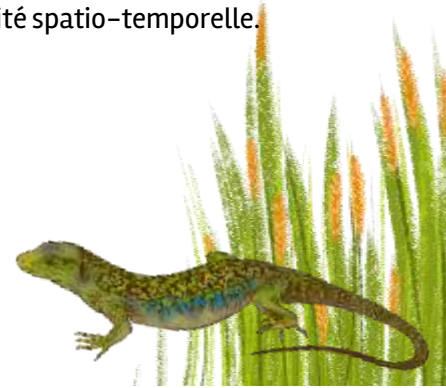


Chapitre 9. Importance des micro-habitats climatiques pour le maintien des espèces : Exemple de *Timon lepidus* (Daudin, 1802) – Lézard ocellé en milieu arrière dunaire

Auteurs : Florèn Hugon, Maud Berroneau, Xavier Gautron, **Contributeurs :** Michaël Guillon, Frank D’Amico, Oscar Hadj-Bachir, Chloé Dugast, Mégane Chapelet, Maximilien Lavagna

Résumé : L’écophysiologie du Lézard ocellé – espèce indicatrice du changement climatique en milieu dunaire littoral – est dépendante de nombreux facteurs abiotiques. Dans l’étude de l’impact du changement climatique sur l’activité biologique de ces lézards ectothermes, il est intéressant d’étudier leur répartition sur le littoral aquitain ainsi que leur rythme d’activité. Le suivi 2021 des populations de Lézard ocellé constitue la 5^{ème} année d’observations. Ce chapitre présente les différents constats et apporte des pré-analyses des observations face aux conditions abiotiques. Le suivi des espèces permet aussi la construction de cartes de répartition. La modélisation corrélative de la répartition de l’espèce montre une expansion dans les terres, au Nord de la région et dans les Pyrénées-Atlantiques. Selon certains scénarios de changement climatique, les populations du littoral et de Dordogne pourraient se rejoindre. Cette approche apporte des premiers éléments sur la répartition future de l’espèce et invite à une réflexion autour de la gestion de l’habitat, notamment celui proximal au milieu dunaire. Parallèlement à cette approche, la modélisation mécanistique permet de calculer le temps d’activité de l’espèce sur différents sites au cours de plusieurs années. L’indice de persistance, défini à partir du temps d’activité total sur la période de reproduction rend compte de l’état de conservation des populations selon le temps d’activité calculé. La comparaison des temps d’activité et des indices de persistance démontre la variabilité intrasite, intersite et interannuelle. Ces résultats appuient l’intérêt de réaliser des études sur plusieurs années et plusieurs sites. Ils mettent en lumière l’importance de la variabilité spatiale de l’habitat qui offre différents microclimats. Leur utilisation permet aux individus de tamponner les effets du changement climatique en se déplaçant au sein de leur habitat. La modélisation du temps d’activité en fonction de la température journalière moyenne de l’air et de la variabilité journalière, explicitée par l’amplitude thermique, montre que le changement climatique conduit à une modification des rythmes d’activité. Les périodes d’activité sont plus courtes et décalées plus tôt et plus tard dans la journée. La hausse en moyenne et la hausse en variabilité agissent en synergie et réduisent d’autant plus le temps d’activité. Le modèle climatique utilisé, ALADIN 52, ne produit pas de simulations à résolution spatiale suffisamment petite pour calculer des projections du temps d’activité statistiquement fiables, sur différents horizons temporels et pour différents scénarios de changement climatique. L’utilisation d’autres sources de données pourrait permettre d’améliorer le modèle de projection afin d’obtenir une carte de répartition fondée sur le temps d’activité.

Mots-clés : changement climatique, écophysiologie, modèle de répartition d’espèce, modèle corrélatif, modèle d’occupation, modèle mécanistique, temps d’activité, variabilité spatio-temporelle.



9.1 Introduction

9.1.1 Présentation de l'espèce et des enjeux vis à vis du changement climatique

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 habitats préférentiels du Lézard ocellé en dune grise sont fragiles et soumis à différents risques et perturbations dus au changement climatique (érosion, submersion marine, etc.) (LE TREUT, 2013). Ses habitats sont aussi soumis à l'urbanisation croissante et au dérangement touristique (LE TREUT, 2013). Le suivi de cet indicateur doit permettre l'évaluation de la répartition du Lézard ocellé en lien avec le changement climatique, en prenant en compte, dans une des approches, l'écophysiologie thermique de l'espèce. 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.

Le Lézard ocellé, *Timon lepidus* (Daudin, 1802) est le plus grand lézard d'Europe. En Gironde, l'individu le plus imposant capturé mesurait 46 cm et pesait 164 grammes (BERRONEAU, 2012). Il arbore une robe jaune verdâtre voire noirâtre avec des ocelles bleues sur les flancs (BERRONEAU, 2015). Le Lézard ocellé hiverne d'octobre à mi-mars puis se reproduit d'avril à juin (MATEO, 2011 ; BERRONEAU, 2012). Les femelles pondent entre fin mai et mi-juillet 5 à 24 œufs qui éclosent en septembre (BUSASK & VISNAW, 1989). L'espèce est classée "quasi menacée" sur la liste rouge nationale de l'UICN (IUCN, 2008) et en danger sur la liste régionale de la Nouvelle-Aquitaine (LE MOIGNE & JAILLOUX, 2013).

En France, le Lézard ocellé, reptile de zone tempérée à méditerranéenne est largement représenté, du littoral aquitain aux Alpes Maritimes, en passant par la Dordogne, le Languedoc-Roussillon ou encore les causses (ASTRUC *et al.*, 2018 ; RENET *et al.*, 2018). Dans le cadre du programme, il n'est suivi que sur le littoral aquitain. Il est principalement présent sur des milieux ouverts avec un recouvrement nul à faible tels que les pelouses calcicoles, les landes sèches, les bois clairs et les affleurements rocheux. Sur la côte atlantique, son habitat de prédilection est la dune grise, entre dune blanche non stabilisée et frange forestière. L'espèce apprécie particulièrement les milieux complexes qui lui procurent des abris et des zones d'insolation comme du branchage, des buissons, des cailloux (DORE *et al.*, 2011). Le Lézard ocellé ne fabrique pas son abri, il utilise les cavités existantes comme par exemple des souches d'arbres ou des terriers de lapin. Une étude sur l'île d'Oléron a montré que la présence du Lézard ocellé était corrélée à celle du Lapin de garenne (DORE *et al.*, 2014). Les juvéniles peuvent également s'abriter dans des trous de criquets, de rongeurs. Les pistes allemandes, vestiges de la seconde guerre mondiale, présentes sur une grande partie du littoral girondin et landais, offrent aussi

de véritables lieux de vie, adaptés à la fois à l'insolation et au retrait en refuge. Tant ils sont attractifs, ces sites sont parfois colonisés par plusieurs individus mâles, alors même que ceux-ci sont territoriaux pendant la période de reproduction.

Le climat en littoral aquitain est plutôt méditerranéen, chaud et sec. La succession dune blanche – dune grise – massif forestier offre une grande diversité de niches écologiques et thermiques permettant aux lézards ocellés de trouver sur quelques mètres la température et l'humidité ambiante optimales à leur activité biologique saisonnière. La modification de quelques degrés du climat global ou la perte de diversité d'habitats et de gammes de températures au sein du domaine vital peuvent affecter l'activité individuelle et plus largement la dynamique des populations.

9.1.2 Suivi de l'occupation

L'analyse de l'occupation pour une espèce permet d'évaluer le pourcentage de sites occupés, de sites non-occupés et la dynamique d'occupation au cours du temps. Cette analyse requiert un suivi protocolé par réplification spatiale (plusieurs sites) et temporelles (plusieurs visites) (MACKENZIE *et al.*, 2003). La réplification permet de quantifier l'imperfection de la détection en estimant la probabilité de détection de l'espèce (MACKENZIE *et al.*, 2002). Pour cette raison, les termes détection – non détection sont préférés aux termes présence – absence pour qualifier les données, une donnée absente pouvant résulter d'une détection imparfaite. Afin d'estimer la dynamique d'occupation, soit les probabilités d'extinction et de colonisation, le suivi doit être réalisé sur plusieurs années (MACKENZIE *et al.*, 2003). Le suivi des sites permet d'obtenir des données de détection – non détection ou de comptage lorsque plusieurs individus sont observés. Les données de comptage permettent de réaliser des analyses d'abondance, plus complètes que les analyses d'occupation (ROYLE, 2004). Il est ainsi préférable de relever des données de comptage qui pourront être converties en données de détection – non détection, l'inverse n'étant pas vrai (ZIPKIN *et al.*, 2017). Lors des suivis, des covariables d'échantillonnage et de site peuvent aussi être relevées, elles permettront d'intégrer la variabilité spatiale et temporelle des suivis (ZIPKIN *et al.*, 2017 ; BÖTSCH *et al.*, 2019). Les covariables d'échantillonnage varient à chaque visite sur chaque site alors que les covariables de sites varient seulement entre les sites et sont considérées stables au cours de temps (MACKENZIE *et al.*, 2002 ; ROYLE, 2004).

9.1.3 Comprendre la répartition d'une espèce

La répartition d'une espèce correspond à la niche écologique réalisée, c'est-à-dire à la niche fondamentale réduite ou agrandie par les interactions inter-espèces. La niche fondamentale est un hypervolume à n-dimensions, chacune correspondant à un état de l'environnement qui permettrait à une espèce d'exister indéfiniment (JORCIN & CHEYLAN, 2017 ; SOBERON & ARROYO-PEÑA, 2017). Les interactions entre espèces réduisent la niche fondamentale par les interactions compétitrices, prédatrices et les facteurs limitants ou l'agrandissent par les interactions bénéfiques telles que la symbiose ou le mutualisme (SOBERON & ARROYO-PEÑA, 2017 ; GVOZDIK, 2018). Ainsi, la niche réalisée est souvent incluse dans la niche fondamentale (SOBERON & ARROYO-PEÑA, 2017). La modélisation mécanistique explicite la niche fondamentale alors que la modélisation corrélative explicite la niche réalisée. En effet, les données d'occurrence offrent un aperçu de cette niche en intégrant de manière implicite les interactions entre espèces (KEARNEY *et al.*, 2009b ; FELDMIEIER *et al.*, 2018).

Pour modéliser la répartition d'une espèce, deux approches sont communément utilisées, la modélisation corrélative, très répandue, et la modélisation mécanistique, plus difficile à mettre en



œuvre mais plus robuste. Les modèles corrélatifs établissent un lien statistique entre des données de présence-absence et des variables environnementales. Faciles d'utilisation, ils permettent d'identifier les variables environnementales qui explicitent la répartition (DORMANN *et al.*, 2012). Les modèles mécanistiques expliquent la répartition de l'espèce selon les besoins clés de celle-ci (KEARNEY & PORTER, 2009b ; SINERVO *et al.*, 2010). L'approche utilisée ici s'intéresse au temps d'activité pendant la période de la reproduction, définie des premières pontes jusqu'aux derniers accouplements (ARRIBAS, 2009). L'activité est l'ensemble des comportements dynamiques, tels que la chasse et l'accouplement. Les individus peuvent être actifs seulement lorsque leur température corporelle est incluse dans la fenêtre thermique pour l'activité. Avec la hausse en moyenne et en variabilité des températures liée au changement climatique, les périodes d'activité pourraient s'écourter ce qui engendrerait une baisse du succès reproducteur. En ce sens, le temps d'activité est une variable mécanistique clé pour expliquer la répartition d'une espèce.

9.1.4 Problématiques

Ce chapitre souhaite répondre aux questions suivantes, quelles sont les variations d'occupation le long du littoral ? Quelle est la répartition actuelle et quelle sera la répartition future du Léopard ocellé en Nouvelle-Aquitaine selon la modélisation corrélative pour différents scénarios de changement climatique (RCP 2.6, 4.5 et 8.5) à différents horizons temporels (proche 2050, moyen 2070, lointain 2100) ? Comment le temps d'activité varie selon les sites d'étude et comment évoluera-t-il avec le changement climatique ?

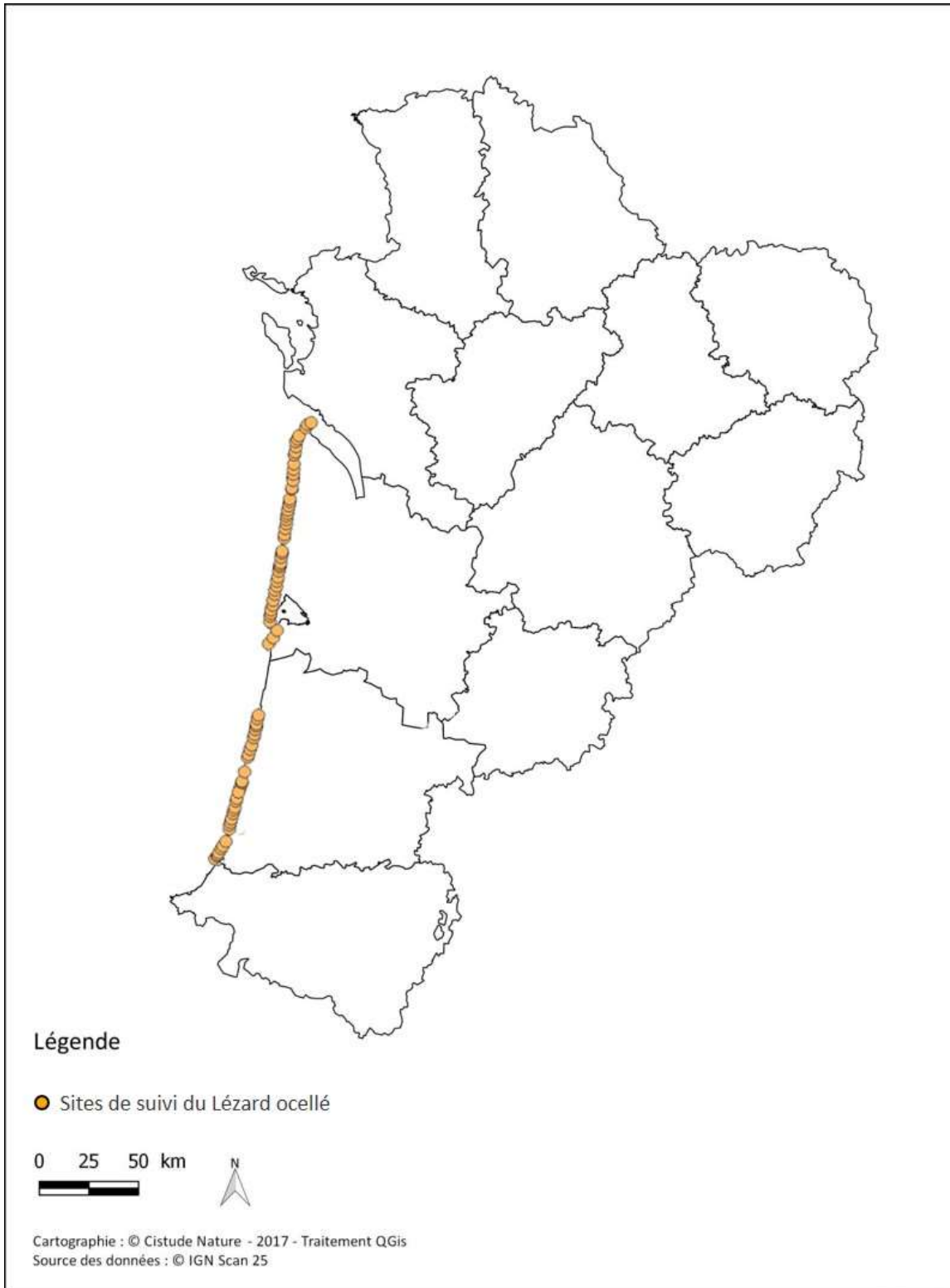
Le changement climatique contraindrait de plus en plus l'habitat dunaire sans cesse soumis aux modifications du trait de côte. Sous l'hypothèse d'une possible dispersion, il serait attendu une colonisation d'autres habitats, plus à l'intérieur de la région. Dans un premier temps, les deux approches pour la modélisation de la répartition sont présentées, d'abord la modélisation corrélative puis la modélisation mécanistique. Dans un second temps, les suivis naturalistes et l'analyse des noyaux de populations et d'occupation est abordé. Les résultats des deux modélisations de la répartition sont ensuite mis en relation et discutés au travers des études de suivis.

9.2 Matériel et Méthodes

9.2.1 Sites d'étude

Les sites sont répartis selon la distribution connue du Léopard ocellé entre les départements de la Gironde et des Landes : 79 placettes sur l'ensemble du cordon dunaire (depuis la dune blanche jusqu'à la frange forestière) (MALLARD, 2018a) (Fig. 166). Dans ce chapitre, le terme « site » équivaut à une « placette ». Pour le calcul du temps d'activité, les températures opérantes sont mesurées par des modèles biomimétiques déployés sur trois placettes, Tarnos, Contis et Carcans.





Sites de suivi du Lézard ocellé :
Situation géographique des sites d'étude en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 166. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi Lézard ocellé en milieu littoral dunaire.



9.2.2 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. 167).

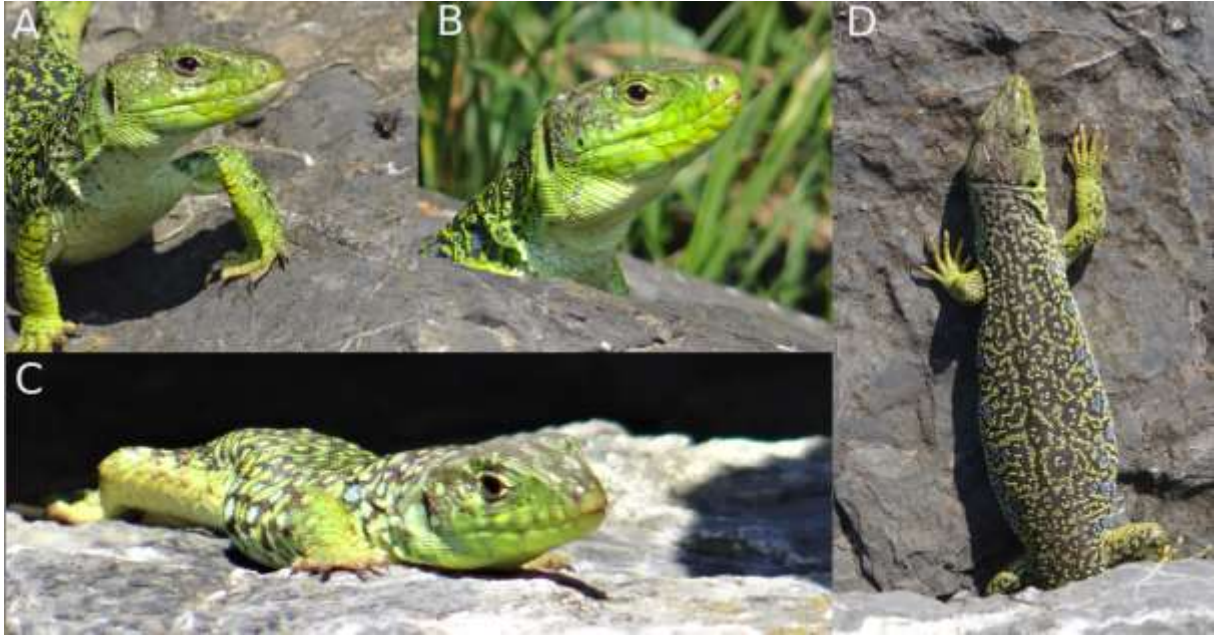


Fig. 167. Lézard ocellé femelle (A), mâle (B), juvénile (C) et femelle gravide (D). Nous notons facilement le dimorphisme sexuel au niveau de la tête (A, B). Crédit photographique : Florèn HUGON.

9.2.3 Données de présence

Pour la modélisation corrélative de la répartition, les points de présence résultent du suivi de l'occupation du Lézard ocellé par le programme, des données issues des programmes précédents et de la base de données GBIF. Les données du programme et des programmes précédents ont permis d'obtenir 1057 observations (SHF, ONCFS, Cistude Nature). La base de données GBIF pour la période 1991–2020 a conduit à l'obtention de 269 observations supplémentaires (GBIF, 2020). Pour éviter la pseudo-réplication des données, un seul point d'observation est sélectionné dans chaque maille (ASTRUC *et al.*, 2017 ; GUISAN *et al.*, 2017b ; LIANG *et al.*, 2018). La sélection d'une donnée par maille de 1 km a conduit à obtenir un jeu de données de 270 mailles occupées. Les mailles occupées sont représentées dans les cartes de modélisation de la répartition (voir partie résultats).

9.2.4 Variables environnementales

Les variables climatiques proviennent des simulations Aladin 52 CNRM 2014 téléchargées via le site de Météo France DRIAS (DRIAS, 2020) à partir desquelles des indices ont été calculés. Les données brutes sont relatives à une résolution de 8 km², redécoupée en mailles de 1km² et les valeurs temporelles sont des moyennes mensuelles calculées à partir de projections journalières. La référence du présent est définie de 1991 à 2020 et les horizons futurs sont définis comme suit : Horizon 1 (H1) =

2021–2050, Horizon 2 (H2) : 2051–2070 et Horizon 3 (H3) : 2071–2100. Ces horizons ont été déterminés d'après les recommandations de Météo-France qui préconise une durée de l'ordre de 30 ans afin de lisser les « bruits » inclus dans les valeurs des simulations climatiques (OUZEAU *et al.*, 2014). Les simulations dans la période dite du présent proviennent des données historiques 1991–2005 et des simulations sous le scénario RCP 8.5 de 2006 à 2020. Trois scénarios climatiques sont retenus. Le plus optimiste RCP 2.6 correspond à une stabilisation avant 2100 du taux de CO₂ puis un retour au niveau actuel. Le scénario intermédiaire RCP 4.5, considéré comme le plus probable, est une augmentation continue au niveau de 4.5W/m² et le scénario le plus pessimiste RCP 8.5 est une augmentation continue à 8.5W/m² (IPCC, 2014b). Une première sélection des variables est basée sur les connaissances de biologie et d'écologie des espèces. Puis, un test de corrélation de Spearman est réalisé pour ne sélectionner que les variables dont les coefficients de corrélations sont inférieurs à 0,7 entre elles. Parmi les variables conservées, les modélisations permettent ensuite d'identifier quelles variables sont les plus explicatives de la répartition. Des variables relatives à l'habitat sont également utilisées. Pour le Lézard ocellé, présent sur des habitats ouverts ou semi-ouverts (BUSASK & VISNAW, 1989 ; ASTRUC *et al.*, 2018), les variables exposition et ombrage issues d'un modèle numérique de terrain à la résolution de 100 mètres ont été sélectionnées. Ces variables ont ensuite été recalculées à la résolution du kilomètre. Des variables d'occupation du sol calculées par le CESBIO (CESBIO, 2020) ont aussi été prises en compte, les pourcentages en taux d'occupation urbain, cultures, prairies, forêts, pelouses et dunes.

9.2.5 Modélisation corrélative de la répartition avec le package Biomod2

Les analyses ont été conduites sous R avec le package BIOMOD2 (GUISAN *et al.*, 2017b ; THULLER *et al.*, 2020). Facile d'utilisation, il permet de sélectionner les variables selon leur importance, i.e. leur pouvoir explicatif, et les méthodes selon les courbes de réponses des variables, puis de projeter les répartitions au présent et au futur selon différents scénarios (CEIA-HASSE *et al.*, 2014). Des modélisations d'ensemble ont été obtenues à partir de 400 modèles, construits selon différentes méthodes statistiques (GAM, GLM, MARS, FDA), différents jeux de pseudo-absence (10 jeux différents) et différents découpages entre le jeu d'apprentissage et le jeu d'évaluation (10 découpages). Les modèles ont été évalués selon le critère TSS – True Skill Statistic (LYONS & KOZAK, 2020), un modèle est considéré « bon » si le critère est supérieur à 0,7 (GUISAN *et al.*, 2017b ; FOURCADE *et al.*, 2018). Les comparaisons de la projection « présent » et des projections futures aux différents horizons et scénarios permettent d'évaluer le changement d'aire de répartition en calculant les pourcentages de gain et de perte d'habitat. La méthodologie est détaillée dans le chapitre 2 de la thèse de Florèn HUGON (HUGON, 2021).

9.2.6 Temps d'activité et persistance associée

→ Détermination des seuils thermiques pour l'activité

Les seuils thermiques pour l'activité ont été déterminés à partir de la mesure des températures corporelles d'individus observés *in natura*. Lorsqu'un individu est observé, l'observateur prend 5 mesures sur le corps du lézard ou sur le substrat immédiatement après sa fuite, en faisant l'hypothèse que la température du substrat est égale à la température corporelle de l'individu. Ce protocole a été réalisé sur 44 individus. Seuls des comportements d'insolation ont été observés, ce qui n'est pas un comportement actif (FERRI-YAÑEZ, 2007). Ainsi, nous ne pouvons pas considérer VT_{min} et VT_{max} comme les minimums et maximums des températures corporelles moyennes observées comme



réalisées dans Gunderson et Leal 2015. La littérature concernant ces températures est limitée, les températures corporelles d'individus actifs varieraient entre 21,1 et 34,5°C (VISNAW & BUSACK, 1989), la température préférée serait proche de $31,6 \pm 1,5^\circ\text{C}$ (FEI *et al.*, 2008) ou encore la température d'activité serait égale à 29,8°C (FERRI-YAÑEZ, 2007). Selon ces éléments et l'avis des naturalistes, nous avons déterminé VTmin et VTmax comme les quantiles 10% et 90% de la distribution, soit VTmin = 21,5°C et VTmax = 37,7°C.

→ Calcul des séries de temps d'activité et étude de la variabilité spatio-temporelle

Les séries de températures opérantes sont mesurées sur la période de reproduction de l'espèce, définie du 04 avril au 29 juin. Les enregistrements ont été réalisés en 2019 sur les sites de Carcans et Contis et de 2015 à 2017 sur le site de Tarnos. La fréquence d'enregistrement est de 15 minutes ce qui permet le calcul du temps d'activité à 15 minutes près. Pour chaque donnée de température opérante, nous définissons si l'individu est actif ou pas selon que la température opérante est incluse dans la fenêtre de tolérance thermique pour l'activité, bornée par VTmin et VTmax (Hugon *et al.*, 2020 in MALLARD, 2020). Cette méthode permet de calculer une série de temps d'activité journalier sur la période de la reproduction, associée à chaque série de températures opérantes. Pour étudier la variabilité spatiale du temps d'activité journalier selon les sites, les séries de temps d'activité de Contis et Carcans sont comparées. Le déploiement sur une localité sable et une localité herbe en 2015 sur le site de Tarnos permet d'étudier la variabilité spatiale au sein du site. Pour étudier la variabilité temporelle, les séries de temps d'activité journalier de Tarnos sont comparées entre 2015, 2016, 2017 et 2018. Sachant que les distributions des temps d'activité journaliers n'étaient pas gaussiennes et que les valeurs des séries temporelles ont été obtenues pour les mêmes jours pour les deux séries comparées, nous avons réalisé des tests bilatéraux des rangs signés de Wilcoxon pour échantillons appariés.

→ Indice de persistance pour évaluer l'état de conservation des populations

Afin d'évaluer l'état de conservation des populations au travers de l'activité de l'espèce, les temps d'activité journaliers sont sommés pour obtenir le temps d'activité total au cours de la période de reproduction (HaTot). Celui-ci est comparé à un seuil de temps d'activité minimal pour assurer la pérennité de la population (Tpersist). Ce seuil est déterminé en croisant les données issues de la bibliographie, les avis des experts naturalistes et les observations sur le terrain. Ainsi, pour le Lézard ocellé, Tpersist a été défini comme égal à 522 heures, soit une moyenne de 6h d'activité par jour pendant les 87 jours de la période de reproduction. Le rapport de HaTot sur Tpersist représente l'indice de persistance, noté PI. Si celui-ci est supérieur à 1, il indique que la population se maintient. S'il est en dessous, il indique une probabilité d'extinction non nulle (Hugon *et al.*, 2020 in MALLARD, 2020). Comme les séries de temps d'activité, la variabilité spatio-temporelle de cet indice est également abordée (Hugon (2021), Chapitre 4).

9.2.7 Effet du changement climatique sur l'activité et la répartition

→ Le temps d'activité, une variable discrétisée par son calcul

Le temps d'activité est une variable continue. Cependant, la méthode de calcul utilisée discrétise cette variable, car elle est calculée comme la somme de courtes périodes de temps sur lesquelles la température permet l'activité. De plus, le temps d'activité peut être nul au cours de certaines journées. Afin de mieux gérer les valeurs nulles et d'utiliser des approches de modélisation connues, le temps d'activité a été transformé en variable de comptage de demi-heure. Ainsi, un temps d'activité de 4,75h a été comptabilisé comme 9 demi-heures d'activité. Les temps réels de 15 minutes ont été considérés

comme égaux à une demi-heure afin d'obtenir une valeur strictement positive les jours où il y a eu de l'activité.

→ Quelles variables météorologiques expliquent le temps d'activité ?

Différents travaux ont souligné le rôle de la variabilité thermique pour expliquer les performances thermiques des espèces, parfois en interaction avec la moyenne des températures (BOZINOVIC *et al.*, 2011 ; VASSEUR *et al.*, 2014 ; EVANS *et al.*, 2015). D'autres travaux indiquent que l'humidité relative explique également les performances des espèces (ROZEN-RECHELS *et al.*, 2019). Ainsi, pour comprendre les effets du changement climatique sur le temps d'activité, et donc sur la répartition du Lézard ocellé, le temps d'activité journalier est modélisé en fonction de la température moyenne de l'air (T), de l'amplitude thermique (Ta), écart entre la température maximale et la température minimale qui rend compte de la variabilité des températures au cours de la journée, de l'humidité relative moyenne de l'air (HR) et des interactions température moyenne – amplitude thermique et température moyenne – humidité relative moyenne.

→ Deux modélisations pour deux objectifs distincts

Deux modélisations sont réalisées. Les mêmes variables explicatives sont testées mais leur source différente pour répondre à deux objectifs bien distincts (MARIS *et al.*, 2018). La modélisation observationnelle a pour objectif d'expliquer le temps d'activité localement. Les variables météorologiques explicatives sont issues des enregistrements des stations météorologiques déployées sur chaque site d'étude. Ici, un modèle est construit pour le site de Tarnos et un autre pour le site de Contis. Cette approche porte une précision locale. Ainsi, l'utilisation de ces modèles pour des projections sur une aire plus importante n'est pas appropriée. Si tel est le cas, les projections obtenues sont erronées (MARIS *et al.*, 2018 ; YATES *et al.*, 2018). La modélisation adaptée pour produire des projections est la modélisation dite anticipative. Les variables explicatives sont cette fois ci issues des simulations d'un modèle climatique. Pour projeter la variable à expliquer sur des horizons futurs, le lien statistique construit sera utilisé en utilisant les simulations de ce même modèle comme source des variables explicatives. Ici, les simulations sont issues du modèle ALADIN 52 de Météo-France.

→ Approche statistique

Une approche en deux parties a été mise en œuvre, en utilisant des modèles additifs généralisés (GAM) dans chaque partie. La première partie modélise la probabilité d'être actif. Les données strictement supérieures à 0 sont transformées en 1 et une distribution binomiale est utilisée. La seconde partie modélise le temps d'activité sachant qu'il y a eu de l'activité au cours de la journée. Seules les données strictement positives sont utilisées. Sachant la sur-dispersion des données (testée avec la fonction *overdisp* du package *overdisp*, Freitas-Souza *et al.* 2020), la distribution négative binomiale est choisie plutôt que la distribution de poisson. Le modèle complet est d'abord construit (Équation 1) pour chaque partie, puis les termes non significatifs sont retirés un à un dans l'ordre des p-valeurs décroissantes. Le modèle était sélectionné et conservé dès lors que toutes les p-valeurs étaient inférieures à 0,05.

$$\text{Équation 1: } y_i = f(T_i) + f(Ta_i) + f(HR_i) + f(T_i, Ta_i) + f(T_i, HR_i) + \varepsilon_i$$



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

→ Prospections des placettes et méthodes de comptage

Le Lézard ocellé est une espèce dont le principal comportement observable est l'activité d'insolation. Cette espèce ectotherme a besoin de se chauffer au soleil afin de réguler sa température interne. La prospection du Lézard ocellé consiste en l'observation directe de l'espèce, mais également en la recherche de ses indices de présence (traces de pattes dans le sable et fèces caractéristiques), et de ses abris potentiels.

L'application du protocole type « POP Reptile » (élaboré au niveau national par un collège scientifique : SHF, MNHN, EPHE Montpellier, ONF, Lourdais et Miaud) (LOURDAIS & MIAUD, 2016) permet une estimation fine de la présence ou de l'abondance du Lézard ocellé. Cette occupation peut être mise en relation avec des facteurs extérieurs (évolution des températures, etc.) et peut être comparée d'une année sur l'autre.

Il est préconisé d'attendre 10 minutes après l'arrivée de l'observateur sur la placette pour commencer l'observation effective et les relevés en cas de perturbations et/ou fuite des lézards présents à l'arrivée de l'observateur.

Les placettes ont une dimension de 50X50 mètres, elles sont visitées 3 fois entre avril et juin ce qui correspond à la période d'activité la plus importante de l'espèce, avec au minimum deux semaines d'intervalles entre chaque visite successive. Chaque observation doit se dérouler dans les meilleures conditions possibles pour maximiser la probabilité de détection, c'est-à-dire, une faible densité nuageuse, une température de l'air comprise entre 15 et 27 °C et un vent faible.

En début de saison, et en fonction de la météorologie, les relevés peuvent être réalisés toute la journée. Les horaires optimaux préconisés se situent après 10h en début de saison (mars à mai) et entre 9h30 et 11h ou entre 16h30 et 19h en fin de saison (juin à septembre).

La prospection se déroule en deux temps sur une période totale de 20 minutes, scindée en deux périodes de 10 minutes (MALLARD, 2017b):

Observant aux jumelles, durant les dix premières minutes, l'observateur recherche la présence d'un individu (observation directe). L'observateur ne rentre pas à l'intérieur de la placette, il se contente d'en faire le tour afin d'observer la placette sur différents angles.

Recherche d'indices de présence (observation indirecte), durant les dix minutes restantes. L'observateur entre dans la placette et recherche de manière aléatoire des traces, fèces ou mues (Fig. 168).



Fig. 168. Trace d'adulte de Lézard ocellé (à gauche) ; mues (au centre) ; fèces (à droite). Crédits photo : Maud Berroneau et Oscar Hadj-Bachir

L'observateur remplit deux fiches de terrain. Sur la première, les caractéristiques de la placette, soit les covariables de sites sont notées : le nom de la placette, le faciès, le taux de recouvrement, le nombre d'abris et les zones de thermorégulation potentielles (MALLARD, 2017b). Ces covariables sont considérées stables au cours de la saison et selon les différentes années de suivi. Sur la seconde, les variables de détection et de comptage sont notées ainsi que les covariables d'échantillonnage, la période de prospection (date, horaire), les observations indirectes, les conditions climatiques (nébulosité, température, humidité, vent) et les observations d'autres espèces (MALLARD, 2017b). Les covariables d'échantillonnage permettent de mieux modéliser la probabilité de détection, elles diffèrent à chaque visite.

Noyaux de population et occupation le long du trait de côte

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

Les données d'observation pour les modèles d'occupation se présentent sous forme d'un tableau avec une placette par ligne et une colonne par visite. À l'intérieur du tableau, le système binaire est utilisé, 1 indique la détection de l'espèce et 0 indique sa non-détection, les observations directes et indirectes sont utilisées. L'occupation est analysée d'abord sur les données 2021 en uni-saison puis sur les données 2017-2018-2019-2020-2021 en multi-saison, en ne prenant que les placettes qui n'ont pas été déplacées (60 placettes). Toutes les analyses sont réalisées avec le package *unmarked* sous R.

Le modèle sur les données de 2021 est réalisé en prenant en compte trois covariables d'échantillonnage, le vent, la nébulosité et la température et l'humidité de l'air ; et des covariables de sites relatives aux gîtes potentiels : nombre de terriers de lapins, de trous de rongeurs et de pins halomorphosés, et relatives aux sites d'insolation : nombre de structures en béton, pierre, dalle et couverture des différentes strates végétaives. Afin de simplifier la modélisation, seuls les effets additifs entre les covariables ont été testés. Pas à pas, les différents modèles sont construits et comparés. Après la sélection des meilleurs modèles dont le delta AIC est inférieur ou égal à 4, un test d'ajustement est réalisé avec 500 simulations. Une p-valeur non significative indique que le modèle est ajusté et un c-hat proche de 1 indique qu'il n'y a pas de sur-dispersion des données et que le modèle



est bel et bien ajusté. Le meilleur modèle sélectionné sur AIC et sur les tests d'ajustement est utilisé pour quantifier la probabilité d'occupation et la probabilité de détection.

Pour la modélisation multi-saison, seules les covariables d'échantillonnage nébulosité et visite sont homogènes sur les quatre années de suivi. Concernant les covariables de site, ce sont les mêmes que dans le modèle uni-saison ; elles sont considérées fixes entre les saisons, la moyenne de celles obtenues en 2019 et 2020 est retenue pour cette analyse. De la même façon que pour l'analyse uni-saison, les modèles sont construits au fur et à mesure afin de limiter le nombre de modèles à construire. Dans cette même logique, seuls les effets additifs des variables sont testés. Un test d'ajustement est également réalisé pour définir le modèle le plus ajusté parmi les meilleurs modèles sélectionnés. Enfin, les paramètres sont estimés, les probabilités de détection, d'occupation, de colonisation et d'extinction.



9.3 Résultats

9.3.1 Projection de la répartition « présent » et future à partir de la modélisation corrélative

→ Identification des variables explicatives

Parmi les 400 modèles à construire, 2 modèles GAM n'ont pas été construits et 11 autres modèles présentaient un critère TSS inférieur à 0,7. Ainsi, 387 modèles ont été utilisés pour la modélisation d'ensemble. Les variables dunes, rayonnement moyen (MoyR) et pelouse sont celles qui contribuent le plus, respectivement 20,3%, 17,1% et 13,9%. La variable extrême chaud de la température minimale (ExCTmin) et l'indice de Martonne (Mar) contribuent aussi à plus de 10%. Les autres variables – cultures, moyenne de l'humidité relative (MoyHR), moyenne de la vitesse du vent (MoyV), nombre de jours de pluie (NjP) et rayonnement total (TotR) contribuent de 4,0% à 7,2% (Fig. 169).

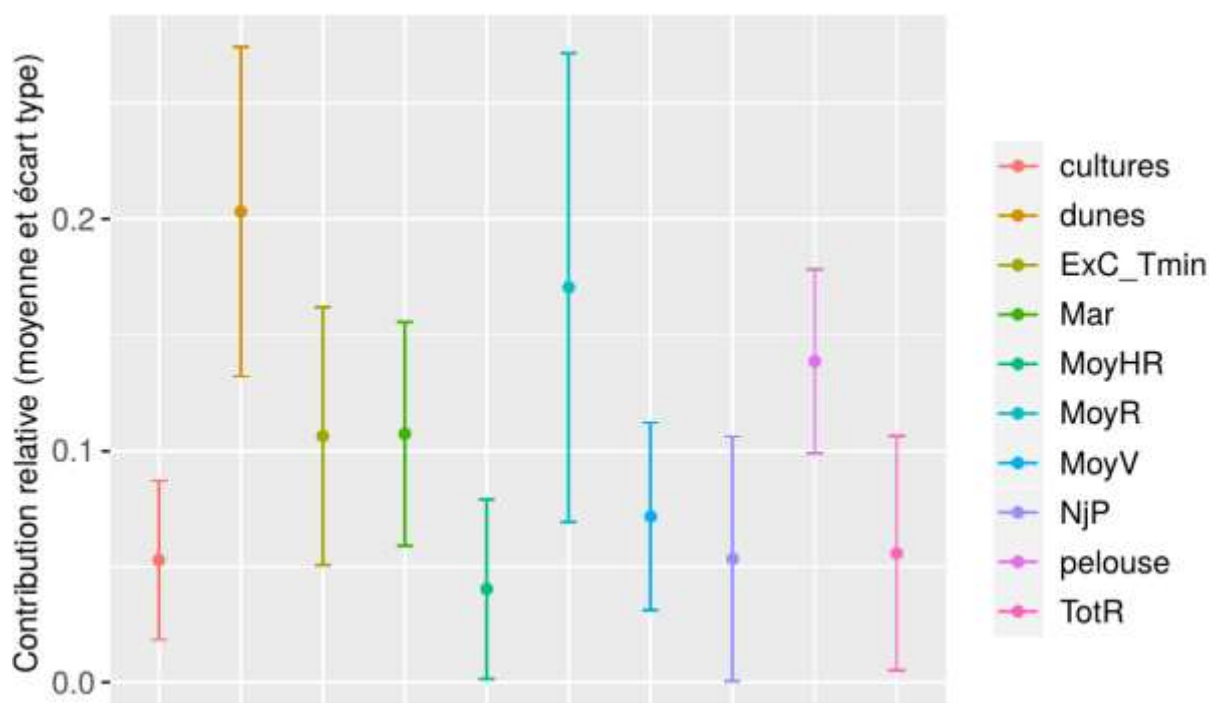


Fig. 169. Contribution relative des 10 variables explicatives de la répartition du Lézard ocellé moyennée sur les 387 modèles retenus pour la modélisation d'ensemble

→ Projection de la répartition à partir des modèles d'ensemble

« Les scores TSS de la modélisation d'ensemble varient entre 0,851 et 0,857 indiquant que les quatre méthodes – moyenne, médiane, committee averaging, moyenne pondérée – sont « correctes ». La sensibilité et la spécificité sont presque toujours supérieures à 90%. Les courbes de réponse sont cohérentes selon les quatre méthodes. La présence de surface dunaire à hauteur de 5% minimum et celle de pelouse entre 10 et 50% est favorable à la présence de l'espèce. La présence est également favorisée par un extrême chaud de la température minimale supérieur à 15°C et un indice d'aridité entre 1,5 et 2. La probabilité de présence augmente avec le rayonnement moyen et le rayonnement total et diminue avec la hausse du pourcentage de cultures. Au-delà de 130 jours de pluie sur l'année,



la probabilité de présence de l'espèce diminue. Enfin, l'humidité relative moyenne ne semble pas influencer la présence de l'espèce (Fig. 170) (HUGON, 2021) ».

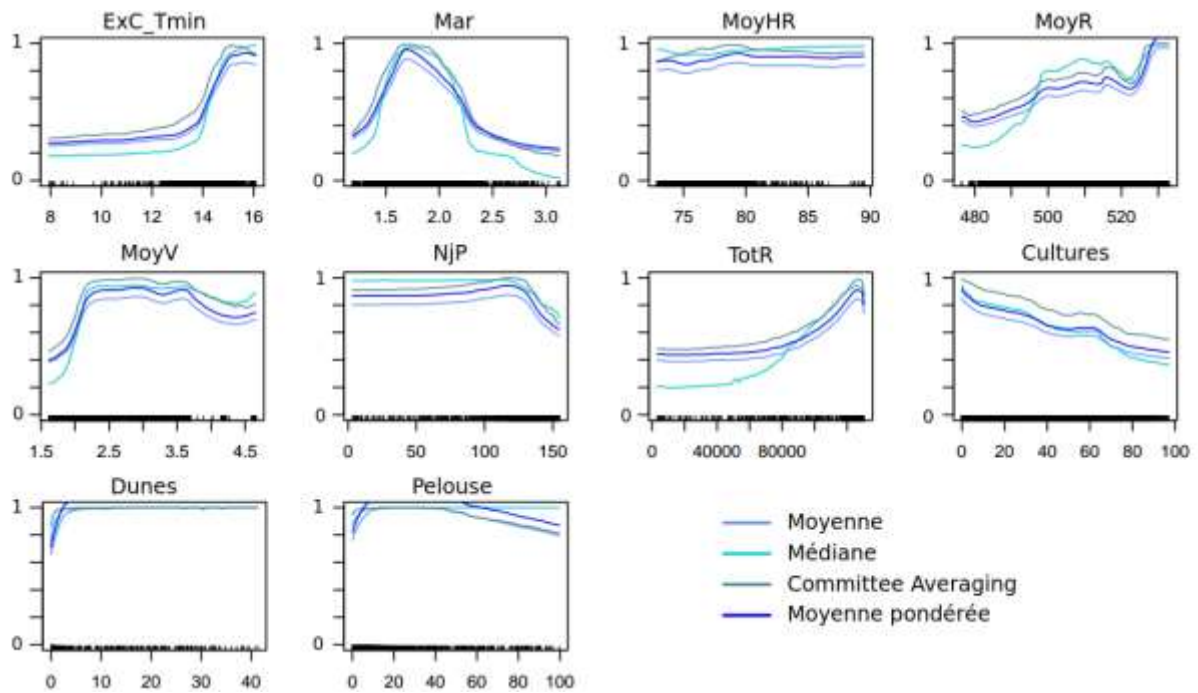


Fig. 170. Courbes de réponses issues de la modélisation d'ensemble selon les méthodes moyenne, médiane, committee averaging et moyenne pondérée.

Les projections pour la période « passé-présent » reflètent les points d'observation de l'espèce en indiquant sa présence sur le littoral de Tarnos à l'île d'Oléron et en Dordogne. La méthode coefficient de variation indique que les projections futures des 387 modèles sont similaires, en particulier sur les zones de présence où le coefficient est inférieur à 0,1 (Annexe 15). Selon la méthode moyenne pondérée, les projections suggèrent un déplacement progressif des populations du littoral vers l'intérieur des terres (tous les scénarios à l'horizon proche et le scénario RCP 2.6 à tous les horizons) et de celles de Dordogne vers le centre et le nord de la région (scénarios RCP 4.5 et 8.5 – horizons moyen et lointain) (Fig. 171). Par rapport à la surface de l'habitat sur la période « passé-présent », il y aurait des gains de 160 à 770% et des pertes de 1 à 38%. Les projections obtenues sous le scénario 4.5 à l'horizon lointain et sous le scénario 8.5 aux horizons moyen et lointain indiquent la colonisation progressive des Pyrénées-Atlantiques et du nord-est de la région (Corrèze, Creuse et Haute-Vienne). Les gains pour ces conditions sont les plus élevés, respectivement de 590,4%, 521,0% et 767,1% (Fig. 172) (HUGON, 2021) » (Annexe 34).

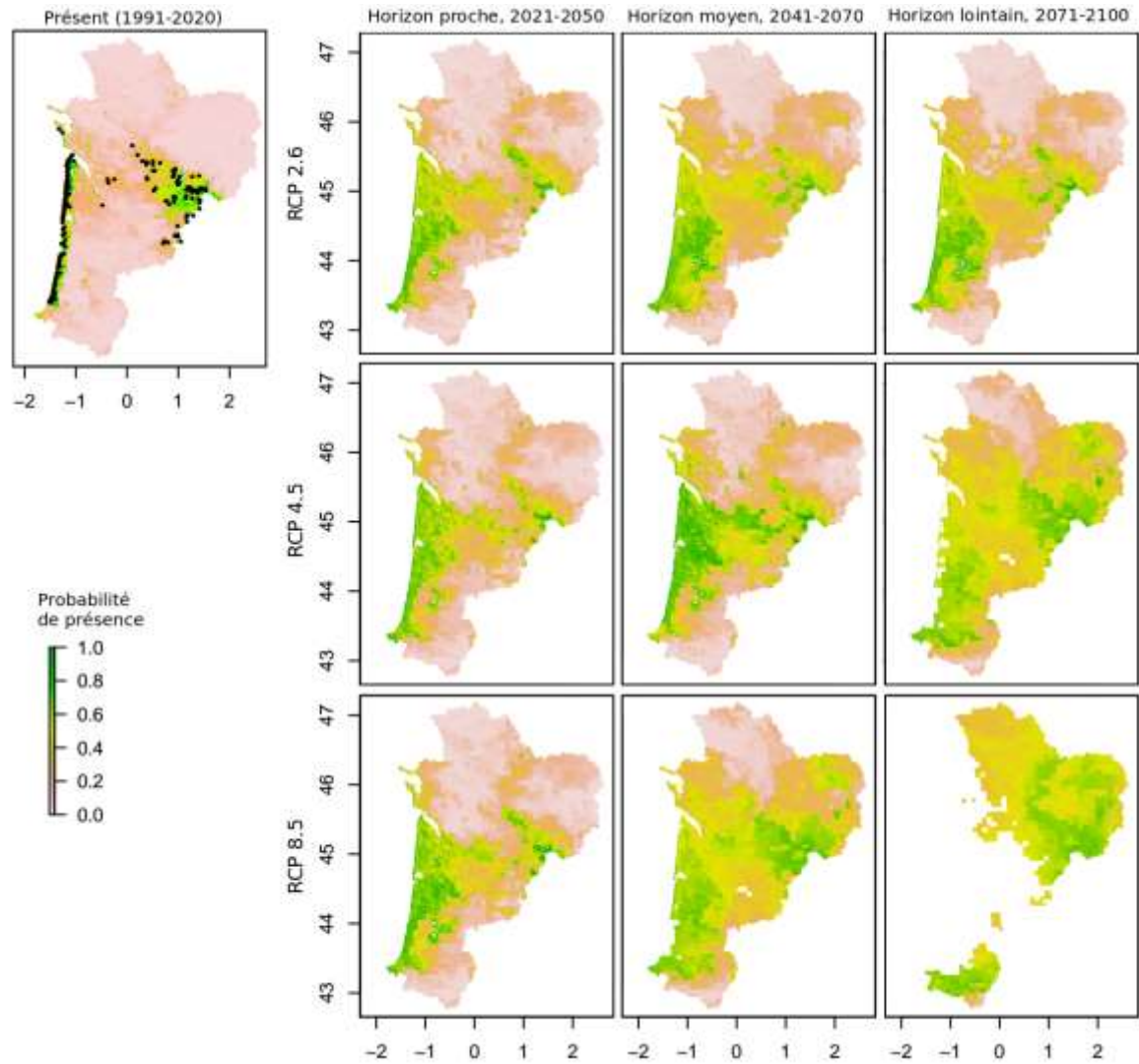


Fig. 171. Projection de la répartition du Lézard ocellé selon la méthode moyenne pondérée, pour la période « passé-présent » et les horizons 2050, 2070 et 2100 sous différents scénarios de changement climatique.

Pour le scénario RCP 8.5 aux horizons moyen et lointain, les probabilités de présence ne sont pas estimées sur une certaine zone, de même pour le scénario RCP 4.5 à l'horizon lointain sur le littoral. Ceci résulte d'un artefact du modèle que nous n'avons pas réussi à gérer.



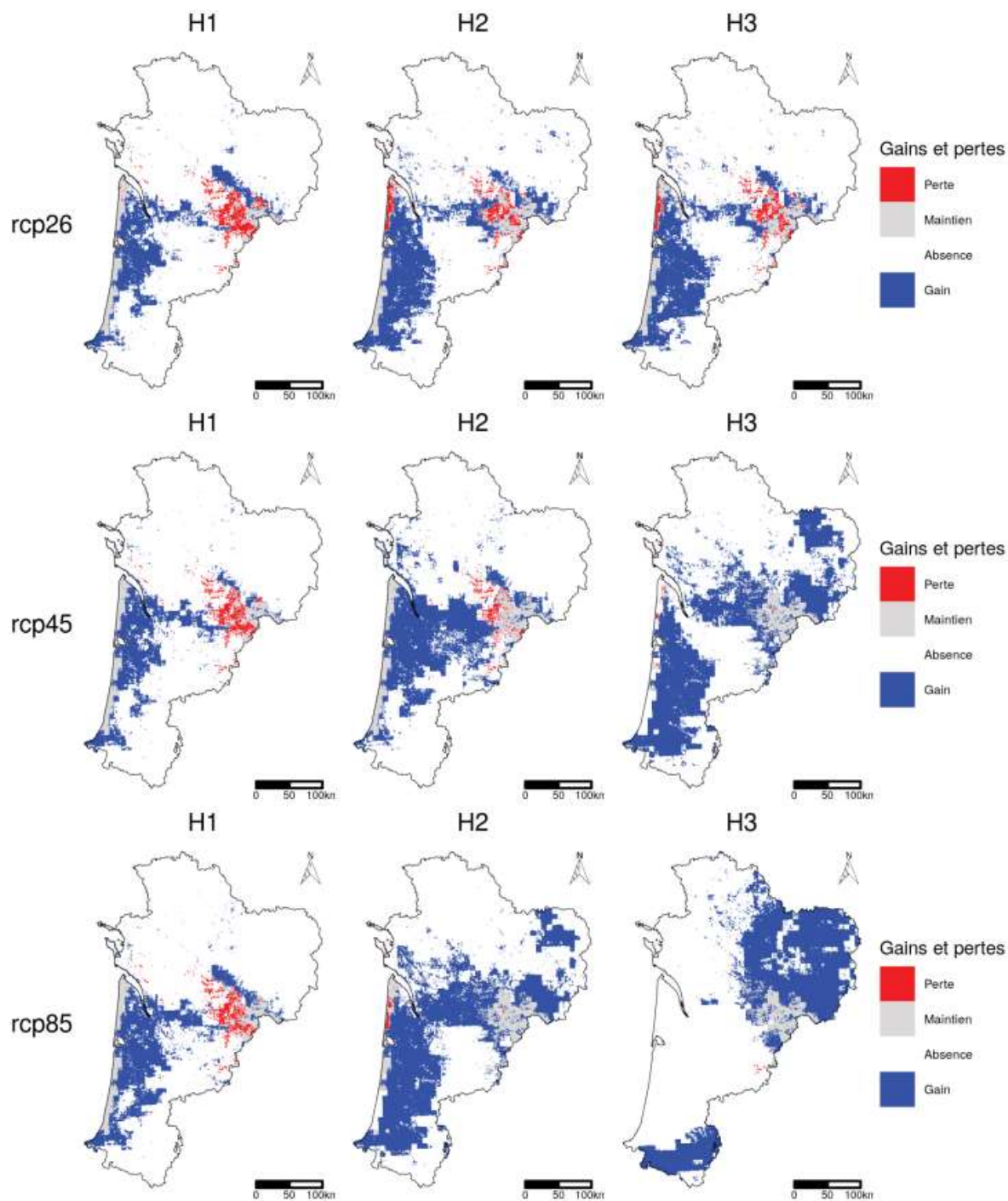


Fig. 172. Changements de la répartition du Lézard ocellé en Nouvelle-Aquitaine, selon la méthode d'ensemble moyenne pondérée. Pourcentages de perte, de gain et de changement total selon les scénarios RCP 2.6, 4.5 et 8.5 aux horizons proche, moyen et lointain.

Pour le scénario RCP 8.5 aux horizons moyen et lointain, les probabilités de présence ne sont pas estimées sur une certaine zone, de même pour le scénario RCP 4.5 à l'horizon lointain sur le littoral.

9.3.2 Variabilité du temps d'activité et de l'indice de persistance

Au sein du site de Tarnos, il y a une différence significative du temps d'activité journalier entre la localité sable et la localité herbe (Test de Wilcoxon, p-valeur = $1,67 \times 10^{-3}$). Sur la localité sable, le temps d'activité est supérieur de 0,75h [0,25h ; 1,38h]. Les indices de persistance rendent compte également de cette différence. Celui de la localité sable est supérieur à 1 (PI=0,120) alors que celui de la localité herbe est inférieur à 1 (PI=0,951), suggérant une probabilité d'extinction non nulle si l'espèce vivait dans un milieu herbeux. Entre les sites de Contis et Carcans, il n'y a pas de différence significative entre les temps d'activité journaliers (Test de Wilcoxon, p-valeur = 0,0788) bien que la différence de temps d'activité soit de 0,75h [0,00h ; 1,38h]. Les temps d'activité sont associés à des indices de persistance supérieurs à 1 (Contis : PI=1,136, Carcans : PI=1,027) ce qui corrobore avec l'attendu.

Des différences significatives sont observées sur certaines années, entre 2015 et 2016 (Test de Wilcoxon, p-valeur = 0,0182) et entre 2016 et 2017 (p-valeur = 0,0278). L'année 2016 présente des temps d'activité journaliers inférieurs de 1,25h à ceux des années 2015 et 2017, soit plus d'un cinquième du temps d'activité journalier moyen, égal à 6h. L'indice de persistance associé à cette année est inférieur à 1 (PI=0,911) alors que ceux de 2015 et 2017 sont supérieurs à 1 (respectivement, PI=1,120 et PI=1,135). Bien que les p-valeurs des autres tests ne soient pas significatives, les différences de temps d'activité restent importantes entre les années 2015 et 2018 (différence de 0,87h en faveur de 2015) et entre les années 2017 et 2018 (différence de 0,75h en faveur de 2017). L'année 2018, comme l'année 2016, est associée à un indice de persistance traduisant une probabilité d'extinction non nulle. En moyenne sur les 4 années, l'indice de persistance est supérieur à 1 avec une variation de 11,1 % selon les années. Cela traduit la possibilité qu'une année défavorable soit compensée par une ou des années favorables.

9.3.3 Expliquer le temps d'activité en fonction des paramètres météorologiques

Sur le site de Contis, les variables explicatives n'expliquent que 28,2 % de la variance du temps d'activité (déviante expliquée = 28,2%) ce qui indique que les résultats obtenus ne sont pas statistiquement robustes. Pour le site de Tarnos, la modélisation est statistiquement soutenue par un pourcentage de déviante expliqué égal à 77,0 %. Les individus seraient actifs les journées où la température moyenne est supérieure à 14°C, l'amplitude thermique supérieure à 5°C et l'humidité relative supérieure à 68 %. Bien que peu explicatif, le modèle sur le site de Contis indique également que la probabilité d'activité serait proche de 1 lorsque les températures moyennes sont supérieures à 14°C.

Concernant le temps d'activité sachant qu'il est positif, les deux modèles montrent que le temps d'activité journalier atteint 9h pour des journées où la température moyenne est proche de 18°C ou l'amplitude thermique proche de 14°C. Sur le site de Tarnos, le temps d'activité atteindrait 11h lorsque la température moyenne est égale à 22°C. L'interaction de la moyenne et de la variabilité des températures indique que le temps d'activité est plus important sur des journées fraîches et variables ($T < 13^\circ\text{C}$ et $T_a > 16^\circ\text{C}$ sur Contis, $T < 16^\circ\text{C}$ et $T_a > 9^\circ\text{C}$ sur Tarnos) ou chaudes et peu variables ($T > 18^\circ\text{C}$ et $T_a < 6^\circ\text{C}$ sur Tarnos) (Fig. 173).



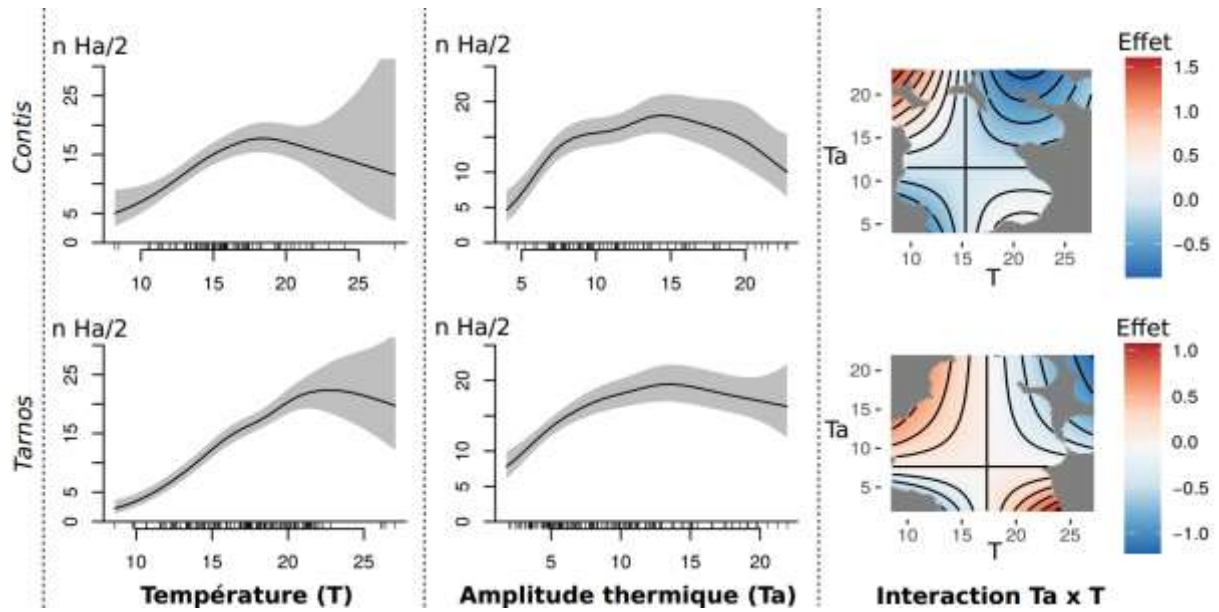


Fig. 173. Modélisation observationnelle du temps d'activité sachant qu'il est positif sur les sites de Contis et Tarnos. Le temps d'activité est exprimé en nombre de demi-heures (n Ha/2)

9.3.4 Projection du temps d'activité dans le contexte du changement climatique

Les modèles obtenus pour la probabilité d'activité et pour le temps d'activité présentent des déviations expliquées très faibles, égales à 4,48 % et 8,06 %. Sachant le faible pouvoir explicatif des modèles, les hypothèses émises ci-après sont probablement erronées. Les résultats obtenus indiquent que la probabilité d'activité serait supérieure à 0,9 lorsque la température moyenne est supérieure à 15°C ou l'humidité relative supérieure à 80 %. Le temps d'activité du Lézard ocellé augmenterait avec la température moyenne jusqu'à atteindre un plateau de 7,5h pour des températures supérieures à 18°C.

À titre exploratoire, bien que le modèle ne soit pas statistiquement correct, il a quand même été utilisé pour calculer les temps d'activité pour la période présent 1991-2020 sur toute la Nouvelle Aquitaine. Les temps journaliers ont été sommés sur la période de reproduction pour obtenir le temps d'activité total puis cette valeur a été comparée au seuil de persistance. L'indice de persistance borné à 1 représente la probabilité de présence de l'espèce. Une carte de répartition est obtenue en moyennant les 30 valeurs de l'indice (Fig. 174). Comme attendu sachant le pouvoir non explicatif du modèle, cette carte ne distingue pas les zones d'habitat favorables et défavorables.

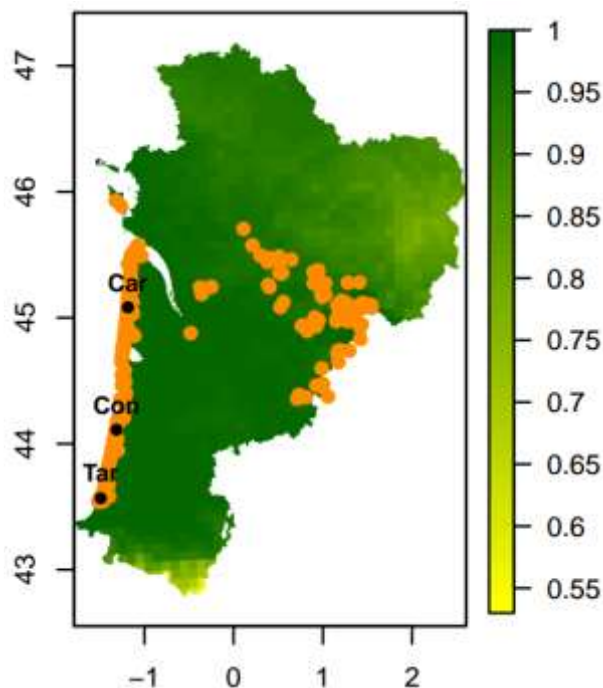


Fig. 174. Carte de répartition obtenue à partir de la modélisation mécanistique pour la période présent 1991-2020. Les sites d'étude sont représentés en noir (Carcans - Car, Contis - Con, Tarnos - Tar) et les points de présence en orange.

9.3.5 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 de comptage survenus au cours des 5 années de suivis (2017-2021).

Les déplacements de placettes se justifient par le fait que l'objectif des suivis est d'étudier les réponses de l'espèce face aux pressions météorologiques : il est donc important que l'habitat reste favorable chaque année. Cependant, comme le milieu dunai est peu stable face aux aléas climatiques, il a été décidé de déplacer les placettes de quelques mètres lorsque celles-ci se trouvaient modifiées morphologiquement et drastiquement d'une année à l'autre. La disparition d'une placette est aussi envisageable si l'habitat original a disparu sur une distance importante autour du centroïde de la placette. Les données historiques de toutes les placettes d'une saison à une autre sont prises en compte.

Ainsi pour la première année de suivi (2017), les placettes venaient du réseau élaboré lors du programme 2008-2012. Très peu d'entre elles avaient été déplacées par manque de connaissances du contexte local et des mouvements des habitats qu'il y avait pu avoir durant ce laps de temps de 5 ans.

Lors de la deuxième année (2018), un réajustement non négligeable s'est imposé d'une part suite à la connaissance acquise du terrain en 2017 et d'autre part suite à des intempéries violentes survenues durant l'hiver 2017-2018, induisant de fortes modifications d'habitats sur 17 placettes (Fig. 175).





Fig. 175. Photographies de l'avancée de la dune blanche dans l'hiver 2017–2018 sur placette LO_33_24 en Gironde (à gauche) et sur placette LO_40_11 dans les Landes (à droite)

En 2019, pour la 3^{ème} année de suivi, peu d'incidents hivernaux ont été rapportés, seulement 2 placettes ont été décalées légèrement de leurs coordonnées d'origine afin de retrouver un contexte favorable à l'observation du Léopard ocellé.

Pour 2020 et 2021, aucune placette n'a été déplacée, mais l'érosion du trait de côte suite à des phénomènes de tempêtes durant l'hiver 2019–2020 notamment a pu encore être constaté. Certaines placettes se retrouvent désormais en bordure de falaise entre dune grise et dune blanche, laissant imaginer une disparition prochaine ou du moins un rognage imminent.

→ Répartition des noyaux de population

Les cinq années d'observation (2017 à 2021) permettent d'apporter un état de référence de la situation du Léopard ocellé sur le littoral aquitain.

La variation de l'indice d'abondance ou indice d'observation (indice observation = nombre observations / nombre de passages) apporte une information sur les tendances évolutives des populations suivies sur plusieurs années et pointe du doigt les événements annuels qui justifieraient une baisse d'observations certaines années puis une hausse d'observations l'année suivante. À ce jour, il est possible de comparer les indices d'observations obtenus sur les 79 placettes de suivi du Léopard ocellé en milieu dunaire entre 2017 et 2021. Il est ainsi possible de visualiser la dynamique des noyaux d'abondance depuis 2017 sur les deux départements aquitains (Fig. 176). Cela permet d'avoir une vision rapide des secteurs avec les plus grandes observations ainsi que la variation interannuelle.

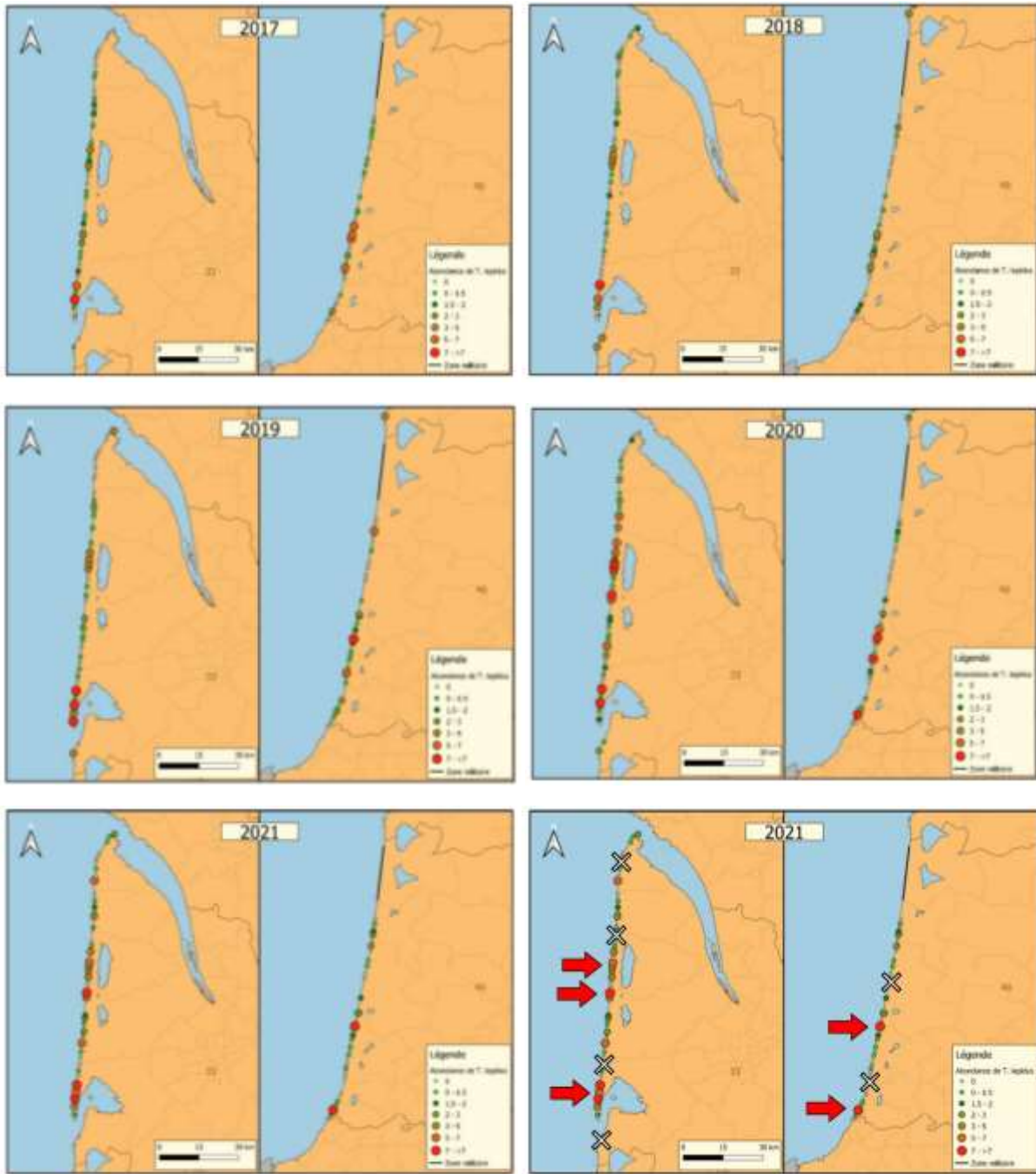


Fig. 176. Comparaison interannuelle des indices d'observation du Lézard ocellé en milieu dunaire, girondine(gauche) et landaise (droite), entre 2017 et 2021 et désignation sur carte 2021 des Hotspots (flèches rouges) et zones de régression de l'io ou de non-observation (croix blanche)

En Gironde, on constate que les noyaux phares, détectés en 2017, ne se sont pas déplacés au cours des 5 années mais les indices d'observations ont nettement augmenté. De plus, depuis 2018, il est constaté une progression de l'indice d'observation situé au nord du département.

Dans les Landes, on constate une augmentation des zones de présence au sud du département. En 2018, le nombre de contacts avec l'espèce était plus conséquent sur la zone de Soustons qu'en 2019, mais de niveau équivalent à celui de 2020. Aucun phénomène climatique direct n'explique pour autant cette diminution en 2019. Il est possible que les conditions de détection fussent plus favorables lors des passages d'observation en 2018 et 2020. Cependant la découverte de nouveaux sites de présence



est réalisée en 2019, ces observations pourraient être dues à une expansion de la population. Par contre, l'absence d'observation au nord des Landes est inquiétante depuis 2017. Aucune observation n'a été réalisée sur les communes de Lit-et-Mix et Contis-les-bains, ce qui pourrait sous-entendre une discontinuité des populations nord et sud. En local sur Mimizan, une augmentation de l'indice d'observation est observée en 2019 (Fig. 177). Pour résumer, les noyaux essentiels le long du littoral aquitain sont ceux situés au Cap ferret (33), à Carcans (33), à Soustons (40) et à Tarnos (40); ils ne semblent pas s'être déplacés depuis 2017.

Les moyennes d'indices d'observations montrent que sur les 5 années, les indices d'observations ont augmenté. L'écart observé entre 2017 et 2018 ne peut pas provenir d'une colonisation ou d'une augmentation de l'abondance soudaine, la période est trop courte. Cette progression est donc en partie due à de meilleures conditions de détection de l'espèce depuis 2018. De plus, le nombre d'observations a augmenté en 2019 sur des zones déjà connues en 2018, cette information est donc un bon présage pour l'abondance de l'espèce sur les secteurs comportant semble-t-il de bonnes populations stables. L'augmentation de l'io en 2020 peut quant à lui s'expliquer par une fin d'hiver douce et ensoleillée et un printemps précoce, augmentant la détectabilité et offrant des plages horaires d'observations plus importantes. Il se trouve également que sur les noyaux identifiés les années précédentes, le nombre d'observations en 2020 a été accru puis diminué en 2021 (nombre d'individus détectés ponctuellement plus important sur ces secteurs Hotspots).

En parallèle, si l'on se fie aux observations directes de Lézards ocellés, il semble que quelques soient les années, les contacts établis soient faibles (Fig. 177) 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.

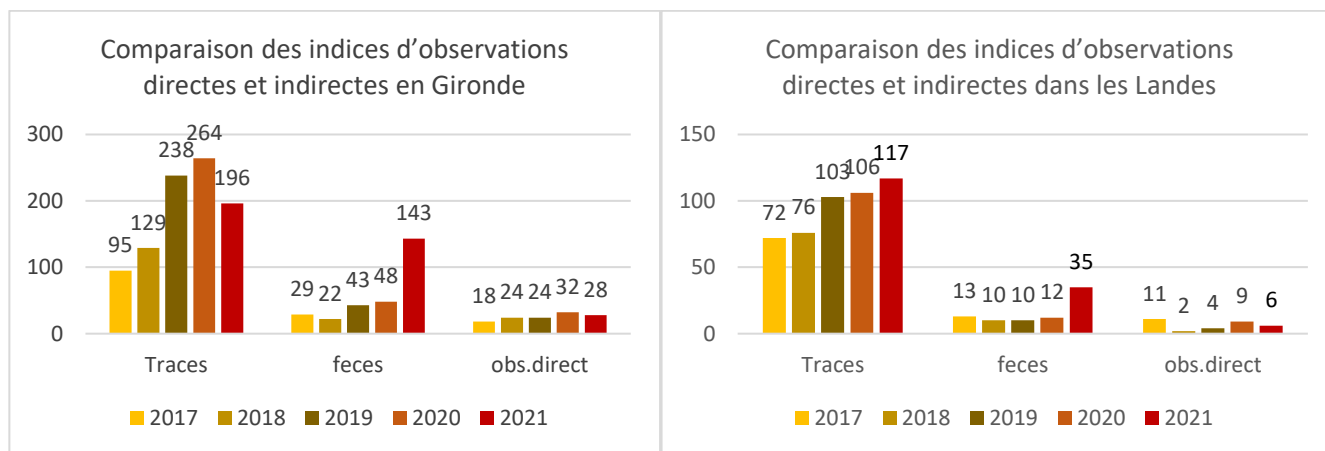


Fig. 177. Comparaison du nombre d'observations directes et indirectes cumulées entre 2017 et 2021, en Gironde (à gauche) et dans les Landes (à droite)

Les graphiques ci-dessus montrent qu'il existe une progression positive en Gironde : il y a eu plus d'indices de présence effectués depuis 2018, ce qui pourrait montrer une augmentation de la population ou une amélioration de la détectabilité de l'espèce. Cela peut être également engendré par le réajustement des placettes par déplacements légers vers les zones les plus favorables en 2018.

À l'inverse, dans les Landes, on observe une nette diminution des observations directes depuis 2017. Bien que le nombre d'observations indirectes ait augmenté entre 2018 et 2020. Il semblerait que les Lézards ocellés soient plus difficiles à observer sur ces secteurs landais.

Au vu des indices d'observations réalisés sur les 5 années, il semblerait que la Gironde comporte des populations plus fastes de Lézard ocellé ou bien 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, les corridors en sont diminués. Il est possible que l'artificialisation de la côte et le dérangement dû aux activités touristiques soient des obstacles à l'expansion de l'espèce. En revanche, les événements climatiques hivernaux semblent toucher plus fortement les côtes girondines. Les amplitudes thermiques jour-nuit sont également à étudier afin d'apporter des pistes d'explication sur l'activité biologique des individus sur certains spots d'observations et par conséquent sur leur détectabilité mais aussi sur leur résilience face à ces perturbations climatiques.

9.3.6 Modélisation de l'occupation

→ Modèle uni-saison

Dans cette analyse 83 modèles ont été créés. Le modèle avec le plus faible AIC est m54 soit (p(nuage+visit), psi(pinhalo+piebetblo)) avec un AIC de 270.51. Le modèle m50 (p(visit), psi(pinhalo+piebetblo)) a un AIC légèrement plus élevé 271.84. Les modèles « nuls » m0 (p(.), psi(.)) et m1 (p(visit),psi(.)) ont une valeur AIC bien supérieure, respectivement de 299.44 et 284.79. Les tests d'ajustement effectués sur les modèles montrent des valeurs du c-hat éloignées de 1. Les données sont surdispersées, mais elles ne sont pas proches de 4 ce qui indique que les ajustements sont bons, sauf pour m0. Les p-value sont inférieures à 5% il y a une différence significative entre les prédictions du modèle et les données observées (Tab. LII).

Tab. LII. Tableau des différents modèles sélectionnés pour l'analyse unisaisons

Modèles	Covariables	AIC	C-hat	P-value
m54	p(nuage+visit), psi(pinhalo+piebetblo)	270.51	1.92	0.11
m50	p(visit), psi(pinhalo+piebetblo)	271.84	1.97	0.086
m0	p(.), psi(.)	299.44	4.62	0
m1	p(visit),psi(.)	284.79	2.07	0.098

Pour le modèle m54 les prédictions de détection sur chaque placette varient de 0.29 à 0.80 avec une moyenne de 0.54 en fonction de la session et de la couverture nuageuse. Les prédictions d'occupation sur chaque placette varient entre 0.36 et 0.99 fonction du nombre de pins halomorphosés et du nombre de pierres, dalles et blockhaus. La probabilité d'occupation du Lézard ocellé sur l'ensemble des sites est de 67%. Pour le modèle m1 la probabilité de détection du Lézard ocellé est de 32% pour la première session, de 73% pour la deuxième et de 56 % pour la dernière. La moyenne du taux de détection est de 54% ; elle est similaire à celle du modèle m54. La probabilité de détection la plus importante est lors de la deuxième session et la plus faible lors de la première session. La comparaison avec les quatre autres années du programme montre que la détection est variable. L'année 2017 est l'année avec la plus faible probabilité de détection (28%) et 2019 la plus forte (76%). La moyenne de probabilité de détection du Lézard ocellé est de 53% sur les 5 années de relevées. La probabilité d'occupation de site par *T. lepidus* est moins variable. L'année avec la plus faible occupation



est 2018 (56%) et les plus fortes sont 2017 et 2021 (67%). La moyenne de la probabilité d'occupation pendant les 5 années du programme est de 62% (Tab. LII).

Tab. LII. Tableau des différents résultats des modèles unisaisons pour chaque année

Années	Modèles	Détection	Occupation
2017	phi(pierre)p(visite)	0.28	0.67
2018	phi(.)p(.)	0.56	0.56
2019	phi(terrier)p(nuage+visite)	0.76	0.65
2020	Phi(buissonnant + sable + gîte) p(visit + sable)	0.51	0.57
2021	phi(pinhalo+piebetblo)p(nuage+visit)	0.54	0.67

→ Modèles multi-saisons

Pour l'analyse multi-saisons, 101 modèles ont été créés. Ils ont été discriminés en fonction de leur AICc, qui est un AIC pondéré en fonction du nombre de paramètres par rapport au nombre de données analysées (Burnham & Anderson, 2004). Deux modèles ressortent comme étant les meilleures m72 et m73 avec des AIC respectivement de 1107.59 et 1110.21. La composition de ces modèles est présentée dans le Tab. LIII.

Tab. LIII. Tableau des différents modèles retenus pour l'analyse multisaisons

Modèles	Covariables	AICc	C-hat	P-value
m72	phi(arbustive)gamma(herbacée)epsilon(muscinal) p(visite)	1107.59	1.75	0.016
m73	phi(arbustive)gamma(herbacée) epsilon(sable) p(visite)	1110.21	1.74	0.022

Comme pour le modèle unisaison, les tests d'ajustement donnent un résultat de C-hat supérieur à 1, soit 1.75 pour m72 et 1.74 pour le modèle m73. Les données sont également surdispersées. Les p-value sont de 0.016 et 0.022 pour les modèles m72 et m73 elles sont significatives. Les prédictions de colonisation de nouveaux sites pour le modèle m72 varient de 0.09 à 0.68 en fonction des sites, la moyenne globale est de 0.44. Les prédictions d'extinction se situent entre 0.13 et 0.53 en fonction des placettes, la moyenne est de 0.21. La comparaison des modèles multisaisons entre chaque année permet d'observer des variations des probabilités de colonisation. L'année 2017 montre un très faible taux de colonisation seulement 0.5% et un taux d'extinction élevé de 35%. La probabilité de colonisation est plus forte pour les autres années (2019, 2020, 2021) et le taux d'extinction est plus faible. La moyenne globale de colonisation d'un nouveau site par le Lézard ocellé est de 29%. La moyenne totale d'extinction de *T. lepidus* est de 25% (Tab. LIV)



Tab. LIV. Tableau des différents résultats des modèles multisaïsons pour chaque année

Années	Modèles	Détection	Occupation	Colonisation	Extinction
2017	$\phi(\text{bet}+\text{bio})\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)\rho(\cdot)$	0.54	0.43 \pm 0.14	0.051	0.35
2018	/	/	/	/	/
2019	$\phi(\cdot)\gamma(\cdot)$ $\epsilon(\cdot)\rho(\text{nuage}+\text{visite})$	0.64	0.62	0.30	0.26
2020	$\phi(\text{g\^i}te)\gamma(\cdot)$ $\epsilon(\text{g\^i}te+\text{sable}+\text{buisson})\rho(\cdot)$	0.52	0.62	0.38	0.18
2021	$\phi(\text{arbustive})\gamma(\text{herbac\^e}e)$ $\epsilon(\text{muscial})\rho(\text{visite})$	0.56	0.70	0.44	0.21

9.4 Discussion

9.4.1 Une persistance sous dépendance des capacités de dispersion de l'espèce

Le Lézard ocellé occupe un large éventail de conditions biotiques et climatiques. Ce résultat est en accord avec les nombreuses observations de l'espèce en France et en Europe (CHEYLAN *et al.*, 2010 ; ASTRUC *et al.*, 2017). Selon la modélisation corrélative, sa probabilité de présence est plus importante dans les milieux dunaires, herbeux et arides avec un fort rayonnement et des températures élevées. D'autres modélisations révélaient l'importance de variables similaires, les degrés-jours et les milieux ouverts (ASTRUC *et al.*, 2017), le bilan hydrique (Guillon *et al.*, 2016) mais aussi celles des milieux forestiers (ASTRUC *et al.*, 2017) et du nombre de terriers de lapins faisant office de gîtes (ASTRUC *et al.*, 2018). Cette variable, bien que non explicitée, pourrait être implicitement liée à la présence de pelouses, habitat privilégié du Lapin de garenne. Les travaux de Guillon *et al.* (2016) et de Ceia-Hasse *et al.* (2014) avaient aussi considérés des variables liées à l'humidité, respectivement le bilan hydrique et les précipitations entre juillet et septembre. Dans notre étude, seul l'indice de Martonne semble fortement contribuer (10,8 %), les variables humidité relative moyenne et nombre de jours de pluie contribuent seulement à 4,2 et 5,5 % » (HUGON, 2021).

Sous l'hypothèse d'une dispersion possible, les projections climatiques indiquent un déplacement progressif des populations du littoral vers l'intérieur des terres et une expansion des populations de Dordogne vers le nord. D'après une étude de radiopistage menée en 2012 sur une population du littoral, la dispersion serait de 80 mètres par jour pour les individus les plus mobiles. Certains déplacements étaient dirigés vers la forêt et des individus ont été observés jusqu'à 5 km du littoral (BERRONEAU, 2012). Ces premières observations appuient l'hypothèse d'une possibilité de colonisation comme suggéré par les cartes de répartition. Pour cette espèce largement répartie dans le sud de la France, une modélisation à l'échelle nationale pourrait permettre d'obtenir plus de précision à la petite échelle de la Nouvelle-Aquitaine (KRITICOS & LERICHE, 2010). Les points d'observations dans les autres régions apporteraient une information de présence sur des biotopes présentant des combinaisons de variables différentes. Par exemple, dans les Alpes du sud, la présence du Lézard ocellé est rapportée jusqu'à au moins 750 mètres d'altitude (RENET *et al.*, 2018). Cette observation est liée au contexte particulier de la présence de l'espèce sur le pourtour méditerranéen. Elle démontre les capacités de colonisation de ce petit reptile sur un milieu *a priori* défavorable car trop en altitude. » (HUGON, 2021).



9.4.2 Sources de biais dans les modélisations corrélatives

L'interprétation des sorties des modèles corrélatifs doit toujours se faire avec prudence car il y a de nombreuses sources d'incertitude – variables climatiques, techniques de modélisation, seuils permettant le passage de la probabilité de présence à la binarité présence-absence (THUILLER, 2003 ; THUILLER *et al.*, 2009). Il faut considérer que ce sont des hypothèses probables mais pas une vérité en soi (HARRIS *et al.*, 2013 ; JARNEVICH *et al.*, 2015). Différents points sont discutés ci-après, évoqués plus amplement dans Hugon (2021), Chapitre 2, section 2.4.4.

Les méthodes GAM, GLM, MARS et FDA utilisées ici sont fondées sur des données de présence et de pseudo-absences. Elles sont meilleures que celles fondées sur des présences seules mais aussi meilleures que celles fondées à partir d'arbres de décision (HEIKKINEN *et al.*, 2006). L'utilisation des GAM et des GLM est fréquente alors que l'utilisation des méthodes MARS et FDA est plus rare (ASTRUC *et al.*, 2018 ; DAY *et al.*, 2018 ; FELDMIEIER *et al.*, 2018). Concernant les méthodes de modélisations d'ensemble, elles sont ici toutes équivalentes. Pour une nouvelle modélisation, il serait intéressant d'utiliser un jeu de données indépendant pour l'évaluation afin d'éviter le sur-ajustement produit par la validation croisée (GREGR *et al.*, 2019 ; MATUTINI *et al.*, 2021).

Le manque de concordance entre la réalité vécue par les organismes et la résolution des variables peut affecter grandement les projections obtenues. Ainsi, il est crucial de se questionner sur la résolution spatio-temporelle utilisée (HEIKKINEN *et al.*, 2006). Le modèle ALADIN projette les données sur la grille SAFRAN, à la résolution 8km en Lambert II étendu. Pour obtenir les données sur la grille INPN à la résolution de 1km en Lambert 93, les données ont été désagrégées puis re-projetées. Seules les données des mailles 1km à l'interface de deux mailles de 8km ont été recalculées par la méthode bilinéaire. Ainsi, les points de présence initialement présent dans une maille de 8km portent une information climatique similaire. De plus, la résolution de 1km n'est pas forcément adaptée à la réalité climatique vécue par les organismes car le microclimat varie beaucoup (KRITICOS & LERICHE, 2010). Cela pourrait expliquer les projections d'une expansion importante des espèces dans des habitats très différents des habitats actuels. La résolution d'un hectare, utilisée pour la modélisation de la répartition du Lézard ocellé en région PACA (ASTRUC *et al.*, 2018), semble plus pertinente. Elle requière cependant l'amélioration des méthodes de désagrégation des variables climatiques. Comparativement aux modèles classiques, la résolution temporelle utilisée est plus adaptée puisque les indices ont été calculés selon la phénologie de l'espèce à partir de données journalières. Elle pourrait être encore améliorée en prenant en compte les variations au cours de la journée (SILLERO *et al.*, 2014), ce qui éviterait de lisser les extrêmes vécus (HEIKKINEN *et al.*, 2006).

Une autre perspective réside dans l'amélioration du jeu de données de points de présence. Les points de présence obtenus via le protocole de suivi du programme les Sentinelles du Climat ne résultent pas d'une stratégie d'échantillonnage aléatoire. Les sites de suivi ont été définis sur des aires d'habitat favorable et les visites des sites n'ont eu lieu que lorsque les conditions climatiques étaient favorables. Cette hétérogénéité de l'effort de prospection pourrait être un biais limitant dans la modélisation (ASTRUC *et al.*, 2018). Les modèles pourraient être améliorés en intégrant les suivis de l'espèce sur toute l'aire de répartition (HEIKKINEN *et al.*, 2006) et en ayant de vraies données d'absence.

9.4.3 Moduler le temps d'activité en fonction du microclimat pour assurer la persistance

Les comparaisons de temps d'activité et des indices de persistance montrent des différences importantes entre les sites, au sein des sites et entre les années. En premier lieu, la variabilité spatio-temporelle observée alerte sur la représentativité de résultats obtenus sur un site ou une année et

démontre l'importance de réaliser des suivis sur plusieurs sites et plusieurs années. La disponibilité de divers micro-habitats thermiques peut fournir des refuges thermiques, essentiels pour permettre l'activité et contribuer à la persistance de la population (KEARNEY *et al.*, 2009b ; CLUSELLA-TRULLAS & CHOWN, 2011 ; HAN *et al.*, 2020), ce constat est traduit par les résultats obtenus relatifs à l'indice de persistance. Sur le site de Tarnos, les températures opérantes mesurées sur le substrat herbe sont plus faibles que celles mesurées sur le substrat sable d'environ 1,04°C. Dans le contexte du changement climatique, avec une hausse attendue de +2,5°C d'ici 2100 (LE TREUT, 2018a), les individus pourraient davantage utiliser l'habitat herbeux pour maintenir des temps d'activité suffisants. L'utilisation de la dune grise au plus proche de la frange forestière pourrait devenir un habitat de choix dans les années futures.

Sachant que les espèces étudiées sont itéropares (Pottier, 2012), la viabilité d'une population sur un habitat dépend de plusieurs années. Si une année est défavorable – temps d'activité total sur la période de reproduction insuffisant d'où un indice de persistance inférieur à 1 – cela pourra être compensé par l'année suivante. Cette hypothèse justifie l'importance de conserver toute l'information contenue dans l'indice de persistance et de ne pas le borner à 1. L'étude de la variabilité des indices de persistance et de leur moyenne sur les différentes années permet de mieux évaluer la persistance ou l'extinction locale des populations, notamment via le calcul des moyennes mobiles sur le temps de génération de l'espèce. Biologiquement, l'indice de persistance peut être assimilé au taux de croissance. Des estimations d'abondance pourraient permettre d'estimer ce taux et de vérifier empiriquement la définition de ce nouvel indice.

9.4.4 Évolution du temps d'activité selon les paramètres météorologiques

La probabilité d'activité dépend de la température, en moyenne et en variabilité et aussi de l'humidité relative, contrairement au temps d'activité qui ne dépend que de la température. « Quelle que soit la population étudiée – Tarnos ou Contis, le temps d'activité est toujours expliqué par les températures moyennes, leur variabilité et l'interaction moyenne – variabilité. La relation interactive est la même : les temps d'activité sont plus importants lors de journées chaudes et peu variables ou fraîches et variables. Cette observation est probablement liée à l'existence de patterns d'activité unimodaux et bimodaux (ARRIBAS, 2009). Lors de journées fraîches et variables ou chaudes et peu variables, le temps d'activité journalier suivrait un pattern unimodal. En revanche, lors de journées chaudes et très variables, conditions météorologiques des journées estivales, l'activité serait concentrée en milieu de matinée et en fin de journée. Le temps d'activité suivrait alors un pattern bimodal, limité par la température volontaire maximale VTmax. Cette hypothèse est appuyée par les observations des patterns d'activité *in natura* au cours de l'été (BRANA, 1991). Enfin, lors de journées fraîches et peu variables, conditions météorologiques plutôt rencontrées aux limites de la période de reproduction, le temps d'activité journalier suivrait un pattern unimodal limité par la température volontaire minimale VTmin. » (HUGON, 2021).

La modélisation conceptuelle de l'évolution de la température opérante, au cours de différents types de journées, permet de comprendre le rôle de la moyenne, de la variabilité et de l'interaction des deux pour expliquer le temps d'activité. Si la température opérante augmente seulement en moyenne, les périodes d'activité ont lieu plus tôt dans la matinée et plus tard dans la fin de journée (Fig. 178b). Si la température opérante augmente seulement en variabilité – i.e. l'écart entre les températures minimale et maximale est plus important – alors les deux périodes d'activité sont réduites (Fig. 178c). Enfin, si les températures opérantes augmentent en moyenne et en variabilité, les périodes d'activité se rapprochent des périodes nocturnes et le temps d'activité est encore plus réduit (Fig. 178d). Cette



modélisation conceptuelle démontre le rôle de la variabilité thermique pour expliquer le temps d'activité, en tant que variable indépendante et en interaction avec la moyenne. Nous soulignons que ces modèles conceptuels sont construits selon l'évolution de la température opérante qui représente un proxy de la température corporelle si l'individu reste toujours au même endroit. En réalité, les individus se déplacent dans leur habitat et exploitent sa variabilité microclimatique. Ainsi, selon les comportements de thermorégulation mis en place face à la hausse en moyenne et en variabilité des températures, le temps d'activité sera modulé différemment par chaque individu (CLUSELLA-TRULLAS & CHOWN, 2011). » (HUGON, 2021).

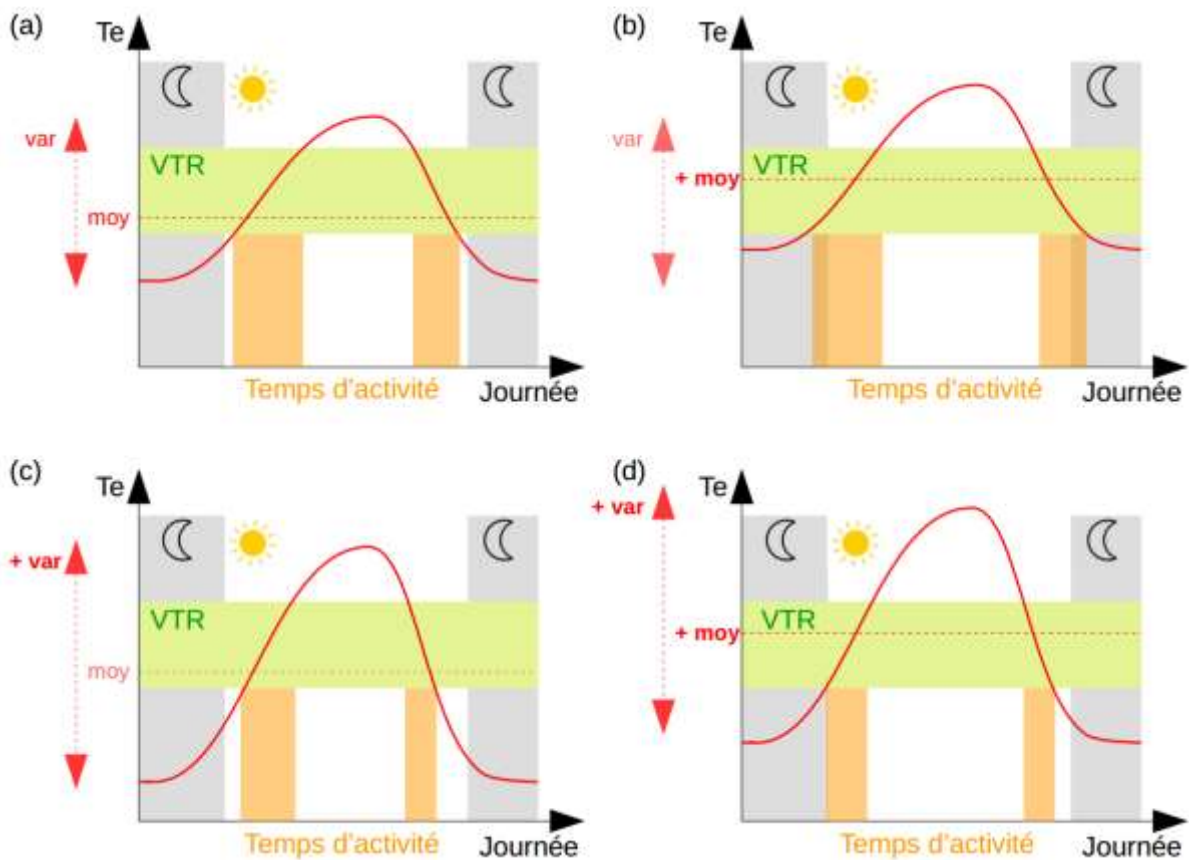


Fig. 178. Temps d'activité pour différents types de journées caractérisées par une hausse en moyenne (b), en variabilité (c) ou en moyenne et en variabilité (d) des températures opérantes au cours de la journée. Le polygone vert représente la fenêtre de températures volontaires pour l'activité (VTR). Les polygones gris représentent les périodes nocturnes.

9.4.5 Projection du temps d'activité, plusieurs pistes d'amélioration du modèle

Les modèles anticipatifs du temps d'activité expliquent au plus 8,06 % de la variance observée dans les données. Ces modèles sont encore moins bons qu'un modèle aléatoire qui expliquerait 50 % de déviance. Pour évaluer la qualité de la modélisation, une méthode de validation croisée aurait aussi pu être utilisée (GUISAN *et al.*, 2017b).

Le faible pouvoir explicatif des modèles anticipatifs peut résulter d'une résolution spatiale inadaptée. Les variables climatiques sont issues d'un modèle de projection national à la résolution spatiale 8km (CNRM-CM5 ALADIN52). Or, l'étude de la variabilité spatiale démontrait l'existence de micro-habitats au sein des sites d'étude et donc d'une variabilité climatique importante. Dans les simulations du modèle ALADIN, les subtilités micro-climatiques vécues par les organismes ne sont pas intégrées. Or, la variabilité de l'habitat est un déterminant majeur de la vulnérabilité d'une espèce via son temps d'activité (NEEL *et al.*, 2021). Ainsi, l'absence de prise en compte de cette variabilité spatiale expliquerait en partie le faible pouvoir prédictif des modèles anticipatifs (GARCIA *et al.*, 2020). Des simulations climatiques à la résolution du kilomètre pourraient être plus appropriées, par exemple celles du modèle CHELSA (KARGER *et al.*, 2017). Également, les simulations du modèle ALADIN52 pourraient être recalculées par une méthode de descente d'échelle au kilomètre, plutôt que par la méthode bilinéaire.

Un autre élément qui pourrait expliquer le faible pouvoir explicatif des modèles anticipatifs réside dans l'utilisation de modèles additifs généralisés. Le nombre d'observations est très faible par rapport au nombre de données à projeter (ratio égal à 0,0003 %) et les données présentent une forte variabilité. Ainsi, l'utilisation des GAMs dans l'étude de projection semble peu appropriée. Afin de prendre en compte la grande variabilité des données, une régression par processus gaussien pourrait être pertinente (GRAMACY, 2020). Cette méthodologie permettrait de modéliser la variabilité du temps d'activité via la modélisation du bruit (BISHOP, 2006 ; DORAZIO, 2016) et de l'intégrer dans le modèle anticipatif. La modélisation bayésienne pourrait aussi être envisagée (DORMANN *et al.*, 2012). L'avantage majeur de cette modélisation réside en l'intégration des connaissances *a priori* dans des lois de probabilité (ELLISON, 2004). Dans notre étude, la loi normale serait appropriée pour représenter l'évolution du temps d'activité selon les variables météorologiques. Également, cette méthode est performante même lorsque le nombre d'observations est faible (DORAZIO, 2016), ce qui constitue un réel atout dans ce cas d'étude.

9.4.6 Noyaux de populations face au changement climatique

En 2020 et dans une moindre mesure en 2021, pour le département de la Gironde, la présence du Lézard ocellé a été observée sur un plus grand nombre de placettes que les années précédentes. Cependant, les zones présentant un grand nombre d'indices de présence lors des années 2017, 2018, 2019, ont été conservées en 2020. Deux forts noyaux de population 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, le profil de l'indice d'observation moyen sur le littoral est sensiblement similaire d'une année à l'autre. Une différence notable est l'apparition d'une zone avec un fort indice dans le Sud des Landes, à Tarnos. La population de Lézard ocellé y est pourtant bien connue et étudiée lors de programme précédent, mais la placette de suivi n'était pas positionnée sur le secteur à haute abondance. Elle est positionnée quelque peu à l'écart, sur un exclos mis en place par l'ONF en 2017, c'est-à-dire dans un périmètre protégé de tout dérangement. La forte présence de Lézard ocellé en 2021 sur cette zone peut être liée



à cette protection fonctionnelle, les lézards ayant progressivement conquis ce secteur protégé. Dans cette optique, la mise en place d'exclos similaires sur des zones à forte densité peut être envisageable afin de protéger les noyaux de populations de l'espèce.

Malgré ces fluctuations d'indices d'observations interannuels entre 2017 et 2021, les noyaux de populations identifiés dès la première année de suivi persistent les années suivantes. Les 3 années de suivi ne permettent pas pour l'heure d'apporter de conclusion quant à la colonisation ou à l'inverse à la disparition de populations. Les intempéries de l'hiver 2017–2018 ayant modifié drastiquement plus d'une dizaine de placettes de suivi, n'ont pas pour autant coupé la continuité des habitats sur la dune, permettant probablement un glissement des populations de Lézard ocellé sur les habitats favorables en proximité directe. C'est sur ce phénomène de discontinuité écologique liée aux intempéries et aléas climatiques qu'une attention particulière sera portée ces prochaines années afin de suivre l'évolution des noyaux de populations de Lézard ocellé.

Bien qu'il soit encore tôt pour démontrer l'existence d'une pression climatique sur le Lézard ocellé par les suivis naturalistes seuls, la menace du réchauffement climatique est bien présente. La prédiction de la montée du niveau des océans et l'augmentation des tempêtes accentuent le risque de la destruction d'habitat sur le relief littoral. La dernière actualisation du rapport de l'Observatoire Aquitain conclut à une hausse globale de ces valeurs et fait état de reculs moyens du trait de côte de 2,5 m/an en Gironde et de 1,7 m/an dans les Landes. Sur la côte sableuse (de la Pointe du Médoc à l'embouchure de l'Adour), l'érosion chronique estimée est de l'ordre de 20 et 50 mètres en moyenne respectivement pour les horizons 2025 et 2050 à laquelle s'ajoute un recul lié à un événement majeur en général de l'ordre de 20 mètres (BRGM, 2016).

9.4.7 Occupation du littoral, dynamique d'extinction et de colonisation

Les résultats montrent que la probabilité de détection est très imparfaite ce qui soulève l'importance de l'estimer pour ensuite modéliser correctement l'occupation sur les sites d'étude. Les analyses pour les données entre 2017 et 2021 ont été menées avec des covariables de sites et d'échantillonnage différentes ce qui ne permet pas d'effectuer de comparaison entre les années de suivis. La modélisation multi-saison, menée uniquement sur les placettes non déplacées, montre une probabilité de colonisation constante non nulle, cela pourrait être bénéfique à l'espèce. La probabilité d'extinction varie entre 0 et 1 ce qui suggère que certains sites se sont éteints et que d'autres ont été colonisés. De manière surprenante, la probabilité de détection ne varie pas. Cependant, ce modèle n'est pas ajusté aux données et présente une sur-dispersion importante, il faut donc rester prudent quant aux interprétations.

Suite aux observations réalisées de Lézard ocellé en frange forestière depuis plusieurs années, il est envisagé de travailler en collaboration avec l'ONF et avec les gestionnaires de réserves naturelles en arrière-dune dans le but de réaliser un plan stratégique de protection de l'espèce, englobant des secteurs dans les terres à la potentialité d'accueil forte et après identification d'entrées et corridors possibles entre dune et terre. C'est le cas notamment sur la Réserve de Cousseau dans le Médoc girondin qui s'est inscrit 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 mis 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.

9.5 Conclusion

Les cartes de répartition du Lézard ocellé ont été obtenues avec l'approche corrélative, qui présente de nombreuses limites présentées ci-dessus. Ces cartes apportent un premier élément de réponse sur la potentialité de secteurs climatiquement favorables dans le futur de l'espèce bien qu'elles restent très approximatives et discutables. Par exemple, il est difficilement réaliste d'observer une colonisation de la forêt landaise telle que suggérée. Les conditions climatiques pourraient être adéquates d'après le modèle mais les conditions d'habitat ne le sont probablement pas. Ces résultats incitent à réfléchir sur la mise en place de corridors écologiques pour que des individus du littoral rejoignent des zones d'habitats ouverts. Ces zones pourraient être naturellement ouvertes ou défrichées, ouvrant une nouvelle réflexion sur la gestion de l'habitat.

L'approche mécanistique démontre les effets du changement climatique sur le temps d'activité des espèces selon trois axes : un effet de la hausse en moyenne des températures, un effet de la hausse en variabilité des températures et un effet synergique de ces deux phénomènes. L'interaction entre la hausse en moyenne et celle en variabilité est particulièrement limitante pour l'activité. L'activité étant corrélée au succès reproducteur de l'espèce, le changement climatique pourrait entraîner à terme l'extinction des populations si celles-ci ne réagissent pas. Différentes réponses peuvent être mise en place, notamment en utilisant le micro-habitat climatique, ce qui permettra de tamponner les effets du changement climatique. En terme de gestion des habitats, il est donc primordial de conserver la diversité des végétaux, des sols, pour maintenir un gradient de conditions climatiques exploitables par les individus. La variabilité individuelle des préférences thermiques pour l'activité pourra prochainement être soumise à la sélection. La nouvelle définition de l'indice de persistance permettra aussi de mieux expliquer l'état de conservation des populations en fonction du temps d'activité. La modélisation mécanistique offre de belles perspectives d'amélioration. Travailler avec des données climatiques à une résolution spatiale plus petite pourrait permettre d'obtenir des modèles de projection du temps d'activité plus fiable statistiquement. Étudier le développement embryonnaire est aussi une piste à suivre car il est tout aussi vulnérable que le stade adulte, si ce n'est plus, au changement climatique. La multiplication des modèles, sur différents stades de vie, orientera de mieux en mieux les décisions de gestion.

Les suivis naturalistes concluent sur l'existence de « hotspots » mais aussi de sites de coupure entre ces « hotspots ». Les constats d'avancée soudaine de la dune blanche jusqu'à la frange forestière sur certaines placettes de suivi ou d'avancée de la forêt sur la dune grise, indiquent une perte importante de micro-habitats pour le Lézard ocellé et soulèvent des manques d'échanges génétiques entre noyaux de population. Ce sont sur ces points que les futures actions de gestion doivent se concentrer en lien avec les acteurs de la dune et du milieu forestier.

Si les effets directs du changement climatique ne peuvent pas être concrètement stoppés, il est possible de tamponner ces effets sur les Lézards ocellés par la mise en place d'actions de gestion de la dune grise et de la dune arborée. La préservation d'une mosaïque d'habitats et d'un gradient thermique est la clé pour limiter les effets du changement climatique. La création de clairières ou coupes franches en milieu forestier le long du littoral ou vers les terres est, quant à elle, la porte de la continuité écologique et de la persistance du Lézard ocellé sur nos côtes littorales.

