gautron.

13.5 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 la survie des individus (les pertes hydriques) jusqu'à la répartition, au moins pour la forme ovipare (principalement en plaine). Les habitats de type lagunes, landes 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. Ces résultats suggèrent également des pistes de gestions des milieux en faveur de cette espèce ainsi que des pistes de stratégies régionales de conservation en mettant en lumière des actions/priorités différentes suivant les contextes géographiques. Les prochaines étapes vont désormais être :

1) La modélisation corrélative de la répartition des deux formes à l'échelle des îlots 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

L'année 2022 a été la preuve de ce qu'une accumulation de phénomènes climatiques peuvent induire sur les populations à mobilité réduite. Sécheresses hivernales, amplitudes thermiques jour/nuit marquées, canicules dès le printemps, puis incendies ravageurs sont autant d'expressions du dérèglement climatique qui impactent le cycle de vie de ces espèces Sentinelles, voir font disparaitre des populations entières. L'analyse de l'impact des différents phénomènes climatiques de 2022 va être déterminante sur la capacité de résilience ou non de certaines populations de Lézard vivipare.



Chapitre 14. Lézard de Bonnal, *Iberolacerta bonnali,* et Lézard catalan, *Podarcis liolepis*

Auteurs : *Matthieu Berroneau*

14.1 Introduction

14.1.1 Présentation des espèces et des enjeux vis-à-vis du 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, 2014b). 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.

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 étudiées ont de faibles capacités de dispersion, 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 ne 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 (SANCHEZ-FERNANDEZ *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 1 560 à 3 173 mètres sur la totalité de son aire (POTTIER *et al.*, 2008 ; BERRONEAU, 2014b). 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 2 600 mètres sur son aire de répartition totale, mais ne dépassant pas 950 mètres dans les Pyrénées-Atlantiques (BERRONEAU, 2014b). 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.

14.1.2 Suivi de l'occupation

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 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 du 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. Pour réaliser les estimations d'abondance, l'approche de ROYLE (2004) qui propose une méthode de modélisation hiérarchique, modèle N-mélange, a été 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 (ROYLE, 2004).

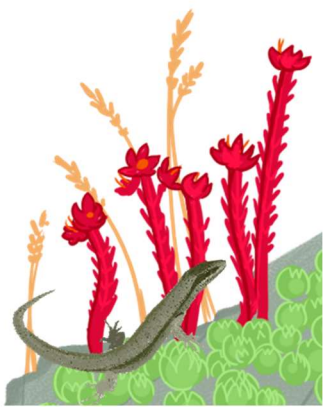
14.1.3 Problématiques

Le principal facteur d'influence qui semble peser sur 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. 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. Sur le long terme, ce protocole permettra de mettre en évidence l'évolution des répartitions altitudinales des trois lézards gris.

14.2 Matériel et méthodes

Le protocole complet de suivi des lézards gris de montagne (Lézard de Bonnal, Lézard catalan, Lézard des murailles) est détaillé dans BERRONEAU (2021b).

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. Trois sites ont été choisi pour le Lézard catalan, deux situés au Pays basque, sur les communes d'Esterençuby et de Mendive et un en Vallée d'Aspe sur la commune d'Etsaut (chemin de la Mature). Trois sites ont été choisi pour le Lézard de Bonnal, tous en vallée d'Ossau sur les communes de Laruns et d'Eaux-Bonnes, sites au lac d'Anglas, au lac d'Arrious et au pic de Peyreget (Fig. 86, page suivante), plus de détails dans HUGON et BERRONEAU (2020). Le site du Pic d'Ossau (versant nord) a été abandonné en 2022 pour des raisons de sécurité (accès au site dangereux) et de résultats (nombre d'observations annuelles insuffisantes).



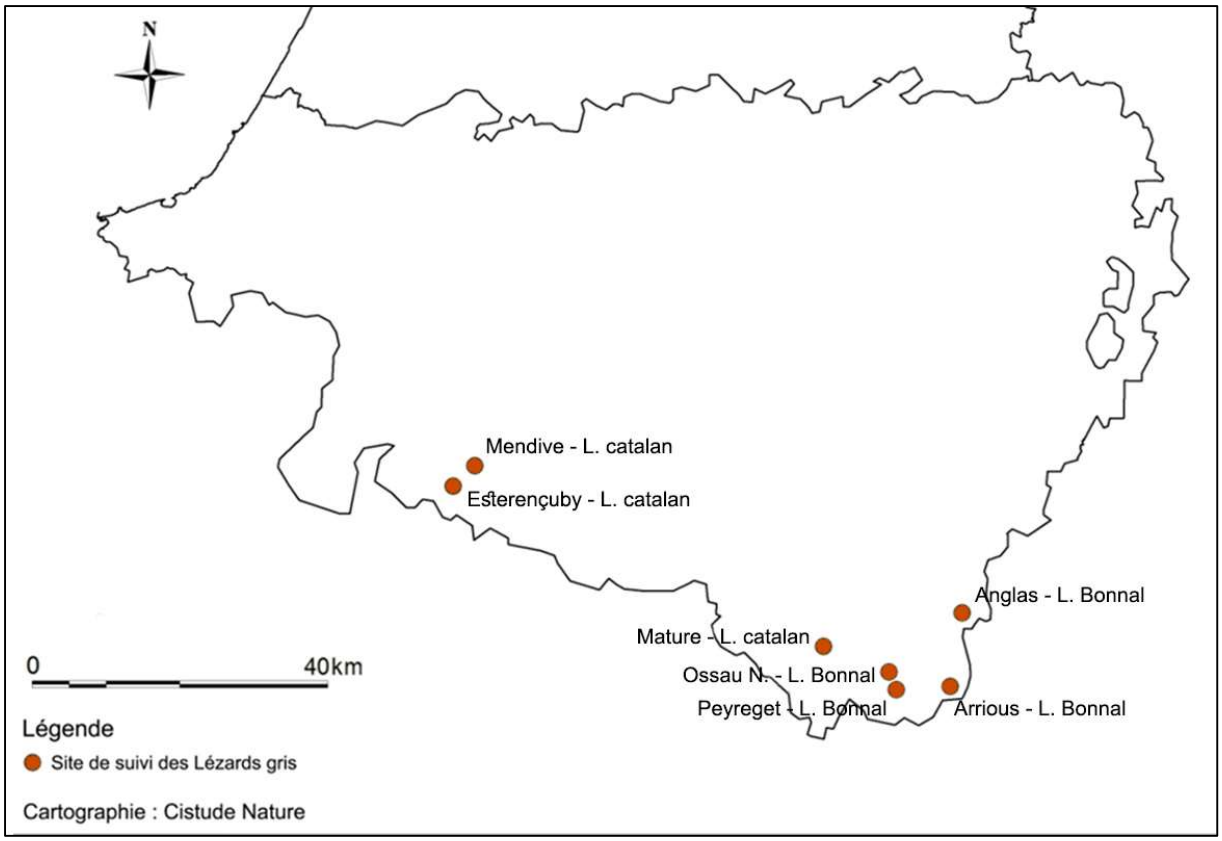


Fig. 86 Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi des "lézards gris".

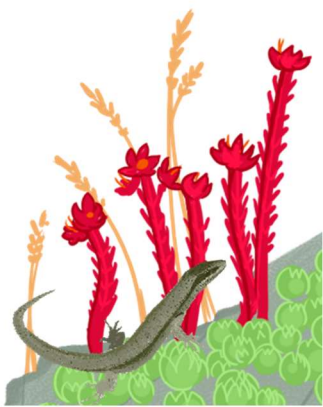
Le protocole de suivi des individus s'inspire du protocole POP reptiles reconnu au niveau national (LOURDAIS & MIAUD, 2016). Il consiste en un dénombrement systématique des différentes espèces, par prise de contact visuel des individus au sein des différentes placettes ou transect des sites d'étude. Les pointages sont effectués pour le Lézard de Bonnal, le Lézard catalan et le Lézard des murailles. Trois visites 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 (0). 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 ont également été utilisées pour faire des estimations de l'abondance du Lézard catalan sur les sites de Mendive et d'Esterençuby de 2017 à 2020 (sites suivis par placette contrairement aux autres suivis par transect) et ont enrichi les données de présence pour la modélisation corrélative. La méthodologie de prospection et les résultats de l'analyse d'abondance sont présentés dans HUGON et BERRONEAU (2020). Les dates de prospections de l'année 2021 sont présentées dans le Tab. XLVII.

Tab. XLVII Dates de comptage sur l'ensemble des sites « lézards gris » en 2021 (MB : Matthieu Berroneau, MC : Martin Costechareire, MW : Mélina Wyss).

		Passage 1	Passage 2	Passage 3
Sites L. catalan	Esterençuby	16/06/2022 MC, MW	01/07/2022 MC, MW	08/07/2022 MC, MW
	Mendive	31/05/2022 MC, MW	17/06/2022 MC, MW	01/07/2022 MC, MW
	Etsaut	03/06/2022 MC, MW	07/07/2022 MC, MW	03/08/2022 MC, MW
Sites L. de Bonnal	Anglas	12/07/2022 MB, MC	22/07/2022 MC, MW	05/08/2022 MC, MW
	Arrious	13/07/2022 MC, MW	25/07/2022 MC, MW	11/08/2022 MC, MW, MB
	Ossau Nord	21/07/2022 MB, MC, MW		
	Peyreget	11/07/2022 MB, MC	26/07/2022 MC, MW	04/08/2022 MB, MW

- ***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 donc 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.



14.3 Résultats

14.3.1 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 à lézards de Bonnal (Tab. XLVIII, Fig. 87, Fig. 88 et Fig. 89)

Sur le site de Peyreget, le Lézard de Bonnal a été contacté pour la toute première fois en milieu de transect (un individu à 2083 m). Il s'agit là peut être d'un individu isolé en déplacement. Le Lézard des murailles est quant à lui toujours présent jusqu'au col, mais semble absent au-delà.

Sur le site d'Anglas, la population de Lézard de Bonnal reste importante et ne montre pas de migration altitudinale marquée. La moyenne altitudinale a été mesurée à 2 174 m en 2017, 2 156 m en 2018, 2 149 m en 2019, 2 151 m en 2020, 2 154 m en 2021 et 2178 m en 2022. Après une baisse en 2020 et 2021, le nombre moyen d'observation retrouve ces niveaux précédents (43 lézards observés au maximum sur un passage). Le Lézard des murailles n'a toujours pas été observé sur le secteur et est absent dès... 1 400 m !

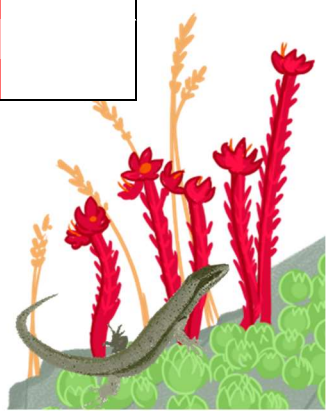
Sur le site d'Arrious, les deux espèces sont présentes en forte densité. La population de Lézard de Bonnal est toujours relativement stable. Ni l'altitude moyenne ni l'altitude minimale ne semblent évoluer (alt. mini de 2 046 m en 2011, puis 2 025 m en 2016, 2 030 m en 2017, 2 047 m en 2018, 2 028 m en 2019, 2 035 m en 2020, 2 023 m en 2021, 2 027 m en 2022). 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 2 045 m à 2 082 m. Entre 2017 et 2019, cette hauteur maximale est passée de 2 082 m à 2 167 m. Cette hausse s'est poursuivie en 2020 avec un Lézard des murailles observé à 2 175 m. 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. Depuis 2021, le Lézard des murailles n'a pas progressé en altitude et plafonne à 2 110 m (en 2021, 2 107 m en 2022). Il reste toutefois bien installé au-delà de 2 065 m d'altitude : seuls trois individus de l'espèce avaient été vus en 2017, contre 9 en 2018, 23 en 2019, 10 en 2020, 15 en 2021 et 20 en 2022.

Tab. XLVIII Tableau synthétique des relevés du Lézard de Bonnal.

			2011*	2016**	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Arrious	*Podarcis muralis*	Nombre total lors des 3 passages	-	-	60	77	127	54	106	89
		Altitude moyenne	1915	1898	1899	1924	1910	1979	1938	1968
		Nombre max. lors d'un passage	28	28	23	58	56	42	56	89
		Altitude Ecart-type	79	78	89	86	102	83	40	100
		Altitude maximale	2045	2087	2082	2096	2167	2175	2110	2107
	Iberolacerta bonnali	Nombre total lors des 3 passages	59	50	104	214	235	124	144	176
		Altitude moyenne	2147	2119	2103	2104	2111	2114	2145	2107
		Nombre max. lors d'un passage	59	50	64	113	116	45	75	102
		Altitude Ecart-type	56	68	54	49	55	51	23	61
		Altitude minimale	2046	2025	2030	2047	2028	2035	2023	2027
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	42	101
		Altitude moyenne	-	-	2174	2156	2149	2151	2154	2178
		Nombre max. lors d'un passage	-	-	44	42	47	27	19	43
		Altitude Ecart-type	-	-	101	92,9	104	106	30	92,4
		Altitude minimale	-	-	1998	1996	2011	1982	2016	2014
Peyreget	*Podarcis muralis*	Nombre total lors des 3 passages	-	-	-	15	17	30	19	47
		Altitude moyenne	-	-	-	2051	2108	2103	2091	2123
		Nombre max. lors d'un passage	-	-	-	13	12	13	15	18
		Altitude Ecart-type	-	-	-	35	75	66	50	85
		Altitude maximale	-	-	-	2128	2264	2212	2028	2252
	Iberolacerta bonnali	Nombre total lors des 3 passages	-	-	-	-	-	-	4	5
		Altitude moyenne	-	-	-	-	-	-	2336	2225
		Nombre max. lors d'un passage	-	-	-	-	-	-	4	3
		Altitude Ecart-type	-	-	-	-	-	-	-	82
		Altitude minimale	-	-	-	-	-	-	2298	2083
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		

* Selon Thirion *et al.* 2018

** Seulement 1 passage (année test).



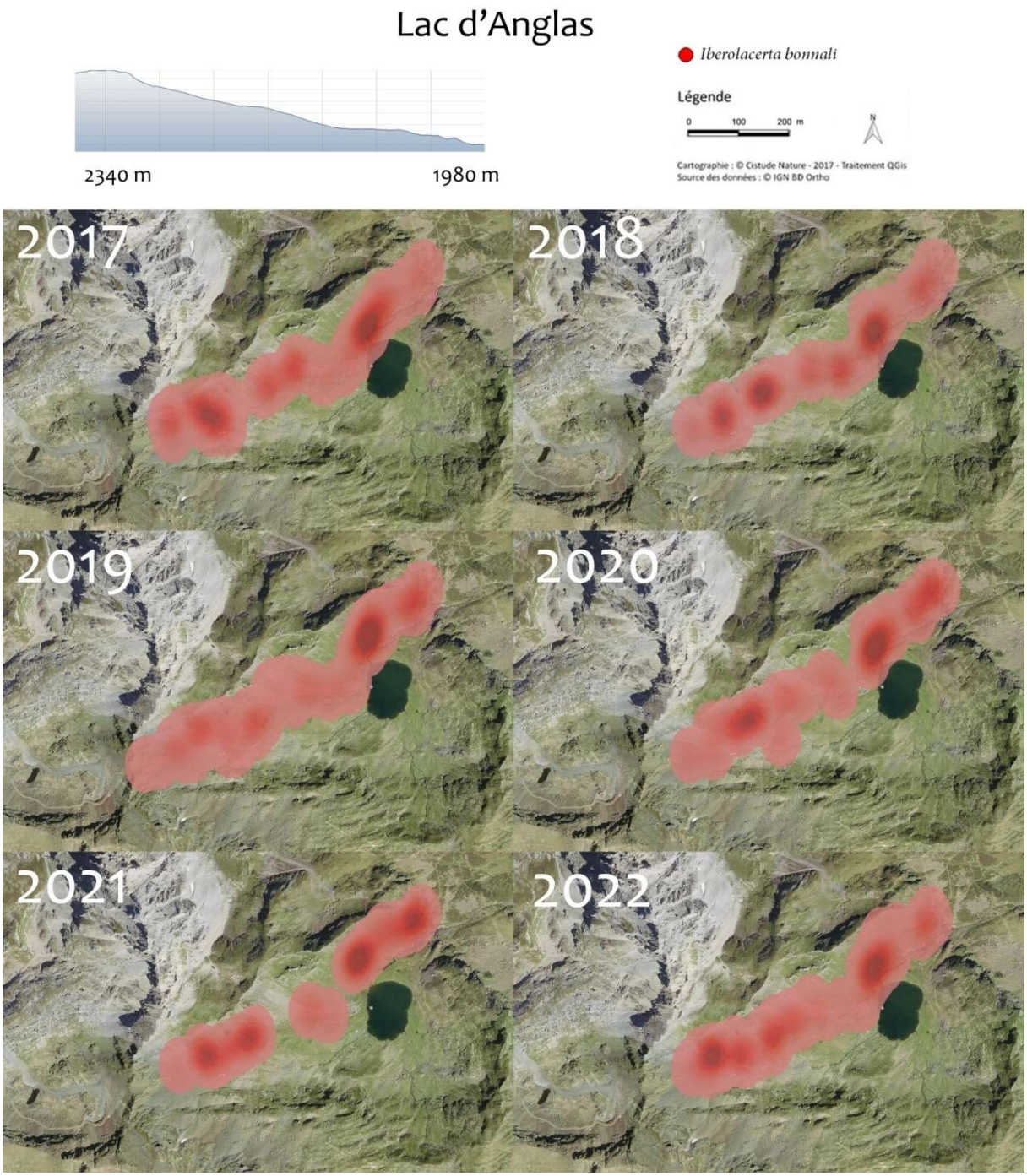


Fig. 87 Site dAnglas – répartition des observations et cartes de chaleur.

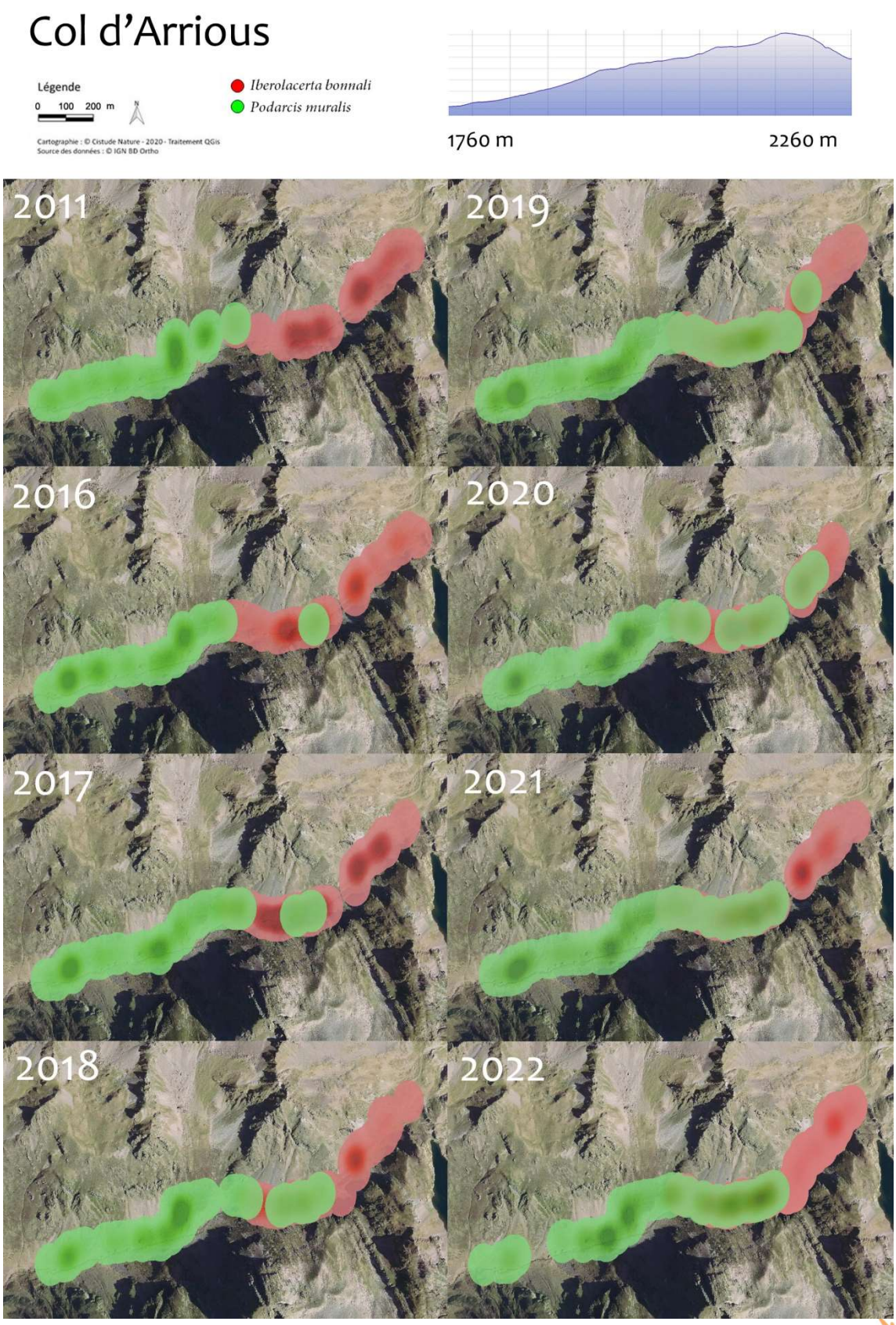


Fig. 88 Site d'Arrious — répartition des observations et cartes de chaleur.

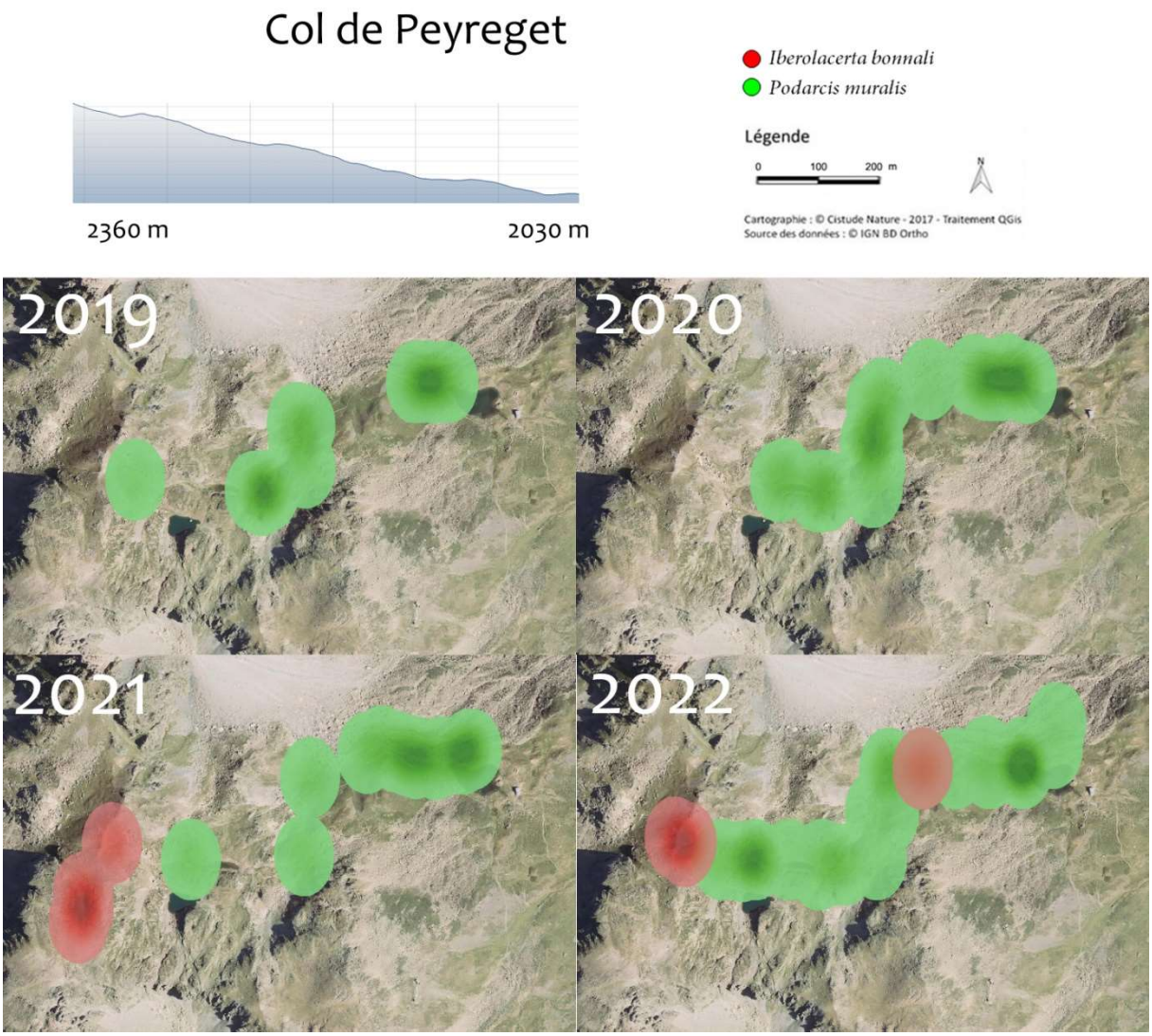


Fig. 89 Site de Peyreget — répartition des observations et cartes de chaleur.

14.3.2 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. XLIX, Fig. 90 et Fig. 91). Pour le transect d'Etsaut, les résultats sont présentés sur la carte de chaleur uniquement (Fig. 92).

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 et 73% en 2021 et 2022, toujours en faveur du Lézard catalan. Sur Esterençuby, ce rapport a varié entre 54% en 2017, 72% en 2018, 51% en 2019, 60% en 2020 et 52% en 2021, toujours en faveur du Lézard des murailles. Cette année, pour la première fois, le Lézard catalan devient légèrement majoritaire (53%).

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 confirmer. 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, aucun en 2020, deux en 2021, et un en 2022.

Tab. XLIX 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%**
2021	0%	100%	0%	0%	100%	0%	100%	0%	83%	17%	100%	0%	100%	0%	0%	100%	**73%**	**27%**
2022	75%	25%	100%	0%	89%	11%	75%	25%	90%	10%	92%	8%	100%	0%	0%	100%	**73%**	**27%**
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%**
2021	88%	12%	100%	0%	57%	43%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	**48%**	**52%**
2022	100%	0%	93%	7%	97%	7%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	0%	100%	**53%**	**47%**

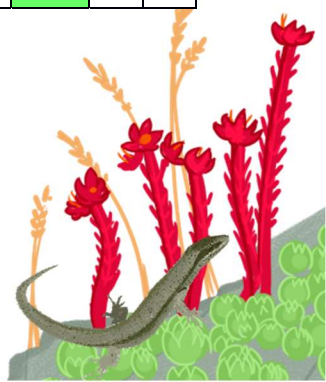




Fig. 90 Mendive, années 2017 à 2022, proportion d'observation du Lézard catalan et du Lézard des murailles.

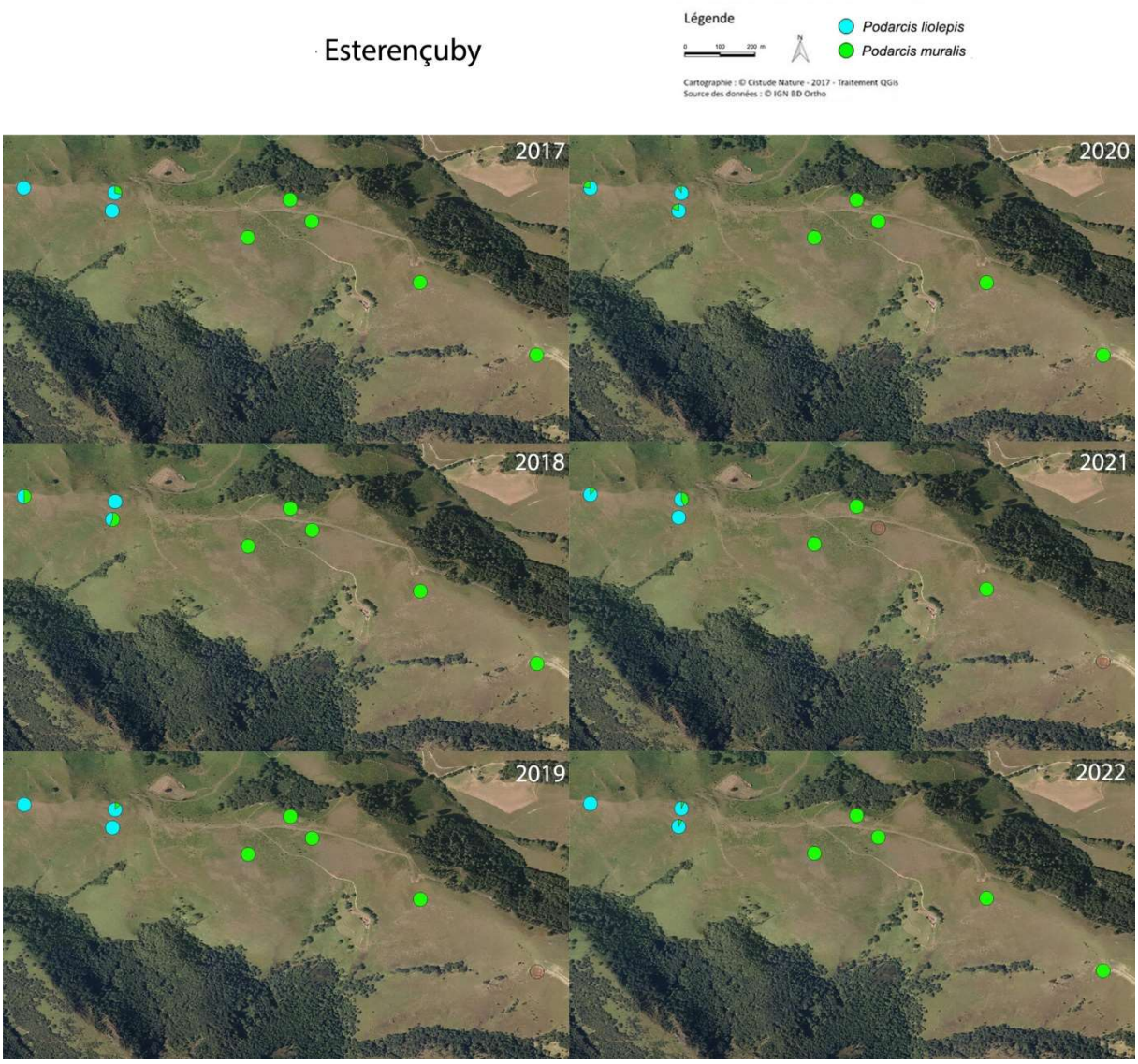


Fig. 91 Esterençuby, années 2017 à 2022, proportion d'observation du Lézard catalan et du Lézard des murailles.



Fig. 92 Etsaut, années 2017 à 2022, proportion d'observation du Lézard catalan et du Lézard des murailles.

14.4 Discussion

14.4.1 Lézard de Bonnal

Sur le site d'Anglas, où le Lézard de Bonnal est seul (absence de Lézard des murailles), les populations montrent une grande stabilité depuis le début des suivis (année 2017), que ce soit en termes d'abondance ou de répartition. A l'exception de 2020 et 2021 qui étaient *a priori* des années défavorables à la détection, le nombre maximal d'individus observés par passage varie entre 42 et 47, la moyenne altitudinale oscille autour de 2 160 m. L'altitude minimale d'observation, un peu plus haute ces deux dernières années (2 014 et 2 016 m), est à surveiller dans les années futures. C'est peut-être le point qui marquera un impact du changement climatique sur l'espèce en situation d'isolement interspécifique.

Sur le site d'Arrious, les répartitions respectives du Lézard des murailles et du Lézard de Bonnal avaient montré d'importants changements entre 2011 et 2020, avec une importante colonisation du Lézard des murailles, atteignant même jusqu'à 2 175 m en 2020. En 2021 et 2022, le Lézard des murailles n'a pas été revu à de telles altitudes, mais semble désormais bien installé jusqu'à 2 110 m, altitude qui n'était même pas atteinte par l'espèce en 2018. Pour l'instant, cette colonisation du territoire par le Lézard des murailles ne semble pas impacter le Lézard de Bonnal, qui est vu aux mêmes altitudes et en même densité.

Sur le site de Peyreguet, nous n'en sommes qu'aux premiers suivis et le Lézard de Bonnal est très localisé. Les premières mentions de l'espèce apparaissent en 2021, et l'année 2022 a été marquée par l'observation d'un individu (isolé ?) à basse altitude (2 083 m). Les prochaines années de suivi devraient nous en dire plus sur la situation exacte du site. Depuis 4 ans, le nombre d'observations du Lézard des murailles semble en augmentation, tout comme son altitude moyenne, passée de 2 051 m en 2018 à 2 123 m cette année.

Les suivis sur le site d'Ossau Nord ont été abandonnés : les observations (spécialement celles du Lézard de Bonnal) sont trop peu nombreuses (moins de 10 par passage, toutes espèces confondues en moyenne) et l'ascension trop dangereuse (hors sentier, éboulis de grande taille et peu stable, pas de réseau).

14.4.2 Lézard catalan

Les résultats présentés pour les sites de Mendive et d'Esterençuby ne mettent pas en évidence une modification de l'aire de répartition des deux espèces, *P. liolepis* et *P. muralis*. A noter, toutefois, que le Lézard catalan devient pour la toute première fois majoritaire sur le site d'Esterençuby. 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 les hypothèses que le milieu lui serait défavorable ou que l'éventuelle compétition avec le Lézard catalan présent en densité importante dans cette zone expliquerait son absence.

14.5 Conclusion

L'observation directe sur le terrain a permis de mettre en évidence que les aires de répartition du Lézard catalan et du Lézard de Bonnal semblent stables depuis 2017. En revanche, le Lézard des murailles progresse en altitude sur un des sites d'étude du Lézard de Bonnal. En ce qui concerne le Lézard catalan, nous préconisons la poursuite des suivis sur le chemin de la Mâture. Dans l'optique d'une optimisation des coûts de suivis *versus* suivis des observations, nous proposons désormais d'espacer la fréquence du suivi tous les deux ans.





Partie V. Les mammiferes



Chapitre 15. La Marmotte des Alpes, *Marmota marmota* : un mammifère des pelouses et rocailles pyrénéennes

Auteur : *Emilie Loutfi, Luc Clément, Anouk Glad, Mélina Weiss* **Contributeurs :** *Philippe Legay, Thomas Ruys*, *Fanny Mallard*

15.1 Introduction

15.1.1 La Marmotte des Alpes

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). Les introductions avaient pour but d'offrir plus de proies aux aigles royaux *(Aquila chrysaetos) ;* (Barrio *et al.*, 2013). Historiquement l'espèce avait disparu 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 ouvertes au-dessus de la ligne forestière entre 1400 m et 2400 m composées 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 (Allaine *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 subordonnés participent activement à la vie du groupe familial (élevage coopératif des jeunes). Les marmottes ont aussi la particularité d'hiberner 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 l'épaisseur 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).
- 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 (Allaine *et al.*, 2000 ; Allaine & 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 ; SALSBURY & ARMITAGE, 2003). 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.

15.1.2 L'impact du réchauffement climatique sur la Marmotte des Alpes

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 entraîner une forte diminution de la surface d'habitat favorable disponible pour les marmottes. En effet, PEREZ-GARCIA *et al.* (2013) ont montré dans les Pyrénées-Orientales, avec l'étude de 12 unités de végétation de prairie, que toutes présenteraient 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 la capacité de migration des communautés végétales ou la compétition entre les espèces qui pourraient limiter encore le déplacement de certaines espèces à plus hautes altitudes (PEREZ-GARCIA *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.

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 marmottes. 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 ; REZOUKI *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 (LOPEZ-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 (REZOUKI, 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'à 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

dispersion plus précoce des individus subordonnés pour former leur propre famille (Rezouki *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 (Rezouki, 2018).

Un autre effet du réchauffement et de la diminution de la quantité de neige est 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 passent les marmottes à chercher leur nourriture ainsi que la qualité de la végétation, ce qui aurait un effet négatif sur les individus et leur survie (Rezouki *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, engraissement au printemps et en été, 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.

15.1.3 La modélisation réalisée en 2021 à partir de cette étude

Une étude de modélisation, menée en 2020 et 2021, visait à déterminer la répartition potentielle actuelle des marmottes et à évaluer son évolution 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 correspond à une stabilisation puis une baisse des émissions, le RCP 4.5 à une augmentation puis une stabilisation et le RCP 8.5 à une augmentation continue (Moss *et al.*, 2010).

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). 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. 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 au regard 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).



- ***Données de présence de marmottes***

Les données de présence de marmottes proviennent de l'Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage (OAFS, https://observatoire-fauna.fr/), et du programme *les sentinelles du climat*.

- ***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.

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. Deux saisons ont été distinguées : la phase inactive notée « hiver » d'octobre à mars et la phase active dite « été » d'avril à septembre.

- ***Données d'occupation du sol et topographiques***

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 minérales, les surfaces de pelouses, de landes ligneuses et de forêts (résineux et feuillus) exprimées en pourcentage de couverture sur un pixel de 1 km² car ce sont les types d'habitats dominants 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).

- ***Cartes de répartition : gains et pertes d'habitat***

Des cartes de répartition en probabilité relative ont été réalisées. À partir de ces prédictions, des cartes représentant les gains et les pertes d'habitats pour chaque scénario et horizon par rapport au présent ont été créées. Puis 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 s'accordent sur 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 de 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.

- *Résultats obtenus*

Les résultats (Fig. 93) montrent que les premiers effets du réchauffement induisent de 11% à 46,7% de pertes d'habitats potentielsn 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 2071–2100 et RCP 8.5 avec une perte de 46,7% en 2071–2100. 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.

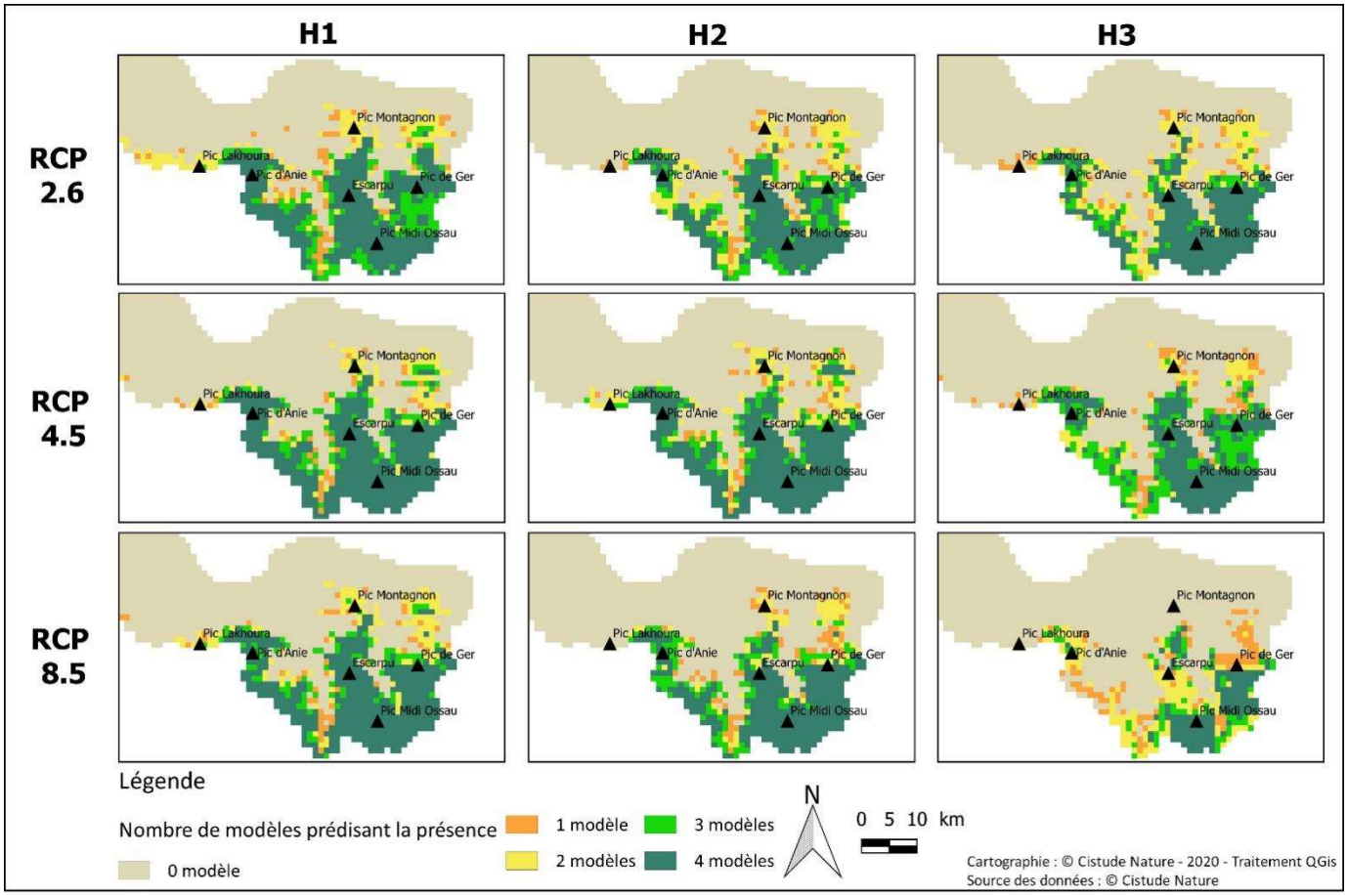


Fig. 93 Consensus entre les quatre approches testées pour le futur.

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. L). 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. L 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

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, est de plus en plus défavorable ;
- l'écart de température journalier en hiver devient défavorable au-dessus de 3°C ;
- la médiane de la quantité de pluie en été est défavorable pour des valeurs faibles (< 1 mm) ;
- la hauteur moyenne de neige en hiver est défavorable lorsqu'il y a peu de neige (<50 cm) ou plus de 1,50 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 due à une couche neigeuse isolante moins importante) et le potentiel avantage de profiter d'un développement de la végétation plus précoce. En revanche, l'alternance d'événements annuels favorables et défavorables tels qu'observés avec les suivis pourrait provoquer des changements importants dans la dynamique générale des populations. Les effets à l'horizon lointain sont les plus négatifs pour les scénarios RCP 4.5 (pic et stabilisation) et 8.5 (augmentation) et pourraient conduire à une large réduction des habitats favorables aux marmottes. Cependant, les modèles corrélatifs de répartition ne tiennent pas compte de nombreux facteurs, tels que l'interaction avec d'autres espèces (animales et végétales), les capacités d'adaptation des marmottes ou la dynamique générale des populations.

15.1.4 Le suivi mené dans le cadre du programme *les sentinelles du climat*

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 ainsi 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 connaître 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 de mesures sur chaque site.

Sept ans de données de suivi de la Marmotte des Alpes sur 15 terriers situés dans les Pyrénées sont d'ores-et-déjà disponibles et ont donné lieu à des analyses à l'aide de modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM, fonction glmmTMB du package glmmTMB (Brooks *et al.*, 2017)). En effet, à l'échelle locale, une diminution du nombre de marmottons a été constatée ces dernières années, plus particulièrement au niveau des terriers situés à haute altitude. De plus, les effectifs des familles à basse altitude diminuent également (Glad, 2021). Par ailleurs, depuis quelques années, le nombre de non-reproduction augmente pour les familles des terriers situés à une altitude supérieure à 1700m (Glad, 2021).

Les températures en hiver et au printemps ainsi que la longueur de l'hiver (nombre de jours de neige au sol, température au printemps) pourraient être les facteurs les plus importants, cependant d'autres aspects sont aussi à prendre en compte, tels que la durée d'enneigement, le premier jour de neige et premier jour de fonte (Glad & Mallard, 2022), la disponibilité et la qualité fourragère, le dérangement (humains, troupeaux, chiens, prédateurs...) durant la période estivale, ou encore la pression de pâturage et la sécheresse en été qui peuvent avoir un impact sur la qualité fourragère et l'activité journalière des marmottes (Glad & Mallard, 2022). L'objectif de ce chapitre est de compléter les analyses effectuées les années précédentes.

15.2 Matériel et Méthodes

15.2.1 Suivi des familles en vallée d'Ossau

En 2016, 14 sites ont été sélectionnés pour un suivi annuel. 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 (RUYS, 2016). La possibilité de compter les marmottons dans de bonnes conditions tout en limitant le dérangement a également été prise en compte. Après discussion avec le conseil scientifique du programme 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, les suivis ont été menés sur 15 sites depuis 2017 (RUYS, 2017)et reconduits chaque année de 2018 (LEGAY & RUYS, 2018) à 2021 (Fig. 94).

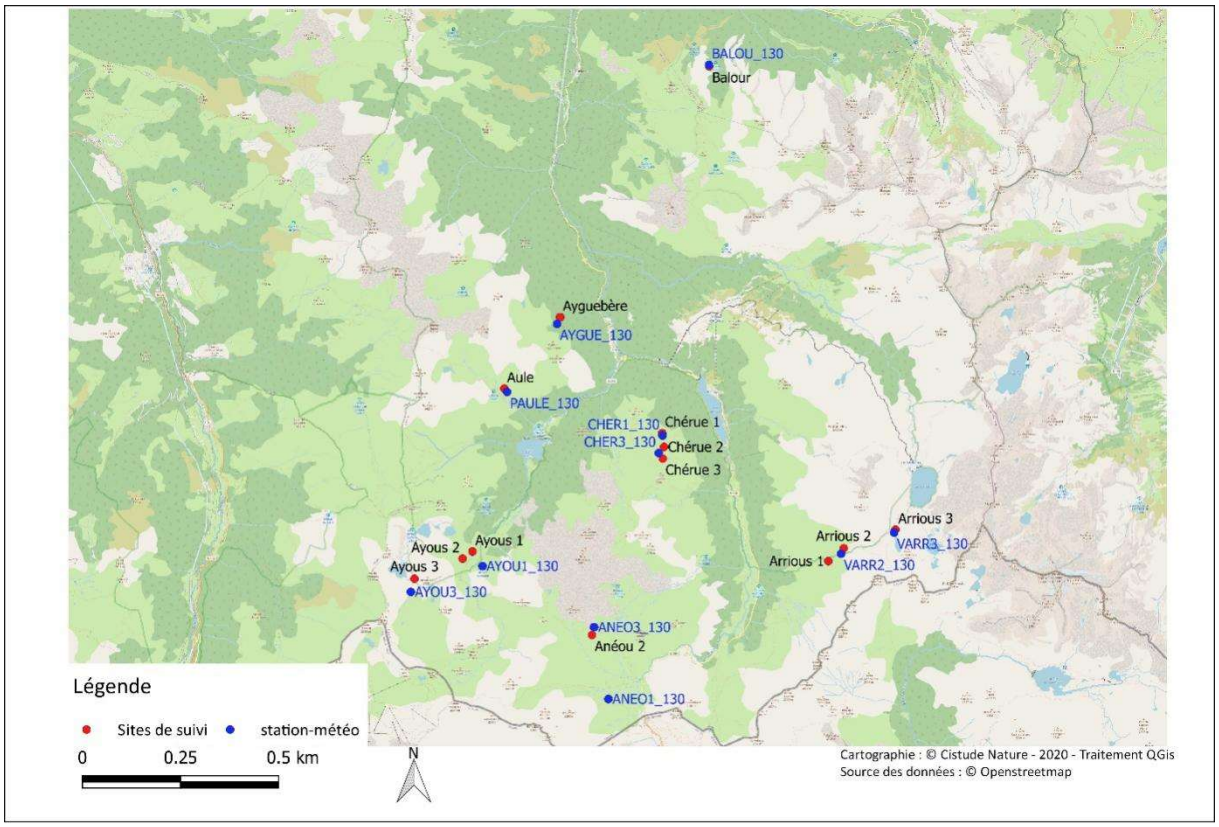


Fig. 94 Situation géographique des sites d'étude validés pour le suivi Marmotte des Alpes *Marmota marmota* et des stations météos associées.

Les 15 sites de suivi sont répartis en 8 classes d'altitude qui couvrent des plages de 100 m de dénivelé entre 1300 et 2300 m 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 sites ne permet pas d'avoir toutes les caractéristiques représentatives du massif pyrénéen. De plus, pour les variables « exposition » ou « pierrier », les valeurs ne sont pas également réparties entre les sites. Ces caractéristiques sont résumées dans le tableau suivant (Tab. LI).



Tab. LI Caractéristiques des sites de suivi

Supersite	Site	Exposition	Pierrier_em	PNP	habitat	Alti_R
Balour	Balour	est	0,5	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	1300
Ayguebere	Ayguebere	est	0,5	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	1460
Aule	Aule	sud_ouest	0,25	NON	Pelouse et rocailles de montagnes	1715
Ayous	Ayous_01	nord	0,25	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	1620
Ayous	Ayous_02	est	0,25	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	1675
Ayous	Ayous_03	sud_ouest	0,25	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	2090
Anéou	Anéou_01	sud_ouest	0,25	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	1825
Anéou	Anéou_02	sud_est	0,25	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	2035
Anéou	Anéou_03	sud	1	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	2090
Chérue	Chérue-01	nord_est	0,25	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	1830
Chérue	Chérue-02	nord_est	0,25	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	1930
Chérue	Chérue-03	nord_est	0,25	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	1990
Arrious	Arrious_01	nord	0,5	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	1815
Arrious	Arrious_02	sud	1	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	1900
Arrious	Arrious_03	nord	0,25	OUI	Pelouse et rocailles de montagnes	2260

Pour le suivi des conditions météorologiques, des stations météorologiques ont été installées proches de sites de suivi. 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.

La méthodologie de suivi des familles de marmottes a été rigoureusement la même depuis 2017. Elle est détaillé dans Ruys (2021).

15.2.2 Constitution du jeu de données

- *Données de comptage*

Les données issues des comptages ont été récoltées de 2016 à 2022 pour tous les terriers sauf Balour et Ayguebère qui n'ont été ajoutés au suivi qu'à partir de 2017. À partir des données récoltées lors des passages, les valeurs maximales du nombre de marmottons et d'adultes pour chaque année ont été prises en compte.

- *Données environnementales*

Diverses variables environnementales sur lesquelles le changement climatique a un impact ont également été recueillies, telles que la durée d'enneigement, le premier jour de neige et le premier jour de fonte, ainsi que la densité du couvert végétal. La récupération de ces données a été réalisée à l'aide du logiciel QGIS Desktop version 3.24.0.

La **durée d'enneigement, le premier jour de neige et le premier jour de fonte de neige** jouent un rôle dans la qualité de l'hibernation de la marmotte. En effet, la diminution de la durée d'enneigement peut entraîner une isolation moindre du sol lors de la fin de l'hiver, permettant une augmentation de la couche de sol gelée. Les marmottes auraient alors la nécessité de puiser davantage dans leurs réserves afin de réchauffer le terrier et survivre, ce qui pourrait porter préjudice à une bonne reproduction (Tafani, 2013; Rezouki, 2018). De plus, ces variables peuvent impacter l'accès aux ressources nutritives. En effet, plus tôt la neige fond, plus tôt la végétation peut commencer à pousser. Lors d'un printemps plus précoce, les marmottes ont alors accès à une végétation abondante dès leur sortie du terrier, favorisant la création de réserves de graisse pour l'hiver suivant.

Les données de durée d'enneigement, de premier jour de neige et de premier jour de fonte ont été obtenues à partir de la base de données Theia et de l'aide de Simon Gascoin, chargé de recherche au Centre National d'Études Spatiales (CNES). Le CNES met gratuitement à disposition un produit appelé Neige Theia généré à partir d'images issues des satellites Sentinel-2 et Landsat-8 (Gascoin *et al.*, 2019). Une synthèse annuelle du nombre de jours d'enneigement durant une année hydrologique (entre le 1er septembre et le 31 août), du premier jour de neige et du premier jour de fonte sont disponibles (Gascoin *et al.*, 2019). Les fichiers contenant ces données en vallée d'Ossau ont été récupérés pour les années 2017, 2018, 2019 et 2020. Chaque fichier comprend plusieurs couches rasters dont : SCD (Snow Cover Duration) (Annexe 5), SOD (Snow Onset Date) et SMD (Snow Melt out Date), qui correspondent respectivement à la durée d'enneigement, au premier jour de neige et au premier jour de fonte (Gascoin, 2022). A partir de ces trois couches, l'extension Point Sampling Tool a permis de récupérer, les données pour chaque terrier suivi, en croisant les couches rasters contenant les valeurs de durée d'enneigement, de premier jour de neige et de premier jour de fonte avec la couche vecteur comprenant la localisation des 15 terriers.

Le **couvert végétal** constitue un paramètre permettant d'évaluer la disponibilité des ressources nutritives. Pour ce faire, le calcul du Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), une mesure satellite du couvert végétal, paraît adapté. Cet indice mesure la teneur en chlorophylle des plantes *via* des capteurs sur un satellite (Pettorelli *et al.*, 2005). Il mesure la réflectance, correspondant à la capacité des cultures à réfléchir la lumière (Rezouki, 2018). Les valeurs du NDVI sont comprises entre – 1 et 1. Les valeurs négatives correspondent aux couverts autres que végétaux tels que la neige, l'eau ou encore les nuages, les valeurs nulles correspondent aux sols nus et, pour finir, les valeurs positives correspondent aux couverts végétaux. Plus la valeur est haute, plus le couvert végétal est dense (Rezouki, 2018).

Les données ont été obtenues à partir du serveur d'images Earth Explorer de l'Institut d'études géologiques des États-Unis (USGS) (Atilio, 2015). Deux fichiers ont été téléchargés pour chaque année de suivi durant la période estivale. Le premier correspond à celui de la mi-juillet, juste après la sortie du terrier des jeunes de l'année, et le second à la mi-août, lors de la dernière période d'engraissement avant l'entrée en terrier d'hibernation (Pettorelli *et al.*, 2005). Ces fichiers contiennent chacun différentes bandes du satellite sous forme de rasters, seules les bandes 4 et 5 permettent de calculer le NDVI (Atilio, 2018). Pour commencer, une conversion des couches *via* QGIS est nécessaire. Pour ce faire, l'outil Convertir est utilisé dans le but de retirer les bandes noires présentes autour des couches. Une transformation de chacune d'elles est ensuite effectuée *via* l'outil Calculatrice raster dans le but d'obtenir des images avec des valeurs de réflectance et non de radiance. Une fois ces modifications effectuées, le NDVI peut être calculé à partir des deux rasters créés. Pour cela, l'utilisation de l'outil Calculatrice raster a été de nouveau requise (Atilio, 2018). La couche raster contenant les valeurs de NDVI est alors obtenue (Annexe 6).



Les marmottes se nourrissent de la végétation présente au sein de leur domaine vital, le plus souvent à proximité de leur terrier. Nous avons donc fait le choix de récupérer les valeurs moyennes du NDVI au sein du domaine vital de chaque famille suivie. Pour ce faire, la réalisation de buffers autour des points des terriers suivis est requise à l'aide du logiciel QGIS. La superficie du domaine vital varie généralement de 0,9 à 2,8 hectares en fonction des familles et de la localisation des terriers (RAMOUSSE & LE BERRE, 1995; LENTI BOERO, 1996), le domaine vital moyen d'une famille de marmottes équivaut alors à environ 2 hectares. Pour notre étude, le domaine vital de la marmotte est ici considéré comme circulaire. L'aire d'un cercle étant égale à $Pi*R^2$, des buffers circulaires de rayon égal à 80 m ont alors été réalisés. La récupération des données pour chaque terrier est ensuite réalisée grâce à l'outil Découper un raster selon un masque. En effet, le raster contenant les valeurs de NDVI est découpé en fonction des buffers de chaque terrier. La valeur moyenne du raster créé est alors disponible et permet d'obtenir le NDVI moyen du domaine vital d'un terrier. Pour finir, une variable a été créée à partir de la moyenne des deux NDVI calculés.

Dans les Alpes, **l'indice de Bagnouls-Gaussen** (noté BGI) est utilisé afin d'étudier l'impact de la sécheresse sur les marmottes (REZOUKI, 2018). En effet, il a été démontré que la qualité fourragère avait un impact sur la reproduction des mammifères herbivores (PETTORELLI *et al.*, 2007). La progéniture des femelles ayant de grandes réserves de graisse bénéficierait de plus de soins maternels, la mortalité de ceux-ci serait alors moins élevée que les nouveau-nés des femelles avec peu de masse graisseuse. La qualité nutritionnelle d'un végétal diminue durant son développement, les cellules végétales nutritives et facilement digestibles étant progressivement remplacées par de la matière végétale sèche et fibreuse. Plus la végétation se développe rapidement, moins elle est facilement digestible (PETTORELLI, MYSTERUD, ET AL., 2005 ; SCHUYLER ET AL., 2021).

Le BGI est calculé du 1er juillet au 31 août, durant la période de nutrition des marmottes, en particulier celle des petits qui viennent de sortir du terrier (TAFANI, 2013). La sécheresse constituant un facteur limitant au développement des végétaux, cet indice permettrait de faire une approximation de la disponibilité et de la qualité de la nourriture en été. Le BGI est calculé à l'aide d'un rapport entre la température moyenne du mois et le nombre de millimètres de pluie tombée (GAUSSEN & BAGNOULS, 1952). Les valeurs faibles sont associées à des étés chauds et secs, soit à des fourrages moins denses et de moins bonne qualité (REZOUKI, 2018). A cette fin, les données de la station météorologique du refuge d'Arrémoulit ont été récupérées. Elles couvrent ainsi les mois de juin à septembre entre 2017 et 2021. Les données de 2022 s'arrêtent le 23 août, alors que les données de 2020 ne débutent que le 29 juin. Elles fournissent des données journalières de températures minimales et maximales ainsi que de précipitations. L'indice qui a été utilisé se base sur celui de Bagnouls-Gaussen : cumul des précipitations de la saison / 2 x température maximale moyenne. Le calcul a été fait du 1er juin au 30 septembre.

Dans la même idée, un **indice standardisé de précipitations** (SPI), permettant de mesurer la sécheresse météorologique en quantifiant le déficit de précipitations, a été également calculé à partir des données collectées au refuge d'Arrémoulit.

15.2.3 Analyses

Afin d'étudier les dynamiques familiales des terriers suivis, des statistiques descriptives ont été réalisées. Des tests ont également été effectués *via* le logiciel RStudio-2022.02.3. Pour cela, la normalité des variables a tout d'abord été testée à l'aide du test de Kolmogorov-Smirnov. Pour ce faire, la fonction ks.test a été nécessaire. L'hypothèse nulle (H0) est associée au fait que la distribution des variables est normale contrairement à l'hypothèse 1 (H1). Toutes les p-values des tests se sont

avérées inférieures à 0,05, H0 est alors rejeté (Annexe 7). Les résultats démontrent qu'aucune variable du jeu de données ne suit une loi normale.

- *Suivi de la population globale*

Le nombre maximum de marmottons et d'adultes observés ainsi que les effectifs totaux par site ont été présentés dans un tableau. Les statistiques descriptives (minimum, maximum, moyenne, écart-type) de ces variables sont synthétisées dans un second tableau.

Les effectifs totaux de jeunes et d'adultes d'une année à l'autre ont été comparés à l'aide d'un tableau. À partir de celui-ci, un diagramme en barres a été réalisé dans le but de visualiser aisément les différences d'effectifs. De plus, l'ajout de courbes de tendance met en évidence une potentielle variation de ces derniers au fil du temps.

Afin d'étudier la différence d'effectifs de marmottons et d'adultes en fonction des années de suivi, des tests de Kruskal-Wallis ont été effectués puisque la variable année possède plus de deux modalités. Les hypothèses de départ sont les suivantes : H0 : pas de lien entre les variables, H1 : lien entre les variables. Pour ce faire, la fonction kruskal.test a été utilisée. Dans le cas où au moins l'un des deux tests se révèle significatif, il est nécessaire de poursuivre l'analyse à l'aide du test de comparaison multiple après le test de Kruskal-Wallis. Celui-ci est effectué à l'aide de la fonction kruskalmc issue du package pgirmess. Il permet de préciser les années pour lesquelles la différence d'effectifs est significative.

- *Suivi de la population par tranche altitudinale*

La dynamique familiale des terriers a été étudiée par tranche altitudinale. En effet, les différences d'altitude peuvent induire des divergences dans la dynamique familiale puisque les impacts du changement climatique n'y sont pas identiques. En outre, les familles situées à basse altitude sont davantage sujettes aux fortes chaleurs et aux périodes de sécheresse. À haute altitude, la neige fond plus tardivement, influant ainsi sur la pousse des végétaux qui débute quelques jours/semaines plus tard qu'à basse altitude. Les marmottes de ces terriers ont donc un accès plus tardif aux ressources nutritives. C'est pourquoi cette étude par tranche altitudinale est importante et permet d'observer ou non des différences de dynamique familiale à basse (1300 à 1900 m) et haute altitude (1900 à 2300 m). La tranche altitudinale la plus basse comprend six terriers pour l'année 2016 puis deux de plus (Balour et Ayguebère) pour les années suivantes.

Tout d'abord, la différence d'effectifs de marmottons et d'adultes en fonction des années de suivi a été testée. La normalité de la distribution des variables ayant été réfutée, des tests de Kruskal-Wallis, deux pour chaque tranche altitudinale (un pour le nombre de marmottons et un pour le nombre d'adultes), ont été réalisés. Des graphiques illustrant le nombre moyen de marmottons et d'adultes par année sous forme de courbes ont également été produits.

De plus, des tests de corrélation ont été réalisés entre les effectifs de l'année n et ceux de l'année n+1 pour le jeu de données entier puis par tranche altitudinale. Les premiers étudient la corrélation entre le nombre de marmottons à l'année n et le nombre d'adultes à l'année n+1. Ils permettent ainsi de savoir si les jeunes survivent à l'hibernation et viennent renforcer l'effectif des familles, ou s'ils meurent au cours de l'hiver et/ou que les subordonnés s'émancipent de manière précoce. La distribution des variables testées n'étant pas conforme à une loi normale, un test de corrélation de



Spearman a alors été effectué à l'aide de la fonction cor.test et l'argument method = "spearman". Les hypothèses de départ sont les suivantes : H0 : pas de lien entre les variables, H1 : lien entre les variables. D'autres tests de corrélation de Spearman ont été effectués entre le nombre d'adultes à l'année n et le nombre de marmottons à l'année n+1.

Pour finir, l'évolution de la proportion de non-reproduction par tranche altitudinale depuis le début du suivi a été analysée. En effet, l'absence de marmottons au niveau d'un terrier est considérée comme une non-reproduction. Cela peut être dû à un non-engagement à la reproduction des individus reproducteurs, à un avortement de la femelle reproductrice, ou encore à la mort des nouveau-nés avant la sortie du terrier. Une non-reproduction est alors associée au fait de ne voir aucun marmotton sur un site durant les trois passages. À partir de ce postulat, la proportion de non-reproduction par an a été calculée par tranche altitudinale et ces résultats ont été illustrés à l'aide d'un diagramme en barres.

- *Impacts de certaines variables environnementales*

Les tests réalisés dans le but d'étudier l'impact de certaines variables environnementales sur les marmottes suivies sont effectués, comme précédemment, par tranche altitudinale.

La corrélation entre les variables issues des comptages (nombre de marmottons, nombre d'adultes, effectif total) et les variables environnementales (durée d'enneigement, date de première neige, date de première fonte, la densité du couvert végétal à la mi-juillet, à la mi-septembre, moyenne de la densité du couvert végétal) a été testée. La normalité des variables étant réfutée, l'utilisation d'un test multivarié non-paramétrique est alors nécessaire, soit deux matrices de corrélation de Spearman. Les hypothèses de départ sont les suivantes : H0 : pas de corrélation entre les variables, H1 : corrélation entre les variables. Pour ce faire, la fonction cor a été utilisée ainsi que l'argument method = « spearman ». La significativité des coefficients de corrélation a ensuite été testée grâce à la fonction cor.mtest. Pour finir, une matrice des p-values des coefficients de corrélation a été créée et la fonction head a permis de la visualiser. Les coefficients de corrélation significatifs sont illustrés à l'aide d'un astérisque situé à leur droite dans chaque matrice.

- *Estimation du dérangement*

Le dérangement a été comptabilisé pour chaque tranche de dix minutes du comptage des marmottes. Il a été fait la distinction sur l'origine du dérangement : naturelle avec la présence d'un prédateur sauvage, agricole avec la présence ou la gêne occasionnée par la présence d'un troupeau ou d'un chien de berger (patou, berger des Pyrénées, border collie, *etc.*) ou d'origine touristique, en lien avec la présence de randonneurs ou d'un chien appartenant à des randonneurs. Les dérangements causés par l'observateur ont également été intégrés à cette dernière catégorie.

- *Temps d'activité*

Afin d'évaluer le temps d'activité, sachant que les temps d'observation d'une année à l'autre diffèrent suivant la détection ou non des jeunes, un indice a été calculé rapportant au nombre d'individus (population totale) la proportion du temps passé sans observer aucun animal sur le temps d'observation total.

15.3 Résultats

15.3.1 Suivi de la population totale

Lors du suivi de 2022, seuls 3 terriers (Ayguebère, Chérue 1 et Ayous 2) n'ont nécessité que 2 passages du fait de la présence de marmottons lors de ces deux premiers passages. Les 12 autres ont en revanche nécessité 3 passages. En tout, 42 passages ont été réalisés, dont 8 au cours desquels au moins un marmotton a été observé contre 34 comptages sans aucune observation de marmotton.

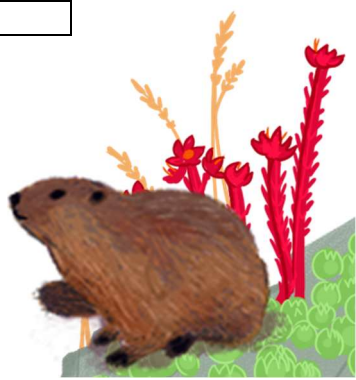
Le Tab. LII met en évidence que le nombre de familles qui se sont reproduites cette année est faible. En effet, sur 15 terriers suivis, la présence de marmottons n'est avérée que sur 4, soit environ ¼ de l'ensemble des terriers, contre 7 familles l'année précédente, soit environ la moitié, ou encore 9 pour l'année 2020. De bonnes reproductions ont eu lieu cette année sur les sites de Ayguebère et Chérue 1, sur lesquels 4 marmottons sont observés (Tab. LII), ce qui correspond au nombre maximal de juvéniles observés durant le suivi de 2022 (Tab. LIII). Le nombre d'adultes (rappelons que cette catégorie regroupe également les subadultes dans le cadre de notre étude) varie d'un terrier à l'autre avec un minimum de 2 adultes et un maximum de 6 pour le site de Chérue 3 (Tab. LII et Tab. LIII). Les sites de Ayguebère et Chérue 1 possèdent les effectifs les plus élevés avec des familles à 7 individus observés (Tab. LII et Tab. LIII).

Tab. LII Nombre d'individus maximum observés par site en 2022.

Site	Nombre de marmottons	Nombre d'adultes/sub-adultes	Population totale
Aneou_1	0	2	2
Aneou_2	0	5	5
Aneou_3	0	4	4
Arrious_1	0	3	3
Arrious_2	0	4	4
Arrious_3	0	2	2
Aule	0	2	2
Ayguebere	**4**	3	7
Ayous_1	0	3	3
Ayous_2	**1**	2	3
Ayous_3	0	2	2
Balour	0	2	2
Cherue_1	**4**	3	7
Cherue_2	**2**	3	5
Cherue_3	0	6	6

Tab. LIII Statistiques descriptives des effectifs de marmottes observés lors du suivi en 2022.

	Nombre de marmottons	Nombre d'adultes/sub-adultes	Effectif total
Min	0	2	2
Max	4	6	7
Moyenne	0,73	3,07	3,8
Écart-type	1,44	1,22	1,82



Sur le site d'Ayguebère, 3 adultes ont été observés au maximum lors des comptages protocolés, cependant lors d'un passage pour changer la station météo, 5 adultes ont été comptabilisés. De plus, sur le site de Balour, un troisième adulte a été entendu mais n'a pas été observé, il n'a donc pas été comptabilisé. Il est cependant important de le considérer puisque ce site n'a longtemps accueilli qu'un seul individu.

Le tableau et le diagramme en barres ci-dessous (Tab. LIV et Fig. 95) mettent en évidence une diminution du nombre de jeunes observés par an depuis le début du suivi. En effet, en 2016, 41 marmottons avaient vu le jour alors que seulement 13 terriers étaient suivis contre 11 marmottons en 2022 pour 15 terriers suivis. La Fig. 95 illustre de manière évidente cette diminution de jeunes avec une courbe de tendance en large diminution. Le nombre d'adultes, lui, varie quelque peu d'une année à l'autre mais reste tout de même stable. En effet, en 2016, 41 adultes étaient comptés au total sur 13 terriers contre 44 en 2022 sur 15 terriers (Tab. LIV).

Tab. LIV Total du maximum d'individus par an.

Année	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Nombre total de jeunes	41	36	17	33	17	21	11
Nombre total d'adultes	41	51	54	36	52	58	44

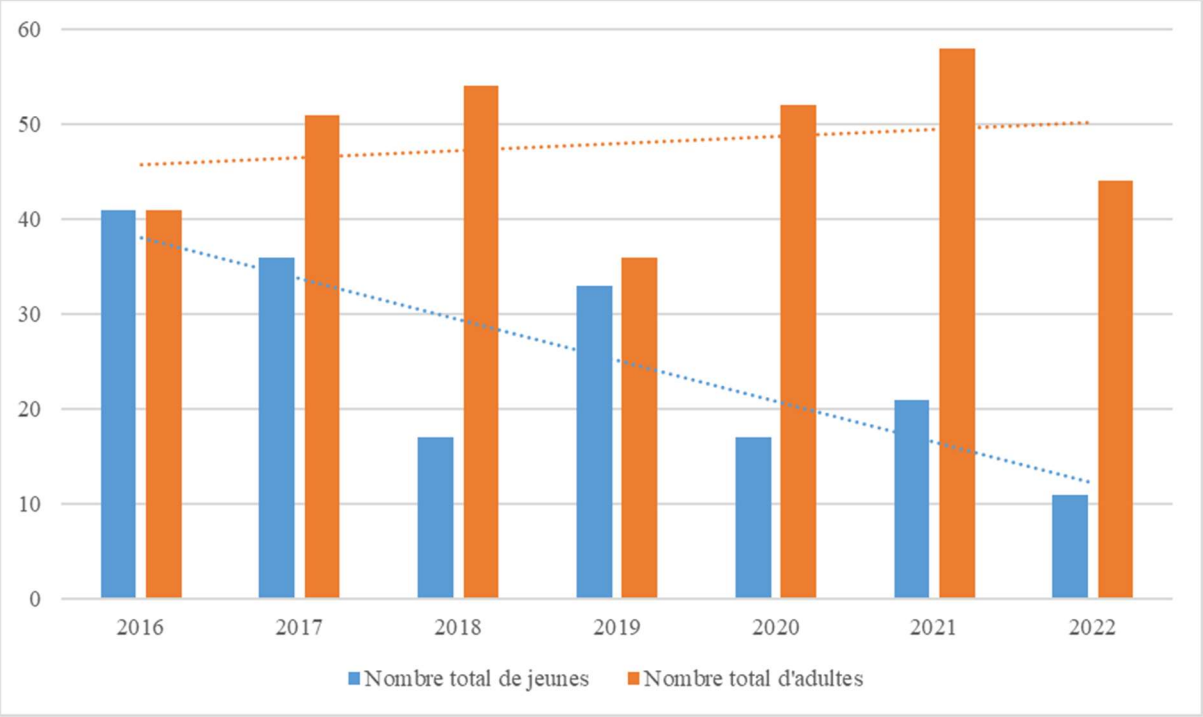


Fig. 95 Maximum d'individus observés par an.

Des tests ont été réalisés afin d'analyser les différences d'effectifs observées sur l'ensemble des sites selon les années. D'après les résultats des tests de Kruskal-Wallis (Kruskal-Wallis chi-squared = 22.245, p-value = 0.001093), le nombre de marmottons diffère significativement selon les années. En effet, la p-value est inférieure à 0,05 signifiant ainsi que le nombre de marmottons et l'année sont liés. Le test de comparaison multiple après le test de Kruskal-Wallis est significatif (p-value = 0,05). D'après les résultats de ce test, il y a une différence significative du nombre de marmottons entre l'année 2016 et l'année 2022 (Annexe 7).

Le nombre d'adultes, quant à lui, ne diffère pas significativement en fonction de l'année de suivi. En effet, le résultat du test de Kruskal-Wallis est le suivant : Kruskal-Wallis chi-squared = 8.2435, p-value = 0.2208, et la p-value est supérieure à 0,05. Les deux variables ne sont donc pas liées.

15.3.2 Suivi de la population par tranche altitudinale

L'évolution du nombre moyen d'individus adultes et juvéniles par tranche altitudinale (Fig. 96), laisse apparaître une diminution du nombre moyen de marmottons pour les deux tranches altitudinales. Les effectifs moyens d'adultes varient d'une année à l'autre mais semblent rester globalement stables. Les terriers situés à haute altitude connaissent une réduction de leurs effectifs moyens totaux depuis 2 ans.

Aussi, pour les terriers situés à plus de 1900 m, la courbe de l'évolution du nombre d'adultes semble être directement influencée par le nombre de marmottons de l'année précédente. Ce constat ne semble pas pouvoir s'appliquer de manière aussi nette à plus faible altitude.

Pour finir, le nombre de naissances oscille. Il a chuté fortement à basse altitude dès 2017 puis est resté très bas. Au niveau des terriers à plus haute altitude, la diminution du nombre de marmottons semble continue depuis 2019.

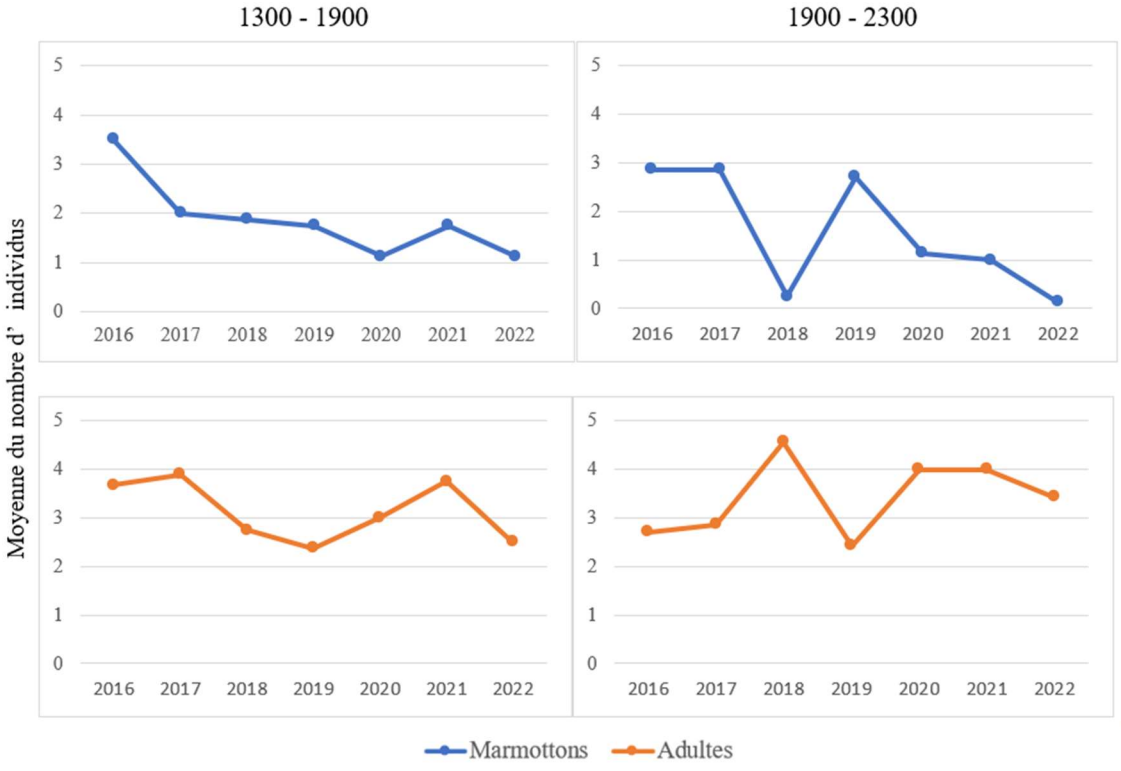


Fig. 96 Evolution de la population de marmottes (adulte et juvénile) par tranche altitudinale.

Des tests de Kruskal-Wallis entre les effectifs de marmottons et d'adultes et la date par tranche altitudinale mettent uniquement en évidence une différence significative du nombre de marmottons à haute altitude (Kruskal-Wallis chi-squared = 17.563, p-value = 0.007424). Les autres résultats obtenus ne sont pas significatifs.

Les résultats des tests de corrélation réalisés par la suite ne montrent aucune corrélation, que ce soit entre le nombre de marmottons à l'année n et le nombre d'adultes à l'année n+1 ou bien le nombre d'adultes à l'année n et le nombre de marmottons à l'année n+1. En effet, aucune p-value n'est inférieure à 0,05 exceptée celle du test entre le nombre de marmottons à l'année n et le nombre d'adultes à l'année n+1 à basse altitude. Cependant, le coefficient de corrélation est trop faible pour considérer une réelle corrélation entre les deux variables (rho = 0.5477945, p-value = 8.135e-05).

La proportion de non-reproduction varie fortement d'une année à l'autre. Elle est généralement plus élevée pour les familles situées au-dessus de 1900 m. Les années 2018, 2020, 2021 et 2022 correspondent aux années de plus mauvaise reproduction (Fig. 97). Cette dernière année atteint des records puisque la reproduction est avérée pour seulement 4 terriers sur 15. La figure 70 met en évidence une non-reproduction bien plus importante au niveau des terriers situés à haute altitude pour les deux dernières années, allant jusqu'à 86 % cette année.

Les courbes de tendances montrent que l'absence de reproduction (qui peut être due aussi bien à un non-engagement au sortir de l'hiver, à l'avortement en cours de gestation ou à la mort des marmottons avant sortie du terrier) est de plus en plus fréquente, quelque soit l'altitude. Les taux sont certes plus importants à haute altitude mais suivent les mêmes tendances à basse altitude (Fig. 97.

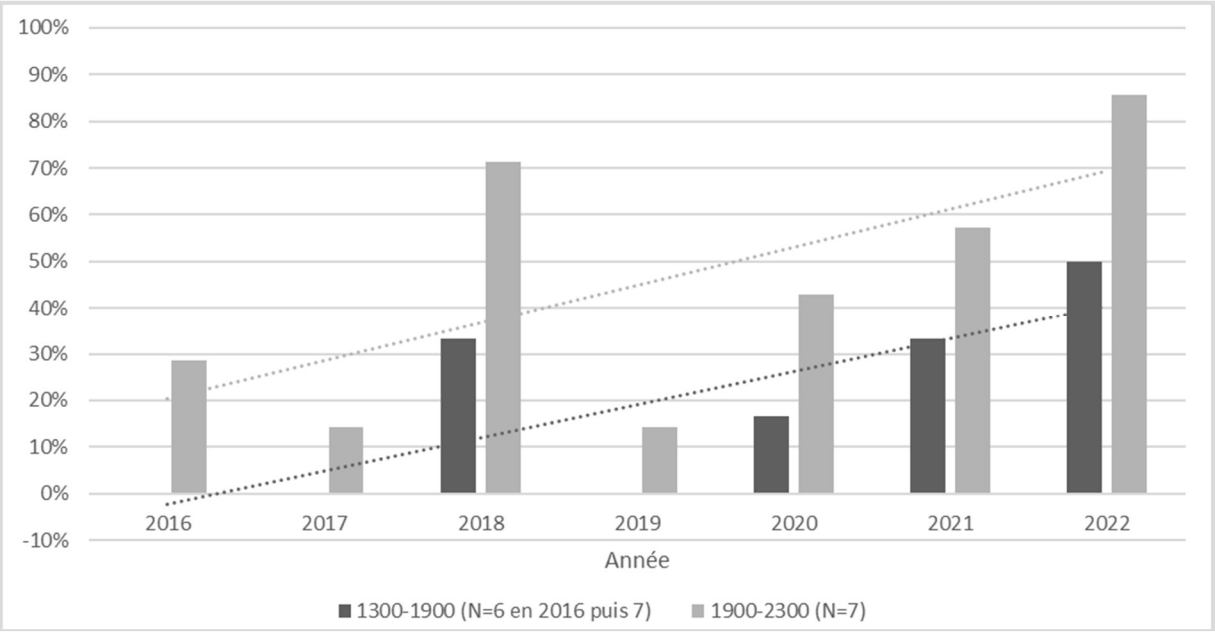


Fig. 97 Proportion de familles suivies sans reproduction apparente.

15.3.1 Impacts de certaines variables climatiques

Les conditions d'enneigement sont connues pour influer sur la reproduction. En effet, les études (ARNOLD, 1993, TAFANI *et al.*, 2013 ; REZOUKI *et al.*, 2016), ont montré que les marmottes ont besoin d'un fort enneigement en hiver afin d'avoir de meilleures chances de survie pendant l'hibernation mais que cette neige ne devait pas persister trop tardivement au printemps pour que les marmottes puissent engager la reproduction.

Nos observations (Fig. 98) montrent que les portées sont maximales (4 et >5 jeunes) quand la fonte des neiges intervient entre fin avril et mi-juin. Une date plus précoce de fonte peut correspondre à un enneigement hivernal faible et une date plus tardive à une épaisseur (trop) importante du manteau neigeux. Cette date de fonte est dépendante d'une part de l'année et d'autre part de la localisation du terrier. En effet, selon son altitude, son exposition voire sa position au sein des Pyrénées, les conditions d'enneigement varient.

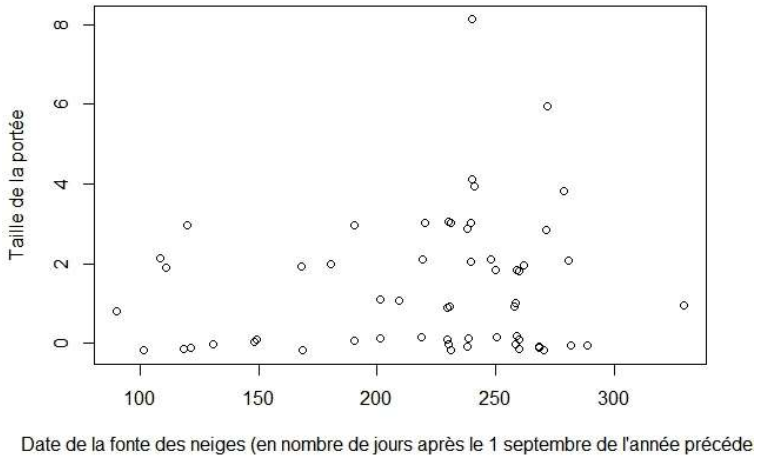


Fig. 98 Taille observée des portées selon la date de fonte des neiges.

Toutefois, les résultats des deux matrices de corrélations constituées (Fig. 99 et Fig. 100) ne mettent en évidence aucune corrélation entre les effectifs de marmottes et les variables environnementales testées.

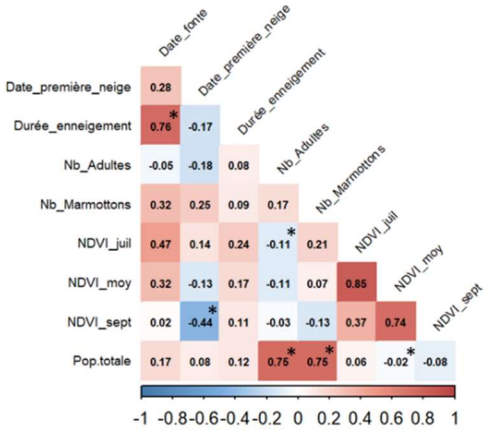


Fig. 99 Corrélations de Spearman des données de comptage et environnementales à basse altitude (1300 – 1900 m).
*** : p-value < 0,05**

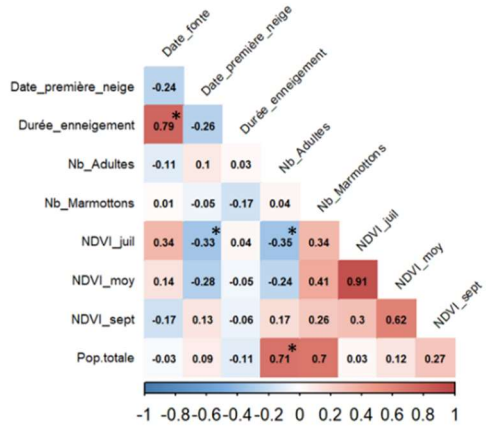


Fig. 100 Corrélations de Spearman des données de comptage et environnementales à haute altitude (1900 – 2000m).
*** : p-value < 0,05**



Les éléments apportés par la station météorologique du refuge d'Arrémoulit ont également été testés (pluie et température maximale), ainsi que les indices calculés (SPI et indice de sécheresse). De la même manière que pour les autres tests de corrélation, bien qu'une significativité existe pour une corrélation entre la taille de la population et ces différents éléments météorologiques, leur part explicative reste très limitée (R^2<10%).

15.3.1 Evaluation du temps passé dans le terrier

Afin d'évaluer l'évolution du temps passé par les marmottes à l'intérieur du terrier, un indice a été calculé par année :

- on part de la proportion de non-observation au cours de l'année : nombre de tranches de 10 minutes sans observation/nombre de tranches de 10 minutes totale au cours de l'année ;
- étant donné que les chances d'observer un animal dépendent de la taille de la population et que celle-ci a nettement diminué entre 2016 et 2022, cette proportion a été ramenée à l'échelle d'un individu pour pouvoir être comparée d'une année à l'autre.

L'évolution de cet indice au cours des années de suivis est présentée par la Fig. 101. Cet indice est en nette augmentation avec en 2022 un indice près de 10 fois plus élevé qu'en 2016, induisant, en parallèle de la baisse de population entraînant *de facto* une détectabilité moindre, une visibilité presque 10 fois plus faible par individu. La variation de cet indice est fortement – et significativement – corrélée aux conditions climatiques et en particulier à la température. En effet, cette variation est expliquée à hauteur de 71% par la température maximale : plus la température est importante, moins les individus sont visibles.

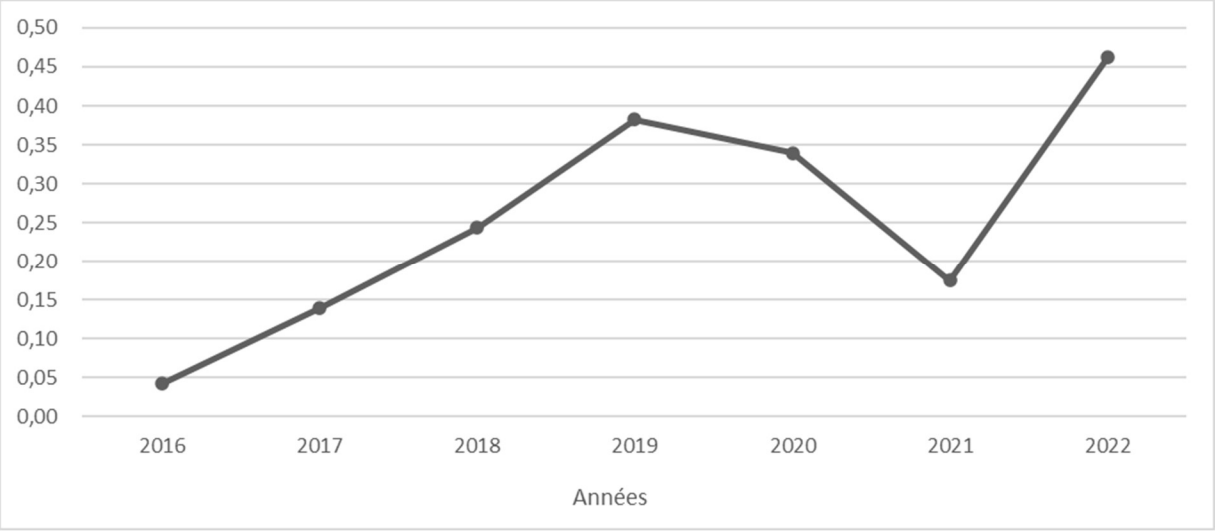


Fig. 101 Evolution annuelle de l'indice de temps passé dans le terrier.

15.3.1 Evolution du dérangement sur les sites de suivi

Le dérangement le plus couramment observé lors des comptages est d'origine touristique, lié aux randonneurs qui sortent des sentiers de randonnées et passent à proximité des terriers voire traversent le territoire des marmottes. Le dérangement agricole est lié à l'activité pastorale, avec la présence des troupeaux de brebis ou de vaches, plus rarement de chevaux, qui viennent déranger les familles de marmottes lors des comptages en s'approchant très près des terriers, surtout lorsqu'ils sont accompagnés de chiens. Plus rarement, un dérangement naturel a lieu, tel qu'un vol de rapace ou bien la présence d'un renard sur le site d'observation.

Le dérangement comptabilisé au cours des comptages protocolés apparait entre 10 et 14% du temps d'observation (Fig. 102). Si le dérangement reste à peu près stable d'une année à l'autre, les causes de dérangement se modifient. En effet, lors des deux premières années d'étude, le dérangement était essentiellement lié à l'activité pastorale et aux prédateurs. A partir de 2018 et surtout depuis 2019, le dérangement est la moitié du temps d'origine touristique, alors qu'en 2016 et 2017, cette source de dérangement restait marginale (Fig. 103).

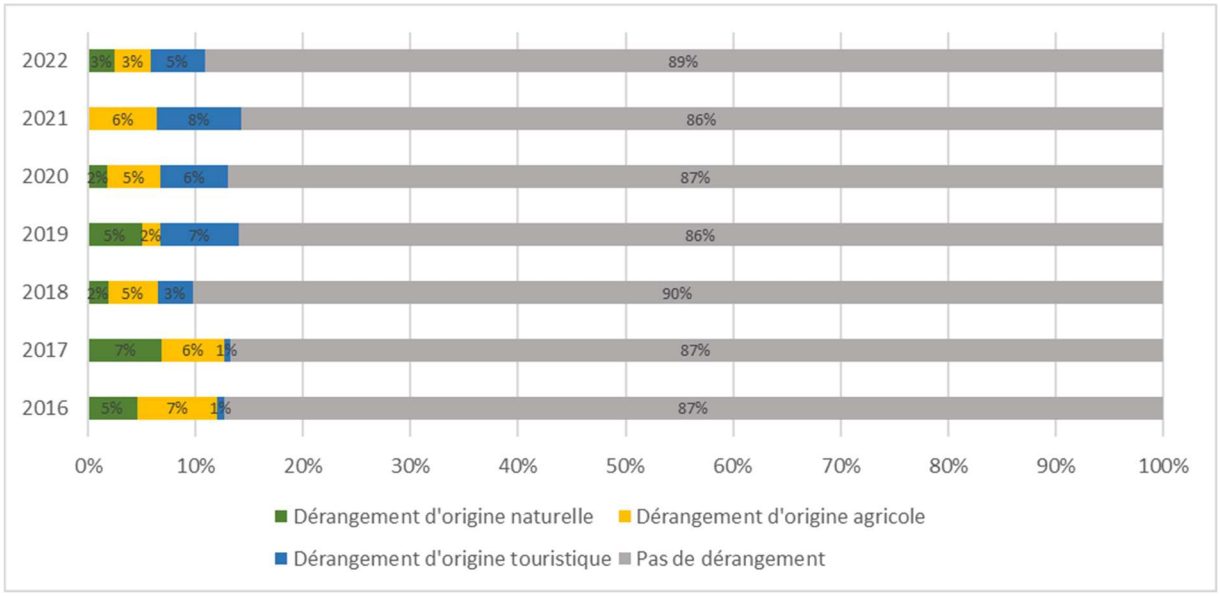


Fig. 102 Répartition des dérangements au cours des comptages protocolés.

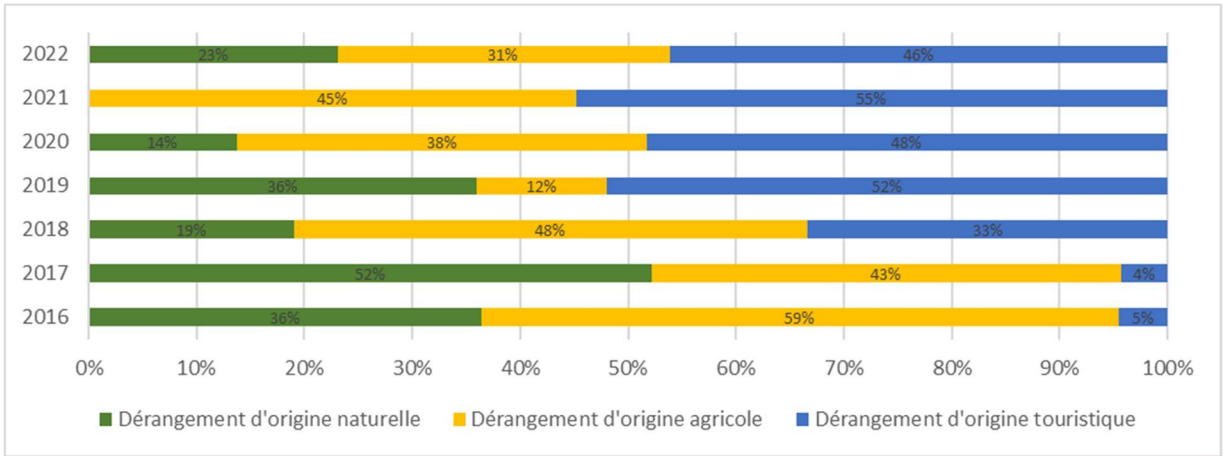
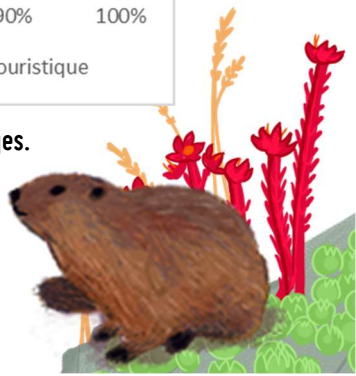


Fig. 103 Répartition des causes du dérangement subi par les marmottes lors des comptages.



Selon leur localisation, les sites d'étude sont plus ou moins touchés par le dérangement (Fig. 104). En particulier Ayous_2 avec en moyenne 32% de dérangement est fortement impacté par l'activité agricole, alors que Aule et Ayguebère subissent une importante influence touristique.

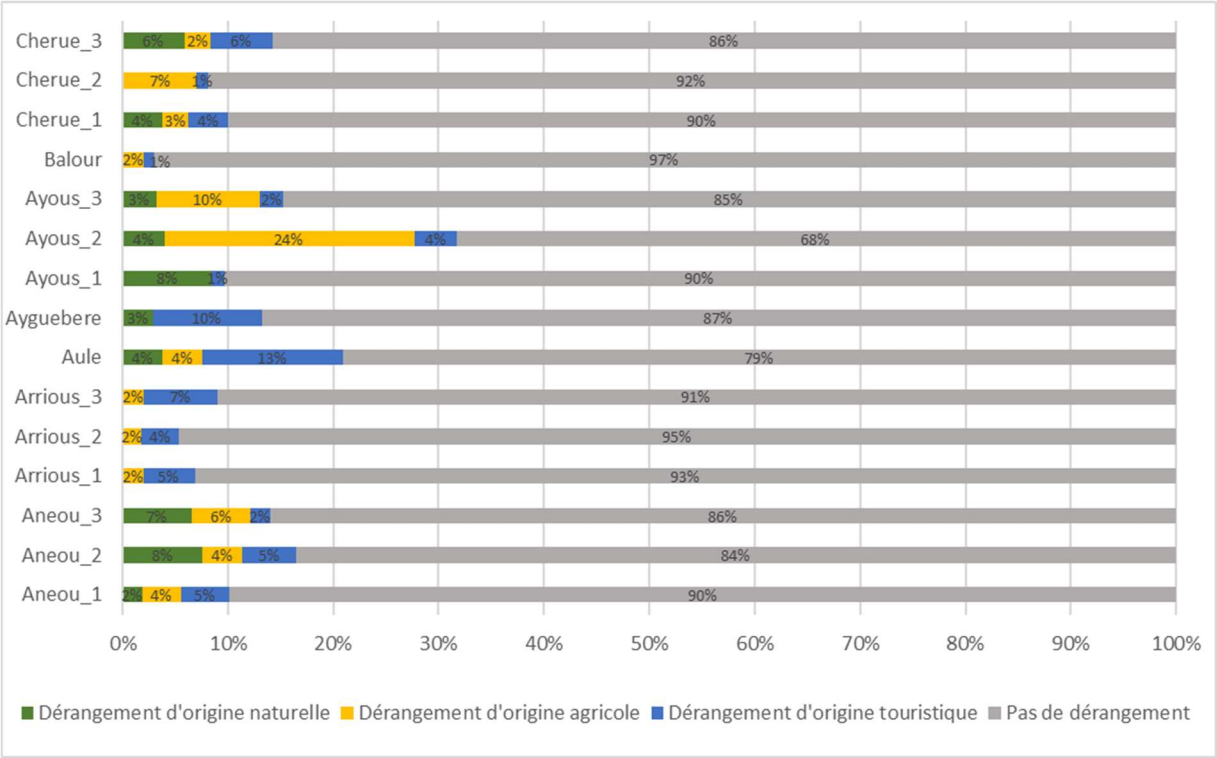


Fig. 104 Pourcentage de dérangement par site (2016-2022).

15.4 Discussion

15.4.1 Suivi de la population

L'étude réalisée dans les Alpes sur des populations de Marmotte alpine a montré que le taux de reproduction de ces dernières années diminuait au cours du temps à cause de modifications environnementales induites par le changement climatique. Ce dernier engendre une diminution de l'épaisseur de neige au-dessus du terrier, et donc de son isolation thermique, impliquant une plus grande dépense énergétique par les marmottes au cours de l'hiver, impactant ainsi leur reproduction (TAFANI, 2013; REZOUKI, 2018).

En effet, la reproduction des marmottes est étroitement liée aux conditions physiques des individus (ALLAINE *et al.*, 2000). Seuls ceux possédant des réserves de graisse suffisantes en fin de saison estivale et ayant perdu peu de poids durant l'hiver peuvent se reproduire au printemps suivant (RYMALOV, 1996). Ainsi, dans le cas où un individu reproducteur sort d'hibernation avec trop peu de réserves de graisse, celui-ci ne va pas engager de reproduction (TAFANI, 2013; REZOUKI, 2018). Une étude réalisée en 1996 sur la reproduction de la Marmotte des steppes (*Marmota bobak*) a prouvé qu'au sein de plusieurs familles, seuls les individus de plus d'un certain poids se reproduisaient (RYMALOV, 1996). Ces derniers entraient en période de pré-reproduction quelques temps avant la sortie du terrier, alors que les individus dont le poids était faible, eux, repassaient en hibernation profonde après une courte période de pré-reproduction. Chez eux, les testicules ne se développaient pas pour les mâles et les femelles

n'entraient pas en œstrus. Les animaux encore plus légers ne connaissaient pas de période de pré-reproduction et restaient en hibernation profonde jusqu'à la sortie du terrier. De plus, il a également été démontré que certaines femelles fécondées n'arrivent pas à terme et avortent prématurément durant la période de gestation (REZOUKI, 2018). Pour finir, le comptage des marmottons n'est possible qu'une fois ces derniers sortis du terrier, soit 40 jours après leur naissance (ALLAINE *et al.*, 2000), empêchant ainsi de connaître le réel nombre de marmottons nés. En effet, le manque de réserves de graisse peut potentiellement empêcher la mère d'allaiter la totalité de ses nouveau-nés ou même porter préjudice à sa propre survie, le nombre d'adultes serait alors également impacté (REZOUKI, 2018).

Dans les Pyrénées, le nombre de jeunes observés hors des terriers semble diminuer depuis le début du suivi. Cette année, seul un quart des terriers suivis a ainsi fait état de jeunes. En particulier, les animaux vivants à haute altitude s'engagent peu dans la reproduction, avec seulement 14% des terriers faisant état de juvéniles, induisant une baisse significative du nombre global de jeunes sur l'ensemble de la population suivie. L'origine de cette diminution pourrait être en lien avec une baisse de l'engagement des familles dans la reproduction, du succès reproducteur, ou du taux de survie des jeunes avant sortie du terrier.

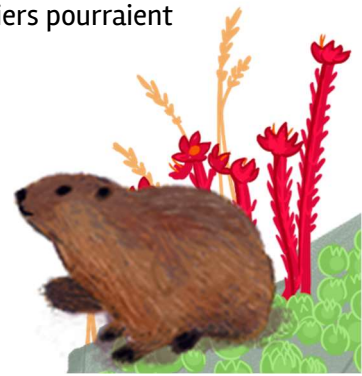
La baisse du nombre de jeunes est particulièrement marquée et significative à haute altitude. Or il a été montré que la population des familles de haute altitude était plus sensiblement impactée par les conditions météorologiques (GLAD., 2021). Ainsi, à haute altitude, l'impact de la diminution du manteau neigeux y est peut-être plus important du fait de conditions plus rigoureuses induisant alors les marmottes à puiser davantage dans leurs réserves. D'autre part, la période d'accès aux ressources nutritives y est plus restreinte puisque la fonte des neiges y est plus tardive qu'à basse altitude, retardant la pousse du couvert végétal au printemps.

Ainsi, afin d'atteindre un engraissage suffisant pour sa survie durant l'hibernation, une marmotte localisée à haute altitude serait donc contrainte d'augmenter son temps de nourrissage journalier. Ceci pourrait être davantage impactant dans le cas d'une année très sèche. En effet, lorsque des périodes de grosse sécheresse surviennent, le couvert végétal et sa qualité fourragère sont amoindris, de même que les réserves de graisse des marmottes (TAFANI, 2013).

A haute altitude, il est observé que, suite à un grand nombre de marmottons observés l'année n, un grand nombre d'adultes est observé l'année suivante, et inversement. Il semble donc qu'un renforcement de la population d'adultes à l'année n+1 par les jeunes de l'année n a lieu à haute altitude mais ceci n'est pas observé à basse altitude. Ces observations ne sont toutefois pour l'instant pas vérifiées statistiquement puisque les tests de corrélation sont non significatifs.

A basse altitude, le nombre d'adultes à l'année n+1 ne semble pas affecté par le nombre de marmottons à l'année n, permettant de penser que, soit les marmottons ne survivent pas à l'hiver, soit le nombre de subordonnés quittant le terrier contrebalance le renforcement de la population par les jeunes de l'année précédente.

Dans les Alpes, une émancipation précoce des individus subordonnés a été observée à basse altitude (TAFANI, 2013). En effet, le réchauffement du terrier familial devenant très coûteux, les subordonnés préfèrent quitter leur famille de manière prématurée pour aller fonder la leur et se reproduire à leur tour. Les résultats semblent donc *a priori* similaires à ceux obtenus dans les Alpes et leur significativité pourra potentiellement être démontrée dans les années futures. Néanmoins, ces derniers pourraient être interprétés différemment.



15.4.2 Impacts de certaines variables climatiques

Pour finir, l'impact de variables climatiques ajoutées à l'étude cette année, sur le succès reproducteur de la marmotte a été démontré dans les Alpes, telles que l'épaisseur du manteau neigeux ou encore la température en hiver (Tafani, 2013). Les analyses statistiques sur ces données récoltées dans les Pyrénées ne démontrent aucun impact significatif des variables environnementales testées dans cette étude (durée d'enneigement, densité du couvert végétal) (Figures 7 et 8). Ainsi, seules l'augmentation des températures en hiver et les faibles précipitations en été ont pour l'heure montré un impact significatif sur le succès reproducteur de la marmotte (Glad & Mallard, 2022).

Les autres variables testées, bien que significativement corrélées aux variations de la taille de la population suivie, ne permettent pas de les expliquer à hauteur de plus de 8%.

15.4.3 Evaluation du temps passé dans le terrier

Au fil des années de suivi, le temps passé par les marmottes dans leurs terriers augmente et semble fortement corrélé à la température. Ce comportement d'évitement était déjà observé dans d'autres études (Armitage, 2017 ; Rezouki *et al.*, 2016 ; Semenov *et al*, 2000 ; Webb, 1980). Celles-ci montrent que les marmottes ont, par adaptation à l'hibernation, maximisé leur capacité à la rétention d'eau, ce qui, en contrepartie, les rend très sensibles aux températures élevées. En effet, elles sont incapables de thermoréguler par transpiration. Ainsi, elles limitent leur exposition à des températures supérieures à 20°C (25°C pour des marmottes vivant entre 1200 et 1400 m d'altitude – Türk & Arnold, 1988) en ajustant le temps qu'elles passent hors du terrier, limitant en conséquence le temps d'affouragement.

15.4.4 Evolution du dérangement sur les sites de suivi

Il a été prouvé en Italie que les marmottes sont capables de s'accoutumer à la présence de randonneurs dans le cas où ces derniers restent sur les sentiers (Greulich, 2015). En revanche, dans les Alpes suisses, il a été observé que le comportement des marmottes face au dérangement varie en fonction de la distance des randonneurs au terrier. La distance de fuite et le temps passé dans le terrier post-dérangement sont d'autant plus importants que les randonneurs sont proches du terrier. La présence d'un chien, qu'il soit tenu en laisse ou non, augmente encore davantage les comportements d'alerte et de fuite des marmottes (Mainini *et al.*, 1993).

L'impact du pastoralisme sur les marmottes a également été démontré lors d'une étude sur la Marmotte de l'Himalaya (*Marmota himalayana*) (Poudel, 2016). En effet, le pâturage engendre un dérangement dû à la présence des troupeaux, des chiens de garde ou encore des bergers à proximité des terriers, mais aussi d'une modification de la diversité spécifique du couvert végétal et de la qualité fourragère. De ce fait, une modification de la niche temporelle des marmottes a été observée, ces dernières, étant plus actives lorsque les perturbations liées au pastoralisme sont faibles. Le temps alloué au nourrissage est donc réduit et l'engraissage en vue de l'hibernation est moins aisé.

Certains terriers sont localisés à proximité immédiate des sentiers de randonnées, comme c'est le cas sur le site de Aule, Chèrue 1 ou encore de Ayguebère. Le suivi du dérangement au cours des sessions d'observations fait état moins d'une augmentation du dérangement subi par les marmottes que d'une modification de l'origine du dérangement. En effet, depuis 2018 et surtout depuis 2019, le dérangement est la moitié du temps lié à la présence de randonneurs accompagnés ou non d'un chien. Ils sortent

généralement du sentier de randonnée ou laisse leur chien courir en liberté à proximité des terriers de marmottes.

L'éducation de ces touristes à l'environnement et le respect des règles de randonnée à l'intérieur du Parc National des Pyrénées pourraient permettre de limiter cet impact. Il est délicat de relier l'augmentation de ce dérangement aux changements climatiques, toutefois, il est fort possible que, les températures étant plus supportables en altitude qu'en plaine, le tourisme montagnard se développe également sous l'influence de la hausse des températures. La dernière pandémie a également fortement limité les séjours à l'étranger, et un grand nombre de touristes peu sensibilisés aux problématiques en lien avec le milieu montagnard ont choisi d'y séjourner, augmentant d'autant les comportements inadaptés ainsi que les pressions sur ce milieu naturel et les espèces y étant associées.

15.5 Limites de l'étude

15.5.1 La marmotte en tant qu'espèce sentinelle du climat

La Marmotte des Alpes s'est éteinte dans le massif pyrénéen il y a environ 15 000 ans pour y être réintroduite par l'Homme en 1947 (Lopez *et al.*, 2010). Il pourrait donc être légitime de s'interroger sur la pertinence de cette introduction puisque les habitats y sont *a priori* moins favorables que dans le massif des Alpes. L'altitude du massif des Pyrénées est en général moins élevée que celle des Alpes, induisant ainsi un climat potentiellement trop chaud et peu propice à une bonne hibernation.

Dans le cadre du programme, la Marmotte alpine – seul mammifère intégré au programme *les sentinelles du climat* – est particulièrement soumise aux conditions climatiques, particulièrement en hiver et s'avère très sensible aux changements climatiques. Il s'agit donc d'un modèle très intéressant. Cependant, il s'agit d'un animal aux comportements complexes, dont les capacités d'adaptation passent par des comportements d'évitement (plus de temps passé dans le terrier, déplacement vers des territoires plus favorables) mais également par une modification des comportements sociaux (reproduction coopérative, hibernation communautaire, engagement à la reproduction…).

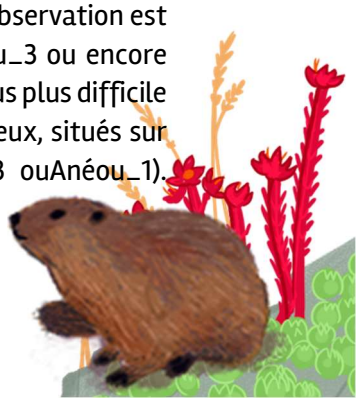
Le protocole mis en place, volontairement peu intrusif, ne permet pas d'évaluer la structure de la population étudiée et de suivre individuellement les animaux, rendant délicate la validation des hypothèses formulées suite à nos observations.

15.5.2 La mise en œuvre du protocole d'étude

Lors de la mise en œuvre du protocole d'étude sur le terrain, plusieurs éléments impactant les résultats ont été relevés :

1 – Le faible nombre de terriers – seulement 15 terriers au total – constitue un frein à l'obtention d'éléments statistiquement vérifiables. Augmenter le nombre de terriers suivis pourrait permettre d'obtenir davantage de données et donc des résultats plus robustes.

2 – La complexité d'observation varie d'un site à l'autre. Pour certains, la surface d'observation est très large et constituée en majorité de pierriers, comme c'est le cas du site de Anéou_3 ou encore d'Arrious_1. La visibilité y est alors très restreinte, rendant le dénombrement des individus plus difficile lorsque certains sont cachés derrière des rochers par exemple. D'autres terriers sont, eux, situés sur des zones vallonnées ou sur des zones comprenant plusieurs versants (Arrious_3 ouAnéou_1).



Certaines marmottes peuvent alors se trouver sur un versant non visible depuis le point d'observation et ne pas être comptabilisées.

3 – L'aire exacte des domaines vitaux de chaque famille est inconnue. Sur certains sites, deux terriers suivis peuvent être situés à proximité (Anéou_2 et Anéou_3 par exemple). Lors des comptages, un individu peut parfois être observé dans des zones situées entre deux terriers, il est alors relativement complexe de déterminer à quelle famille il appartient puisque les individus suivis ne sont pas marqués.

4 – Le suivi n'a pas été réalisé chaque année par le même observateur de 2016 à 2022. Cette divergence d'observateur pourrait alors constituer un biais. Néanmoins, le protocole de suivi de la Marmotte des Alpes est relativement simple à mettre en œuvre et la différenciation des marmottons et des adultes est aisée. De plus, depuis 2019, lors du premier passage de l'année, les nouveaux observateurs sont accompagnés par les anciens afin de connaître l'emplacement précis des terriers ainsi que les habitudes des familles.

5 – La population étudiée n'est pas fermée. En effet, la prédation ou encore les flux d'individus, dus à l'émancipation d'individus subordonnés par exemple, ne peuvent pas être étudiés à partir du protocole actuel. Ceci amène parfois des difficultés dans la compréhension des résultats.

15.5.3 Pistes d'amélioration du protocole

Des pistes d'amélioration du protocole peuvent être envisagées, permettant potentiellement d'obtenir des résultats à partir d'autres données environnementales ou encore de données sur les marmottes.

Tout d'abord, la mise en place d'une campagne de Capture Marquage Recapture sur une partie des colonies étudiées permettrait d'avoir un meilleur suivi des individus, de l'évolution du sex-ratio, de la structure familiale, *etc*. Dans les Alpes, chaque année à la sortie du terrier, les marmottons sont capturés, sexés, pucés et marqués à l'aide de boucles d'oreille, permettant de connaître le territoire utilisé par chaque famille (Tafani, 2013). Néanmoins, cette technique est très intrusive, chronophage et coûteuse. Elle permet chaque année de faire des travaux de recherches dans les Alpes, vocation que n'a pas le programme *les sentinelles du climat*.

Une étude génétique à partir de poils récoltés à l'aide de pièges à poils disposés à l'entrée des terriers (Reiners *et al.*, 2011) *via* des amorces spécifiques aux chromosomes Y (Breton & Dufresne, 2003) peut constituer une étude de Capture Marquage Recapture non-intrusive, permettant également de connaître le sex-ratio des familles suivies (Mainguy & Bernatchez, 2007). Cependant, la marmotte vivant en colonie, les pièges à poils récolteraient les poils de tous les individus de la famille, rendant difficile voire impossible la différenciation de chaque animal.

Contrairement aux températures, qui sont mesurées *in situ* grâce aux stations météorologiques mises en place dans le cadre du programme, certaines données climatiques utilisées pour tenter de mieux comprendre l'impact du réchauffement climatique sur les familles de marmottes suivies sont issues du traitement d'images satellites. De par leurs larges résolutions, elles permettent d'obtenir des informations globales concernant les conditions environnementales des secteurs suivis, mais ne reflètent probablement pas suffisamment finement les conditions réelles propres à chaque terrier. Cela est particulièrement le cas pour la hauteur de neige, qui peut être variable en fonction de la localisation des terriers d'hibernation, de leur exposition, de la topographie environnante, et qui joue un rôle prépondérant dans la qualité de l'hibernation des marmottes et de leur reproduction, et, *etc.*

Il pourrait donc être indiqué d'obtenir des valeurs plus précises de ces hauteurs de neige, afin de mieux prendre en compte les caractéristiques de chaque terrier. Pour l'heure, le matériel nécessaire à de telles mesures reste trop onéreux pour être mis en place, mais une solution alternative consisterait à mesurer la température intérieure des terriers durant l'hibernation. Comme vu précédemment, plus elle est faible, plus les marmottes consomment de l'énergie pour thermoréguler le terrier, impactant leurs réserves de graisse et leur succès reproducteur (Rezouki, 2018). Afin d'obtenir cette donnée, l'utilisation d'un capteur relevant *a minima* la température (par exemple Thermochron iButton) introduit dans le terrier serait alors nécessaire. Ce matériel est utilisé depuis quelques années dans plusieurs études, que ce soit lors de suivis sur la température des nids d'oiseaux (Sonnenberg *et al.*, 2020) ou bien de terriers de wombat (Browne *et al.*, 2021). Il existe également des capteurs qui enregistrent l'hygrométrie en plus de la température (Hygrochron iButton) (Hasselberg *et al.*, 2013), apportant ainsi des informations complémentaires et une nouvelle variable environnementale potentiellement explicative. Les premiers tests d'installation et d'enregistrement sont en cours.

15.6 Conclusion

Les résultats de ces quelques années de suivi montrent que :

- la température moyenne maximale en hiver qui en augmentant est de plus en plus défavorable ;
- l'écart de température journalier en hiver devient défavorable au-dessus de 3°C ;
- la médiane de la quantité de pluie en été est défavorable pour des valeurs faibles (< 1 mm) ;
- la hauteur moyenne de neige en hiver est défavorable lorsqu'il y a peu de neige (<50 cm) ou plus de 1,50 m de neige.

Par ailleurs, les analyses de cette année montrent que les animaux passent de plus en plus de temps dans leur terrier, essentiellement du fait de la hausse des températures. Les analyses visant à travailler sur la végétation au travers d'indices (NDVI, SPI, indice d'aridité) n'ont pas permis de conclure à un impact significatif. L'obtention de résultats significatifs nécessite davantage de données et d'années de suivi. En outre, l'effet du changement climatique sur les espèces et habitats est très complexe à évaluer du fait de la diversité des milieux et de la variabilité intra et interannuelle naturelle des paramètres climatiques (Fort, 2015). De plus, les prédictions de l'impact du changement climatique sur l'évolution future des populations de marmottes dans les Pyrénées sont basées sur les résultats de modélisations effectuées à partir de données satellites (Glad & Mallard, 2022). Les tendances mises en évidence par ces dernières ne sont visibles qu'à l'échelle de plusieurs décennies (Fort, 2015). En effet, avant d'obtenir des résultats sur des tendances climatiques, il est nécessaire de réaliser au minimum une dizaine d'années de suivi (Orgeret *et al.*, 2021). Les mammifères sont des animaux pour lesquels les impacts sont visibles après de longues années de suivi. La robustesse des résultats obtenus dans les Alpes est due au grand nombre d'années de suivi réalisées, en l'occurrence plus de 20 ans d'étude.

Le dérangement, même s'il a peu augmenté ces dernières années, est de nature différente depuis 3-4 ans. La prépondérance du dérangement touristique est d'autant plus notable que c'est un élément sur lequel il est possible d'agir directement. Le respect des cheminements et la limitation du vagabondage des chiens peuvent passer par une éducation des randonneurs.





Partie VI. Conservation



Chapitre 16. Vers des actions favorisant l'atténuation des effets du changement climatiques sur les milieux naturels et les espèces

Faisant suite au colloque « De la connaissance à l'action », réalisé en novembre 2021, et aux échanges consécutifs organisés en 2022, des pistes d'actions, orientés vers l'adaptation des milieux et des espèces, se dégagent.

Ce chapitre résume les éléments issus de ces rencontres.

16.1 En milieu dunaire

La succession végétale du milieu dunaire est soumise à l'évolution du trait de côte incluant érosion et ensablement selon les secteurs. Ces phénomènes impactent directement les habitats : l'érosion détruit la dune embryonnaire et fragilise les dunes mobiles et grises, tandis que l'ensablement détruit la dune grise. Par ailleurs, dans certains secteurs de la côte atlantique, la frange forestière progresse au sein de la dune grise au détriment de cet habitat.

Certains cortèges floristiques sont donc directement impactés. Il en est de même pour le Lézard ocellé, présent de l'embouchure de l'Adour à l'Ile d'Oléron, dont l'habitat (dune grise) pourrait se dégrader fortement.

Les effets de ces phénomènes sont déjà visibles et ont amené l'ONF, gestionnaire de la frange forestière, à réaliser des expérimentations de restauration de la continuité nord-sud de la dune grise dans certains secteurs.

Sur la base de ces expérimentations et des constats issus du programme *les sentinelles du climat*, deux types d'actions pourraient être mises en place.

- Reconnexion nord-sud : gestion de la frange forestière pour permettre la reconstitution de la dune grise et le maintien du corridor de déplacement N-S du Lézard ocellé
- Ouverture forestière vers l'est : gestion forestière favorable au Lézard ocellé, espèce de milieu ouvert, qui pourrait trouver des conditions climatiques favorables plus à l'est à condition d'y trouver des conditions d'habitats adaptées.

Ces propositions impliquent les différents acteurs du territoire, en plus de l'ONF : le Département de la Gironde, le Conservatoire du littoral, le GIP littoral, le PNR Médoc, etc.

16.2 Zones humides du triangle landais

L'augmentation des sécheresses associée à celle des températures extrêmes a et aura des effets notoires sur les lagunes du triangle landais, milieux humides d'une très grande valeur patrimoniale. Elles semblent être le refuge d'espèces boréo-montagnardes, dans un contexte plus global chaud.

L'atténuation des effets du changement climatique sur ces milieux uniques au monde passe par :

16.2.1 L'hétérogénéité des milieux

L'hétérogénéité des milieux, favorise la présence de différents micro-habitats aux conditions de température et d'humidité différentes, permettant aux espèces de trouver différentes conditions en fonction du contexte climatique global.

Ce point fondamental, commun à différents milieux étudiés dans le cadre des sentinelles du climat, est détaillé au paragraphe 16.6, page 200.

16.2.2 La gestion des usages humains

Les usages anthropiques sur le territoire tendent à augmenter la fragilité et la sensibilité des ces milieux en raison notamment du drainage et de la consommation en eau des peuplements sylvicoles, entrainant l'abaissement des nappes de surface. Une étude des conséquences écologiquesdes activités anthropiques à proximité des lagunes peut être réalisée par des suivis comparatifs de la biodiversité et de la structure des habitats dans différents contextes.

Ce type d'étude peut ainsi s'intéresser :

- à l'impact de l'évapotranspiration des arbres sur les lagunes, mais aussi à l'effet potentiellement bénéfique de l'ombrage, en intégrant les effets potentiellement différents des différentes essences connexes à ces milieux (pins maritimes *vs* chênes ou essences de zones humides type bourdaine et saule).
- A l'impact des aménagements anthropiques associés à la sylviculture (hors plantations) et à l'agriculture : pose de drains, coupe rase de pins, surcreusement des lagunes et modification de leurs pentes. Notons que des essais de comblement des drains ont été effectués dans le Département des Landes. Ce type d'expérimentations visant à rehausser le niveau de la nappe de surface pourrait être testé sur les lagunes suivies.

16.3 Pelouses calcicoles

Les résultats des suivis réalisés jusqu'en 2021 et de la modélisation des aires climatiques favorables aux espèces floristiques de pelouses calcicoles présentes en Nouvelle-Aquitaine tendent à montrer une évolution vers une méditerranéisation des cortèges floristiques. Celle-ci pourrait à terme impacter la composition des cortèges de papillons de jour (ou Rhopalocères) associés à ces milieux.

Certaines actions d'accompagnement et de suivis peuvent être mises en place :

- Lister les espèces végétales d'affinités méditerranéennes déjà présentes ou pouvant potentiellement s'implanter et suivre l'évolution de leur abondance et de leur répartition
- Identifier les plantes hôtes des Rhopalocères et les plantes nectarifères impactées par le changement climatique, et, en conséquence, pouvant avoir un impact sur le cortège de papillons de jour.
- Dans le cadre de la gestion des pelouses calcicoles, prendre en compte la mosaïque de micro-habitats et favoriser le maintien de refuges microclimatiques, *via* la mise en place d'actions expérimentales en concertation avec les acteurs concernés (voir 16.6 page 200).

Comme pour les autres milieux, le maintien voire la (re)création des continuités écologiques est une condition nécessaire au maintien des cortèges floristiques et faunistiques (voir 16.7 page 201).

16.4 Hêtraies de plaine

Afin de favoriser le maintien des hêtraies de plaine, dans un contexte de plus en plus chaud et sec défavorable au Hêtre et au cortège végétal associé, il est nécessaire de :

- Favoriser un contexte forestier global dans les secteurs de hêtraies afin de favoriser le maintien de la régulation microclimatique générée par le couvert arboré. En effet, les forêts régulent le climat local, en jouant le rôle de tampon, tant pour la température que pour l'humidité de l'air ou la force des vents.
- Maintenir/développer les continuités écologiques forestières afin de favoriser les zones refuges et de faciliter la dispersion des espèces forestières (voir 16.7 page 201).

Accroitre la résistance des hêtraies, mais aussi de toutes des forêts, passe aussi par une gestion forestière douce, intégrant la nécessité de diversifier les classes d'âge au sein des boisements et d'éviter à tout pris les coupes rases dans ce type de forêt.

16.5 Milieux de montagne

En plus du changement climatique, les milieux de montagne sont confrontés à une augmentation de la fréquentation humaine et à une évolution des pratiques pastorales. Il est nécessaire d'intervenir sur ces autres pressions, notamment par la concertation avec les acteurs de ce territoire.

La concertation et la sensibilisation à la fragilité des milieux montagnards, accentuée par le changement climatique, peut par exemple intégrer :

- La mise en place de réunions publiques, faisant suite à des actions d'informations concertées avec les acteurs du territoire.
- Des animations de sensibilisation des touristes (train d'Arrious par exemple).

En parallèle, des études de suivi des impacts des activités humaines peuvent être mises en œuvre, tant sur l'évolution des cortèges floristiques des estives (suivis floristiques et phytosociologiques) que par l'étude sociologique de l'évolution des usages de la montagne.

Par ailleurs, pour certaines espèces endémiques particulièrement sensibles aux changements, il est indispensable d'envisager de sanctuariser certains secteurs (par exemple par la création d'Arrêtés de Protection de Biotope). Ceci concerne plus spécifiquement la Grenouille des Pyrénées, présente en France sur seulement 4 portions de cours d'eau dont certains sont de plus en plus soumis à des activités humaines non compatibles avec la préservation des écosystèmes aquatiques de montagne (arrêt de l'introduction de la truite sur les cours d'eau concerné, arrêt de la pratique du canyoning sur les cours d'eau concernés).

La sensibilité particulière des espèces endémiques des Pyrénées, adaptées à des contextes climatiques particuliers, peut amener à envisager des actions plus radicales, comme :

- La création d'un élevage conservatoire de la Grenouille des Pyrénées couplée à une analyse fine de la caractérisation de son habitat et des potentialités d'accueil d'autres cours d'eau de montagne que ceux qu'elle occupe actuellement.
- La translocation de populations de Lézard de Bonnal, après avoir caractérisé son habitat et les potentialités d'accueil sur d'autres secteurs non occupés par l'espèce.

16.6 Micro-habitats et réponse adaptative des espèces sentinelles

Une question transversale aux différents milieux et espèces suivis se dégage à l'issue de la première phase du programme. L'hétérogénéité des micro-habitats disponibles au sein d'un milieu semble d'une importance primordiale pour que les comportements de thermorégulation et d'hydrorégulation des espèces puissent s'exprimer efficacement. Pour la flore, cette hétérogénéité est indispensable au maintien d'un peuplement d'espèces variées au sein d'un même milieu.

Un protocole d'étude de la structure des milieux, des refuges microclimatiques disponibles, du comportement des espèces peut être élaboré et décliné selon les particularités de chaque milieu étudié, en lien avec les caractéristiques écophysiologiques des espèces sentinelles associées .

Par exemple :

- Rôle des microhabitats dans la capacité du Lézards vivipare ou des rainettes à trouver des refuges microclimatiques face à l'évolution des conditions du milieu (temporalité saisonnière et sur le long terme), soit le rôle de l'hétérogénéité structurelle du milieu pour répondre aux besoins des organismes qui lui sont intimement associés.
- Réponse comportementale des têtards de grenouille des Pyrénées à l'hétérogénéité de la température de l'eau dans les vasques selon l'exposition et le débit des cours d'eau.
- Pour les papillons de jour :
    - Etude du comportement des imagos (alimentation, vol, insolation) en période de températures extrêmes, afin d'appréhender leur plasticité comportementale face à ce type de stress environnemental.
    - Etude du comportement des chenilles de damiers/mélitées pour pallier au manque de connaissance sur l'impact du changement climatique vis-à-vis de ce stade de développement, en se basant sur des expérimentations *via* des sondes biométriques.
    - Etude de l'effet de la variation de hauteur et densité de la végétation sur la localisation et le développement des œufs, puis sur la survie des chenilles de damiers ou de mélitées – et, au final, sur la valeur sélective des populations concernées.

16.7 Corridors écologiques

Afin de favoriser le maintien des espèces et communautés d'espèces particulièrement sensibles au réchauffement climatique dans les zones refuges, mais aussi de faciliter leur migration vers de nouveaux secteurs, les continuités écologiques entre les habitats favorables constituent un enjeu majeur de conservation et de résilience – ceci tant pour les espèces végétales qu'animales.

Dans ce cadre, l'évaluation de l'état de ces continuités, les prédictions quant à leur évolution, l'élaboration d'actions adaptées à leur maintien ou développement, apparaissent comme des éléments essentiels à la conservation de la biodiversité face aux changements globaux.

Bibliographie



ACCLIMATERRA., 2018. – Anticiper les changements climatiques pour agir dans les territoires. Editions Région Nouvelle-Aquitaine., 488 p.

ALLAINÉ D., 2004. – Sex ratio variation in the cooperatively breeding alpine marmot *Marmota marmota*. *Behavioral Ecology*, 15, 997–1002.

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.

ANDREWARTHA H. G. & BIRCH L. C., 1954. – The distribution and abundance of animals. University of Chicago Press.

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.

ARMITAGE K.B., 2017. – Hibernation as a major determinant of life-history traits in marmots**.** *Journal of Mammalogy*, 98(2):321–331.

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.

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.

ATILIO F., 2015. – Utiliser les images Landsat (gratuites) dans votre SIG | Blog SIG & Territoires. https://www.sigterritoires.fr/index.php/utiliser-les-images-landsat-gratuites-dans-votre-sig/ [accessed 7 August 2022].

ATILIO F., 2018. – Tutoriel classification d'images avec QGis: 2- Prétraitement et exploration des données | Blog SIG & Territoires. https://www.sigterritoires.fr/index.php/tutoriel-classification-dimages-avec-qgis-2-pretraitement-et-exploration-des-donnees/ [accessed 7 August 2022].

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.

BACHELARD P., 2008. – Les espèces du genre *Maculinea* en région Auvergne. Société d'histoire naturelle Alcide-d'Orbigny. 27 p.

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.

BEEBEE T. J. C., 2002. – Amphibian phenology and climate changes. *Conservation Biology*, **16** (6) : 1454-1454.

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, 32 p.

BELITZ M., LARSEN E., RIES L. & GURALNICK R., 2020. – The accuracy of phenology estimators for use with sparsely sampled presence-only observations. *Methods in Ecology and Evolution*, **11** : 1273-1285.

BELLARD C., BERTELSMEIER C., LEADLEY P., THUILLER W. & COURCHAMP F., 2012. – Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15, 365–377.

BERNON N., MALLET C. & BELON R., 2016 – Caractérisation de l'aléa recul du trait de côte sur le littoral de la côte aquitaine aux horizons 2025 et 2050. Rapport final. BRGM/RP–66277–FR, 99 p.

BERRONEAU M. 2014a. – La Grenouille des Pyrénées, une endémique de l'ouest pyrénéen. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France : C. Nature, 40 p.

BERRONEAU M., 2014b. – Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France : C. Nature, 256 p.

BERRONEAU M., 2015. – Guide des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine. C. Nature., Le Haillan, Gironde, France : Association Cistude Nature, 180 p.

BERRONEAU, M., 2021a. – *Rana pyrenaica* Serra–Cobo 1991 – Grenouille des Pyrénées des torrents de montagne *in* : Programme les sentinelles du climat. Tome XI : Protocoles naturalistes standardisés de suivis des espèces sentinelles du climat en région Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 207–214.

BERRONEAU, M., 2021b. – *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) – Lézard de Bonnal et *Podarcis lioepis* (Boulenger, 1905) – Lézard catalan des affleurements et éboulis rocheux de montagne. *in* : Programme les sentinelles du climat. Tome XI : Protocoles naturalistes standardisés de suivis des espèces sentinelles du climat en région Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 207–214.

BERRONEAU M., CONSTANT T., D'AMICO F., 2017. – Grenouille des Pyrénées (*Rana pyrenaica*). *in* 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. – Coord. Mallard. pp 465–486.

BERRONEAU M., D'AMICO F., FOURNIER A., DEVAUX B. & CHAZAL R., 2015. – Trois années de suivi des populations françaises de R*ana pyrenaica* Serra–Cobo, 1993 (Amphibia : Ranidae) : premières données d'abondance des têtards. *Bulletin société herpétologique de France*, **156** (4e trimestre 2015) : 31-44.

BERRONEAU MAUD, 2021. – *Timon lepidus* (Daudin, 1802) – Lézard ocellé des dunes grises du littoral aquitain *in*. Programme les sentinelles du climat – Tome XI : Protocoles naturalistes de suivis des effets du changement climatique sur les espèces en région Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp 29–36.

BERRONEAU MAUD & CAUBLOT G., 2021a. – *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. *in* Programme les sentinelles du climat – Tome XI : Protocoles naturalistes de suivis des effets du changement climatique sur les espèces en région Nouvelle–Aquitaine. Coord. Mallard. pp 155–162.

BERRONEAU MAUD & CAUBLOT G., 2021b. – *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) – Lézard vivipare des landes humides et tourbières de Nouvelle–Aquitaine. *in* Programme les sentinelles du climat – Tome

XI : Protocoles naturalistes de suivis des effets du changement climatique sur les espèces en région Nouvelle-Aquitaine. Coord. Mallard. pp 155-162.

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**.

BFM, 2021. – Dans les Pyrénées, la hausse du tourisme oblige à s'adapter. BFM BUSINESS.

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.

BONIFAIT S. & DUHAZE B., 2020. – Référentiel des orthoptères d'Aquitaine. Version 1.4. Locusta, Observatoire FAUNA. *Feuille de liaison de Locusta*, : 1-9.

BONNET X., NAULLEAU G., & SHINE R.,1999-. The dangers of leaving home: dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation* 89 : 39-50.

BORGO A., 2003. – Habitat requirements of the Alpine marmot *Marmota marmota* in re-introduction areas of the Eastern Italian Alps. Formulation and validation of habitat suitability models. *Acta Theriologica*, 48 (4) : 557-569.

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.

BRETON S. & DUFRESNE F., 2003. – Validation des marqueurs microsatellites pour l'élaboration d'un protocole de marquage génétique chez la population d'Ours noir (*Ursus americanus*) de la réserve faunique des Laurentides. La Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Québec.

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.

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.

BROMMER JON. E. & FRED M. S., 1999. – Movement of the Apollo butterfly *Parnassius apollo* related to host plant and nectar plant patches. *Ecological Entomology*, **24** (2) : 125-131.

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.

BROWNE E., DRIESSEN, M.M., ROSS R., ROACH M. & CARVER S., 2021. – Environmental suitability of bare-nosed wombat burrows for *Sarcoptes scabiei*. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 16, 37–47.

BULTÉ S. & MALLARD F., 2017 – Azuré des mouillères (*Phengaris alcon*). *in* 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 – Coord. Mallard. pp 238–268.

BULTE S. & MALLARD F., 2021. – *Phengaris alcon* écotype « *alcon* » (Denis &Schiffermüller, 1775) – Azuré des mouillères des landes et prairies humides tourbeuses à paratourbeuses – Tome XI : Protocoles naturalistes de suivis des effets du changement climatique sur les espèces en région Nouvelle-Aquitaine, Coord. Mallard. pp. 87–98.

BULTÉ S. & GOURVIL P.-Y., 2019 – *Phengaris alcon* écotype *"alcon"* (Denis & Schiffermüller, 1775) – Azuré des mouillères *in* Programme les sentinelles du climat – Tome VIII : Écologie du changement climatique en région Nouvelle-Aquitaine – Coord. Mallard. pp 151–186.

BULTÉ S., GOURVIL P.-Y. & Robert C., 2020 – *Phengaris alcon* écotype *"alcon"* (Denis & Schiffermüller, 1775) – Azuré des mouillères *in* Programme les sentinelles du climat – Tome IX : Connaitre et comprendre pour protéger les espèces animales et végétales face au changement climatique – Coord. Mallard. pp 189–224.

BURNHAM K. P., & ANDERSON D. R., 2004 –. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, *33*(2), 261–304.

BURTON J. B., 2001. – The apparent influence of climatic change on recent changes of range by European insects (Lepidoptera, Orthoptera). *in* Proceedings 13th international colloquium European Invertebrate Survey. Leiden, p. 13-21.

CAILLAUD M. & LE FOULER A., 2018. – Suivi et évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire des étangs arrière-littoraux d'Aquitaine – Analyse diachronique 2012–2018 et grille d'évaluation. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.

CAREY C. & ALEXANDER M. A., 2003. – Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and distributions*, **9** (2) : 111-121.

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.

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.

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.

CEBALLOS, G., EHRLICH, P.R.&RAVEN, P.H. (2020) Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117, pp. 13596–13602.

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.

CHMURA H. E., KHAROUBA H. M., ASHANDER J., EHLMAN S. M., RIVEST E. B. & YANG L. H., 2019. – The mechanisms of phenology: the patterns and processes of phenological shifts. *Ecological Monographs*, **89** (1) : e01337.

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.

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.

CLERO C., ROMEYER K. & LE FOULER A., 2020. – Suivi et évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire des pelouses calcicoles de Nouvelle–Aquitaine – Méthodologie, analyse diachronique 2013–2019 et grille d'évaluation. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique.

CNRM., 2014. – https://www.umr–cnrm.fr/spip.php?article125.

COHEN J. M., LAJEUNESSE M. J. & ROHR J. R., 2018. – A global synthesis of animal phenological responses to climate change. *Nature Climate Change*, **8** (3) : 224-228.

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.

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.

COUTURIER T., MOURGUIART B., MANSONS J., BRAUD Y., COMBRISSON D., JAILLOUX A. & BESNARD A., 2020. – Suivi des déplacements altitudinaux des communautés d'orthoptères en lien avec le changement climatique dans les parcs nationaux du Mercantour et des Écrins. Coopération OFB–CEFE, 0-44.

COWIE R.H., BOUCHET P.&FONTAINE B., 2022. – The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97, 640–663.

D'AGOSTINO R. & VACHER J., 2021. – Évolution temporelle de la répartition des Orthoptères dans le massif vosgien : possibles effets des changements climatiques sur la biodiversité. 77 (2) : 10-17.

D'AMICO, F., BERRONEAU, M. & HUGON, F., 2020 – *Rana pyrenaica* Serra–Cobo 1991 – Grenouille des Pyrénées des torrents de montagne. *in* Programme les sentinelles du climat. Tome IX : Connaître et comprendre pour protéger les espèces animales et végétales face au changement climatique en région Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 363–392.

D'AMICO F., BERRONEAU M. & HUGON F., 2021 – *Rana pyrenaica* Serra–Cobo 1991 – Grenouille des Pyrénées : une espèce fragile sous menaces multiples *in* : Programme les sentinelles du climat. Tome X : Réponses des espèces animales et végétales face au changement climatique et pistes d'actions de conservation de la biodiversité en région Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 275–312.

DAMIEN M. & TOUGERON K., 2019. – Prey–predator phenological mismatch under climate change. *Current opinion in insect science*, 35 : 60-68.

DAVID R., ROMEYER K., 2021. – Sensibilité de la flore de Nouvelle–Aquitaine au changement climatique, *in* Programme les sentinelles du climat –Tome X: Réponses des espèces animales et végétales face au

changement climatique et pistes d'actions de conservation de la biodiversité en région Nouvelle-Aquitaine – Coord. Mallard. Le Haillan, pp. 21–52.

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.

Descimon H., 1994. – Les *Parnassius* français: écologie, génétique, perspectives pour leur conservation. *Insectes*, 93 : 2-6.

Descimon H., Bachelard P., Boitier E. & Pierrat V., 2005. – Decline and extinction of *Parnassius apollo* populations in France–continued. Dans : Kühn E, Feldmann R, Thomas JA, Settele J (2005) Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe, Vol. 1: General Concepts and Case Studies. Pensoft, Sofia/Moscow. : 114-115.

Donoso I., Stefanescu C., Martínez-Abraín A. & Traveset A., 2016. – Phenological asynchrony in plant–butterfly interactions associated with climate: a community–wide perspective. *Oikos*, 125 (10) : 1434-1444.

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.

Duhaze 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) .

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

Dupoué A., Rutschmann A., Le Galliard J. F., Miles D. B., Clobert J., DeNardo D. F., Brusch G. A. & Meylan S., 2017. – Water availability and environmental temperature correlate with geographic variation in water balance in common lizards. *Oecologia*, 185 (4) : 561-571.

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., 2021. – Genetic and demographic trends from rear to leading edge are explained by climate and forest cover in a cold-adapted ectotherm. *Diversity and Distributions*, 27 (2) : 267-281.

Elith J., Kearney M. & Phillips S., 2010. – The art of modelling range–shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 1 (4) : 330-342.

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.

Fartmann T., Brüggeshemke J., Poniatowski D. & Löffler, F., 2022a. – Summer drought affects abundance of grassland grasshoppers differently along an elevation gradient. *Ecological Entomology*, 1–13.

FARTMANN,T , PONIATOWSKI D. & HOLTMANN, L., 2022b. – Effects of land–use and climate change on grasshopper assemblages differ between protected and unprotected Grasslands. *Basic and Applied Ecology* 63 : 83–92.

FAURE A., 2020. – Typologie des communautés végétales du cordon dunaire Sud–Atlantique échantillonnées dans le cadre du suivi ONF. Université de Bordeaux.

FAVENNEC J., 2002. – Connaissance et gestion durable des dunes de la côte Atlantique. Paris : Office National des Forêts, 394 p.

FENNER M., 1998. – The phenology of growth and reproduction in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 1 (1) : 78-91.

FILZ K. & SCHMITT T., 2015. – Niche overlap and host specificity in parasitic Maculinea butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae) as a measure for potential extinction risks under climate change. *Organisms Diversity & Evolution*, 15 (3) : 555-565.

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.

FORREST J. R., 2016. – Complex responses of insect phenology to climate change. *Current Opinion in Insect Science*, 17 : 49-54.

FORT M., 2015. – Impact du changement climatique sur les dynamiques des milieux montagnards. Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine. Association pour la diffusion de la recherche alpine et UGA Éditions.

FOUCART T., LOURDAIS O., DENARDO D. F. & 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.

FOURNEL C. & BLEHAUT J.–B., 2008. – Etude de la répartition de la Marmotte alpine (*Marmota marmota*) dans le massif du Sancy et approche comportementale. In pp. 1–28. Rapport de stage.

FRANCOU B. & MELIERES M.–A., 2021. – Coup de chaud sur les montagnes. Paulsen.

FRANKLIN J., 2009. – Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press.

FRANKS S. J., SIM S. & WEIS A. E., 2007. – Rapid evolution of flowering time by an annual plant in response to a climate fluctuation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (4) : 1278-1282.

FRED M. S., O'HARA R. B. & BROMMER J. E., 2006. – Consequences of the spatial configuration of resources for the distribution and dynamics of the endangered *Parnassius apollo* butterfly. *Biological Conservation,* 130 (2) : 183-192

FY F. & BISSOT R., 2014. – Mise en place et évaluation de l'état de conservation des végétations des pelouses calcicoles sur les sites Natura 2000 de Poitou–Charentes. Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique, 44 p.

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*, .

GARGOMINY O., TERCERIE S., REGNIER C., RAMAGE T., DUPONT P., DASZKIEWICZ P. & PONCET L., 2020. – TAXREF v14, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion (No. Rapport Patrinat 2020). MNHN, Paris.

GASCOIN S. (2022) Multitemporal snow metrics from Sentinel-2 – Séries Temporelles. *Cesbio – Multitemp*. https://labo.obs-mip.fr/multitemp/multitemporal-snow-metrics-from-sentinel-2/ [accessed 15 August 2022].

GASCOIN S., GRIZONNET M., BOUCHET M., SALGUES G. & HAGOLLE O., 2019. – Theia Snow collection: high-resolution operational snow cover maps from Sentinel-2 and Landsat-8 data. *Earth System Science Data*, 11, 493–514.

GAUSSEN H. & BAGNOULS F., 1952. – L'indice xérothermique. *Bulletin de l'Association de Géographes Français*, 29, 10–16. Persée – Portail des revues scientifiques en SHS.

GILLET F., FOUCAULT (DE) B. & JULVE P., 1991. – La phytosociologie synusiale intégrée: objets et concepts. *Candollea* 46, 315–340.

GIULIO S., ACOSTA A. T. R., CARBONI M., CAMPOS J. A., CHYTRÝ M., LOIDI J., PERGL J., PYŠEK P., ISERMANN M. & JANSSEN J. A., 2020. – Alien flora across European coastal dunes. *Applied Vegetation Science*, 23 (3) : 317-327.

GLAD A., 2021. – La Marmotte des Alpes – *Marmota marmota* (Linnaeus, 1788) un mammifère des pelouses et rocailles pyrénéennes : un habitat en réduction et une dynamique familiale complexe. *in* Programme les sentinelles du climat. Tome X : Réponses des espèces animales et végétales face au changement climatique et pistes d'actions de conservation de la biodiversité en région Nouvelle-Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 445–500.

GLAD A. & MALLARD F., 2022. – Alpine marmot's (*Marmota marmota*) distribution evolution under climate change: the use of species distribution models from regional scale to local western Pyrenees (France).

GMHL., 2000. – *Mammifères, Reptiles et Amphibiens du Limousin*. GMHL., Limousin, 215 p.

GORDO O. & SANZ J. J., 2005. – Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia*, **146** (3) : 484-495.

GOURVIL P.-Y., SOULET D. & DUHAZE B., 2017. – Plan régional d'actions en faveur des lépidoptères patrimoniaux – Déclinaison régionale du plan national d'actions en faveur des *Maculinea* – Aquitaine – 2017–2021. CEN Aquitaine / DREAL Nouvelle Aquitaine., 76 p.

GREULICH J., 2015. – Seasonal habituation to human activities in alpine marmots (*Marmota marmota*) in the Gran Paradiso National Park, Italy.

GREVILLIOT F., KREBS L. & MULLER S., 1998. – Comparative importance and interference of hydrological conditions and soil nutrient gradients in floristic biodiversity in flood meadows. *Biodiversity & Conservation*, 7 (11) : 1495-1520.

GRIEBELER E. M. & SEITZ A., 2002. – An individual based model for the conservation of the endangered Large Blue Butterfly, *Maculinea arion* (Lepidoptera: Lycaenidae).

GUISAN A., THUILLER W. & ZIMMERMANN N. E., 2017. – Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R. Cambridge : Cambridge University Press.

HALBRITTER A. H., BILLETER R., EDWARDS P. J. & ALEXANDER J. M., 2015. – Local adaptation at range edges: comparing elevation and latitudinal gradients. *Journal of Evolutionary Biology*, 28 (10) : 1849-1860.

HALSCH C. A., SHAPIRO A. M., FORDYCE J. A., NICE C. C., THORNE J. H., WAETJEN D. P. & FORISTER M. L., 2021. – Insects and recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118 (2) : e2002543117.

HASSELBERG M.J., MCMAHON J. & PARKER K., 2013. – The validity, reliability, and utility of the iButton® for measurement of body temperature circadian rhythms in sleep/wake research. *Sleep Medicine*, 14, 5–11.

HERMY S., 2018. – Caractérisation de la dynamique spatiale des communautés végétales des cordons dunaires aquitains et identification des facteurs sous–jacents. Université de Bordeaux / Université de Bretagne Sud.

HERRERO J., GARCIA–GONZALEZ R. & GARCIA–SERRANO A., 1994. – Altitudinal Distribution of Alpine Marmot (*Marmota marmota*) in the Pyrenees, Spain/France. *Arctic and Alpine Research*, 26, 328.

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.

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.

HUGON F. & BERRONEAU M., 2020. – *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) – Lézard de Bonnal et *Podarcis liolepis* (Boulenger, 1905) – Lézard catalan des affleurements et éboulis rocheux de montagne *in :* Programme les sentinelles du climat –Tome IX: Connaitre et comprendre pour protéger les espèces animales et végétales face au changement climatique, – Coord. Mallard. pp. 464–515.

HUGON F., 2021. – Intégration de la variabilité thermique dans un modèle de répartition d'espèces fondé

INOUYE D. W., BARR B., ARMITAGE K. B. & INOUYE B. D., 2000. – Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97 (4) : 1630-1633.

IPCC., 2014. – 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.

JACTEL H., IMLER J.–L., LAMBRECHTS L., FAILLOUX A.–B., LEBRETON J. D., MAHO Y. L., DUPLESSY J.–C., COSSART P. & GRANDCOLAS P., 2020. – Corrigendum: Insect decline: immediate action is needed. *Comptes Rendus. Biologies*, 343 (3) : 295-296.

JOHNSON C. J. & GILLINGHAM M. P., 2005. – An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. *Environmental Conservation*, 32 (02) : 117-128.

JONES L., GARBUTT A., HANSOM J. & ANGUS S., 2013. – Impacts of climate change on coastal habitats. *MCCIP Science Review*, .

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.

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*.

KERR J. T., SOUTHWOOD T. R. E. & CIHLAR J., 2001. – Remotely sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98 (20) : 11365-11370

KERR J. T., VINCENT R. & CURRIE D. J., 1998. – Lepidopteran richness patterns in North America. *Écoscience*, 5 (4) : 448-453.

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.

KHAROUBA H. M., EHRLÉN J., GELMAN A., BOLMGREN K., ALLEN J. M., TRAVERS S. E. & WOLKOVICH E. M., 2018. – Global shifts in the phenological synchrony of species interactions over recent decades. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115 (20) : 5211-5216.

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.

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.

KOZUHAROVA E. & ANCHEV M., 2006. – Nastic corolla movements of nine *Gentiana* species (Gentianaceae), presented in the Bulgarian flora. *Phytologia Balcanica*, 12 (2) : 255-265.

KRAUSS J., STEFFAN-DEWENTER I. & TSCHARNTKE T., 2003. – How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography*, 30 (6) : 889-900

KREBS C. J., 1972. – *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings; 5 edition, 816 p.

KUUSSAARI M., HELIÖLÄ J., LUOTO M. & PÖYRY J., 2007. – Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122 (3) : 366-376

LAFON P. & LE FOULER A., 2014. – Suivi des végétations de landes et tourbières acidiphiles d'Aquitaine – Méthode et mise en place. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 19 (+ annexes) p.

LAFON P., LE FOULER A., DUFAY J., HARDY F. & CAZE G., 2015. – Les végétations des dunes littorales non boisées d'Aquitaine : synsystématique et synchorologie (*Euphorbio paraliae – Ammophiletea australis, Koelerio glaucae – Corynephoretea canescentis p.p., Scheuchzerio palustris – Caricetea fuscae* p.p.). Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique/DREAL Aquitaine.

LAFON P., MADY M., CORRIOL G. & BELAUD A., 2020. – Catalogue des végétations de Nouvelle–Aquitaine. Classification, chorologie et correspondances avec les habitats européens. Conservatoire botanique national Sud–Atlantique / Conservatoire botanique national Massif central / Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi–Pyrénées.

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., RODRIGUEZ–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.

LAVOREL S., LEBRETON J.D. & LE MAHO Y., 2017. – Les mécanismes d'adaptation de la biodiversité aux changements climatiques et leurs limites. In p. 157.

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.

LE FOULER A., 2013. – Le suivi des pelouses calcicoles d'Aquitaine – Méthodes et première lecture. Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique/DREAL Aquitaine, 104 p.

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.

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 FOULER A. & CAZE G., 2012. – Schéma pluriannuel de suivi de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire d'Aquitaine. Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique/DREAL Aquitaine, 12 p.

LE GALLIARD J. F., MARQUIS O. & MASSOT M., 2010 – Cohort variation, climate effects and population dynamics in a short-lived lizard. *Journal of Animal Ecology*, *79*(6), 1296–1307.

LE GALLIARD J.–F., ROZEN–RECHELS D., LECOMTE A., DEMAY C., DUPOUÉ A. & MEYLAN S., 2021. – Short–term changes in air humidity and water availability weakly constrain thermoregulation in a dry–skinned ectotherm. *PLOS ONE*, 16 (2) : e0247514.

LEGAY P. & RUYS T. 2018 – La Marmotte des alpes (*Marmota marmota*) *in* . Programme les sentinelles du climat – Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp 583–592.

LENTI BOERO D., 1996. – Space and resource use in Alpine marmots (*Marmota marmota* L.). *Biodiversity in Marmots. Moscow/Lyon: International Marmot Network*, 175–180.

LEVEQUE A., 2021. – Le programme national de surveillance de la biodiversité terrestre – Présentation générale et gouvernance. .

LHONORE J., 1998. – Biologie, écologie et répartition de quatre espèces de Lépidoptères Rhopalocères protégés (Lycaenidae, Satyridae) dans l'ouest de la France. Rapport d'études de l'OPIE 2:108.

LI D., BARVE N., BRENSKELLE L., EARL K., BARVE V., BELITZ M. W., DOBY J., HANTAK M. M., OSWALD J. A., STUCKY B. J., WALTERS M. & GURALNICK R. P., 2021. – Climate, urbanization, and species traits interactively drive flowering duration. *Global Change Biology*, 27 (4) : 892-903.

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.

LOPEZ B.C., PINO J. & LOPEZ A., 2010. – Explaining the successful introduction of the alpine marmot in the Pyrenees. *Biological Invasions*, 12, 3205–3217.

LOURDAIS O., GUILLON M. & BERRONEAU MAUD, 2021a. – Rôle des milieux humides pour atténuer les effets des changements climatiques : le cas de *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. *in* Programme les sentinelles du climat – Tome X : Réponses des espèces animales et végétales face au changement climatique et pistes d'actions de conservation de la biodiversité en région Nouvelle–Aquitaine, – Coord. Mallard. pp 249–274.

LOURDAIS O., GUILLON M., BERRONEAU MAUD & BERRONEAU M., 2021b. – Rôle des milieux humides pour atténuer les effets des changements climatiques : le cas de *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) – Lézard vivipare des landes humides et tourbières de Nouvelle–Aquitaine. *in* Programme les sentinelles du climat – Tome X : Réponses des espèces animales et végétales face au changement climatique et pistes d'actions de conservation de la biodiversité en région Nouvelle–Aquitaine, – Coord. Mallard. pp 347–385.

LOURDAIS O. & MIAUD C., 2016. – Protocoles de suivi des populations de reptiles de France, POPReptiles. Société Herpétologique de France, 26 p.

LOUTFI E.& GLAD A., 2021. – Mise en place d'un protocole de suivi de *Gomphocerus sibiricus* (Linnaeus, 1767) et du cortège des orthoptères associé face au changement climatique dans les prairies et les pelouses de montagne des Pyrénées–Atlantiques *in* Programme les sentinelles du climat – Tome X : Réponses des espèces animales et végétales face au changement climatique et pistes d'actions de conservation de la biodiversité en région Nouvelle–Aquitaine, – Coord. Mallard. pp. 221–246.

LOUTFI E., 2021. – *Gomphocerus sibiricus* (Linnaeus, 1767) et du cortège des orthoptères associé face au changement climatique dans les prairies et les pelouses de montagne des Pyrénées–Atlantiques *in* Programme les sentinelles du climat – Tome XI : Protocoles naturalistes standardisés de suivi des espèces sentinelles du climat en région Nouvelle–Aquitaine, – Coord. Mallard. pp. 197–206.

LOWE W. H., 2012. – Climate change is linked to long–term decline in a stream salamander. *Biological Conservation*, **145** (1) : 48-53.

MACARTHUR R. H., 1984. – Geographical ecology: patterns in the distribution of species. Princeton University Press.

MACKINNEY M. L. & LOCKWOOD J. L., 1999. – Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. TREE vol. 14, no. 11

MADELENAT J., 2019. – L'adaptation au changement climatique sur le littoral français.

MAGLIANESI M. A., HANSON P., BRENES E., BENADI G., SCHLEUNING M. & DALSGAARD B., 2020. – High levels of phenological asynchrony between specialized pollinators and plants with short flowering phases. *Ecology*, 101 (11).

MAININI B., NEUHAUS P. & INGOLD P., 1993. – Behaviour of marmots *Marmota marmota* under the influence of different hiking activities. *Biological Conservation*, 64 (2) : 161-164.

MALLARD F., 2016. – 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.

MALLARD F., 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. (COORD.), 2017. – 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. & BULTE S., 2021. – Populations des lépidoptères de landes humides in Programme les sentinelles du climat – Tome XI : Protocoles naturalistes de suivis des effets du changement climatique sur les espèces en région Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 77–86.

MALLARD F., BULTE S., GOURVIL P.–Y., 2021. – Populations de lépidoptères des pelouses calcicoles in Programme les sentinelles du climat – Tome XI : Protocoles naturalistes de suivis des effets du changement climatique sur les espèces en région Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 39–46.

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). *in* Leal Filho W, Barbir J, Preziosi R. *Handbook of Climate Change and Biodiversity*. Cham : Springer International Publishing, p. 223-241.

MANIL L. & HENRY P.–Y., 2007. – Suivi Temporel des Rhopalocères de France (STERF) – Suivi Temporel des Insectes Communs (STIC) – Protocole national., 10 p.

MARAGE D. & GEGOUT 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.

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.

MASSEMIN S., GIBAULT C., RAMOUSSE R. & BUTET A., 1996. – Premières données sur le régime alimentaire de la marmotte alpine (*Marmota marmota*) en France. *Mammalia*, 60.

MASSOT M., 2008 – Impact du réchauffement climatique sur le fonctionnement des populations de lézards vivipares. *Habilitation à diriger des recherches. Université Pierre et Marie Curie–CNRS–Ecole Normale Supérieure*.

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.

MENÉNDEZ R., GONZÁLEZ–MEGÍAS A., COLLINGHAM Y., FOX R., ROY D. B., OHLEMÜLLER R. & THOMAS C. D., 2007. – Direct and indirect effects of climate and habitat factors on butterfly diversity. *Ecology*, 88 (3) : 605-611.

MERLET F. & DUPONT P., 2012. – Synthèse bibliographique sur les déplacements et les besoins de continuités d'espèces animales. L'azuré des Mouillères. OPIE, 10p.

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

MEYLAN S., BELLIURE J., CLOBERT J., & DE FRAIPONT M., 2002 – Le stress et l'état corporel comme déterminants prénatals et postnatals de la dispersion chez le lézard commun (*Lacerta vivipara*). *Hormones et comportement* , 42 (3), 319–326.

MILLER–RUSHING A. J., HØYE T. T., INOUYE D. W. & POST E., 2010. – The effects of phenological mismatches on demography. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365 (1555) : 3177-3186.

MNHN & OFB, 2003. – Fiche de *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758). *Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN)*. https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/61143 [accessed 8 June 2022].

MOLIERES M. & MALLARD F., 2021 – *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) – Apollon et cortège lépidoptérique associé aux pelouses thermophiles montagnardes. *in* Programme les sentinelles du climat – Tome XI : Protocoles naturalistes de suivis des effets du changement climatique sur les espèces en région Nouvelle–Aquitaine. – Coord. Mallard. pp 187–196.

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.

MOUQUET N, BELROSE V, THOMAS JA, ELMES GW, CLARKE RT, HOCHBERG ME, 2005. – Conserving community modules: a case study of the endangered Lycaenid butterfly *Maculinea alcon*. *Ecology* 86:3160–3173.

NAKONIECZNY M. & KEDZIORSKI A., 2005. – Feeding preferences of the Apollo butterfly (*Parnassius apollo* ssp. *frankenbergeri*) larvae inhabiting the Pieniny Mts (southern Poland). *Comptes Rendus Biologies*, 328 (3) : 235-242

NATURE EN OCCITANIE, 2022. – Les Sentinelles du climat en Occitanie [WWW Document]. URL http://naturemp.org/Les–sentinelles–du–climat–en.html (accessed 11.23.22).

NEFF F., KORNER–NIEVERGELT F., REY E., ALBRECHT M., BOLLMANN K., CAHENZLI F., CHITTARO Y., GOSSNER M.M., MARTINEZ–NUNEZ C., MEIER E.S., MONNERAT C., MORETTI M., ROTH T., HERZOG F. & KNOP E., 2022. – Different roles of concurring climate and regional land–use changes in past 40 years'insect trends. *Nature Communications,* 13:7611.

NOWICKI P., PEPKOWSKA A., KUDLEK J., SKORKA P., WITEK M., SETTELE J. & WOYCIECHOWSKI M., 2007. – From metapopulation theory to conservation recommendations : Lessons from spatial occurrence and abundance patterns of *Maculinea* butterflies. *Biological conservation*, 140 (1-2) : 119-129.

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.

NUFIO C. R., MCGUIRE C. R., BOWERS M. D. & GURALNICK R. P., 2010. – Grasshopper Community Response to Climatic Change: Variation Along an Elevational Gradient. *PLOS ONE*, 5 (9) : e12977

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.

OPIE, 2013. – Agir pour les *Maculinea.* L'essentiel du Plan national d'actions 2011–2015. DREAL Auvergne, MEDDE., 20 p.

OGEB ENTOMOFAUNE, 2021. – Protocole Orthoptère (bénévoles et professsionnels)., 10 p.

ORGERET F., THIEBAULT A., KOVACS K. M., LYDERSEN C., HINDELL M. A., THOMPSON S. A., SYDEMAN W. J. & PISTORIUS P. A., 2021. – Climate change impacts on seabirds and marine mammals: The importance of study duration, thermal tolerance and generation time. *Ecology Letters*.

OUZEAU G., DEQUE 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.

PAKEMAN R.J., ALEXANDER J., BEATON J., BROOKER R., CUMMINS R., EASTWOOD A., FIELDING D., FISHER J., GORE S. & HEWISON R., 2015. – Species composition of coastal dune vegetation in Scotland has proved resistant to climate change over a third of a century. *Global change biology* 21, 3738–3747.

PAKEMAN R. J., ALEXANDER J., BROOKER R., CUMMINS R., FIELDING D., GORE S., HEWISON R., MITCHELL R., MOORE E. & ORFORD K., 2016. – Long-term impacts of nitrogen deposition on coastal plant communities. *Environmental Pollution*, 212 : 337-347.

PARMESAN C., 2007. – Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13 (9) : 1860-1872

PARMESAN C. & YOHE G., 2003. – A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421 (6918) : 37-42

PEARSE W. D., DAVIS C. C., INOUYE D. W., PRIMACK R. B. & DAVIES T. J., 2017. – A statistical estimator for determining the limits of contemporary and historic phenology. *Nature Ecology & Evolution*, 1 (12) : 1876-1882

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.

PETANIDOU T., 2001. – Differential pollination success in the course of individual flower development and flowering time in *Gentiana pneumonanthe* L. (Gentianaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 135: 25–33

PETANIDOU T., DEN NIJS J. C. M., OOSTERMEIJER J. G. B. & ELLIS-ADAM A. C., 1995. – Pollination ecology and patch-dependent reproductive success of the rare perennial *Gentiana pneumonanthe* L. *New Phytol.*, 129 : 155-163.

PETTORELLI N., PELLETIER F., HARDENBERG A. VON, FESTA-BIANCHET M. & COTE S.D., 2007. – Early Onset of Vegetation Growth Vs. Rapid Green-up: Impacts on Juvenile Mountain Ungulates. *Ecology*, 88, 381–390.

PETTORELLI N., VIK J.O., MYSTERUD A., GAILLARD J.-M., TUCKER C.J. & STENSETH N.CHR., 2005. – Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 503–510.

POITOU-CHARENTES NATURE, 2019. – Liste rouge du Poitou-Charentes : chapitre Rhopalocères. Fontaine-le-Comte.

PONIATOWSKI D., BECKMANN C., LÖFFLER F., MÜNSCH T., HELBING F., SAMWAYS M.J.& FARTMANN T., 2020. – Relative impacts of land-use and climate change on grasshopper range shifts have changed over time. *Global Ecology and Biogeography*, 29 : 2190–2202.

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.

POSLEDOVICH D., TOFTEGAARD T., WIKLUND C., EHRLÉN J. & GOTTHARD K., 2015. – Latitudinal variation in diapause duration and post-winter development in two pierid butterflies in relation to phenological specialization. *Oecologia*, 177 (1) : 181-190

POTTIER G., PAUMIER J. M., TESSIER M., BARASCUD Y., TALHOËT S., LIOZON R., D'ANDURAIN P., VACHER J. P., BARTHE L., HEAULME V., ESSLINGER M., ARTHUR C. P., CALVET A., MAUREL C. & REDON H., 2008. – Atlas de répartition des reptiles et amphibiens de Midi-Pyrénées.

POUDEL B.S., 2016. – The effects of pastoralism on the behaviour of the Himalayan marmot (*Marmota himalayana*) in high altitude rangelands in Nepal. Charles Sturt University, Australie, Népal.

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.

PRISCO I., CARBONI M. & ACOSTA A. T., 2013. – The fate of threatened coastal dune habitats in Italy under climate change scenarios. *PLoS One*, 8 (7) : e68850.

PROVOOST S., JONES M. L. M. & EDMONDSON S. E., 2011. – Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation*, 15 (1) : 207-226.

QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2021. – QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org

R CORE TEAM, N.D. – R: The R Project for Statistical Computing.

R CORE TEAM, 2021. – R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

RAMOUSSE R. & LE BERRE M., 1995. – Pour un projet de charte de réintroduction de la Marmotte alpine en France, 57–58.

RAMOUSSE R., LE BERRE M. & GIBOULET O., 1999. – La Marmotte alpine.

RATHCKE B. & LACEY E. P., 1985. – Phenological Patterns of Terrestrial Plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **16** (1) : 179-214.

RAVEN P.H., CHASE J.M. & PIRES J.C., 2011. – Introduction to special issue on biodiversity1. *American Journal of Botany*, 98, 333–335.

READING C. J., 2007. – Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia*, 151 (1) : 125-131.

REINERS T.E., ENCARNAÇÃO J.A. & WOLTERS V., 2011. – An optimized hair trap for non–invasive genetic studies of small cryptic mammals. *European Journal of Wildlife Research*, 57, 991–995. Springer Verlag.

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.

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.

RICHARD B., DUPOUEY J., CORCKET E., ALARD D., ARCHAUX F., AUBERT M., BOULANGER V., GILLET F., LANGLOIS E. & MACÉ S., 2021. – The climatic debt is growing in the understorey of temperate forests: Stand characteristics matter. *Global Ecology and Biogeography* 30, 1474–1487.

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.

ROMAN–PALACIOS C. & WIENS J.J., 2020. – Recent responses to climate change reveal the drivers of species extinction and survival. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117, 4211–4217.

ROMEYER K., 2018. – Communautés végétales du plateau landais, *in* Programme les sentinelles du climat. Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 324–344.

ROMEYER K., 2021. – Suivi et évolution des communautés végétales sensibles au changement climatique en Nouvelle–Aquitaine, *in* Programme les sentinelles du climat – Tome X : Réponses des espèces animales et végétales face au changement climatique et pistes d'action de conservation de la biodiversité en région Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 53–109.

ROMEYER K. & DAVID R., 2018. – Communautés végétales des pelouses sèches calcicoles, *in* Programme les sentinelles du climat. Tome VI : Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 125–139.

ROMEYER K. & DAVID R., 2020. – Flore et végétations des milieux sec, humides, montagnard, forestier, *in* Programme les sentinelles du climat. Tome IX : Connaitre et comprendre pour protéger les espèces animales et végétales face au changement climatique – Coord. Mallard. pp. 18–95.

ROMEYER K., HOVER A., LAFON P. & DAVID R., 2021. – Les forêts à Hêtre de plaines de Nouvelle–Aquitaine. Typologie, répartition, écologie, suivi et déterminisme climatique. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique.

ROMEYER K. & LE FOULER A., 2021a – Communautés végétales des pelouses sèches calcicoles *in* Programme les sentinelles du climat. Tome XI : Protocoles naturalistes standardisés de suivis des espèces sentinelles du climat en Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 39–46.

ROMEYER K. & LE FOULER A., 2021b – Communautés végétales des lagunes du plateau landais *in* Programme " Les Sentinelles Du Climat ". Tome XI : Protocoles naturalistes standardisés de suivis des espèces sentinelles du climat en Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 117–125.

ROMEYER K., HOVER A., LAFON P. & DAVID R., 2021a. – Les forêts à Hêtre de plaines de Nouvelle–Aquitaine. Typologie, répartition, écologie, suivi et déterminisme climatique. Conservatoire Botanique National Sud–Atlantique, Audenge.

ROMEYER K., LE FOULER A. & PIOCH J., 2021b. – Communautés végétales des dunes littorales non boisées, in: Programme les sentinelles du climat – Tome XI : Protocoles Naturalistes Standardisés de Suivis Des Espèces Sentinelles Du Climat En Région Nouvelle–Aquitaine – Coord. Mallard. pp. 17–28.

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.

ROZEN–RECHELS D., RUTSCHMANN A., DUPOUÉ A., BLAIMONT P., CHAUVEAU V., MILES D. B., GUILLON M., RICHARD M., BADIANE A., MEYLAN S., CLOBERT J. & LE GALLIARD J.–F., 2021. – Interaction of hydric and thermal conditions drive geographic variation in thermoregulation in a widespread lizard. *Ecological Monographs*, 91 (2) : e01440.

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.

RUYS T., 2016. –Marmotte des Alpes. *in* Programme les sentinelles du climat. Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle–Aquitaine. – Coord. Mallard. pp 253–259.

RUYS T., 2017. –Marmotte des Alpes (*Marmota marmota*). *in* 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. – Coord. Mallard. pp 502–509.

RUYS T., 2021. – *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) – La Marmotte des Alpes des pelouses et rocailles pyrénéennes. *in* Programme les sentinelles du climat – Tome XI : Protocoles naturalistes de suivis des effets du changement climatique sur les espèces en région Nouvelle–Aquitaine. Coord. Mallard. pp 502–509

RYMALOV I.V., 1996. – Hibernation and breeding of Marmota bobac. Russie.

SALA O., CHAPIN III F.S., ARMESTO J.J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., RH, D., *et al.*, 2000. – Biodiversity – Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science (New York, N.Y.)*, 287, 1770–1774.

SALSBURY C.M. &ARMITAGE K.B., 2003. – Variation in growth rates of yellow–bellied marmots *(Marmota flaviventris).* Variation des taux de croissance de la marmotte aventre jaune *(Marmota flaviventris) in Adaptive strategies and diversity in marmots / Strategies adaptatives et diversite chez*

les marmottes, Ramousse R., Allaine D. &Le Berre M., Eds., International Network on Marmots, 195–204.

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.

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.

SEGRESTIN J., 2018. – Intégration de la phénologie et de la défense mécanique dans l'espace phénotypique des plantes. Université Montpellier.

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.

SEMENOV Y., RAMOUSSE R. & BERRE M., 2011. – Effet de la lumière et de la température sur le rythme d'activité de la marmotte alpine *(Marmota marmota* Linné, 1758) en milieu naturel. *Canadian Journal of Zoology*, 78, 1980–1986.

SMITH P., NKEM J., CALVIN K., CAMPBELL D., CHERUBINI F., GRASSI G., KOROTKOV V., HOANG AL, LWASA S., MCELWEE P., NKONYA E., SAIGUSA N., SOUSSANA J.–F., & TABOADA M.A., 2019 – Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre: synergies, compromis et options de réponse intégrée. *in* Changement climatique et terres: un rapport spécial du GIEC sur le changement climatique, la désertification, la dégradation des terres, la gestion durable des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre dans les écosystèmes terrestres [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson–Delmotte, H.– O. Portner, DC Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (éd.)]. Dans la presse.

SONNENBERG B.R., BRANCH C.L., BENEDICT L.M., PITERA A.M. & PRAVOSUDOV V.V., 2020. – Nest construction, ambient temperature and reproductive success in a cavity–nesting bird. *Animal Behaviour*, 165, 43–58.

STEFANESCU C., PEÑUELAS J. & FILELLA I., 2003. – Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, 9 (10) : 1494

STOECKLI S., HIRSCHI M., SPIRIG C., CALANCA P., ROTACH M. W. & SAMIETZ J., 2012. – Impact of climate change on voltinism and prospective diapause induction of a global pest insect––*Cydia pomonella* (L.). *Plos One*, 7 (4) : e35723-e35723.

SUANEZ S., & CARIOLET J. M., 2010, – L'action des tempêtes sur l'érosion des dunes : les enseignements de la tempête du 10 mars 2008 , *Norois*, 215 | 2010, 77–99.

TAFANI M., 2013. – Traits d'histoire de vie et démographie face aux changements climatiques en milieu alpin : L'exemple de la marmotte alpine (*Marmota marmota*). Université Claude Bernard, Lyon.

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.

TAYLOR S. D., 2019. – Estimating flowering transition dates from status–based phenological observations: a test of methods. *PeerJ*, 7 : e7720

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.

THOMAS J. A. & ELMES G. W., 2001. – Food–plant niche selection rather than the presence of ant nests explains oviposition patterns in the myrmecophilous butterfly genus *Maculinea*. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268 (1466) : 471-477.

TICHÝ L., 2002. – JUICE, software for vegetation classification. *Journal of vegetation science* 13, 451–453.

TODISCO V., GRATTON P., CESARONI D. & SBORDONI V., 2010. – Phylogeography of *Parnassius apollo*: hints on taxonomy and conservation of a vulnerable glacial butterfly invader. *Biological Journal of the Linnean Society*, 101 (1) : 169-183.

TOUROULT J., CHAUMET S., PONCET L. & SIBLET J.–P., 2017. – Diagnostic et recommandations pour une stratégie d'acquisition de connaissances naturalistes continentales. Tome I : Analyse des besoins et des dispositifs existants. MNHN–SPN/UMS–2006–PatriNat.

TROUILLOUD F., 2021. – Les montagnes : ces sentinelles du réchauffement climatique. *ID4D*. https://ideas4development.org/montagne–rechauffement–climatique/ [accessed 11 April 2022].

TÜRK A. & ARNOLD W., 1988. – Thermoregulation as a limit to habitat use in alpine marmots (*Marmota marmota*). *Oecologia*, 76 (4) : 544-548.

TURNER J. R. G., GATEHOUSE C. M. & COREY C. A., 1987. – Does Solar Energy Control Organic Diversity? Butterflies, Moths and the British Climate. *Oikos*, 48 (2) : 195-205

TRY DATABASE, 2022. – TRY – Plant trait database [WWW Document]. URL https://www.try–db.org (accessed 11.18.22).

UHLER J., REDLICH S., ZHANG J., HOTHORN T., TOBISCH C., EWALD J., THORN S., SEIBOLD S., MITESSER O., MORINIÈRE J., BOZICEVIC V., BENJAMIN C.S., ENGLMEIER J., FRICKE U., GANUZA C., HAENSEL M., RIEBL R., ROJAS–BOTERO S., RUMMLER T., UPHUS L., SCHMIDT S., STEFFAN–DEWENTER I. & MÜLLER J., 2021. – Relationship of insect biomass and richness with land use along a climate gradient. *Nature Communications*, 12 : 5946..

ULRICH E., 1995. – Le réseau RENECOFOR : Objectifs et réalisation. *Revue Forestière Française* XLVII, 107–124.

VAISSIE P., MONGE A. & HUSSON F., 2021. – Factoshiny: perform factorial analysis from 'FactoMineR' with a shiny application. R package version 2.4. https://CRAN.R–project.org/package=Factoshiny.

VAN DYCK H., OOSTERMEIJER J.–G.–B., TALLOEN W., FEENSTRA V., VAN DER HIDDE A. & WYNHOFF I., 2000. –. Does the presence of ant nests matter for oviposition to a specialized myrmecophilous *Maculinea* butterfly? *Proceedings of the Royal society of London. Series B: Biological Sciences*. Vol 267. 1466. pp 861–866.

VAN DYCK H., BONTE D., PULS R., GOTTHARD K. & MAES D., 2015. – The lost generation hypothesis: could climate change drive ectotherms into a developmental trap? *Oikos* 124:54–61.

VAN STRIEN A.J., PLANTENGA W.F., SOLDAAT L.L., VAN SWAAY C.A.M., WALLISDEVRIES M.F., 2008. – Bias in phenology assessments based on first appearance data of butterflies. *Oecologia* 156:227–235.

VISSER M. E. & BOTH C., 2005. – Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 272 (1581) : 2561-2569.

VISSER M. E. & GIENAPP P., 2019. – Evolutionary and demographic consequences of phenological mismatches. *Nature Ecology & Evolution*, 3 (6) : 879-885.

VISSER M. E. & HOLLEMAN L. J., 2001. – Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268 (1464) : 289-294.

VOISIN J.-F., 1986. – Une méthode simple pour caractériser l'abondance des Orthoptères en milieu ouvert. *L'Entomologiste (Paris)*, 42 (2) : 113-119.

WAGLER R., 2018. – 6th Mass Extinction. i*n Encyclopedia of the Anthropocene* (eds D.A. Dellasala & M.I. Goldstein), Elsevier, Oxford. pp. 9–12.

WARREN M. & SWAAY C. VAN., 1999. – Red data book of European butterflies [Rhopalocera]. Nature and Environnement, No. 99, Council of Europe Publishing, 260 p.

Webb D. R., 1980. – Environmental Harshness, Heat Stress, and *Marmota flaviventris. Oecologia* Vol. 44, No. 3, pp. 390–395.

WEIBULL A.-C., BENGTSSON J. & NOHLGREN E., 2000. – Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. Ecography, 23 (6) : 743-750.

WELTI E. A. R., ZAJICEK P., FRENZEL M., AYASSE M., BORNHOLDT T., BUSE J., CLASSEN A., DZIOCK F., ENGELMANN R. A., ENGLMEIER, J., FELLENDORF M., MARC I. FÖRSCHLER, FRICKE U., GANUZA C., HIPPKE M., HOENSELAAR G., KAUS-THIEL A., KERNER, J., KILIAN D., MANDERY, K., MARTEN A., MONAGHAN M. T., MORKEL C., MÜLLER J., PUFFPAFF S., REDLICH S., RICHTER R., ROJAS-BOTERO S., SCHARNWEBER T., SCHEIFFARTH G., SCHMIDT YANEZ P., SCHUMANN R., SEIBOLD S., STEFFAN-DEWENTER I., STOLL S., TOBISCH C., TWIETMAYER S., UHLER J., VOGT J., WEIS D., WEISSER W. W., WILMKING M., HAASE P., 2021. – Temperature drives variation in flflying insect biomass across a German malaise trap network. Insect Conservation and Diversity (2021).

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.

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.

WINGFIELD J. C., 2003. – Control of behavioural strategies for capricious environments. *Animal Behaviour*, 66 (5) : 807-816.

WINKLER D. E., 2019. – Contemporary human impacts on alpine ecosystems: the direct and indirect effects of human–induced climate change and land use. .

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.

Annexes



Annexe 1. Regroupement des taxons effectué pour les analyses des suivis dunaires

Taxon / groupe retenu	Taxon cité
Asparagus officinalis L., 1752	Asparagus officinalis L., 1753
	Asparagus officinalis subsp. prostratus (Dumort.) Corb., 1893
Atriplex sp.	Atriplex laciniata L., 1753
	Atriplex prostrata Boucher ex DC., 1805
	Atriplex sp.
Bromus s.l.	Anisantha diandra (Roth) Tutin ex Tzvelev, 1963
	Anisantha sterilis (L.) Nevski, 1934
	Bromus hordeaceus L., 1753
	Bromus hordeaceus subsp. thominei (Hardouin) Braun-Blanq., 1929
	Bromus sp.
Cuscuta sp.	Cuscuta campestris Yunck., 1932
	Cuscuta suaveolens Ser., 1840
Erigeron gr. canadensis	Erigeron canadensis L., 1753
	Erigeron blakei Cabrera, 1941
	Erigeron sp.
	Erigeron sumatrensis Retz., 1810
Geranium gr. robertianum	Geranium purpureum Vill., 1786
	Geranium robertianum L., 1753
Hedera gr. helix	Hedera helix L., 1753
	Hedera hibernica (Kirchn.) Bean, 1914
Herniaria gr. ciliolata	Herniaria ciliolata subsp. robusta Chaudhri, 1968
	Herniaria ciliolata Melderis, 1957
	Herniaria glabra L., 1753
Logfia minima (Sm.) Dumort., 1826	Logfia minima (Sm.) Dumort., 1827
	Logfia gallica (L.) Coss. & Germ., 1843
Lolium sp.	Lolium perenne L., 1753
	Lolium sp.
	Lolium rigidum subsp. rigidum Gaudin, 1811
Medicago gr. lupulina/littoralis	Medicago littoralis Rohde ex Loisel., 1810
	Medicago lupulina L., 1753
	Medicago polymorpha L., 1753
Oenothera sp.	Oenothera biennis L., 1753
	Oenothera glazioviana Micheli, 1875
	Oenothera sp.
Ononis spinosa L., 1752	Ononis spinosa L., 1753
	Ononis repens subsp. maritima (Dumort. ex Piré) Asch. & Graebn., 1907
	Ononis spinosa subsp. procurrens (Wallr.) Briq., 1913
Orobanche sp.	Orobanche caryophyllacea Sm., 1798
	Orobanche hederae Vaucher ex Duby, 1828
	Orobanche rapum-genistae Thuill., 1799
	Orobanche sp.
Polypodium sp.	Polypodium sp.
	Polypodium vulgare gr.
Rosa gr. canina	Rosa canina L., 1753
	Rosa sp.
Salsola s.l.	Salsola kali L., 1753
	Salsola soda L., 1753
Senecio vulgaris L., 1753	Senecio vulgaris L., 1753
	Senecio vulgaris subsp. denticulatus (O.F.Müll.) P.D.Sell, 1967
	Senecio vulgaris subsp. vulgaris L., 1753

Solanum gr. nigrum	Solanum nigrum L., 1753
	Solanum physalifolium Rusby, 1895
Solidago virgaurea L., 1752	Solidago virgaurea L., 1753
	Solidago virgaurea subsp. virgaurea L., 1753
	Solidago virgaurea subsp. macrorhiza (Lange) Nyman, 1879
Sonchus gr. oleraceus	Sonchus asper (L.) Hill, 1769
	Sonchus oleraceus L., 1753
	Sonchus sp.
Tamarix sp.	Tamarix gallica L., 1753
	Tamarix sp.
Thymus drucei Ronniger, 1923	Thymus drucei Ronniger, 1924
	Thymus serpyllum subsp. praecox (Opiz) Vollm., 1914
Verbascum sp.	Verbascum virgatum Stokes, 1787
	Verbascum sp.
Vulpia fasciculata (Forssk.) Fritsch, 1909	Vulpia fasciculata (Forssk.) Fritsch, 1909
	Vulpia bromoides (L.) Gray, 1821
	Vulpia sp.

Annexe 2. Taxons écartés des analyses des suivis dunaires

Taxons écartés
Aira caryophyllea L., 1753
Aira praecox L., 1753
Cerastium diffusum Pers., 1805
Cerastium glomeratum Thuill., 1799
Cerastium pumilum Curtis, 1777
Cerastium semidecandrum L., 1753
Cerastium sp.
Erodium lebelii Jord., 1852
Hypochaeris glabra L., 1753
Hypochaeris radicata L., 1753
Logfia minima (Sm.) Dumort., 1827
Micropyrum tenellum (L.) Link, 1844
Phleum arenarium L., 1753
Saxifraga tridactylites L., 1753
Teesdalia nudicaulis (L.) R.Br., 1812

Annexe 3. Liste d'espèces diagnostiques des habitats dunaires

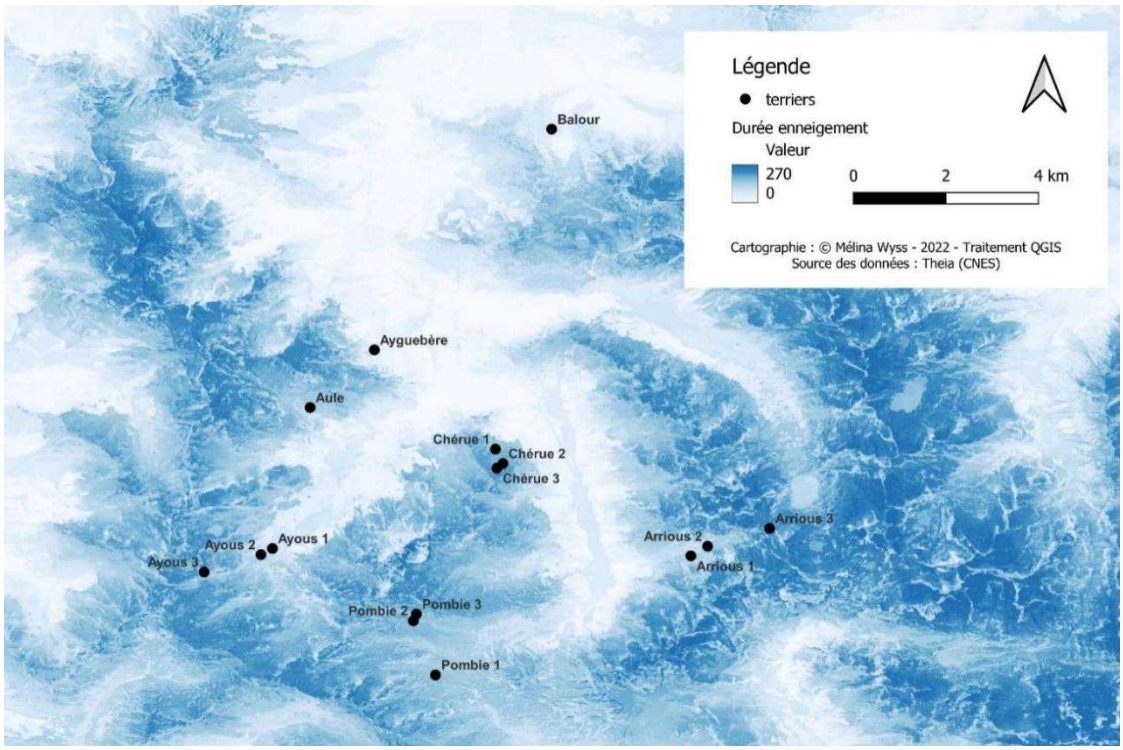
Indications synécologiques	Taxon
Espèces diagnostiques HIC 2110 (dunes embryonnaires et laisses de mers)	Achillea maritima
	Atriplex sp.
	Cakile maritima
	Crithmum maritimum
	Elytrigia juncea
	Euphorbia peplis
	Euphorbia polygonifolia
	Honkenya peploides
	Polygonum maritimum
	Salsola s.l.
Espèces diagnostiques HIC 2120 (dunes mobiles et semi-fixées)	Achillea maritima
	Ammophila arenaria
	Artemisia campestris subsp. maritima
	Astragalus baionensis
	Convolvulus soldanella
	Eryngium maritimum
	Euphorbia paralias
	Festuca juncifolia
	Galium arenarium
	Hieracium eriophorum
	Leontodon saxatilis
	Linaria thymifolia
	Lotus corniculatus
	Matthiola sinuata
	Medicago marina
	Ononis spinosa
	Pancratium maritimum
	Silene uniflora subsp. thorei
Espèces diagnostiques HIC 2130 (dunes grises)	Artemisia campestris subsp. maritima
	Pancratium maritimum
	Alyssum loiseleurii
	Anthyllis vulneraria subsp. vulneraria
	Aphanes australis
	Arenaria serpyllifolia gr.
	Asparagus officinalis
	Asperula occidentalis
	Carex arenaria
	Catapodium rigidum
	Corynephorus canescens
	Crassula tillaea
	Dianthus gallicus
	Ephedra distachya
	Eryngium campestre
	Euphorbia segetalis subsp. portlandica
	Festuca vasconcensis
	Helichrysum stoechas
	Herniaria gr. ciliolata
	Jasione maritima
	Koeleria arenaria
	Mibora minima
	Rumex acetosella

	Poterium sanguisorba
	Scabiosa atropurpurea var. maritima
	Sedum acre
	Sedum rupestre
	Silene conica
	Silene portensis
	Solidago virgaurea
	Sonchus bulbosus
	Thesium humifusum
	Thymus drucei
	Tuberaria guttata
	Viola kitaibeliana
	Vulpia fasciculata
Espèces diagnostiques HIC 2180 (dunes boisées)	Agrostis capillaris
	Anthoxanthum odoratum
	Arbutus unedo
	Arenaria montana
	Calluna vulgaris
	Cistus salvifolius
	Clematis flammula
	Corema alba
	Crataegus monogyna
	Cytisus scoparius
	Danthonia decumbens
	Daphne gnidium
	Dioscorea communis
	Erica cinerea
	Erica scoparia
	Euonymus europaeus
	Hedera gr. helix
	Ilex aquifolium
	Iris foetidissima
	Ligustrum vulgare
	Lonicera periclymenum
	Luzula multiflora
	Melampyrum pratense
	Pinus pinaster
	Pteridium aquilinum
	Quercus ilex
	Quercus pyrenaica
	Quercus robur
	Quercus sp.
	Quercus suber
	Rosa gr. canina
	Rubia peregrina
	Rubus sp.
	Ruscus aculeatus
	Salix atrocinerea
	Smilax aspera
	Teucrium scorodonia
	Ulex europaeus
	Ulmus minor

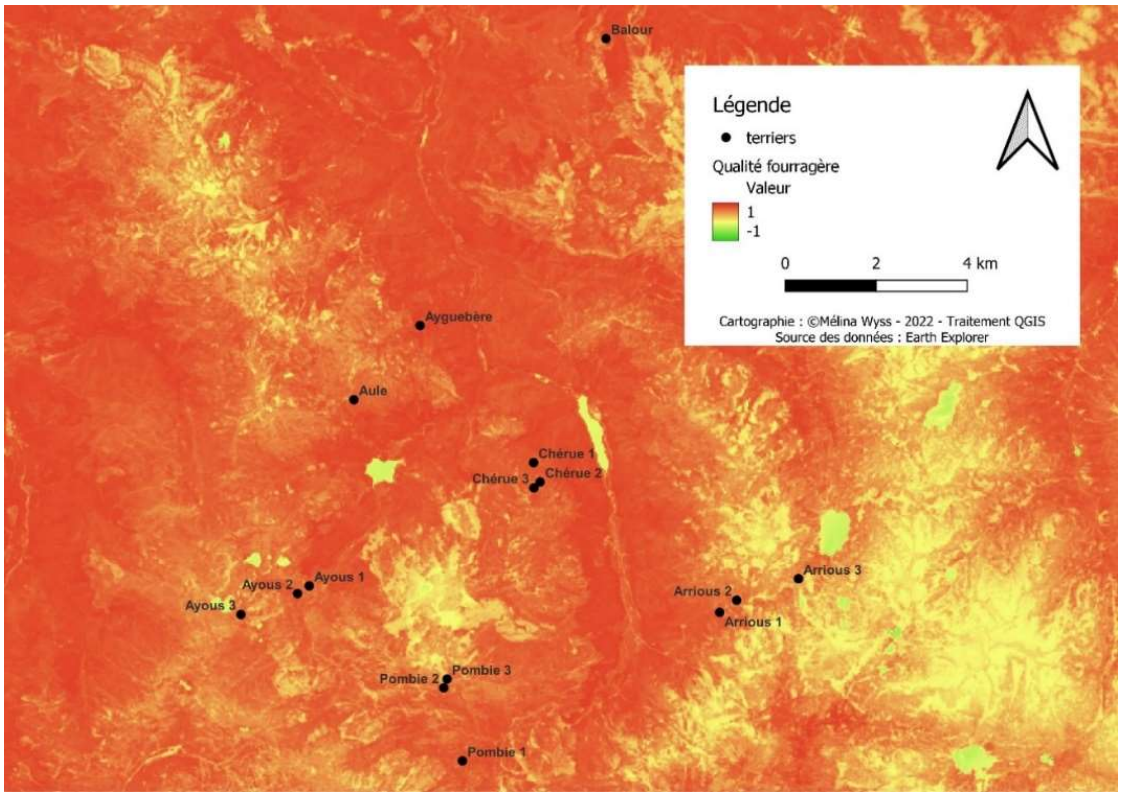
Annexe 4. Légende des symboles de tendance d'évolution des indicateurs pour les suivis dunaires

Légende tendance :	
≈	Stabilité apparente pour l'indicateur / pas de différence significative entre lectures
↗	Tendance significative à la hausse pour l'indicateur
↗~	Tendance significative à la hausse pour l'indicateur mais d'intensité modérée
↗-	Tendance significative à la hausse pour l'indicateur mais d'intensité faible
↗(↘)	Variabilité interannuelle significative avec tendance +/- notable à la hausse pour l'indicateur
↗↘	Variabilité interannuelle significative sans tendance notable pour l'indicateur
↘	Tendance significative à la baisse pour l'indicateur
↘-	Tendance significative à la baisse pour l'indicateur mais d'intensité faible

Annexe 5. Durée d'enneigement durant la période hydrologique du 1er septembre 2020 au 1er septembre 2021



Annexe 6. Densité du couvert végétal au mois de juillet 2021



Annexe 7. P-values des tests de Kolmogorov-Smirnov

Variable	Tests de Kolmogorov-Smirnov	Interprétation
Nb_Marmottons_N_B	D = 0.54247, p-value = 3.495e-12	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_Marmottons_N_H	D = 0.50106, p-value = 1.387e-09	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_Adultes_N+1_B	D = 0.85225, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_Adultes_N+1_H	D = 0.8582, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_Adultes_N_B	D = 0.84682, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_Adultes_N_H	D = 0.8582, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_Marmottons_N+1_B	D = 0.5, p-value = 7.55e-11	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_Marmottons_N+1_H	D = 0.5, p-value = 1.517e-09	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_MarmottonsB	D = 0.5, p-value = 3.759e-12	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_MarmottonsH	D = 0.5, p-value = 4.579e-11	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_adultesB	D = 0.86614, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Nb_adultesH	D = 0.8548, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Effectif_totalB	D = 0.92169, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Effectif_totalH	D = 0.95684, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Durée_enneigementB	D = 1, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Durée_enneigementH	D = 1, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Date_première_neigeB	D = 1, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Date_première_neigeH	D = 1, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Date_première_fonteB	D = 1, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
Date_première_fonteH	D = 1, p-value < 2.2e-16	La variable ne suit pas une loi normale
NDVI_juilB	D = 0.56524, p-value = 6.661e-16	La variable ne suit pas une loi normale
NDVI_juilH	D = 0.51219, p-value = 1.869e-12	La variable ne suit pas une loi normale
NDVI_septB	D = 0.5, p-value = 3.759e-12	La variable ne suit pas une loi normale
NDVI_septH	D = 0.50001, p-value = 7.471e-12	La variable ne suit pas une loi normale
NDVI_moyB	D = 0.53887, p-value = 3.997e-15	La variable ne suit pas une loi normale
NDVI_moyH	D = 0.54352, p-value = 4.341e-14	La variable ne suit pas une loi normale

Annexe 8. Résultats du test de comparaison multiple après le test de kruskal-Wallis

	obs.dif	critical.dif	difference
2016-2017	11.4358974	34.39575	FALSE
2016-2018	33.7358974	34.39575	FALSE
2016-2019	12.9692308	34.39575	FALSE
2016-2020	30.5358974	34.39575	FALSE
2016-2021	31.0692308	34.39575	FALSE
2016-2022	40.0358974	34.39575	TRUE
2017-2018	22.3000000	33.14457	FALSE
2017-2019	1.5333333	33.14457	FALSE
2017-2020	19.1000000	33.14457	FALSE
2017-2021	19.6333333	33.14457	FALSE
2017-2022	28.6000000	33.14457	FALSE
2018-2019	20.7666667	33.14457	FALSE
2018-2020	3.2000000	33.14457	FALSE
2018-2021	2.6666667	33.14457	FALSE
2018-2022	6.3000000	33.14457	FALSE
2019-2020	17.5666667	33.14457	FALSE
2019-2021	18.1000000	33.14457	FALSE
2019-2022	27.0666667	33.14457	FALSE
2020-2021	0.5333333	33.14457	FALSE
2020-2022	9.5000000	33.14457	FALSE
2021-2022	8.9666667	33.14457	FALSE

les sentinelles du climat

Nouvelle-Aquitaine

Avec le soutien de

UNION EUROPEENNE
Fonds Européen de développement Régional

RÉGION Nouvelle-Aquitaine

Gironde LE DÉPARTEMENT





2022 – Cistude Nature / Illustrations : © Sauvage Garage / Conception : Gabrielle Sauret