

Projet de Fin d'Etudes (PFE) 2021-2022

Conséquences des syndromes de dispersion : le cas des populations isolées de *Lacerta* *agilis agilis* en Indre et Loire



Sous la direction d'Igor Boyer

Thibault CUENOT

**Conséquences des syndromes de
dispersion : le cas des populations
isolées de *Lacerta agilis agilis* en Indre et
Loire**

Directeur de recherche : Igor Boyer

Auteur : Thibault CUENOT

Année : 2021/2022

Avertissement

Cette recherche a fait appel à des lectures, enquêtes et interviews. Tout emprunt à des contenus d'interviews, des écrits autres que strictement personnel, toute reproduction et citation, font systématiquement l'objet d'un référencement.

L'auteur (les auteurs) de cette recherche a (ont) signé une attestation sur l'honneur de non-plagiat.

Formation par la recherche, Projet de Fin d'Etudes en génie de l'aménagement et de l'environnement

La formation au génie de l'aménagement et de l'environnement, assurée par le département aménagement et environnement de l'Ecole Polytechnique de l'Université de Tours, associe dans le champ de l'urbanisme, de l'aménagement des espaces fortement à faiblement anthropisés, l'acquisition de connaissances fondamentales, l'acquisition de techniques et de savoir-faire, la formation à la pratique professionnelle et la formation par la recherche. Cette dernière ne vise pas à former les seuls futurs élèves désireux de prolonger leur formation par les études doctorales, mais, tout en ouvrant à cette voie, elle vise tout d'abord à favoriser la capacité des futurs ingénieurs à :

- Accroître leurs compétences en matière de pratique professionnelle par la mobilisation de connaissances et de techniques, dont les fondements et contenus ont été explorés le plus finement possible afin d'en assurer une bonne maîtrise intellectuelle et pratique,
- Accroître la capacité des ingénieurs en génie de l'aménagement et de l'environnement à innover tant en matière de méthodes que d'outils, mobilisables pour affronter et résoudre les problèmes complexes posés par l'organisation et la gestion des espaces.

La formation par la recherche inclut un exercice individuel de recherche, le projet de fin d'études (P.F.E.), situé en dernière année de formation des élèves ingénieurs. Cet exercice correspond à un stage d'une durée minimum de trois mois, en laboratoire de recherche, principalement au sein de l'équipe Dynamiques et Actions Territoriales et Environnementales de l'UMR 7324 CITERES à laquelle appartiennent les enseignants-chercheurs du département aménagement.

Le travail de recherche, dont l'objectif de base est d'acquérir une compétence méthodologique en matière de recherche, doit répondre à l'un des deux grands objectifs :

- Développer toute ou partie d'une méthode ou d'un outil nouveau permettant le traitement innovant d'un problème d'aménagement
- Approfondir les connaissances de base pour mieux affronter une question complexe en matière d'aménagement.

Afin de valoriser ce travail de recherche nous avons décidé de mettre en ligne sur la base du Système Universitaire de Documentation (SUDOC), les mémoires à partir de la mention bien.

Remerciements

Je tiens à remercier Monsieur Igor Boyer, doctorant de l'Université de Tours au sein du laboratoire CITERES, pour son encadrement, sa disponibilité et sa convivialité tout au long de cette étude. Je remercie également Monsieur Sylvain Ursenbacher, docteur en sciences naturelles, et Madame Ina Blanke, auteure de « Die Zauneidechse » (2010), pour leur aide précieuse lors de la collecte de données. Pour finir, je remercie Amandine Gayton pour sa contribution dans l'état de l'art précédant cette étude.

Résumé :

Avec le réchauffement climatique actuel, de nombreuses espèces voient leur aire de répartition diminuer et leur environnement devenir de plus en plus défavorable. Afin de ne pas disparaître, ces espèces n'ont que deux possibilités : disperser pour trouver de nouveaux territoires où elles pourront survivre ou bien s'adapter pour supporter leur nouvel environnement. Dans ce contexte, les syndromes de dispersion (ensemble de traits favorisant la dispersion) peuvent alors jouer un rôle majeur dans la dynamique des populations. C'est sur les conséquences des syndromes de dispersion que porte cette étude. Le focus est réalisé sur les populations de lézard des souches (*Lacerta agilis agilis*) dans le département français d'Indre et Loire, territoire au paysage fortement fragmenté. Grâce à une modélisation de favorabilité paysagère ainsi qu'une modélisation de distribution de population, nous avons dégagé une première tendance selon laquelle la présence des syndromes de dispersion favorise l'essor des populations. De plus, une seconde tendance, montrant la disparition de l'espèce sur le territoire lors de la prise en compte des scénarios climatiques futurs, est aussi identifiée à partir de ces modélisations.

Mots clé :

Lacerta agilis agilis / Dispersion / Syndromes de dispersion / Dynamique de population / Changement climatique / Modélisation / Biomod / SimRshif

Sommaire

Introduction :	1
Matériel et méthode :	3
a. L'espèce cible :	3
b. Données de présence :	3
c. Données paysagères :	4
i. Modélisation de la favorabilité paysagère :	5
d. Données climatiques :	8
e. Modélisation des effets des syndromes de dispersion :	9
Résultats :	11
f. Favorabilité paysagère :	11
g. Evolution du nombre d'individus matures et d'individus juvéniles :	11
h. Evolution de l'âge des populations :	14
Discussion :	15
Conclusion :	16
Bibliographie :	17
Annexes :	21

Table des figures

Figure 1 : Exemple de raster de distance : catégorie paysagère "bati", plus la couleur tire vers le vert, plus la zone est éloignée des constructions anthropiques. (Source : IGN-BD TOPO / Auteurs : CUENOT T. & BOYER I.)	5
Figure 2 : Répartition des points de présences et des 3 jeux de pseudo-absences générés pour la modélisation de favorabilité paysagère (Source : ORTHO 2020 / Auteur : CUENOT T.).....	6
Figure 3 : AUC (ROC) en fonction de la TSS pour chacun des différents modèles utilisés. (Auteur : CUENOT T.).....	7
Figure 4 : Superposition des différents kernels de dispersion du L. a. agilis allant d'une dispersion classique (kernel A) à une présence forte des syndromes de dispersion augmentant les capacités de l'espèce (kernel I) (Auteur : CUENOT T.).....	10
Figure 5 : Favorabilité paysagère de L. a. agilis en Indre et Loire (Auteur : CUENOT T.)	11
Figure 6 : Représentation du nombre d'individus matures en fonction du temps et des kernels de dispersion (Auteur : CUENOT T.)	13
Figure 7 : Evolution de l'âge moyen des individus en fonction du temps et des différents kernels de dispersion (Auteur : CUENOT T.)	14

Table des tableaux

Tableau 1 : Facteur d'inflation de la variance des variables paysagères de la région Centre Val-de-Loire réduit à 2 chiffres significatifs. On retrouve dans l'ordre, le bâti, les 7 catégories de cours d'eau, les forêts de conifères, les cultures, les forêts de feuillus, les forêts mixtes, les peupleraies, les plans d'eau ainsi que les deux types de prairies. (Auteur : CUENOT T.) 7

Table des annexes

Annexe 1 : Représentation du nombre d'individus juvéniles en fonction du temps et des kernels de dispersion (Auteur : CUENOT T.)	21
Annexe 2 : Résultats de la modélisation simRshift sous le scénario climatique RCP 8.5 (Auteur : CUENOT T.)	22

Introduction :

Les paradigmes agricoles et d'aménagement actuels poussent l'Homme à s'étendre de plus en plus sur les terres naturelles. L'intensification de l'activité anthropique vient ainsi fragmenter les habitats naturels et les remplacer par des zones industrielles, agricoles, forestières ou urbaines. La conséquence directe de ces actes est une fragilisation de la biosphère et donc une érosion de la biodiversité (Foley et al., 2005; Newbold et al., 2015; Tilman et al., 2001). Le réchauffement climatique en court vient s'ajouter à cela, menaçant le fonctionnement des milieux naturels et impactant la biodiversité (Bellard et al., 2012). Les espèces les plus touchées par ces variations sont les ectothermes¹ et les oiseaux (Gibbon et al., 2000; Huey et al., 2010). Parmi ces ectothermes, nous retrouvons les reptiles. Les reptiles, au sens commun du terme, représentent un groupe paraphylétique composé des Chéloniens, Lépidosauriens et Crocodiliens (Muratet, 2015). Avec près de 19% des espèces menacées d'extinction dont 12% en danger critique, 41% en danger et 47% vulnérables (UICN, 2013), ils se retrouvent au centre des préoccupations de conservation. Ces espèces sont particulièrement sensibles aux changements climatiques car leurs processus biologiques sont directement dépendant de la température et de l'hygrométrie de leurs environnements. Les variations de ces paramètres affecteront donc directement toutes les capacités des espèces concernées dont la reproduction, la chasse et la dispersion (Dmi'el, 1972).

Cette notion de dispersion est particulièrement importante dans ce contexte car, lorsque son environnement devient défavorable, une espèce n'a d'autres choix que de disperser et ainsi fuir les perturbations de son habitat (Bowler & Benton, 2005; Comte & Olden, 2018), de s'adapter ou de mourir. De façon générale, la dispersion peut être comprise comme des mouvements d'individus entre patchs² d'habitats successifs (Cote et al., 2017). Toutefois, certains auteurs s'accordent pour apporter plus de précisions à cette définition de la dispersion : elle consisterait en un déplacement unidirectionnel depuis le site de naissance ou de reproduction précédent jusqu'à un nouveau site de reproduction (Clobert et al., 2009; Greenwood & Harvey, 1982; Matthysen, 2012). Expliqué autrement, elle correspondrait au transfert d'un juvénile ou d'un adulte vers une nouvelle zone d'accouplement (Van Dyck & Baguette, 2005). On peut découper la dispersion en trois grandes parties ou trois grandes phases : le départ, la migration et l'établissement (Bowler & Benton, 2005; Clobert et al., 2004). Il est important de rappeler que la dispersion n'est pas un phénomène anodin. En plus d'être fortement multi causale (Clobert et al., 2004), elle s'accompagne de nombreux coûts tels que le développement de caractères et phénotypes spécifiques. Elle représente aussi une source de dangers avec un fort risque de mortalité (Bonte et al., 2012; Clobert et al., 2009; Travis et al., 2012).

Ces différents coûts sont supportés par une part non aléatoire de la population désignant les individus disperseurs. Des variations sont néanmoins observables au sein même des disperseurs et entre les disperseurs et les résidents (Clobert et al., 2009). Il est toutefois

¹ Espèce dont les fonctions physiologiques dépendent des conditions du milieu extérieur, par conséquent leurs températures corporelles dépendent majoritairement de leur environnement.

² Zones d'habitat favorable séparées dans l'espace d'autres zones du même type, indépendamment de la distance qui les sépare (Bowler & Benton, 2005).

important de préciser que la décision de dispersion peut aussi être le résultat d'une décision individuelle indépendante de la génétique. Au regard de la dispersion, ces dissemblances phénotypiques, physiologiques ou comportementales peuvent être réparties en trois catégories de traits (Cote et al., 2017) :

- Les traits dits « enabling », favorisant la possibilité de disperser (e.g. avoir des ailes) ;
- Les traits dits « enhancing », favorisant la dispersion (e.g. posséder des compétences facilitant la collecte et l'analyse de l'information) ;
- Les traits dits « matching », étant des attributs optimisant l'adaptation locale.

Ces différents traits, le plus souvent issus de compromis évolutifs, peuvent donc favoriser un individu à disperser ou, au contraire, accroître sa fidélité au site. Les suites cohérentes de ces traits favorisant la dispersion sont appelées syndrome de dispersion (Clobert et al., 2009). Les syndromes de dispersion sont ainsi une série de traits phénotypiques en covariation favorisant la dispersion. Ils proviennent de compromis complexes d'allocation de l'énergie dirigés par la sélection qui agit pour maximiser la fitness³ des individus ou d'une population entière (Clobert et al., 2009; Ronce & Clobert, 2012). En d'autres termes, les syndromes de dispersion définissent les spécialisations phénotypiques des disperseurs (Cote et al., 2017).

Les syndromes de dispersion sont une thématique scientifique relativement récente, décrite pour la première fois en 1969 par le chercheur Van Der Pijl (Jara-Guerrero et al., 2011). Cette thématique fut largement abordée pour le règne végétal, notamment dans les travaux de Jara-Guerrero (2011) autour des stratégies de dispersion des graines et leurs relations avec le monde animal. Néanmoins les syndromes de dispersion restent peu étudiés dans le règne animal et encore moins chez les reptiles alors qu'ils occupent une place majeure dans l'étude des dynamiques de population. Une compréhension combinée des syndromes de dispersion, des causes de départ et des processus de collecte d'information pourrait donc permettre d'approfondir l'étude des dynamiques populationnelles (Clobert et al., 2009).

C'est dans le cadre de ce constat que s'inscrit cette étude. Elle se focalisera sur le lézard des souches (*Lacerta agilis agilis*), espèce fortement menacée au niveau national et notamment dans le département français d'Indre et Loire qui constitue sa limite Ouest de répartition (Dutertre et al., 2020; Muratet, 2015). Ce territoire présente un paysage de plus en plus fragmenté. En outre, avec l'intensification du réchauffement climatique et de la dégradation de l'environnement, la répartition géographique de ce lézard va évoluer. Ces bouleversements peuvent même aller jusqu'à compromettre la survie de l'espèce. C'est pourquoi prévoir et mieux comprendre l'évolution des dynamiques spatiales du *L. a. agilis* est devenu capital pour la préservation de ses populations. La dispersion (retenue comme le mouvement d'individus dans le but d'atteindre un site de reproduction différent du site de départ) et les syndromes de dispersion associés (retenus comme une suite cohérente de traits en covariation et liés à la dispersion de manière qu'elle soit globalement favorisée) représentent deux piliers majeurs de la dynamique des populations. De plus, les conséquences des syndromes de dispersion sur le *L. a. agilis* demeurent encore peu étudiées. Nous nous demanderons donc, au travers de cette étude, quelles sont leurs conséquences sur des

³ Capacité qu'a un individu à diffuser ses gènes. Cela se mesure par le nombre de descendants fertiles qu'il a ou, pour être plus précis, le nombre de descendants qui se reproduiront également. (Brown et al., 1993)

populations isolées de *L. a. agilis* dans le département français d'Indre et Loire. Nous essaierons de montrer qu'une population soumise à des syndromes de dispersion verra son développement favorisé en comparaison à une population sans syndromes.

Afin de réaliser cette étude, un calcul de favorabilité paysagère sera premièrement réalisé à l'aide d'un HSM⁴. Dans un second temps, les effets des syndromes de dispersion sur les populations de *L. a. agilis* seront modélisés grâce à un SDM⁵ mécaniste.

Matériel et méthode :

a. L'espèce cible :

De taille moyenne comparée aux autres lézards du genre *Lacerta* en Europe, le lézard des souches (*L. a. agilis*) est reconnaissable à son allure trapue. Cette espèce Paléarctique a une aire de répartition très vaste allant de l'Europe occidentale jusqu'au nord-ouest de la Chine, et des Pays Baltes au sud de la Grèce et de la Turquie (Muratet, 2015). De part cette large répartition, près de 20 sous-espèces furent décrites (Muratet, 2015) mais aujourd'hui, 7 sous espèces principales semblent être considérées : *Lacerta agilis agilis*, *L. a. argus*, *L. a. bosnica*, *L. a. chersonensis*, *L. a. exigua*, *L. a. tauridica* et *L. a. garzoni* (Speybroeck et al., 2018). Dans cette étude, nous nous concentrerons sur la sous espèce *L. a. agilis*, seule sous espèce présente en Indre et Loire.

Sur le plan biologique, la maturité sexuelle de cette espèce est atteinte entre 2 et 3 ans pour les mâles et entre 3 et 4 ans pour les femelles. Sa durée de vie moyenne est de 5 ans (Rollinat, 1934) et peut parfois atteindre 12 ans (Strijbosch & Creemers, 1988). Pour ce qui est de son habitat, le lézard des souches est assez ubiquiste et se rencontre dans des environnements variés : lisières forestières, pelouses calcicoles, prairies, jardins, zones humides... (Vacher & Geniez, 2010). L'adulte est relativement sédentaire, couvrant un espace vital allant de moins de 1 are à 10-20 ares en fonction du sexe, de l'âge, de l'environnement et de l'époque (van Nuland & Strijbosch, 1981). Bien que l'espèce soit particulièrement casanière, surtout dans les environnements favorables, de grands déplacements annuels sont parfois observés entre 2 et 4 km (Glandt & Bischoff, 1988). En moyenne, une distance de dispersion de 500m est considérée (Blanke & Völkl, 2015; Jacob et al., 2019).

b. Données de présence :

Les données de présence du lézard des souches sont issues de sources naturalistes variées sur une période allant de 1990 à 2020 (les données antérieures étant jugées obsolètes). Ces données sont téléchargées sur le site OpenObs de l'Institut National du Patrimoine Naturel (INPN) où elles sont centralisées. Le tableau de données a été remanié afin d'uniformiser les différences d'encodages des différentes structures. Seules les données avec une précision élevée (géoréférencées par points GPS) ont été conservées, permettant ainsi la

⁴ Habitat Suitability Modeling

⁵ Species distribution models

réalisation de l'étude sur une maille de 500m par 500m. Ce jeu de données est restreint à la région Centre Val-de-Loire.

Ces données sont ensuite retraitées sous le SIG (Système d'Information Géographique) QGIS (*QGIS Development Team, 2021*) afin que les coordonnées des points soient toutes dans le système de projection RGF93 EPSG : 2154.

c. Données paysagères :

Les données paysagères sont quant à elles collectées à partir des données IGN (L'Institut national de l'information géographique et forestière) à l'échelle de la région Centre Val-de-Loire. Deux banques de données ont été utilisées, la BD TOPO (*IGN, s. d.-a*) et le RPG (Registre Parcellaire Graphique) (*IGN, s. d.-b*) de l'année 2020. Un total de 16 catégories d'entités paysagères sont alors tirées de ces données :

- bati : regroupant les infrastructures urbaines (BD TOPO)
- forêts de feuillus : regroupant les forêts ouvertes et fermées de feuillus (BD TOPO)
- forêts de conifères : regroupant les forêts ouvertes et fermées de conifères (BD TOPO)
- forêts mixtes : regroupant les forêts mixtes ouvertes et fermées (BD TOPO)
- peupleraies : éléments dissociés des forêts de feuillus de par leur exploitation et leur biotope très différent des forêts classiques (BD TOPO)
- plans d'eaux : regroupant tous les types d'eaux stagnantes (BD TOPO)
- cours d'eau : dissociés en 7 catégories en fonction de leur degré d'importance (BD TOPO)
- cultures : regroupant l'intégralité des terres agricoles (RPG)
- prairies permanentes (RPG)
- prairies temporaires (RPG)

Ces données, téléchargées au format « shapefile » (.shp) sont ensuite converties en rasters de distances d'une résolution de 500m par 500m (Figure 1) sous le système de projection RGF93 EPSG : 2154 via le package « raster » du langage R (*Hijmans, Etten, et al., 2021*).

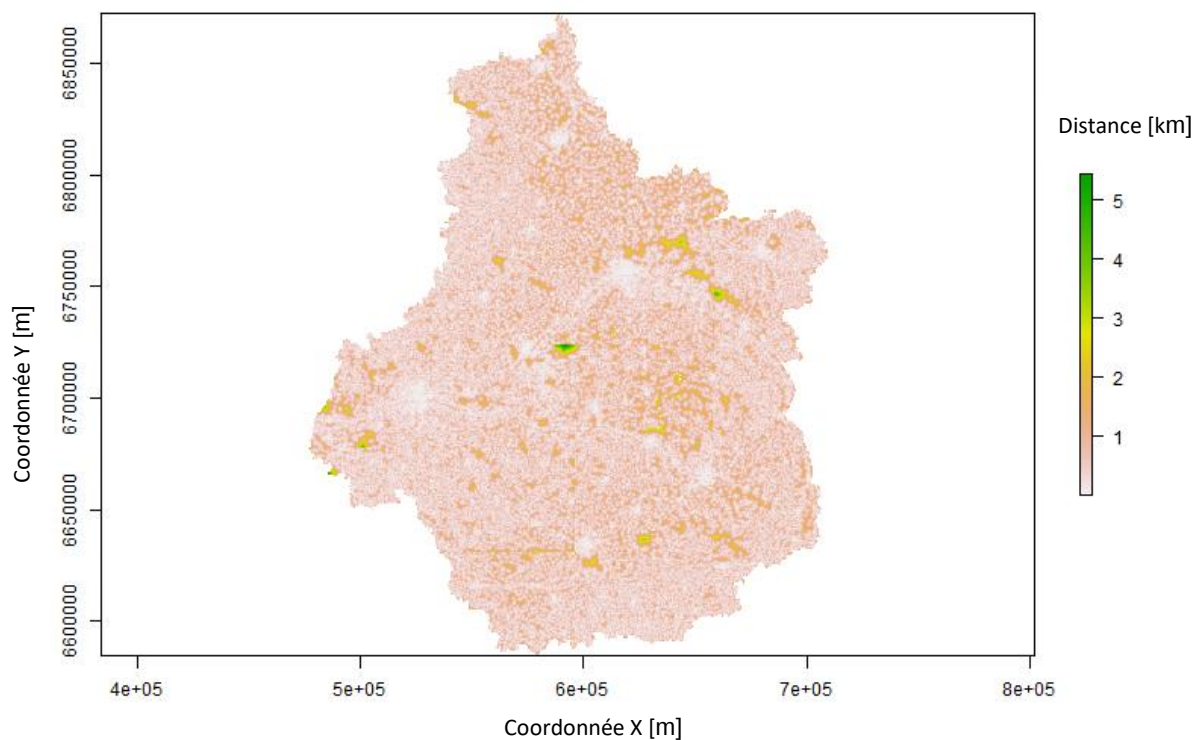


Figure 1 : Exemple de raster de distance : catégorie paysagère "bati", plus la couleur tire vers le vert, plus la zone est éloignée des constructions anthropiques. (Source : IGN-BD TOPO / Auteurs : CUENOT T. & BOYER I.)

i. Modélisation de la favorabilité paysagère :

Afin de pouvoir intégrer la dimension paysagère dans la modélisation de l'effet des syndromes de dispersion, la première étape de cette étude consiste en une modélisation de la favorabilité paysagère à l'aide d'un HSM. Cette modélisation a été réalisée sur R (*R Core Team, 2021*) grâce au package « biomod2 » (*Thuiller et al., 2021*). La modélisation a été réalisée dans les paramètres par défaut avec les 7 modèles suivant :

- GLM (Generalized Linear Models),
- GAM (Generalized Additive Model),
- ANN (Artificial Neural Network) (*Ripley & Venables, 2021*),
- GBM (Generalized Boosted Regression Models) (*Greenwell et al., 2020*),
- CTA (Classification Tree Analysis) (*Therneau et al., 2019*),
- FDA (Flexible Discriminant Analysis) (*Ramsay et al., 2021*),
- RF (Random Forest) (*Cutler & Wiener, 2018*) et
- MAXENT.Phillips (MAXimum ENTropy) (*Steven et al., s. d.*).

Le choix de ce groupement de modèles permet de couvrir une grande partie des techniques de modélisations actuelles telles que l'intelligence artificielle et d'autres méthodes plus classiques. La modélisation est donc un compromis entre qualité des résultats, comparabilité avec les études similaires et capacités de la machine utilisée.

La modélisation a été réalisée à l'échelle de la région Centre Val-de-Loire pour intégrer un nombre suffisant de points de présences (274 points). Un total de 3 modèles de pseudo-absences calculés aléatoirement et composés de 274 points ainsi que 10 répétitions furent utilisées. Ces paramètres permettent un compromis entre une robustesse statistique suffisante et un temps de traitement raisonnable (Figure 2).

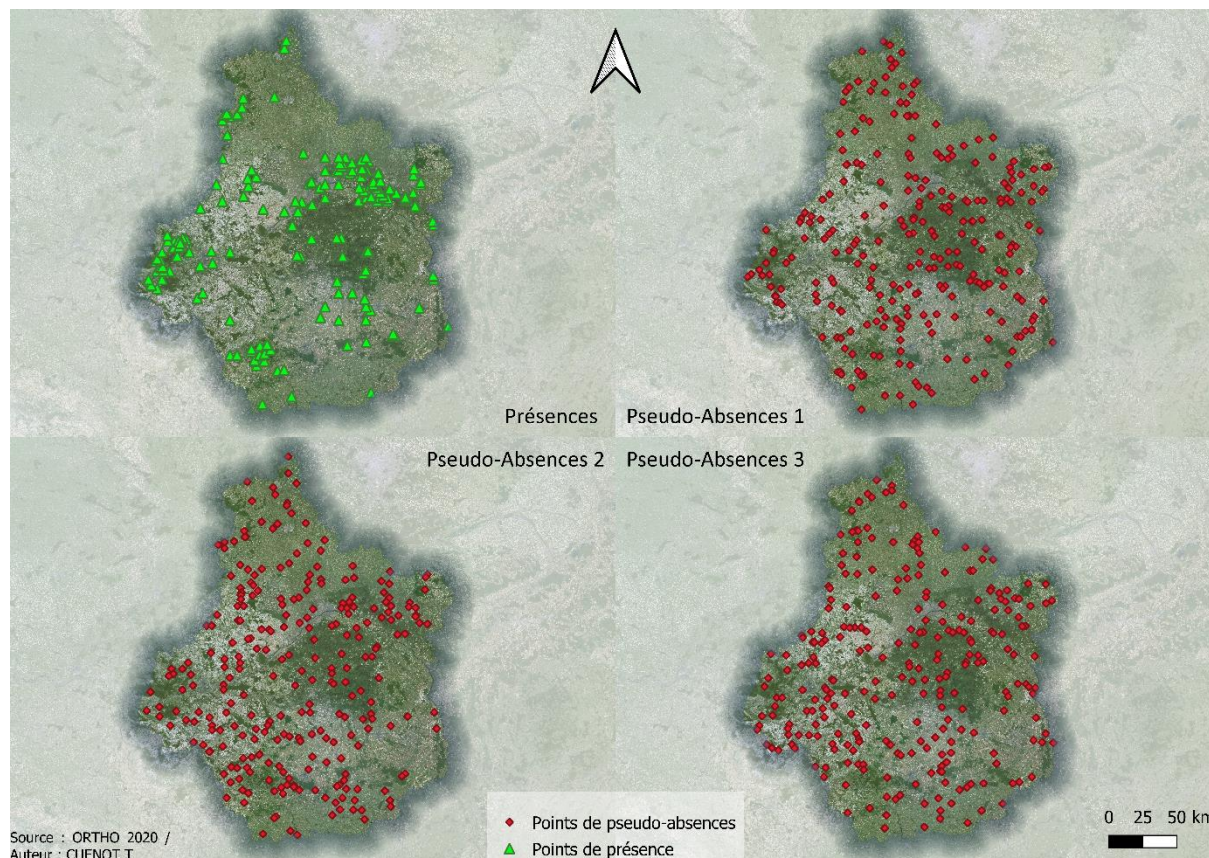


Figure 2 : Répartition des points de présences et des 3 jeux de pseudo-absences générés pour la modélisation de favorabilité paysagère (Source : ORTHO 2020 / Auteur : CUENOT T.)

Une évaluation de la colinéarité des variables paysagères est réalisée à l'aide du facteur d'inflation de la variance (VIF) afin de pouvoir éliminer les catégories n'apportant pas d'informations supplémentaires. Cet indicateur mesure de combien la variance d'un coefficient de régression est surestimée en raison de la multi-colinéarité dans le modèle. La plus petite valeur possible de VIF est 1, ce qui signifie une absence de colinéarité. En règle générale, une valeur VIF qui dépasse 10 indique une quantité problématique de colinéarité signifiant une redondance de l'information (James *et al.*, 2013). Dans le cadre de cette étude, aucune variable n'a un VIF supérieur à 10, l'entièreté des catégories est donc conservée (Tableau 1).

Tableau 1 : Facteur d'inflation de la variance des variables paysagères de la région Centre Val-de-Loire réduit à 2 chiffres significatifs. On retrouve dans l'ordre, le bâti, les 7 catégories de cours d'eau, les forêts de conifères, les cultures, les forêts de feuillus, les forêts mixtes, les peupleraies, les plans d'eau ainsi que les deux types de prairies. (Auteur : CUENOT T.)

Variables	VIF
bati_CVL	1,15
cat_1_CVL	1,42
cat_2_CVL	1,46
cat_3_CVL	1,28
cat_4_CVL	2,20
cat_5_CVL	2,24
cat_6_CVL	3,63
cat_7_CVL	1,62
con_CVL	2,04
cul_CVL	1,92
feuil_CVL	1,27
mix_CVL	1,99
peup_CVL	2,56
plan_eau_CVL	2,16
prai_perma_CVL	1,92
prai_temp_CVL	2,02

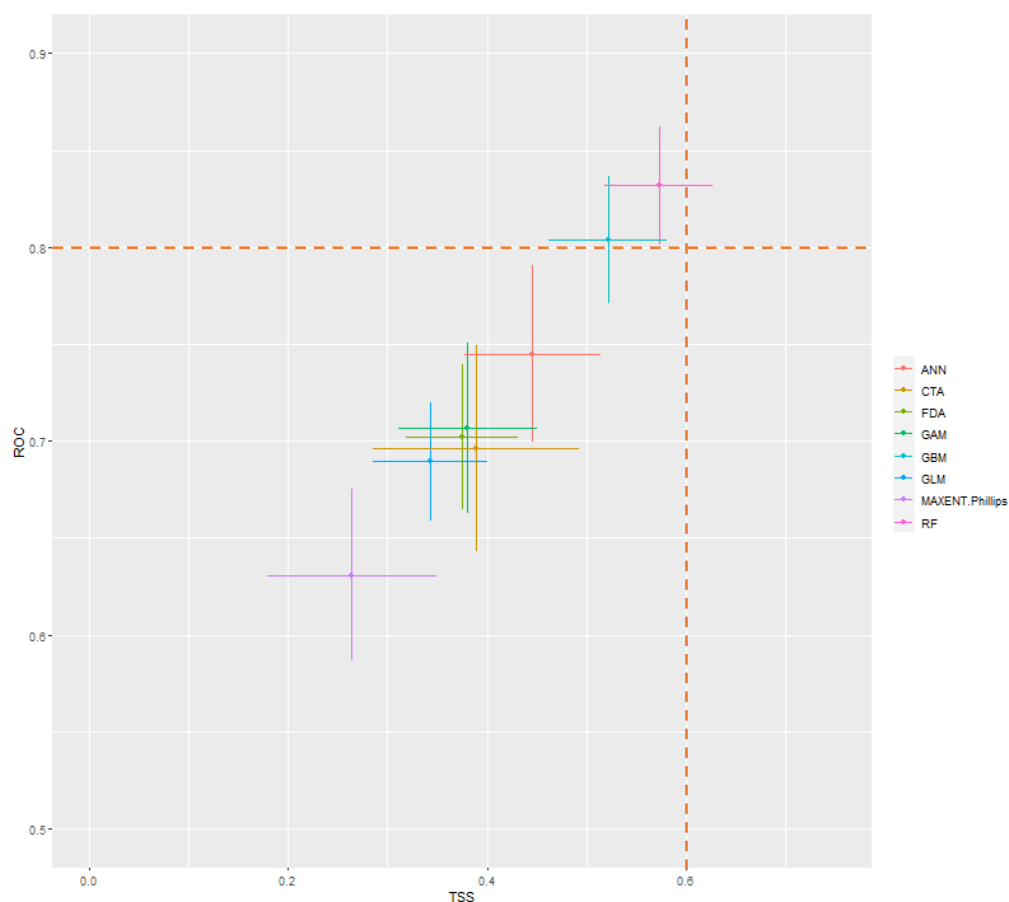


Figure 3 : AUC (ROC) en fonction de la TSS pour chacun des différents modèles utilisés. (Auteur : CUENOT T.)

La fiabilité des modèles est elle aussi calculée grâce à l'indicateur True Skill Statistics (TSS) et à partir de l'aire sous la courbe ROC (Receiver Operating Characteristic curve) (AUC : Area Under Curve). La TSS compare le nombre de prévisions correctes, moins celles attribuables à des conjectures aléatoires, à celui d'un ensemble hypothétique de prévisions parfaites (Allouche et al., 2006). Il s'agit donc d'une mesure simple, mais robuste et intuitive de la performance des modèles (Mi et al., 2017). TSS évolue entre -1 et 1, 1 signifiant un modèle parfait et une valeur négative indiquant un modèle équivalent à une prédiction aléatoire (Allouche et al., 2006). L'AUC quant à lui évolue entre 0 et 1. Un AUC inférieur à 0.5 indique que le modèle est équivalent à une prédiction aléatoire (Hanley & McNeil, 1982). Dans notre étude, les runs avec une TSS inférieure à 0.6 ne sont pas conservés car jugés peu fiables (Allouche et al., 2006). Seul le modèle Random Forest est alors conservé malgré le fait que celui-ci ait une TSS légèrement inférieure à 0.6 (Figure 3).

Pour finir, trois types de favorabilités paysagères sont calculées :

- Une estimant le coefficient de variation entre les différentes prédictions
- Une estimant la moyenne des différentes prédictions
- Une estimant la somme pondérée des probabilités obtenues.

Seul le troisième calcul de favorabilité paysagère prenant en compte la somme pondérée des probabilités sera réutilisé dans la suite de l'étude. Le raster ainsi obtenu est ensuite découpé grâce au package « raster » (Hijmans, Etten, et al., 2021) à l'échelle de l'Indre et Loire.

d. Données climatiques :

Les données bioclimatiques actuelles ont été calculées sur la base d'une modélisation de favorabilité climatique pour une période de 1981 à 2010 grâce au package R « dismo » (Hijmans, Phillips, et al., 2021) avec une résolution initiale de 10km par 10km. Le calcul fût réalisé à partir des variables Bio5, Bio6, Bio15, Bio18, Bio19 et Radtri2 de la base de donnée TERRACLIMATE (Abatzoglou et al., 2018).

Les favorabilités climatiques futures furent quant à elles obtenues à partir des données d'anomalies climatiques européennes de l'Institut Royal de Météorologie des Pays-Bas pour les périodes de 2041 à 2060 et de 2061 à 2080. Le package « dismo » (Hijmans, Phillips, et al., 2021) fût ensuite utilisé afin de calculer les favorabilités climatiques sur ces périodes. Le tout fût réalisé sous le système de projection EPSG : 3035 afin de limiter la déformation spatiale du continent européen, échelle de la modélisation.

Trois rasters de favorabilités climatiques sont ainsi obtenus pour la période actuelle, celle de 2041 à 2060 et pour celle après 2061. Ces rasters sont ensuite rééchantillonnés à une résolution de 500m par 500m et découpés à l'échelle du département d'Indre et Loire afin d'être comparables au raster de favorabilité paysagère. L'opération a été réalisé pour les scénarios RCP 2.6 (scénario particulièrement optimiste et déjà en partie dépassé) et RCP 8.5 (scénario pessimiste) (Shrestha et al., 2020).

e. Modélisation des effets des syndromes de dispersion :

Grâce aux données paysagères, climatiques et de présence détaillées ci-dessus, il est alors possible de réaliser une modélisation mécaniste⁶ de la distribution de *L. a. agilis* au cours du temps sur le département d'Indre et Loire. Afin de réaliser cela, le modèle R « simRshift » fût utilisé (Bertrand et al., 2012).

Pour implémenter dans le modèle la favorabilité paysagère ainsi que la favorabilité climatique, les rasters précédemment obtenus furent convertis en tableaux. Une ligne représente un pixel. Les données de présences furent prises en compte de la même manière grâce à un tableau de 0 (absence) et de 1 (présence). Les nombres d'individus matures et de juvéniles furent considérés égaux pour simplifier le modèle. L'âge de maturité sexuel fut établi à 3 ans et la durée de vie à 5 ans (Rollinat, 1934).

Pour ce qui est des paramètres de dispersion nous pouvons distinguer deux types de paramètres : les paramètres fixes qui resteront constant tout au long de l'étude et les paramètres variables qui permettront de simuler l'effet des syndromes de dispersion. Les paramètres fixes sont :

- la distance maximale de dispersion établie à 1500m (Glandt & Bischoff, 1988) et
- l'âge de dispersion.

Afin de simplifier la modélisation et se rapprocher au plus près de la réalité, l'espèce a été considérée apte à se déplacer tout au long de sa vie. Les syndromes de dispersion sont quant à eux pris en compte dans le paramètre variable qu'est le kernel⁷ de dispersion. Pour la réalisation de cette étude 9 kernels furent utilisés. La dispersion d'une population « classique » est représentée par le kernel A basé sur les données de Ursenbacher S. et Meyer A. (Ursenbacher & Meyer, 2017). Les kernels suivants, de B à I, représentent une présence de syndromes de dispersion de plus en plus importante impliquant une capacité de dispersion de plus en plus grande (Figure 4).

Un ensemble de 18 modélisations furent donc réalisées à partir de l'année 2020 : 9 modélisations permettant d'illustrer les effets des syndromes de dispersion sous l'hypothèse climatique RCP 2.6 et 9 autres sous l'hypothèse RCP 8.5.

Le modèle ayant pour sortie un grand nombre de rasters donnant la situation d'un paramètre chaque année, ils furent retraités sous R afin de fournir des histogrammes interprétables.

⁶Modélisation basée sur la compréhension des phénomènes ou processus utilisant des données formalisées mathématiquement.

⁷ Un kernel de dispersion est un graphique illustrant la probabilité de dispersion en fonction de la distance.

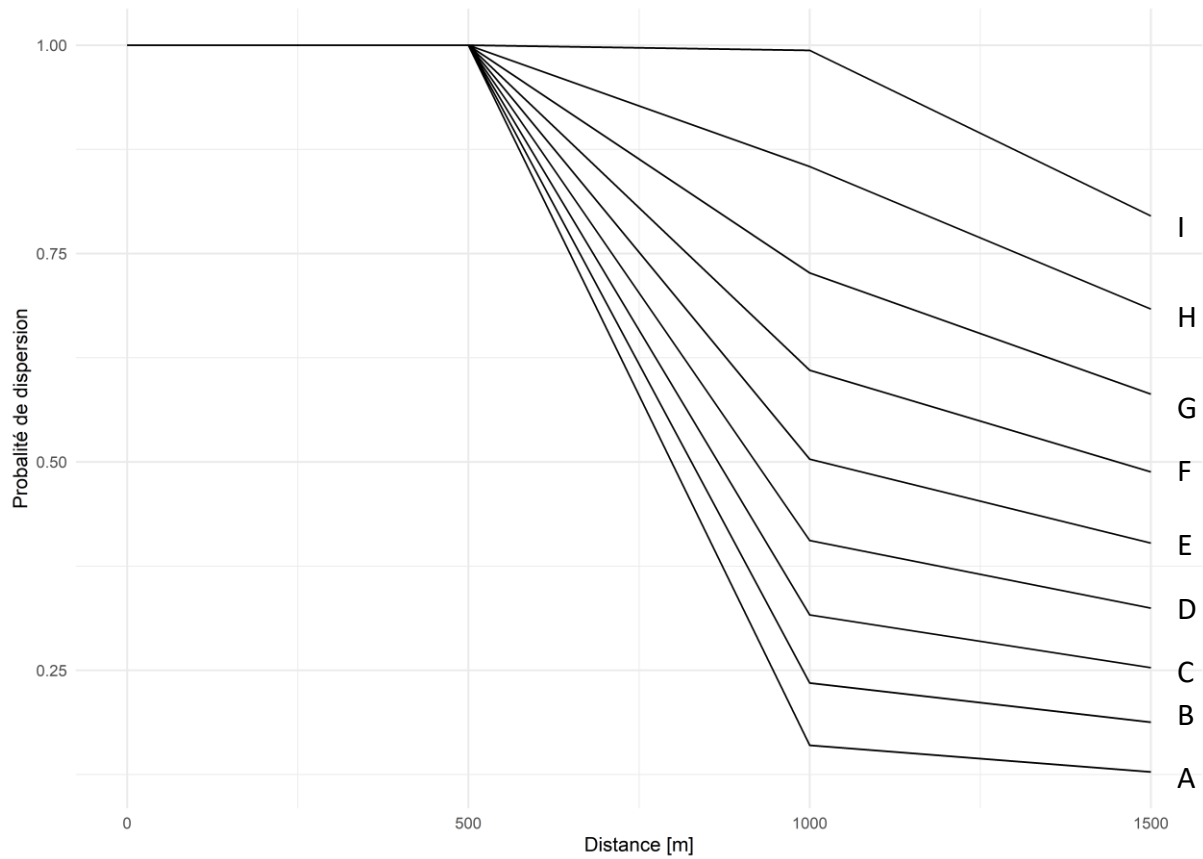


Figure 4 : Superposition des différents kernels de dispersion du *L. a. agilis* allant d'une dispersion classique (kernel A) à une présence forte des syndromes de dispersion augmentant les capacités de l'espèce (kernel I) (Auteur : CUENOT T.)

Résultats :

f. Favorabilité paysagère :

Grace à la modélisation issue du package « biomod2 » (Thuiller et al., 2021), une carte de favorabilité paysagère du *L. a. agilis* fut obtenue estimant la somme pondérée des probabilités obtenues (Figure 5). On observe que les terres favorables à l'espèce se concentrent autour du Parc Naturel Régional (PNR) Loire-Anjou-Touraine, sur les rives du Cher et de la Loire ainsi qu'au sud du département en frontière avec le PNR de la Brenne. Dans l'ensemble les territoires favorables semblent peu interconnectés et fragmentés.

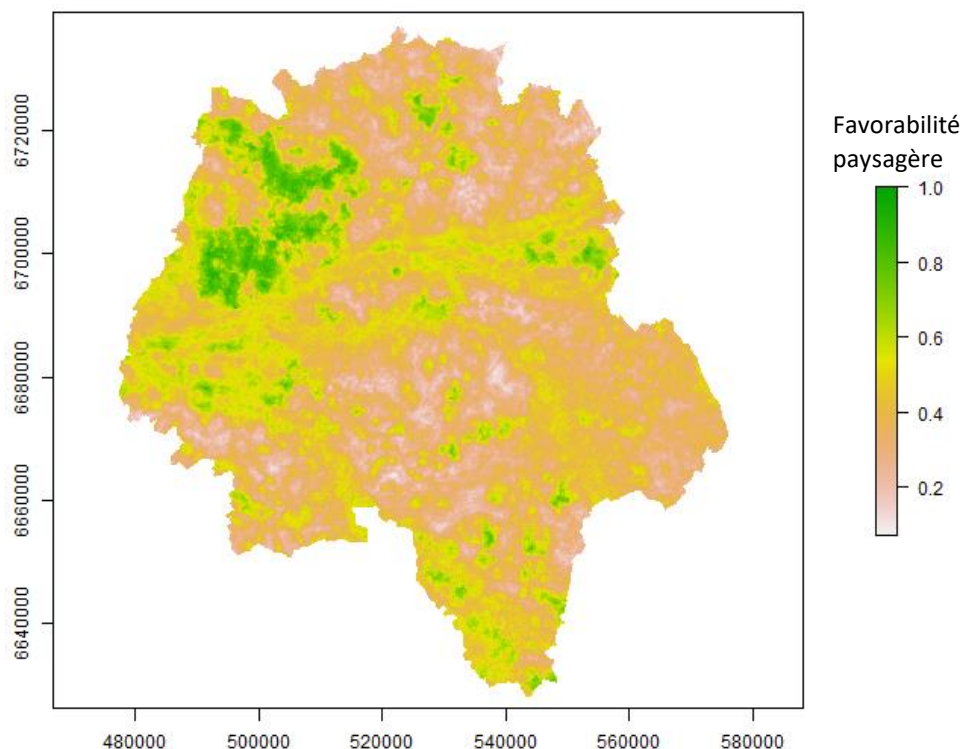


Figure 5 : Favorabilité paysagère de *L. a. agilis* en Indre et Loire (Auteur : CUENOT T.)

g. Evolution du nombre d'individus matures et d'individus juvéniles :

Suite à la modélisation « simRshift » (Bertrand et al., 2012) sous le scénario climatique RCP 2.6, un histogramme illustrant le nombre d'individus matures au cours du temps est extrait (Figure 6).

On observe une forte disparition des populations quelques soit les paramètres de dispersion à l'année t+1 (ici 2021) réduisant l'ensemble des populations étudiées à une population lacunaire au nord-ouest du département. Les populations voient ensuite leurs effectifs augmenter jusqu'à atteindre un pic puis décroître jusqu'à disparaître. La date de ce maximum tout comme la date de disparition des populations varie en fonction de la capacité

de dispersion. On observe une relation positive entre une capacité de dispersion élevée et la date de disparition. Néanmoins, il est possible d'observer que la prise en compte du scénario climatique future (à partir de 2051) entraîne un rapide déclin des populations. La même tendance est observable pour le nombre de juvéniles (Annexe 1).

Les mêmes tendances sont obtenues lors des modélisations effectuées sous le scénario climatique RCP 8.5.

Seul les modèles avec des paramètres de dispersion « classiques » montrent que l'espèce ne survit pas à l'année $t+1$.

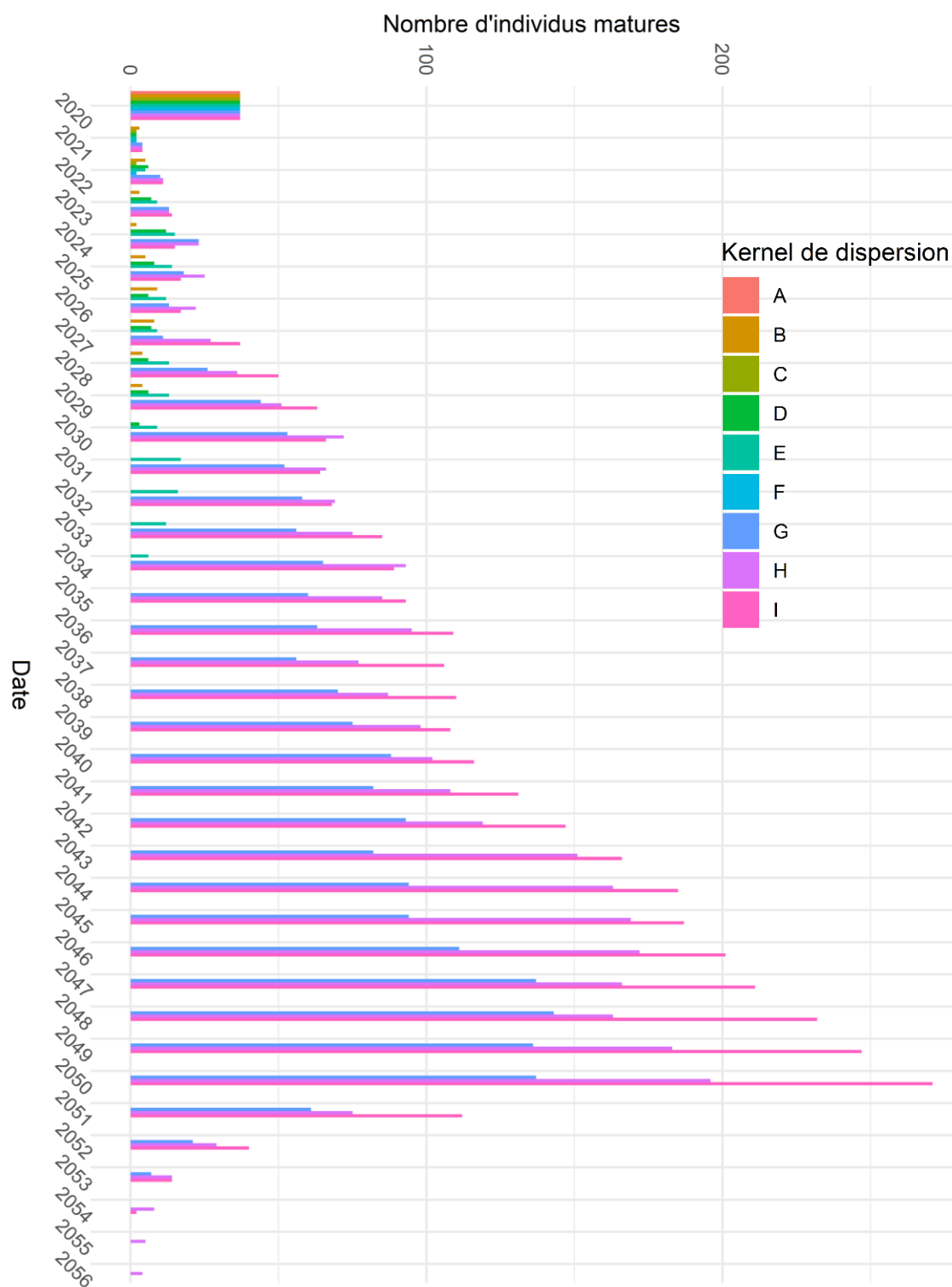


Figure 6 : Représentation du nombre d'individus matures en fonction du temps et des kernels de dispersion (Auteur : CUENOTT.)

h. Evolution de l'âge des populations :

Grâce à « simRshift » (Bertrand *et al.*, 2012), l'âge moyen des populations peut aussi être obtenu. On observe que tout au long de la modélisation, l'âge moyen des populations reste constant à 1.2 ans dès l'année t+2 alors qu'il est de 3 ans au début de la simulation (Figure 7).

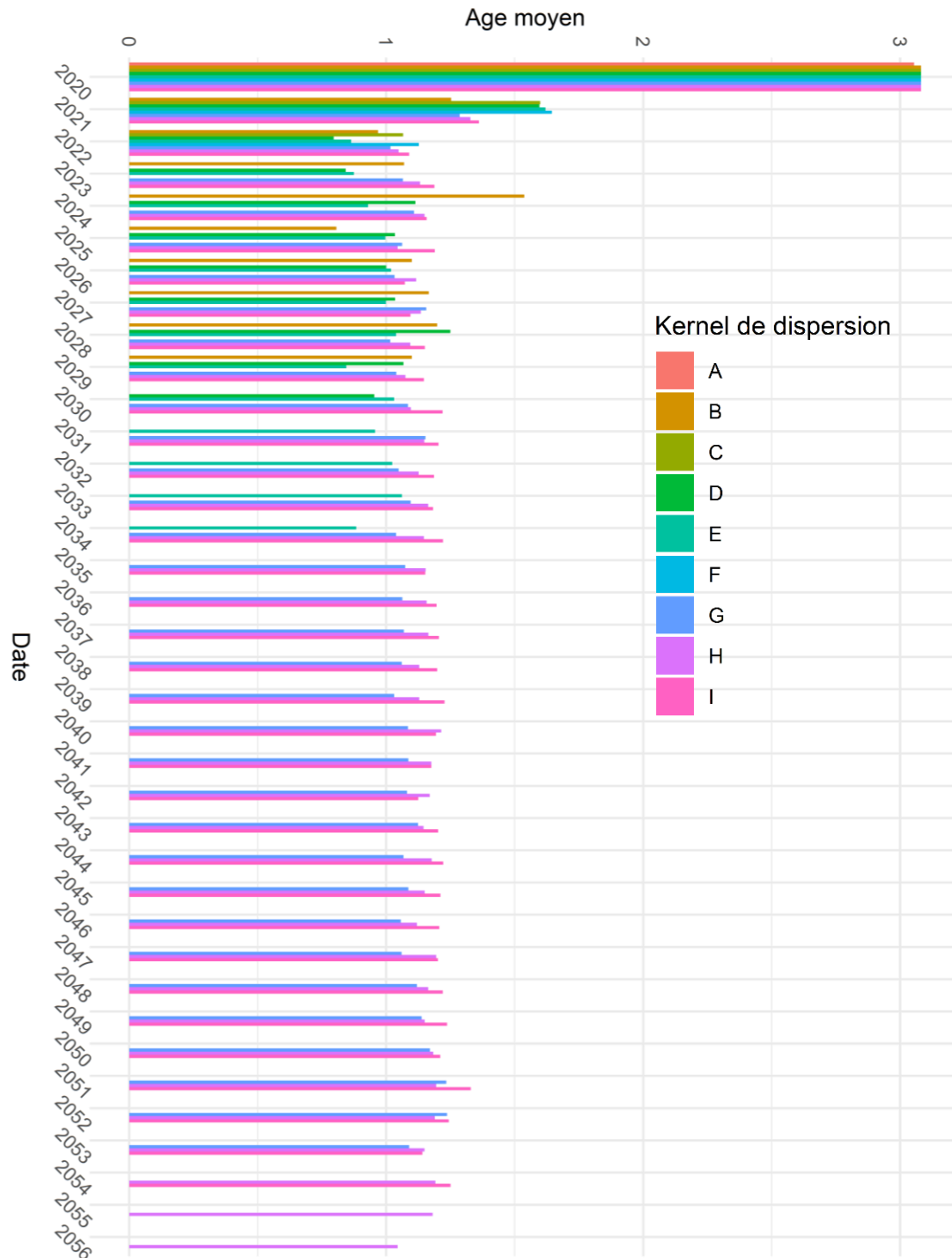


Figure 7 : Evolution de l'âge moyen des individus en fonction du temps et des différents kernels de dispersion (Auteur : CUENOT T.)

Discussion :

Comme observer dans les résultats de la favorabilité paysagère (Figure 5), le territoire de l'Indre et Loire est bel et bien fortement fragmenté au regard du lézard des souches, confirmant ainsi notre état initial et légitimant l'importance de cette étude. Les résultats obtenus ensuite à l'aide de « simRshift » et présentés ci-dessus illustrent quant à eux une tendance bien marquée confirmant notre hypothèse de départ selon laquelle la présence de syndromes de dispersion est favorable au développement démographique et spatial des populations dans un contexte de paysage fortement fragmenté. Néanmoins, une baisse brutale de l'âge moyen des populations est observée en début de simulation. Celle-ci peut être expliquée par l'hypothèse selon laquelle un faible taux de survie est pris en compte dans le modèle pour les individus âgés.

Au-delà de la confirmation de cette hypothèse, un second résultat, parallèle à notre problématique de départ, est amené par cette modélisation. Bien qu'ayant réussi à démontrer l'importance des syndromes de dispersion sur le développement de *L. a. agilis* cette étude a aussi permis de mettre en avant l'avenir incertain de cette espèce dans le département. En effet, même sous l'hypothèse climatique RCP 2.6, l'intégralité des individus dépérissent en moins de 5 années après l'implémentation de celle-ci dans le modèle. Cette disparition d'individus n'est en aucun cas due à un vieillissement des populations comme il est possible de l'observer sur la Figure 7. La seule hypothèse est donc une défavorabilité climatique trop forte pour la survie de l'espèce. Cela s'explique notamment par la position géographique du département représentant actuellement la limite ouest de répartition de l'espèce (Muratet, 2015).

Ces résultats sont toutefois à nuancer car de nombreux biais sont présents dans cette étude. Le premier et le plus important est que, bien que l'évolution du climat ait été prise en compte, l'évolution du paysage a quant à elle été omise. La prise en compte de celle-ci permettrait donc de renforcer le modèle. En effet l'évolution paysagère est le premier paramètre influençant la distribution d'une espèce à court terme bien que celle-ci soit fortement dépendante des variations climatiques. Toutefois, il serait surprenant que l'implémentation de celle-ci permette de prolonger l'expansion et la durée de survie de l'espèce dans le département. En effet, bien que de nombreuses associations (ANEPE CAUDALIS, SHT, SEPANT...) œuvrent dans le département pour la protection de la nature et sa restauration, l'évolution actuelle des paradigmes semble trop lente pour la conservation d'espèces telles que le lézard des souches. Les données climatiques sont elles aussi à nuancer car elles ne permettent pas la prise en compte d'événements climatiques catastrophiques dont l'aléa est croissant dans le contexte de dérèglement climatique (Marcellis-Warin et al., 2015).

Une deuxième nuance peut être apportée quant à l'absence de la prise en compte des bords. Néanmoins ceux-ci ont peu de chances d'être favorables à l'espèce de par la situation globalement défavorable de l'espèce dans la région Centre Val-de-Loire (Dutertre et al., 2020) et dans les régions limitrophes (Poitou-Charentes nature, 2002).

Un troisième biais peut être apporté à ces résultats et repose sur l'aspect pessimiste du modèle « simRshift ». En effet, nous remarquons que dès l'année t+1, la quasi-totalité des populations disparaît. Cette disparition massive n'ayant pas été observée sur le terrain (sources naturalistes), il est alors possible de se poser des questions quant à la fiabilité de la temporalité du modèle. Cela peut aussi s'expliquer par la résolution des données paysagères, omettant les habitats d'une longueur inférieure à 500m. Cette étude permet donc de dégager une tendance quant à l'impact des syndromes de dispersion et à l'évolution du *L. a. agilis* en Indre et Loire mais ne fournit en aucun cas des données quantitatives, que ce soit sur les effectifs ou l'année de disparition de l'espèce.

Enfin, cette étude peut aussi être remise en question par les différents paramètres de dispersion utilisés dans le modèle. En effet, bien que le kernel A soit proche de la réalité de l'espèce, les kernels suivants s'en éloignent tout en conservant une distance maximale de dispersion de 1500m. Toutefois, cette distance aurait toutes les chances d'augmenter lorsque l'animal possède des capacités de dispersion i.e. des syndromes de dispersion accrus. Une réflexion sur des kernels plus réalistes serait donc une voie d'approfondissement de cette étude.

Conclusion :

Cette étude a permis de mettre en avant les effets des syndromes de dispersion sur une population de *Lacerta agilis agilis* dans un paysage fortement fragmenté. Il en ressort que la présence de syndromes de dispersion apparaît comme favorisant l'essor des populations que ce soit sur le plan spatial ou démographique. Il serait donc important de poursuivre la recherche sur ce sujet afin de quantifier précisément leur impact et de caractériser les syndromes de dispersion pour cette espèce.

Un second résultat de cette étude nous démontre l'urgence de conservation autour de cette espèce pour laquelle la survie va devenir extrêmement compliquée dans le département à cause d'un climat futur fortement défavorable. La question de sa conservation voit alors le jour. Aujourd'hui, l'espèce est concernée par un plan de conservation dans le nord-ouest de l'Europe visant à inverser son déclin et à reconnecter ses populations (*Edgar & Bird, 2006*). Toutefois la situation particulièrement préoccupante de l'Indre et Loire laisse suggérer que ces mesures ne seront pas suffisantes pour maintenir l'espèce. Nous pouvons, dans ce contexte, légitimement nous demander si une conservation ex-situ (délocalisation d'individus, constitution de banques cryogénique de gamètes...) ne serait pas la seule chance de survie de ces populations malgré les nombreux débats entourant cette problématique. Cette question serait elle aussi à approfondir afin de ne pas sous-estimer les impacts que l'espèce pourrait engendrer dans un nouvel environnement.

Bibliographie :

- Abatzoglou, J. T., Dobrowski, S. Z., Parks, S. A., & Hegewisch, K. C. (2018). TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015. *Scientific Data*, 5(1), 170191. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191>
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models : Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS): Assessing the accuracy of distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity : Biodiversity and climate change. *Ecology Letters*, 15(4), 365-377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Bertrand, R., Perez, V., & Gégout, J.-C. (2012). Disregarding the edaphic dimension in species distribution models leads to the omission of crucial spatial information under climate change : The case of *Quercus pubescens* in France. *Global Change Biology*, 18(8), 2648-2660. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02679.x>
- Blanke, I., & Völkl, W. (2015). Zauneidechsen – 500 m und andere Legenden. *Deutsche Zeitschrift für Feldherpetologie*.
- Bonte, D., Van Dyck, H., Bullock, J. M., Coulon, A., Delgado, M., Gibbs, M., Lehouck, V., Matthysen, E., Mustin, K., Saastamoinen, M., Schtickzelle, N., Stevens, V. M., Vandewoestijne, S., Baguette, M., Barton, K., Benton, T. G., Chaput-Bardy, A., Clobert, J., Dytham, C., ... Travis, J. M. J. (2012). Costs of dispersal. *Biological Reviews*, 87(2), 290-312. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00201.x>
- Bowler, D. E., & Benton, T. G. (2005). Causes and consequences of animal dispersal strategies : Relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews*, 80(2), 205-225. <https://doi.org/10.1017/S1464793104006645>
- Brown, J. H., Marquet, P. A., & Taper, M. L. (1993). Evolution of Body Size : Consequences of an Energetic Definition of Fitness. *The American Naturalist*, 142(4), 573-584.
- Clobert, J., Ims, R. A., & Rousset, F. (2004). Causes, Mechanisms and Consequences of Dispersal. In *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations* (p. 307-335). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012323448-3/50015-5>
- Clobert, J., Le Gaillard, J.-F., Cote, J., Meylan, S., & Massot, M. (2009). Informed dispersal, heterogeneity in animal dispersal syndromes and the dynamics of spatially structured populations. *Ecology Letters*, 12, 197-209.
- Comte, L., & Olden, J. D. (2018). Evidence for dispersal syndromes in freshwater fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1871), 20172214. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2214>
- Cote, J., Bestion, E., Jacob, S., Travis, J., Legrand, D., & Baguette, M. (2017). Evolution of dispersal strategies and dispersal syndromes in fragmented landscapes. *Ecography*, 40(1), 56-73. <https://doi.org/10.1111/ecog.02538>
- Cutler, F. original by L. B. and A., & Wiener, R. port by A. L. and M. (2018). *randomForest : Breiman and Cutler's Random Forests for Classification and Regression* (4.6-14) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=randomForest>
- Dmi'el, R. (1972). Effect of activity and temperature on metabolism and water loss in snakes. *American Journal of Physiology-Legacy Content*, 223(3), 510-516. <https://doi.org/10.1152/ajplegacy.1972.223.3.510>
- Dutertre, A., Mahé, L., & Sansault, É. (2020). *Atlas des amphibiens et reptiles d'Indre-et-Loire*. Société herpétologique de Touraine.

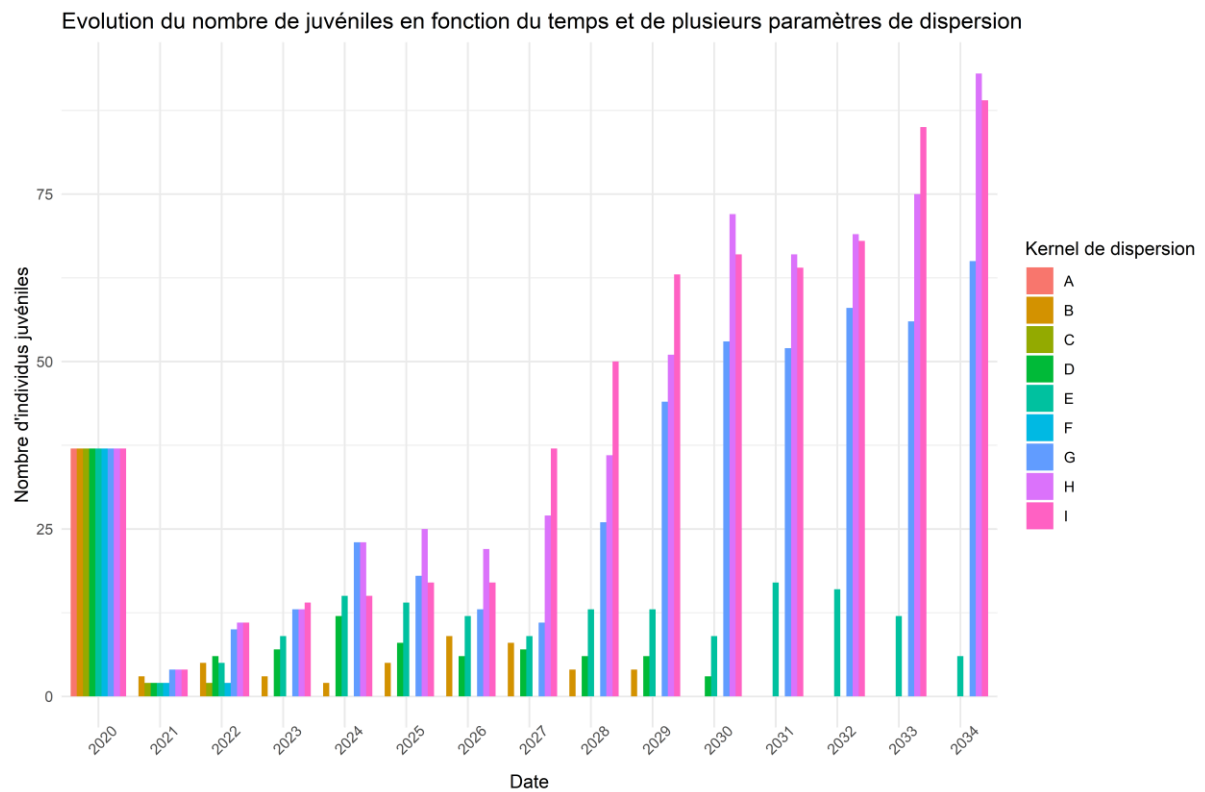
- Edgar, P., & Bird, D. (2006). *Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard (Lacerta agilis) in Northwest Europe*.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Gibbon, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S., Greene, J. L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., & Winne, C. T. (2000). The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience*, 50(8), 653. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0653:TGDORD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2)
- Glandt, D., & Bischoff, W. (Éds.). (1988). *Biologie und Schutz der Zauneidechse (Lacerta agilis)*. Ziegen.
- Greenwell, B., Boehmke, B., Cunningham, J., & Developers (<https://github.com/gbm-developers>), G. B. M. (2020). *gbm : Generalized Boosted Regression Models* (2.1.8) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=gbm>
- Greenwood, P. J., & Harvey, P. H. (1982). The Natal and Breeding Dispersal of Birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13, 1-21.
- Hanley, J. A., & McNeil, B. J. (1982). The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143(1), 29-36. <https://doi.org/10.1148/radiology.143.1.7063747>
- Hijmans, R. J., Etten, J. van, Sumner, M., Cheng, J., Baston, D., Bevan, A., Bivand, R., Busetto, L., Canty, M., Fasoli, B., Forrest, D., Ghosh, A., Golicher, D., Gray, J., Greenberg, J. A., Hiemstra, P., Hingee, K., Ilich, A., Geosciences, I. for M. A., ... Wueest, R. (2021). *raster : Geographic Data Analysis and Modeling* (3.5-11) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Hijmans, R. J., Phillips, S., & Elith, J. L. and J. (2021). *dismo : Species Distribution Modeling* (1.3-5) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>
- Huey, R., Losos, J., & Moritz, C. (2010). Are Lizards Toast? *Science*, 328, 832-833. <https://doi.org/10.2307/40655911>
- IGN. (s. d.-a). *BD TOPO® | Géoservices*. Consulté 9 janvier 2022, à l'adresse <https://geoservices.ign.fr/bdtopo#telechargementshpreg>
- IGN. (s. d.-b). *RPG | Géoservices*. Consulté 9 janvier 2022, à l'adresse <https://geoservices.ign.fr/rpg#telechargement>
- Jacob, S., Chaîne, A. S., Huet, M., Clobert, J., & Legrand, D. (2019). Variability in Dispersal Syndromes Is a Key Driver of Metapopulation Dynamics in Experimental Microcosms. *The American Naturalist*, 194(5), 613-626. <https://doi.org/10.1086/705410>
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (Éds.). (2013). *An introduction to statistical learning : With applications in R*. Springer.
- Jara-Guerrero, A., De la Cruz, M., & Méndez, M. (2011). Seed Dispersal Spectrum of Woody Species in South Ecuadorian Dry Forests : Environmental Correlates and the Effect of Considering Species Abundance: Seed Dispersal in Ecuadorian Dry Forests. *Biotropica*, 43(6), 722-730. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00754.x>
- Marcellis-Warin, N. de, Peignier, I., Bui, M. H., Anjos, M. F., Gabriel, S. A., & Guerra, C. (2015). L'énergie et les changements climatiques—Perceptions québécoises. In *CIRANO Project Reports* (N° 2015rp-08; CIRANO Project Reports). CIRANO. <https://ideas.repec.org/p/cir/cirpro/2015rp-08.html>

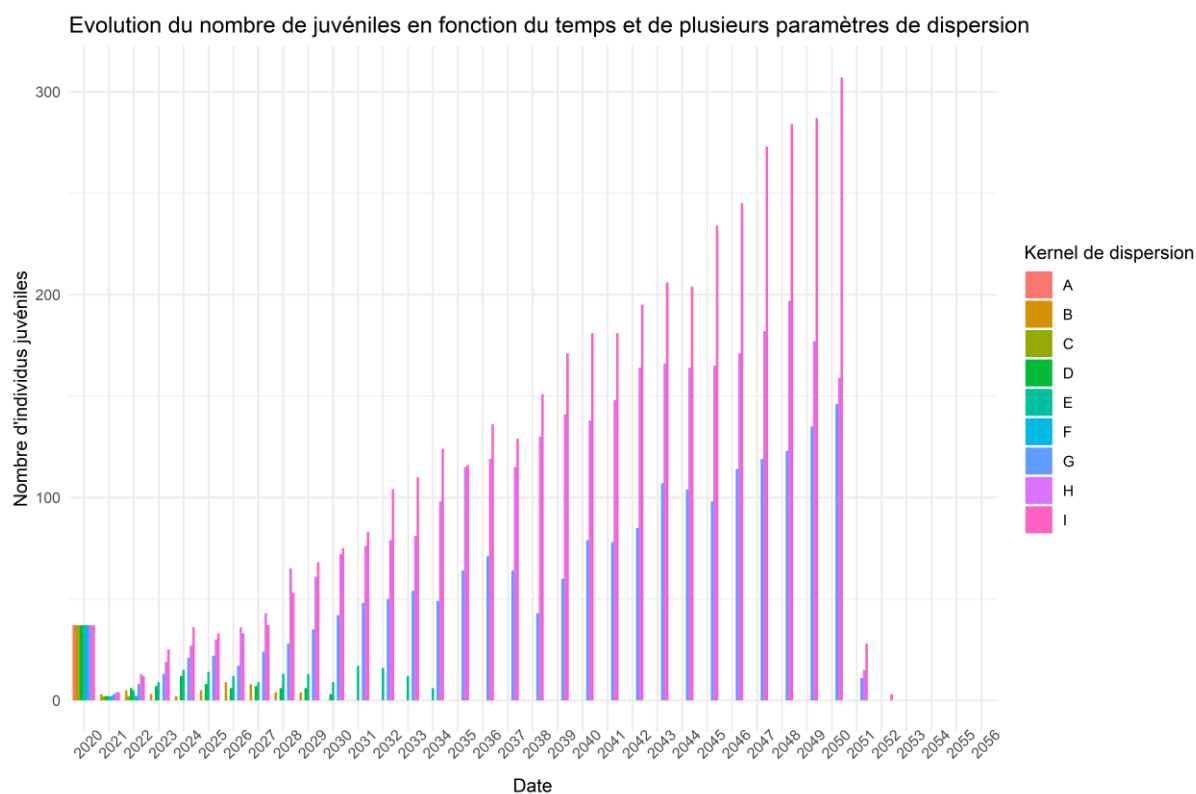
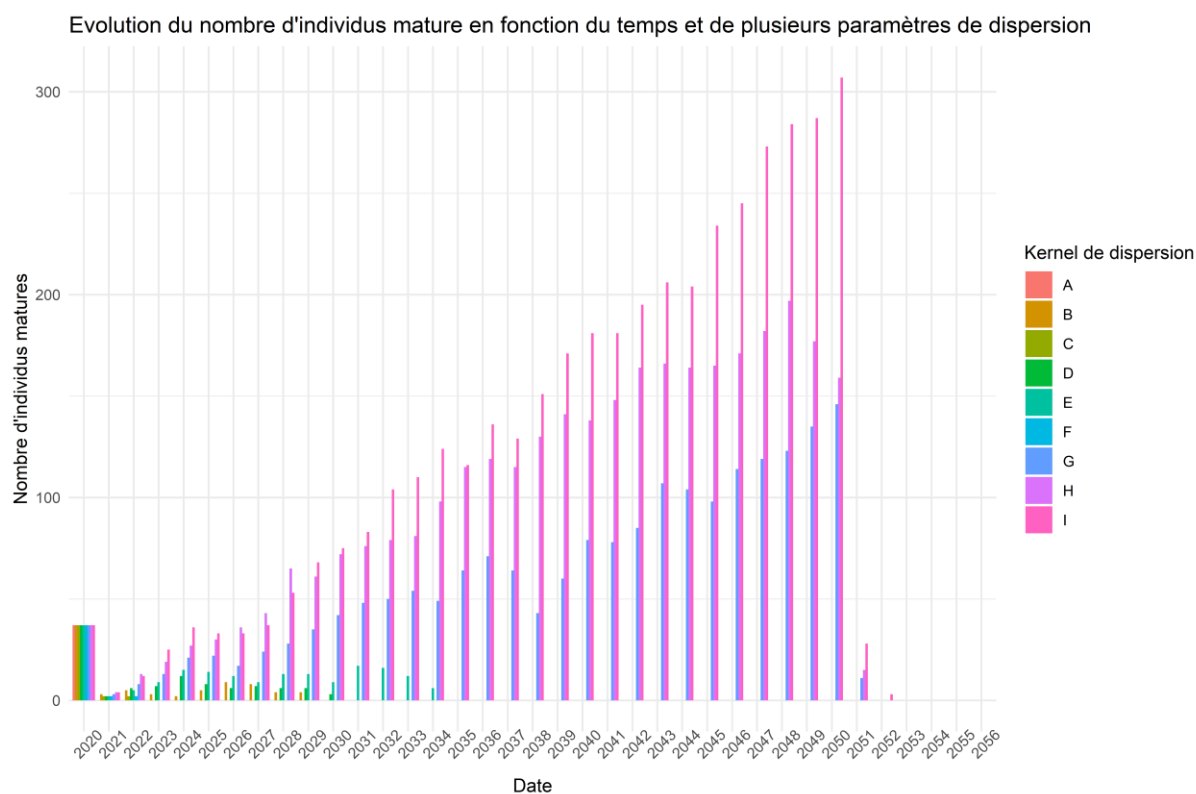
- Matthysen, E. (2012). Multicausality of dispersal : A review. In J. Clobert, M. Baguette, T. G. Benton, & J. M. Bullock (Éds.), *Dispersal Ecology and Evolution* (p. 3-18). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199608898.003.0001>
- Mi, C., Huettmann, F., Guo, Y., Han, X., & Wen, L. (2017). Why choose Random Forest to predict rare species distribution with few samples in large undersampled areas? Three Asian crane species models provide supporting evidence. *PeerJ*, 5, e2849. <https://doi.org/10.7717/peerj.2849>
- Muratet, J. (2015). *Identifier les reptiles de France métropolitaine*. Association Ecodiv.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Poitou-Charentes nature. (2002). *Amphibiens et reptiles du Poitou-Charentes, Atlas préliminaire 1991-2000 : Etat des connaissances au mois de janvier 2001*. Poitou-Charentes Nature.
- QGIS Development Team. (2021). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. <https://www.R-project.org/>
- Ramsay, J. O., Graves, S., & Hooker, G. (2021). *fda : Functional Data Analysis* (5.5.1) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=fda>
- Ripley, B., & Venables, W. (2021). *nnet : Feed-Forward Neural Networks and Multinomial Log-Linear Models* (7.3-16) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=nnet>
- Rollinat, R. (1934). *La vie des reptiles de la France centrale* (Delagrave).
- Ronce, O., & Clobert, J. (2012). Dispersal syndromes. In J. Clobert, M. Baguette, T. G. Benton, & J. M. Bullock (Éds.), *Dispersal Ecology and Evolution* (p. 119-138). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199608898.003.0010>
- Shrestha, S., Neupane, S., Mohanasundaram, S., & Pandey, V. P. (2020). Mapping groundwater resiliency under climate change scenarios : A case study of Kathmandu Valley, Nepal. *Environmental Research*, 183, 109149. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109149>
- Speybroeck, J., Beukema, W., Bok, B., Van Der Voort, J., Saint-Girons, A., & Velikov, I. (2018). *Guide Delachaux des amphibiens & reptiles de France et d'Europe*.
- Steven, J. P., Miroslav, D., & Robert, E. S. (s. d.). *Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1)*. Consulté 8 janvier 2022, à l'adresse http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/
- Strijbosch, H., & Creemers, R. C. M. (1988). Comparative demography of sympatric populations of *Lacerta vivipara* and *Lacerta agilis*. *Oecologia*, 76(1), 20-26. <https://doi.org/10.1007/BF00379595>
- Therneau, T., Atkinson, B., port, B. R. (producer of the initial R., & maintainer 1999-2017). (2019). *rpart : Recursive Partitioning and Regression Trees* (4.1-15) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=rpart>
- Thuiller, W., Georges, D., Gueguen, M., Engler, R., & Breiner, F. (2021). *biomod2 : Ensemble Platform for Species Distribution Modeling* (3.5.1) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=biomod2>

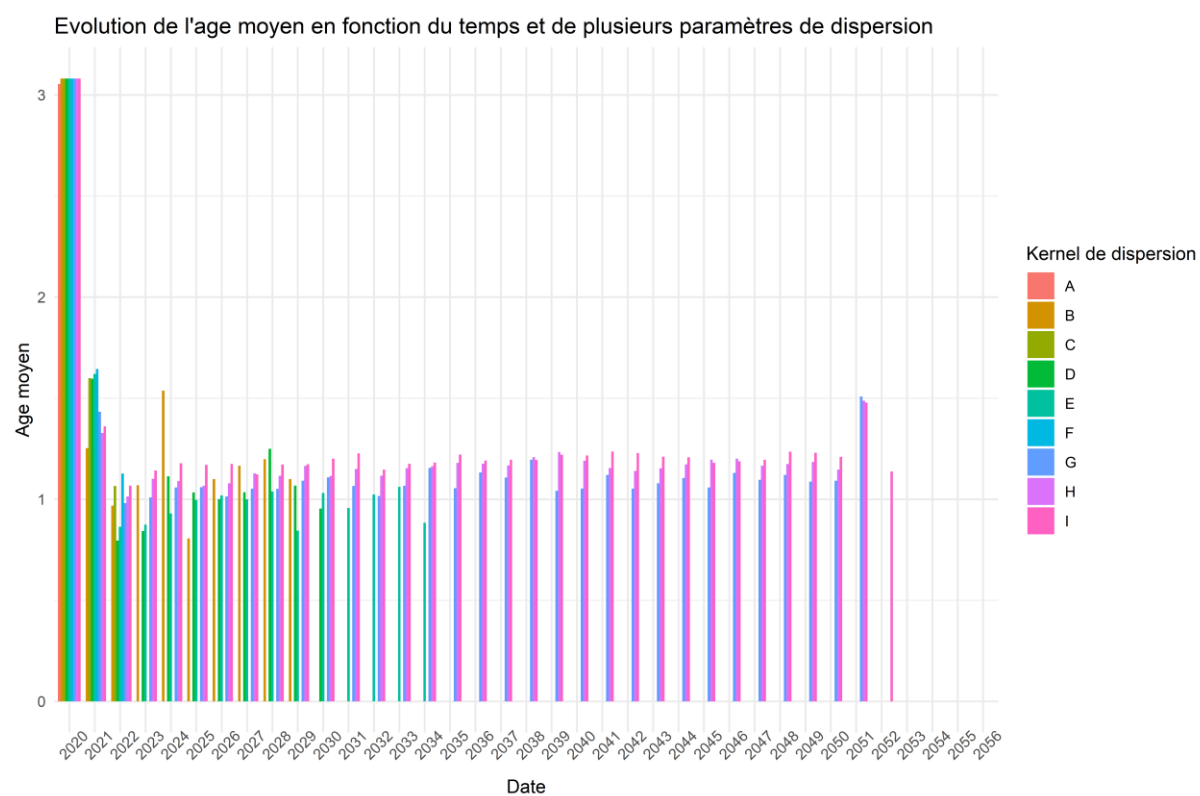
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D., & Swackhamer, D. (2001). Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science*, 292(5515), 281-284. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- Travis, J. M. J., Mustin, K., Bartoń, K. A., Benton, T. G., Clobert, J., Delgado, M. M., Dytham, C., Hovestadt, T., Palmer, S. C. F., Van Dyck, H., & Bonte, D. (2012). Modelling dispersal : An eco-evolutionary framework incorporating emigration, movement, settlement behaviour and the multiple costs involved: *Modelling dispersal. Methods in Ecology and Evolution*, 3(4), 628-641. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00193.x>
- UICN. (2013, février 7). *Liste rouge mondiale : Près d'un reptile sur cinq lutte pour survivre*. UICN France. <https://uicn.fr/liste-rouge-mondiale-pres-dun-reptile-sur-cinq-lutte-pour-survivre/>
- Ursenbacher, S., & Meyer, A. (2017). *Rapport d'évaluation de la dispersion et des potentialités de dispersion des reptiles romands*. KARCH.
- Vacher, J.-P., & Geniez, M. (2010). *Les reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Biotope [Museum national d'histoire naturelle].
- Van Dyck, H., & Baguette, M. (2005). Dispersal behaviour in fragmented landscapes : Routine or special movements? *Basic and Applied Ecology*, 6(6), 535-545. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.03.005>
- van Nuland, G. J., & Strijbosch, H. (1981). Annual Rhythmics of *Lacerta vivipara* JACQUIN and *Lacerta agilis agilis* L. (Sauria, Lacertidae) in the Netherlands. *Amphibia-Reptilia*, 2(1), 83-95. <https://doi.org/10.1163/156853881X00302>

Annexes :

*Annexe 1 : Représentation du nombre d'individus juvéniles en fonction du temps et des kernels de dispersion
(Auteur : CUENOT T.)*







Research director :

Igor Boyer

Thibault CUENOT

PFE/DAE5

ADAGE

2021-2022

Consequences of dispersion syndromes: the case of isolated populations of *Lacerta agilis agilis* in Indre et Loire

Abstract : With the global warming, many species are seeing their species distribution shrink and their environment become increasingly unsuitable. In order to survive, these species are left with two possibilities: spread to find better suiting territories where they can survive or to adapt and thus support their changing environment. On this context, dispersal syndromes (a set of traits favoring dispersal) can therefore play a major role in population dynamics. This study focuses on the consequences of dispersion syndromes. The focus is on the populations of the stump-sided lizard (*Lacerta agilis agilis*) in the French department of Indre et Loire, an area with a highly fragmented landscape. Thanks to landscape suitability modelling and population distribution modelling, we have identified a first trend according to which the presence of dispersal syndromes can help improve the development of populations. In addition, a second trend, showing the disappearance of the species in the territory when future climate scenarios are considered, is also identified from these models.

Keywords : *Lacerta agilis agilis* / Dispersion / Dispersal syndromes / Population dynamics / Climat change / Modelisation / Biomod / SimRshif