
Analyse de la cohérence écologique du réseau écologique fonctionnel en région ardennaise

Auteur : Pauly, Clémence

Promoteur(s) : Dufrêne, Marc

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2022-2023

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/18289>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**ANALYSE DE LA COHERENCE ECOLOGIQUE
DU MILIEU OUVERT HUMIDE
DU RESEAU ECOLOGIQUE FONCTIONNEL
EN REGION ARDENNAISE**

PAULY CLEMENCE

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2022-2023

PROMOTEUR : PR MARC DUFRENE

Copyright © Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre(s) du personnel enseignant de GxABT.

**ANALYSE DE LA COHERENCE ECOLOGIQUE
DU MILIEU OUVERT HUMIDE
DU RESEAU ECOLOGIQUE FONCTIONNEL
EN REGION ARDENNAISE**

PAULY CLEMENCE

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2022-2023

PROMOTEUR : PR MARC DUFRENE

Remerciements

Je remercie grandement mon promoteur, Marc Dufrêne, pour son partage d'expériences, pour m'avoir laissé la liberté nécessaire pour réaliser ce TFE et pour ses conseils précieux qui ont aidé ce travail.

Je remercie également chaleureusement le bureau des Thomas : Thomas Coppée, Thomas Duchesne, Axel Bourdouxhe, Thomas Pollet et Adèle Dumont, pour m'avoir accueillie généreusement et pour m'avoir aidée dans mes aventures géomatiques.

Résumé

Ce mémoire a pour objectif d'analyser la cohérence écologique du milieu ouvert humide du réseau écologique fonctionnel wallon créé par Gembloux Agro-Bio Tech en collaboration avec le DEMNA et le DNF. Cette cohérence est étudiée au niveau de la région ardennaise par des analyses de dynamique de populations de cinq espèces de papillons inféodées à ce milieu se différenciant notamment en termes de spécificité, d'habitat et de capacité de dispersion (*Boloria aquilonaris*, *Boloria selene*, *Boloria eunomia*, *Lycaena helle*, *Brenthis ino*).

L'approche de ce mémoire est de concilier la théorie des métapopulations et l'écologie du paysage avec un modèle d'analyse de viabilité de population simple, incluant une connectivité fonctionnelle et utilisant des données de présence issues de la science participative. La connectivité fonctionnelle se concrétise par des chemins de moindre coût entre populations calculés par le logiciel GRAPHAB à partir d'une matrice de résistance. Les coûts de déplacement sont estimés selon deux méthodes : 1) selon des modèles de distribution d'espèces, 2) selon l'expertise. La méthode basée sur l'expertise a été retenue en raison des inconvénients associés à la mise en œuvre de la première.

Trois scénarios ont pu analyser l'évolution des métapopulations au cours du temps afin d'observer les impacts des restaurations écologiques passées et potentielles. Une analyse de sensibilité des paramètres impliqués dans le modèle a été effectuée : les paramètres de capacité d'accueil, de perturbations, et la formule de dispersion utilisée ont démontré une grande influence dans la viabilité des métapopulations. L'évaluation des risques de quasi-extinction s'est réalisée de manière relative entre les scénarios et a permis de montrer une amélioration de la viabilité des populations expliquée par l'augmentation de surfaces d'habitat. Le modèle projette des prédictions pessimistes dans le temps qui ne correspondent pas à la réalité afin de découvrir les vulnérabilités du réseau de populations. Ce qui permet de constater que les métapopulations localisées dans les plateaux ardennais sont susceptibles de rester isolées les uns des autres. Enfin, les espèces étudiées ont manifesté des réponses distinctes à la restauration écologique, plus la capacité de dispersion de l'espèce est limitée et moins sa viabilité est assurée.

Abstract

The aim of this thesis is to analyse the ecological coherence of the open wetland environment of the Walloon functional ecological network created by Gembloux Agro-Bio Tech in collaboration with DEMNA and DNF. This coherence is studied at the level of the Ardennes region by analysing the population dynamics of five butterfly species dependent on this environment, which in terms of specificity, habitat and dispersal capacity (*Boloria aquilonaris*, *Boloria selene*, *Boloria eunomia*, *Lycaena helle*, *Brenthis ino*).

The approach of this thesis is to reconcile the theory of metapopulations and landscape ecology with a simple population viability analysis model, including functional connectivity and using presence data from participatory science. Functional connectivity is expressed in terms of least-cost paths between populations, calculated using GRAPHAB software on the basis of a resistance matrix. Travel costs are estimated using two methods: 1) species distribution models, and 2) expert opinion. The expert method was chosen because of the application of the first method.

Three scenarios were used to analyse the evolution of the metapopulations over time in order to observe the impacts of past and potential ecological restoration. A sensitivity analysis of the parameters involved in the model was carried out: the parameters of carrying capacity, disturbance and the dispersal formula used showed a major influence on the viability of the metapopulations. The assessment of the quasi-extinction risk was carried out on a relative basis between the scenarios and showed an improvement in the viability of the populations, explained by the increase in habitat surface area. The model projects pessimistic predictions into the future that do not correspond to reality, in order to discover the vulnerabilities of the network of populations. This shows that the metapopulations located on the Ardennes plateaux are likely to remain isolated from each other. Finally, the species that have been studied showed distinct responses to ecological restoration: the more limited the species' dispersal capacity, the less certain its viability.

Table des matières

Remerciements.....	1
Résumé.....	2
Abstract	3
Liste des tableaux	7
Table des Figures	8
I. Introduction	11
L'état de la biodiversité.....	11
Le concept de réseau écologique	11
La cohérence écologique du réseau écologique fonctionnel	13
Le concept de métapopulation.....	13
La modélisation de la dynamique de populations.....	14
La connectivité du paysage.....	16
Les objectifs du mémoire	17
Les papillons en tant que modèle d'étude	19
La science participative en tant que source de données biologiques	19
II. Matériel & méthode.....	20
1. Zone d'étude.....	20
2. Espèces étudiées	21
3. Données biologiques	24
4. Modèles de distribution des espèces.....	26
5. Couches de données environnementales	26
Les écotopes	26
Le référentiel cartographique.....	26
Les enveloppes écologiques	26
6. Échelle temporelle.....	27
7. Délimitation des populations	28
8. Prise en compte de la connectivité fonctionnelle	29
8.1 Création des matrices de résistance.....	29
8.2 Création des chemins de moindre cout.....	32
8.3 Évaluation des enveloppes écologiques par rapport au référentiel cartographique selon la connectivité globale	32
9. Description du modèle et paramétrisation	33
9.1 Paramètres démographiques	33
9.2 Environnement	36

9.3	Evénements stochastiques	36
9.4	Types de résultats	37
9.5	Analyse de sensibilité	38
III.	Résultats	40
1.	Délimitation des populations	40
2.	Prise en compte de la connectivité fonctionnelle	43
2.1	Couts de déplacement obtenus à partir des données biologiques	43
2.2	Evaluation des enveloppes écologiques par rapport au référentiel cartographique selon la connectivité globale	44
3.	Analyse de sensibilité	46
3.1	Analyse de sensibilité des paramètres impliqués dans le modèle de viabilité de populations	46
3.2	Analyse de sensibilité de l'attribution des couts de déplacement basée sur l'expertise et de l'impact de la connectivité fonctionnelle	49
4.	Analyse de la viabilité des espèces	50
IV.	Discussion	56
1.	Délimitation des populations	56
2.	Prise en compte de la connectivité fonctionnelle	56
2.1	Analyse des couts de déplacement obtenus à partir des données biologiques	56
2.2	Analyse de l'attribution des couts de déplacement à partir de l'expertise	57
2.3	Analyse de la création des matrices de résistance	57
2.4	Evaluation des enveloppes écologiques par rapport au référentiel cartographique	58
3.	Analyse de sensibilité	58
3.1	Analyse de sensibilité des paramètres impliqués dans le modèle AVP	58
3.2	Analyse de sensibilité de l'impact de la connectivité fonctionnelle	59
4.	Source de sous-estimation et surestimation	61
4.1	Absence d'autocorrélation spatiale et temporelle	61
4.2	Simplification de la dispersion	62
4.3	Sous-estimation des migrations longue distance	63
4.4	Surestimation des capacités d'accueil	63
4.5	Surestimation des perturbations	63
5.	Discussion des résultats du modèle AVP	65
6.	Actions prioritaires	66
V.	Conclusion	67
	La prise en compte de la connectivité fonctionnelle	67
	Modèle de viabilité des populations	67
VI.	Bibliographie	68

VII. Annexes	81
Annexe 1 : Application d'un masque d'occupation du sol sur les modèles de répartition des espèces, sur R.....	81
Annexe 2 : Comparaison de l'approximation des fonds de vallée	83
Annexe 3 : Ajout du réseau routier à la couche du référentiel cartographique.....	84
Annexe 4 : Calcul de la capacité d'accueil de chaque polygone	84
Description de la contribution personnelle de l'étudiant.....	85

Liste des tableaux

Tableau 1 Nombre d'observations et proportion de données non validées dans le jeu de données (valeur de validation 0).....	25
Tableau 2 Liste des enveloppes écologiques qui servent de base au réseau écologique	27
Tableau 3 Lien entre la valeur de cout et la favorabilité à la dispersion	30
Tableau 4 Attribution des couts de déplacement selon l'opinion d'experts	31
Tableau 5 Valeur des prédictions de présence équivalant au 20ème centile pour chaque espèce	31
Tableau 6 Ensemble des paramètres spécifiques aux espèces nécessaires au modèle : en grisé se trouve les paramètres fixés. Km = capacité de charge moyenne, Ksd = écart-type de la capacité de charge, Rm = taux de croissance discret moyen, Rsd = écart-type du taux de croissance discret, Mig = taux de migration, b = distance de dispersion moyenne	39
Tableau 7 Nombre de populations pour chaque espèce étudiée, pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques, et statistiques descriptives des surfaces des taches identifiées	40
Tableau 8 Couts de déplacement pour chaque classe d'occupation du sol du référentiel cartographique, obtenus à partir de la méthode basée sur les données biologiques.....	43
Tableau 9 Différence entre l'ajout de 100 nouvelles taches augmentant la connectivité aux populations initiales de chaque espèce, à partir des zones de résineux correspondant à leur niche écologique au sein des enveloppes écologiques (EE) d'une part, et au sein du référentiel cartographique (RC) d'autre part	45

Table des Figures

Figure 1 Illustration du concept de réseau écologique avec 1) zone centrale, 2) zone de liaison, 3) zone tampon, 4) zone de restauration. Inspirée de (Dufrene (2022)).....	12
Figure 2 Illustration du concept de métapopulation selon Levins à droite et modèle de l'écologie du paysage à gauche. Figure inspirée de (Brans & Schtickzelle, 2022)	14
Figure 3 Zone d'étude	20
Figure 4 Localisation des 6 projets Life de la crête ardennaise	21
Figure 5 (a) <i>Boloria aquilonaris</i> (Photo © M. Dufrêne) (b) <i>Boloria eunomia</i> (Photo © D. Morel) (c) <i>Boloria selene</i> (Photo © P. Peyrache) (d) <i>Lycaena helle</i> (Photo © F. Vassen) (e) <i>Brenthis ino</i> (Photo © G. San Martin)	23
Figure 6 Nombre d'observations au cours du temps pour chaque espèce depuis 1980 (sans filtre sur la précision)	24
Figure 7 Régression gaussienne de la présence de chaque espèce en fonction de l'altitude basée sur les données biologiques pour la période 2017 à 2021, avec u = optimum, t = amplitude et c = maximum. L'astérisque représente la significativité de la régression ($\alpha = 0,05$)	25
Figure 8 Localisation des populations de <i>Boloria aquilonaris</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques .	41
Figure 9 Localisation des populations de <i>Boloria selene</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques .	41
Figure 10 Localisation des populations de <i>Boloria eunomia</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques .	42
Figure 11 Localisation de <i>Lycaena helle</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques	42
Figure 12 Localisation des populations de <i>Brenthis ino</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques	43
Figure 13 Comparaison de l'ajout de 100 nouvelles taches augmentant la connectivité aux populations initiales de chaque espèce, à partir des zones de résineux correspondant à leur niche écologique au sein des enveloppes écologiques d'une part et au sein du référentiel cartographique d'autre part ...	45
Figure 14 Analyse de sensibilité des paramètres du modèle de viabilité des populations selon l'intervalle de risque de quasi-extinction pour l'espèce <i>B. aquilonaris</i> . Les paramètres initiaux étant fixés à : Km=	

700 individus/ha, Ksd= 50%, rm= 1, rsd=0,74, mig=40%, migsurv = 70%, b= 1000m, c=1,1, pext=0,6, scénario =1, msd=0,7.....	47
Figure 15 Analyse de sensibilité des paramètres du modèle de viabilité des populations selon l'intervalle de risque de quasi-extinction pour l'espèce <i>B. aquilonaris</i> . Les paramètres initiaux étant fixés à : Km= 700 individus/ha, Ksd= 50%, rm= 1, rsd=0,74, mig=40%, migsurv = 70%, b= 1000m, c=3 , pext=0,6, scénario=1, msd=0,7	48
Figure 16 Analyse de sensibilité selon l'intervalle de risque de quasi-extinction du type de distance entre taches utilisé, pour l'espèce <i>B. aquilonaris</i> . Les paramètres du modèle de AVP sont fixés à : Km=500 individus/ha, Ksd= 50% , %, rm= 1, rsd=0,74, mig=40%, misurv=70%, b= 1000m, c=1,1, pext=0,3, msd=0,7	49
Figure 17 Viabilité de la métapopulation de <i>Boloria aquilonaris</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques .	50
Figure 18 Viabilité de la métapopulation de <i>Boloria selene</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques .	51
Figure 19 Viabilité de la métapopulation de <i>Boloria eunomia</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques .	51
Figure 20 Viabilité de la métapopulation de <i>Lycaena helle</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques .	52
Figure 21 Viabilité de la métapopulation de <i>Brenthis ino</i> pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques .	52
Figure 22 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce <i>B. aquilonaris</i> , selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques	53
Figure 23 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce <i>B. selene</i> , selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques	54
Figure 24 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce <i>B. eunomia</i> , selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques.....	54
Figure 25 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce <i>L. helle</i> , selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques.....	55
Figure 26 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce <i>B. ino</i> , selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques	55

Figure 27 Probabilité de d'atteindre les sites selon la distance les séparant, avec une variation du facteur c dans la formule de probabilité de dispersion	59
Figure 28 Comparaison distance euclidienne issues des distances à vol d'oiseau et distance effective issues de chemins de moindre cout.	60
Figure 29 Comparaison de la viabilité des populations de chaque espèce selon l'intervalle de quasi-extinction pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques, (D) populations actuelles avec une matrice de résistance restaurée	60
Figure 30 Régression gaussienne de la présence de chaque espèce en fonction de l'altitude basée sur les données biologiques pour les périodes 1990 à 2000 et 2010 à 2020, avec u = optimum, t = amplitude et c = maximum. L'astérisque représente la significativité de de la régression (alpha = 0,05).....	64

I. Introduction

L'état de la biodiversité

L'un des enjeux environnementaux majeurs auquel fait face l'humanité aujourd'hui est l'érosion de la biodiversité. À l'échelle européenne, 60% des espèces étaient dans un état de conservation défavorable en 2019 (European Environment Agency, 2019). À l'échelle wallonne, pour la période 2013 - 2018, 40 sur 56 et 52 sur 72 espèces d'intérêt communautaire étaient dans un état défavorable, respectivement dans les régions biogéographiques atlantique et continentale (SPW, 2020). Les habitats d'intérêt communautaire couvrant 12% du territoire wallon étaient en grande majorité considéré en état défavorable en 2019 (SPW, 2019).

Ce déclin de biodiversité est causé par de nombreux processus qui agissent à différentes échelles : locale, régionale et globale. En outre, ces processus n'agissent pas indépendamment les uns des autres, ils opèrent en synergie ou en cascade, renforçant l'impact des autres processus et conduisant à une accélération de l'érosion de la biodiversité. Les principaux facteurs responsables de la dégradation de la biodiversité sont la perte des habitats naturels et semi-naturels ainsi que leur fragmentation dans le paysage (Born et al., 2014)

La répartition géographique d'une espèce est naturellement fragmentée par le relief et le type de sol. Cependant, cette fragmentation naturelle est accentuée par la fragmentation anthropique liées aux activités humaines.

La fragmentation est une réduction progressive d'un habitat continu de grande taille qui est morcelé en taches d'habitat isolées les unes des autres dans une matrice paysagère de nature différente. Ainsi, en plus de la perte d'habitat, il est important de tenir compte de deux aspects clés de l'impact de la fragmentation. D'une part, il faut considérer la **distribution des surfaces des taches** car c'est à cette échelle que le taux d'extinction est actif et plus la surface des taches diminue, plus le taux d'extinction local augmente. D'autre part, il faut tenir compte de la **distribution spatiale des taches** car l'isolement des taches étant accompagnée d'un faible taux de colonisation, elle les rend plus vulnérable à l'extinction (Dufrene, 2004).

Pour ralentir l'érosion de la biodiversité, une approche consiste à mettre en place un réseau de sites interconnectés.

Le concept de réseau écologique

La définition commune du réseau écologique en Wallonie est « l'ensemble des habitats susceptibles de fournir un milieu de vie temporaire ou permanents aux espèces végétales et animales, dans le respect de leurs exigences vitales, et permettant d'assurer leur survie à long terme » (Duhayon & Woué, 1995).

La théorie de réseau écologique est simple et consiste à lier des noyaux.

Le *réseau écologique paneuropéen* (REP) est composé de trois composantes fonctionnelles complémentaires. Il s'agit des zones noyaux, des corridors et des zones tampons (Comité d'experts pour le développement du Réseau écologique paneuropéen et al., 2007).

Les **zones noyaux** jouent le rôle de réservoir de biodiversité. Ce sont les zones de grande valeur naturelle ou des zones de conservation d'habitats, d'espèces ou de paysages. Les **corridors** permettent l'interconnexion entre zones noyaux. Ils sont les éléments physiques du paysage ou d'autres structures qui permettent la connectivité et la cohérence écologique. Les corridors exercent les fonctions écologiques suivantes : la dispersion, la migration, l'accès à la nourriture et la reproduction des espèces.

Les corridors sont diversifiés en termes de forme, de structure, de fonctions et de position. Les **zones tampons** sont des zones qui entourent les zones noyaux et les corridors, servant à les protéger face aux perturbations potentiellement nuisibles de l'environnement extérieur. Il existe également les **zones de restauration** dont le but est de rétablir les fonctions écologiques de l'espace. Les mesures d'amélioration et de rétablissement englobent les zones noyaux, corridors et zone tampons.

Le *réseau écologique wallon* reprend ce concept sous différentes appellations. Les **zones centrales** correspondant aux zones noyaux, les **zones de liaison** correspondant aux corridors, et les **zones de développement** correspondant aux zones de tampon et de restauration (Dufrene, 2022).

La notion de réseau écologique se rapporte à une échelle spatiale de 1/10.000^{ème} à 1/25.000^{ème}.

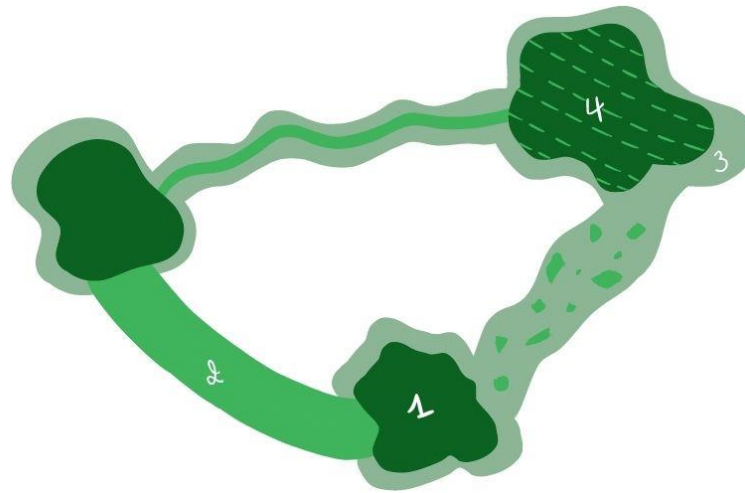


Figure 1 Illustration du concept de réseau écologique avec 1) zone centrale, 2) zone de liaison, 3) zone tampon, 4) zone de restauration. Inspirée de (Dufrene (2022))

La mise en œuvre des réseaux écologiques est quant à elle plus compliquée.

Les réseaux écologiques sont définis selon des objectifs biologiques tels que les **espèces-cibles** ou des **habitats cibles** qui ont une importance biologique soit parce qu'ils sont très menacés, soit parce que ce sont des espèces indicatrices d'habitat à valeur patrimoniale, qui en cachent beaucoup d'autres qui répondront de manière similaire à la même structure spatiale.

De multiples initiatives de cartographie et de description de zones biologiques wallonnes intéressantes entreprises depuis le début du 20^{ème} siècle peuvent contribuer à l'élaboration de réseaux écologiques. Parmi toutes ces initiatives, la seule matérialisation concrète du réseau écologique est celle du réseau Natura 2000 (Harchies et al., 2011).

À l'heure actuelle, il est proposé de séparer la cartographie des enjeux biologiques avec un concept de **réseau écologique fonctionnel**, de la cartographie des actions mises en œuvre avec un concept de **réseau écologique opérationnel** (Dufrene, 2022). Le réseau écologique fonctionnel est divisé en plusieurs enveloppes écologiques correspondant à des contextes écologiques particuliers. Les zones identifiées sont des cœurs de biodiversité, des cœurs de biodiversité potentiels et des corridors. Le réseau écologique fonctionnel est en cours de création par Gembloux Agro-Bio Tech en collaboration avec le Département de l'étude du milieu naturel et agricole (DEMNA) et le Département de la nature et des forêts (DNF). Le réseau écologique opérationnel tentera par la suite d'identifier les zones de territoire qui font l'objet de mesures de protection ou de gestion qui sont adaptées aux enjeux du réseau écologique fonctionnel. Ici les zones identifiées seront les zones centrales avec un statut de protection strict, des zones de développement et des zones de liaison.

La cohérence écologique du réseau écologique fonctionnel

La cohérence écologique d'un réseau écologique repose sur le fonctionnement et la dynamique spatio-temporelle des espèces qui le composent, elle combine trois notions principales : les **déplacements des individus**, les **flux de populations** et la **réponse aux changements à long terme** (Thompson, s. d.). Cette cohérence écologique doit être maintenue à l'échelle de la **région biogéographique** ou de ses parties principales (Dufrêne, 2004).

Il est question ici de se concentrer sur l'analyse de la dynamique des populations. Afin de maintenir la stabilité démographique de populations, qui dépend des processus d'extinction et de colonisation à l'échelle régionale, un réseau écologique doit assurer la présence et la connectivité des habitats permettant ainsi le déplacement d'individus et la colonisation de nouveaux sites.

Le concept de métapopulation

Le concept de métapopulation, inventé par Levins (1970), fournit un cadre théorique solide pour la persistance des espèces dans un paysage fragmenté (Gilpin & Hanski, 1991; Hanski & Gilpin, 1997). Les métapopulations sont des **groupes de populations locales** d'une espèce échangeant des individus à travers une matrice hostile. Chaque population a sa propre **probabilité d'extinction et de (re)colonisation**. La dynamique de chaque population locale au sein de la métapopulation dépend des processus locaux (naissance et décès) et des processus régionaux (immigration et émigration) (Baguette et al., 2000). Les mouvements d'individus permettent le sauvetage/la (re)colonisation de populations et augmentent également le brassage génétique entre les populations, ce qui réduit l'éventuelle érosion de la variabilité génétique et donc la diversité génétique au sein des populations (Baguette et al., 2013).

La pérennité de l'espèce dans un système de populations plus ou moins isolées repose sur une supériorité du taux de colonisation sur le taux d'extinction. Le taux d'extinction diminue en fonction de la surface des sites avec des habitats adéquats. Le taux de colonisation quant à lui diminue avec l'isolement des différents sites. L'utilisation de ces notions s'étend à des implications dans la conservation des espèces : si l'isolement des populations est élevé (i.e. taux de colonisation faible), il faut augmenter la surface des sites pour réduire le taux d'extinction. Et si la surface des habitats est faible (i.e. taux d'extinction élevé), il faut augmenter la connectivité des sites pour augmenter le taux de colonisation (Harchies et al., 2011).

Le développement de l'écologie du paysage (Forman & Godron, 1991; Turner, 1989), a permis de progressivement prendre en compte le rôle de la matrice, l'influence de la composition, de la configuration et de l'hétérogénéité du paysage sur la distribution des espèces ainsi que sur les processus biologiques et écologiques.

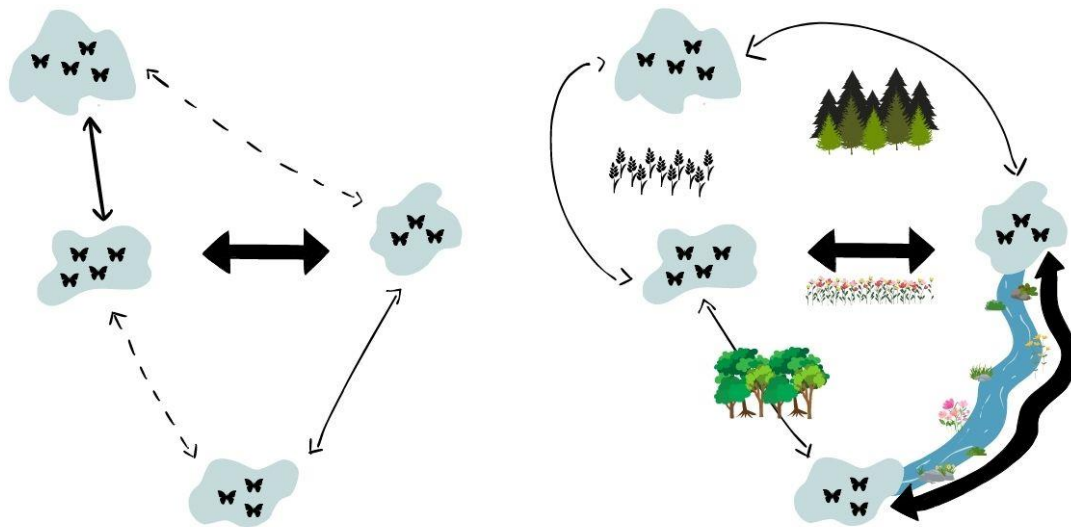


Figure 2 Illustration du concept de métapopulation selon Levins à droite et modèle de l'écologie du paysage à gauche. Figure inspirée de (Brans & Schtickzelle, 2022)

La modélisation de la dynamique de populations

La modélisation de la dynamique des populations se réalise par l'analyse de la viabilité des populations (AVP). L'AVP est définie comme « un processus d'identification et d'évaluation des menaces pesant sur une espèce et d'estimation de la probabilité (relative) qu'une population persiste pendant un temps donné dans le futur » (Akçakaya & Raphael, 1998).

L'AVP a été le principal outil utilisé par les biologistes de la conservation pour déterminer la persistance d'une (méta)population, en fonction des différentes menaces auxquelles elle est confrontée (Moulherat et al., 2020; Schtickzelle & Baguette, 2009). Cet outil a fait l'objet d'une application directe aux gestionnaires d'espaces naturels à maintes reprises. Pour donner quelques exemples, son utilisation a permis de rediriger un protocole de gestion de la réserve naturelle du Près de la Lienne grâce à la définition du régime de pâturage le plus optimal pour la survie d'une espèce menacée (Schtickzelle & Baguette, 2004). Elle a également permis de distinguer les mesures de restauration préférables pour sauver une autre espèce menacée au Pays-Bas (Schtickzelle, WallisDeVries, et al., 2005).

Schtickzelle & Baguette (2009) proposent de suivre quatre lignes directrices lors de l'utilisation d'une AVP :

- 1) **Adapter la structure du modèle au système d'étude modélisé, à l'objectif de l'AVP et à ce que les données disponibles peuvent supporter.**

Les modèles AVP diffèrent le long d'un continuum de complexité, devenant plus spatialement explicites ou spatialement réalistes (Pe'Er et al., 2013) et affinant leur résolution temporelle et spatiale (Radchuk et al., 2013). Allant, par ordre de complexité croissante (i.e. avec une résolution spatiale de plus en plus fine), des modèles stochastiques d'occupation des taches (SPOM), aux modèles de population et de métapopulation spatialement structurés (SPM), aux modèles complexes basés sur l'individu (IBM). Plus le modèle est précis et complexe et plus il faut le paramétrer avec suffisamment de données de terrain. Cet effort n'est pas obligatoire pour répondre à des objectifs spécifiques (Pe'Er et al., 2013).

Il est généralement suggéré de construire ou bien le modèle le plus simple qui englobe les paramètres les plus importants ou bien un modèle plus compliqué qui pourrait être soutenu par des données disponibles de qualité suffisante (de préférence des données de haute qualité et issues de monitoring à long terme) (Pe'Er et al., 2013).

2) Effectuer une analyse de sensibilité sur tous les paramètres du modèle en tant que partie intégrante de l'AVP et identifier la manière dont les incertitudes du modèle (liées aux estimations de paramètres) créent des incertitudes dans les prévisions.

Cette analyse de sensibilité est essentielle pour les paramètres ou les hypothèses qui ne sont pas étayés par des données réelles pour vérifier s'il est nécessaire d'améliorer leur estimation lorsque leur rôle est crucial. Sans cette analyse, la crédibilité de l'AVP est difficilement défendable.

3) Valider les composants du modèle individuellement dans la mesure du possible et évaluer les risques d'extinction de manière relative.

Bien que l'AVP soit reconnue comme un outil valide et suffisamment précis pour catégoriser et gérer les espèces menacées (Brook et al., 2000), les modèles AVP sont soumis à diverses incertitudes concernant ses paramètres constitutifs qui impliquent de ne pas prendre les résultats en termes absolus. Par conséquent, les AVP doivent être utilisées de manière comparative telle que l'évaluation de l'efficacité de différentes options de gestion où l'utilisation ne demande pas de prédiction précise (Brook et al., 2000; Schtickzelle & Baguette, 2004).

4) Détailler clairement la quantité utilisée pour évaluer la viabilité, comment elle est calculée et quelles sont les hypothèses sous-jacentes ; donner des résultats en termes de distributions complètes plutôt que d'estimations ponctuelles.

Il n'existe pas de mesures et de références universellement reconnues pour quantifier la viabilité d'une métapopulation. Il faut donc explicitement formuler la manière dont la viabilité a été quantifiée et le seuil de persistance défini.

Grâce au développement informatique, divers logiciels d'AVP se sont développés lors des années, tels que VORTEX (Lacy, 1993), ALEX (Possingham & Davies, 1995), la famille des modèles RAMAS (Witteman & Gilpin, 1995), METAPHOR/METAPOP (Verboom et al., 2001) et SPOMSIM (Moilanen, 2004). Ils diffèrent notamment dans les informations nécessaires à la modélisation des AVP, dans la structure démographique étudiée et dans l'écriture des résultats (Lindenmayer et al., 1995). Cependant, la plupart de ces logiciels datant des années 90 ont été délaissés pour leur manque de flexibilité. En effet, ils intègrent mal les avancées en génétique du paysage (Moulherat et al., 2020) et l'hétérogénéité du paysage impactant la dispersion (Howell et al., 2018; Pe'Er et al., 2013).

La connectivité du paysage

Depuis le début des années 2000, il y a eu un développement théorique considérable pour prédire et comprendre les effets de la connectivité du paysage (Fletcher et al., 2016).

La connectivité du paysage est définie comme « le degré avec lequel le **paysage facilite** ou limite les mouvements entre les taches de ressources » (Taylor et al., 1993). C'est « **l'interaction** entre le comportement de dispersion des organismes et la structure du paysage » (Goodwin, 2003). Il ne s'agit pas d'**une propriété intrinsèque du paysage**, la connectivité dépend de l'espèce considérée, voire du sexe ou des groupes d'individus (Turlure et al., 2011). La connectivité du paysage est fondamentale pour le **maintien des populations et des espèces**, elle permet la recolonisation après une extinction locale ou après des changements dans la disponibilité de l'habitat (Baguette & Schtickzelle, 2003). L'ampleur de l'impact de la connectivité dans la viabilité des populations peut varier selon l'espèce, d'autres paramètres comme la qualité de l'habitat peuvent influencer plus fortement la viabilité des populations (Fletcher et al., 2016).

La **connectivité réelle** du paysage étant coûteuse à quantifier en temps et en argent. Des méthodes alternatives à l'estimation de la connectivité du paysage ont émergé.

La **connectivité structurelle** a d'abord été utilisée en décrivant la configuration du paysage (i.e. la disposition spatiale des taches d'habitat) pour décrire le flux et le mouvement des individus au sein de la matrice (Baguette et al., 2000; Sawchik et al., 2002; Schtickzelle & Baguette, 2004). Elle ne prend pas en compte la variabilité spécifique aux espèces ou aux processus (Fletcher et al., 2016). Les mesures de la connectivité structurelle ont évolué depuis la mesure de la distance (euclidienne) au plus proche voisin à l'intégration des capacités de dispersion des espèces à travers un perc. Celui-ci modélise la probabilité de dispersion des individus en fonction de la distance géographique (Adriaensen et al., 2003).

Ensuite, la quantification de la connectivité s'est tournée vers une approche **fonctionnelle** (Fletcher et al., 2016). La connectivité fonctionnelle considère l'impact de la composition du paysage (i.e. la nature des éléments du paysage) et identifie la façon dont les éléments du paysage affectent le mouvement et la dispersion des individus (Bourdouxhe et al., 2020). En effet, les **différentes occupations du sol** de la matrice impactent diversement la connectivité entre deux taches (Fischer et al., 1999; Mousson et al., 1999; Öckinger et al., 2012). La matrice environnant une tache impacte également de manière significative **l'isolement de celle-ci**, la rendant plus isolée que l'indiquerait la simple distance euclidienne et surestimant ainsi la probabilité de colonisation (Howell et al., 2018; Ricketts, 2001).

La connectivité fonctionnelle a commencé à se développer grâce à l'émergence de la théorie des graphes en représentant le paysage comme un réseau dont les taches d'habitat forment des nœuds qui sont connectés entre eux par des liens (Galpern et al., 2011). Ensuite, des modélisations spatiales intégrant la résistance des éléments constitutifs de la matrice au cours de la phase de transfert de la dispersion ont vu le jour (Kupfer, 2012).

Ces modélisations s'appuient sur des « cartes de friction » ou « matrices de résistance » qui reflètent la résistance des éléments aux déplacements de l'espèce d'intérêt. Une matrice de résistance est continue dans l'espace, en chaque point est associée une valeur de cout qui peut représenter le cout physiologique, la propension des individus à traverser le milieu, la probabilité de mortalité au cours du déplacement, ou une intégration de tous ces facteurs (Zeller et al., 2012). Une fois paramétrée, cette matrice de résistance est utilisée pour évaluer les « distances effectives » entre taches en calculant le chemin de moindre cout (i.e. l'itinéraire le moins coûteux, Adriaensen et al., 2003), une « densité de déplacements » selon l'approche des noyaux résistants Unnithan Kumar et al., 2022), le « courant

électrique » (analogie entre dispersion et courant électrique développée dans la théorie des circuits, Diengdoh et al., 2022), en appliquant un modèle de simulation individu-centré qui intègre des caractéristiques comportementales de l'espèce, c'est-à-dire la variation intra-spécifique de ces traits par rapport au paysage d'origine, au sexe, à l'âge et aux traits phénotypiques (Baguette & Van Dyck, 2007).

D'un point de vue biologique, la connectivité structurelle (distance euclidienne) entre taches fait l'hypothèse d'un déplacement rectiligne ; le chemin de moindre coût suppose un déplacement unique et optimal d'organismes omniscients, les noyaux résistants conçoivent une densité de déplacements au sein d'une distance de dispersion définie, alors que l'analogie électrique assimile le mouvement à un processus aléatoire (« random walk », tous les chemins possibles sont intégrés aux calculs). Les modèles individu-centrés permettent de considérer la variabilité individuelle et des caractéristiques comportementales se rapprochant de la réalité comme par exemple la distance de perception des organismes (Baguette & Van Dyck, 2007).

Le type de modèles estimant la connectivité dépend donc du niveau de précision des données biologiques et spatiales à acquérir et du niveau de réalisme souhaité.

Comme de nombreux modèles et processus en écologie du paysage, la connectivité du paysage dépend de l'échelle (Fletcher et al., 2016). Par exemple, Dubois (2018) a démontré dans sa thèse que la connectivité fonctionnelle était un meilleur prédicteur de la dispersion effective que la mesure de connectivité structurelle à l'échelle régionale (i.e. l'échelle à laquelle la dispersion entre toutes les populations est peu probable) mais qu'il n'y avait pas de différence significative à l'échelle du paysage (i.e. l'échelle à laquelle les mouvements d'individus sont possibles entre toutes les populations)

Il est nécessaire de **valider à posteriori** les estimations de la connectivité fonctionnelle par des données empiriques, telles que : des données d'occurrence ou d'abondance, des données issues d'expérimentations, des données de suivi direct de déplacements, l'estimation des flux de gènes (Baguette et al., 2013; Zeller et al., 2012). L'utilisation de la génétique du paysage pour estimer la connectivité du paysage et sa variabilité est en plein essor (Baguette et al., 2013; Dubois, 2018; Moulherat et al., 2020; Villemey, 2015).

Les objectifs du mémoire

L'objectif principal est de mettre en pratique différents outils relevant des AVP pour analyser la cohérence écologique des enveloppes écologiques de **milieu ouvert humide** dans la **région ardennaise** par l'étude des dynamiques de population de plusieurs espèces de papillons qui sont inféodés à ces milieux.

Sous-objectifs :

- Décrire l'état actuel des dynamiques de population à l'aide d'un modèle simple incorporant la connectivité du paysage
- Observer l'évolution antérieure de ces dynamiques grâce aux restaurations écologiques réalisées dans les projets LIFE mis en œuvre depuis 20 ans en Wallonie
- Étudier l'évolution future de ces dynamiques dans le cas d'un scénario de restaurations écologiques
- Proposer des actions prioritaires.

L'approche adoptée dans ce mémoire est de concilier l'écologie du paysage et la théorie des métapopulations en intégrant la connectivité fonctionnelle dans un modèle d'AVP simple de type SPM. Ainsi, la distance effective entre chaque tache provenant de chemins de moindre cout sera incorporée dans les calculs de probabilité de dispersion.

La prise en compte d'une matrice de résistance dans les modèles de viabilité des populations permettrait de mieux évaluer l'impact de restaurations écologiques. En les analysant par l'ajout de nouvelles populations, mais aussi par l'amélioration de la connectivité entre les populations. Utiliser **l'occupation du sol** comme valeur de résistance permettrait de faire une comparaison et une analyse facile de l'impact des restaurations écologiques entre les années.

- Matrice de resistance

La valeur de résistance est majoritairement définie par le type d'occupation du sol, elle peut être affinée par l'inclusion des routes, de l'altitude, de l'hydrologie et de la pente (Adriaensen et al., 2003; Zeller et al., 2012). Les couts de résistances associés aux caractéristiques du paysage peuvent être estimés à partir d'avis **d'experts**, modélisés à partir de données de **présence/absence**, de **données de densité**, de **flux de gènes** parmi les populations locales ou évalués expérimentalement (Baguette et al., 2013). Il y a une prise de conscience croissante de la nécessité d'utiliser les données de mouvement pour interpréter la résistance plutôt que de se fier à l'opinion d'experts ou aux informations sur l'utilisation de l'habitat, les méthodes le plus utilisées (Fletcher et al., 2016; Zeller et al., 2012).

- Chemin de moindre cout

La modélisation au moindre cout est une technique recherchant le chemin de dispersion avec la distance euclidienne pondérée par le cout le plus faible entre deux emplacements (Etherington, 2016; Howell et al., 2018).

La modélisation des chemins de moindre cout a subi multiples critiques dans le passé. La principale critique était le manque de la validation, les modèles de chemin de moindre cout ignoraient comment les animaux utilisent réellement le paysage et ne confirmaient pas la valeur explicative additive aux distances euclidiennes entre les populations dans les modèles d'occupation du paysage (Baguette & Van Dyck, 2007; Sawyer et al., 2011). Des études ont ensuite vu le jour, en utilisant des approches génétiques pour estimer les dispersions effectives, et ont prouvé que les individus d'une espèce empruntaient effectivement des chemins de moindre cout sans connaitre à l'avance le paysage si d'une part, ils montrent une forte préférence pour des éléments particuliers du paysage formant des chemins au sein d'une matrice plutôt résistante et d'autre part, ils collectent et utilisent des signaux de l'environnement (Dubois, 2018). Une autre critique concernant cette modélisation est la résolution spatiale des couches de données environnementales utilisées pour déterminer la connectivité. En effet, le choix du grain de l'étude est biaisé car il est généralement dicté par les données de télédétection disponibles plutôt que par la perception des espèces caractéristiques du paysage (Sawyer et al., 2011).

Les papillons en tant que modèle d'étude

Les papillons de jour constituent un groupe taxonomique adapté pour l'étude des métapopulations et d'ailleurs très largement mobilisés pour cela (Dubois, 2018; Hanski & Thomas, 1994; Konvicka et al., 2012; Mousson et al., 1999; Stevens et al., 2010; Villemey, 2015).

Ils sont faciles à observer, à capturer pour les marquer et les suivre sur le terrain ou les manipuler en laboratoire. Cette facilité à être étudiés a très largement amélioré les connaissances de leur écologie au cours du temps.

Leur cycle de vie est relativement simple et implique généralement des générations qui ne se recouvrent pas.

Beaucoup d'espèces sont spécialistes : les chenilles sont associées à une plante-hôte et les adultes ont besoin de certaines espèces végétales comme source de nectar (Sawchik et al., 2003). Ces exigences écologiques facilitent la délimitation de leur habitat, ce qui est essentiel pour les études impliquant une structuration entre populations discrètes dans le paysage, comme en écologie des métapopulations.

Les papillons occupent de nombreux milieux, ils sont sensibles à la composition et la configuration du paysage (Sawchik et al., 2003) et réagissent rapidement aux changements environnementaux (Warren et al., 2001). Ces caractéristiques en font un groupe indicateur de la qualité de l'environnement (Van Swaay & Warren, 2012) et du changement climatique (Lawson et al., 2012).

La science participative en tant que source de données biologiques ²

La participation citoyenne à la collecte de relevés biologiques s'est étendue au cours de ces trente dernières années. Le nombre d'observations a augmenté de 10% par an.

En Wallonie, il est possible d'encoder des observations sur trois portails principaux : Observatoire Faune Flore Habitats (OFFH) piloté par le DEMNA, Observations.be géré par Natagora et BIOGEOnet hébergé par l'Université de Liège. La majeure partie de ces données est récoltée de manière opportuniste et sans but préalable. En revanche, le taux d'échantillonnage varie sur l'ensemble du territoire wallon. En effet, depuis 30 ans, 54% des observations sont enregistrées dans les espaces naturels protégés par la Loi sur la Conservation de la Nature (couvrant 15% du territoire wallon) et plus de 20% d'observations sont répertoriées uniquement dans des sites protégés par un statut de protection fort (occupant >1% du territoire wallon). Les bénévoles ont une couverture plus large du territoire car ils s'aventurent dans des zones moins prospectées par les naturalistes rémunérés.

Après les oiseaux et les plantes supérieures, les insectes, en particulier les papillons diurnes et les libellules, sont largement représentés. Depuis 30 ans, concernant les observations de papillons, les naturalistes rémunérés représentent 10% des contributeurs mais produisent plus de 40% des observations. Les bénévoles encodant des papillons sont 15 fois plus nombreux aujourd'hui qu'en 2008.

Par conséquent, l'utilisation de ces données biologiques permet de suivre l'évolution de la distribution spatiale des populations au cours du temps.

² Les informations viennent de Dufrene et al. (2019)

II. Matériel & méthode

1. Zone d'étude

La zone d'étude est la partie principale de l'Ardenne (3 479 km²), région biogéographique localisée au Sud de la Belgique (*Figure 3*).

L'Ardenne est composée de hauts plateaux disposés d'Est en Ouest sur toute sa longueur : le plateau des Hautes Fagnes (695 m d'altitude), le plateau des Tailles (651 m d'altitude), le plateau de Saint-Hubert (580 m d'altitude) et le plateau de Rocroi comprenant la Croix Scaille (503 m d'altitude). Ces plateaux sont séparés par des vallées. La zone d'étude est également fragmentée par des villages, des petites villes et un réseau routier dense, y compris des autoroutes (Quadu et al., 2014).

L'Ardenne renferme des écosystèmes humides qui représentent un patrimoine biologique et culturel. Il s'agit des tourbières et des milieux associés (landes sèches, landes humides, bas-marais, prairies alluviales, aulnaies rivulaires, ...) abritant toute une série d'espèces reliques isolées depuis très longtemps des autres populations européennes.

A partir de la seconde moitié du 19^{ème} siècle, ces zones humides ont été drainées pour tenter de les convertir en terres arables économiquement plus rentables : plantations d'épicéas communs *Picea abies* (Karst) et pâturages permanents (Dufrêne et al., 2015).

Les enjeux écologiques liés au déclin de ces habitats et à leur fragmentation ont stimulé la rédaction de plusieurs projets LIFE de restauration écologique, dès le début des années 2000, voulant restaurer les biotopes ouverts dégradés et plantations résineuses qui occupent des conditions écologiques incompatibles et qui entraînent également de nombreuses externalités négatives.

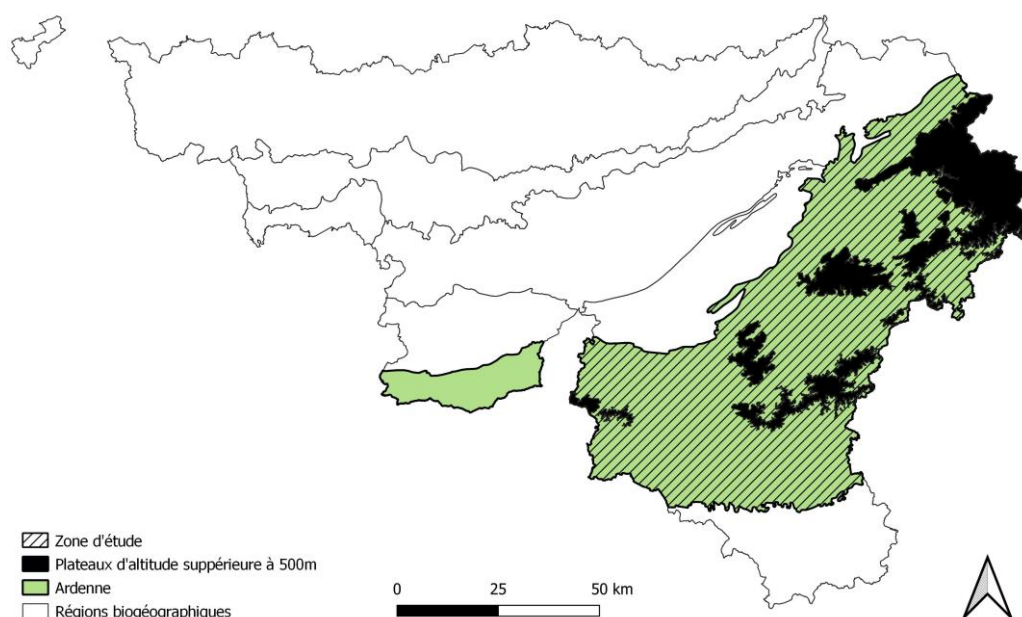


Figure 3 Zone d'étude

Ainsi, le méta-projet de restauration écologique (2002-2020) a permis de rétablir 4 500 ha de zones tourbeuses et humides sur les hauts-plateaux ardennais (Figure 4). Actuellement, le projet Life Vallées ardennaises (2020-2028) complète ce méta-projet par des restaurations écologiques des lits mineurs et majeurs et des versants boisés de ces vallées.

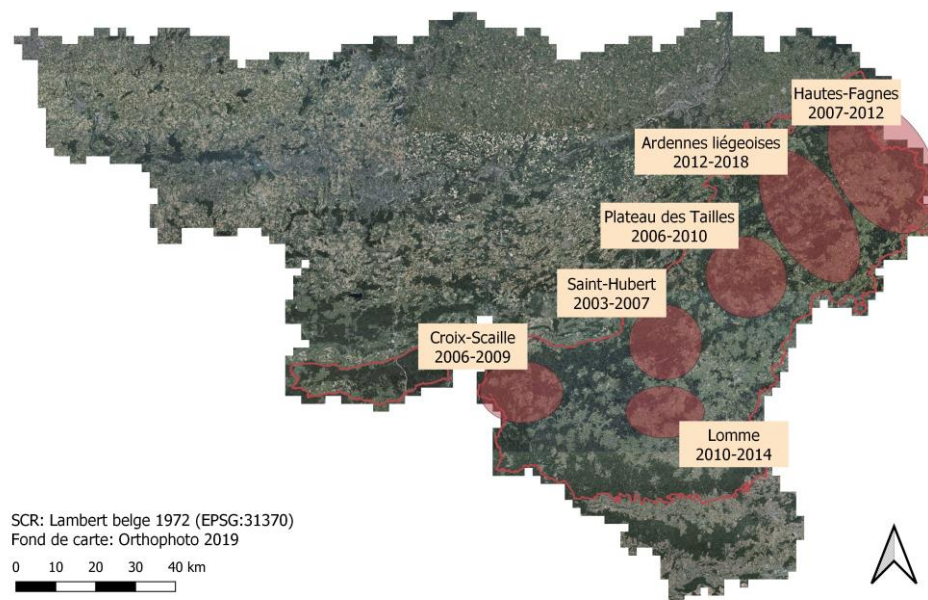


Figure 4 Localisation des 6 projets Life de la crête ardennaise

2. Espèces étudiées³

Cinq espèces de papillons de jour sont étudiées (Figure 5), elles se différencient notamment en termes de spécificité, d'habitat et de capacité de dispersion le long d'un gradient d'habitats allant des sources à haute altitude vers les plaines alluviales à basse altitude.

Le nacré de la canneberge, *Boloria aquilonaris* (Stichel, 1908), est une espèce univoltine volant de mi-juin à fin juillet. *B. aquilonaris* vit dans des tourbières acides à sphaignes *Sphagnum*, hautes ou de transition, qui peuvent être faiblement boisées. L'espèce possède une seule plante-hôte d'où elle tire son nom, la canneberge *Vaccinium oxycoccos* (Liné, 1753). Les adultes s'alimentent en nectar sur diverses fleurs, telles que la potentille des marais *Comarum palustre*, le chardon des marais *Cirsium palustre*, la bruyère à feuilles croisées *Erica tetralix* et l'arnica *Arnica montana* (Mousson et al., 1999). La distribution de cette relictive glaciaire est fragmentée à deux échelles. À l'échelle régionale, l'espèce est restreinte aux sites où les conditions climatiques humides favorisent le développement de son habitat. À l'échelle du paysage, les conditions édaphiques propices à la formation de la tourbe dictent l'émergence de l'habitat dans les plateaux ardennais. Les activités humaines décrites ci-dessus ont fortement fragmenté les habitats à l'échelle du paysage et ont ainsi participé au déclin de l'espèce. (Baguette & Schtickzelle, 2003). Néanmoins, une évolution encourageante de recolonisation a pu être remarquée à la suite du méta-projet LIFE de restauration des tourbières de Haute-Ardenne (Dufrêne et al., 2015).

³ Sauf indication contraire, toutes les informations viennent du portail Biodiversité du SPW-ARNE.

Le petit collier argenté, *Boloria selene* (Denis & Schiffermüller, 1775) est une espèce univoltine, parfois bivoltine, volant de mi-mai à mi-août. L'espèce est la moins spécialiste des espèces étudiées. Son habitat est plus diversifié, *B. selene* est en effet observable dans des clairières, des layons et coupes forestières, des prairies maigres, des prés humides, des bas-marais et tourbières. Le papillon utilise plusieurs plantes-hôtes : *Viola palustris* (Liné, 1753), *Viola calaminaria* ((DC.) Lejeune, 1825), *Viola riviniana* (Reichenbach, 1823), *Viola canina* (Liné, 1753). La capacité de dispersion de *B. selene* est supérieure à celle de *B. ino* (Cozzi et al., 2008; Konvicka et al., 2012). Sa tendance est en régression mais l'espèce n'est pas considérée comme menacée en Wallonie.

Le nacré de la bistorte, *Boloria eunomia* (Esper, 1799), est une relique glaciaire (Baguette et al., 1998) étroitement apparenté à *B. aquilonaris* qui vit dans le même paysage (Schtickzelle, WallisDeVries, et al., 2005), préférant les bords de tourbière et les prairies humides le long des rivières. *B. eunomia* est une espèce très spécialiste car la renouée bistorte, *Bistorta officinalis* (Delarbre 1800), exerce le rôle exclusif de plante-hôte et de source nectarifère (Baguette et al., 2011). Également espèce univoltine, les adultes volent de mai à juillet. Elle est sujette au parasitisme (Schtickzelle et al., 2002). La fragmentation de son habitat a conduit au déclin de cette espèce (Schtickzelle & Baguette, 2004).

Le cuivré de la bistorte, *Lycaena helle* (Denis & Schiffermüller, 1775), est une espèce bivoltine volant de mai à juin. Ce papillon fréquente les prairies humides et mésophiles, en lisières forestières bien ensoleillées, ponctuées d'arbustes, ou en bordure de tourbières abritées du vent (Goffart, 2014). La bistorte est également la seule plante-hôte de *L. helle*, la consommation de nectar par les adultes est par contre opportuniste (Bauerfeind et al., 2009). Les adultes sont sédentaires (Goffart, 2014) et la capacité de dispersion de *L. helle* est plus faible que celle de *B. eunomia* (Lebigre et al., 2022). Étant une relique glaciaire, le déclin de cette espèce semble également s'expliquer par la perte d'habitats due à la détérioration des zones humides (Fischer et al., 1999).

B. aquilonaris, *B. eunomia* et *L. helle* sont considérés comme des espèces menacées en Wallonie et sont intégralement protégés selon l'annexe 2b de la loi sur la conservation de la nature.

La grande violette, *Brenthis ino* (Rottenburg, 1775), est une espèce univoltine qui vole de fin juin à mi-août. Son habitat comprend des prairies humides, des zones marécageuses, et des plaines inondables le long des rivières et des lisières de forêts humides. L'espèce est plus généraliste que les précédentes et possède une meilleure capacité de dispersion que *B. eunomia* et *L. helle* (Lebigre et al., 2022). La plante-hôte des chenilles est la reine des prés *Filipendula ulmaria* ((L.) Maxim., 1879). L'espèce n'est pas en déclin et présente une expansion dans la région ardennaise (Lebigre et al., 2022). Cependant, le drainage des zones humides et leur transformation en terres arables sont responsables du déclin de son habitat en Europe centrale (Weyer & Schmitt, 2013).

Sawchik et al. (2005) ont établi que ces espèces de papillons (à l'exception de *B. aquilonaris*) se structurent dans le paysage en divers assemblages le long d'un gradient végétal s'étendant tourbières oligotrophes de haute altitude aux prairies eutrophes des basses terres. Suivant ce gradient partiellement déterminé par l'altitude et les facteurs édaphiques, *B. ino* est associé aux prairies de plaine fleuries de reines des prés, *B. eunomia* et *L. helle* se situent dans les prairies à bistortes, et les joncs oligotrophes et les tourbières accueillent davantage *B. selene*. Enfin *B. aquilonaris* peut être joint à l'extrémité du gradient, dans les tourbières.



Figure 5 (a) *Boloria aquilonaris* (Photo © M. Dufrêne) (b) *Boloria eunomia* (Photo © D. Morel) (c) *Boloria selene* (Photo © P. Peyrache) (d) *Lycaena helle* (Photo © F. Vassen) (e) *Brenthis ino* (Photo © G. San Martin)

3. Données biologiques

Les données biologiques de papillons consistent en une base de données créée par le DEMNA et rassemblant différentes sources d'observations d'individus adultes. Les relevés ont été sélectionnés sur la région ardennaise. Parmi les 80 colonnes que comporte la base de données, les informations suivantes sont capitales : l'espèce ; la date du relevé ; l'abondance des individus ; la source, la précision et la validation du relevé.

Concernant la date, la base de données contient des observations d'espèces de lépidoptère depuis 1843 jusque 2021. Il a été décidé de tenir compte des observations prises après 1980 pour tenir compte des populations présentes juste avant les restaurations liées au projet LIFE et celles actuelles.

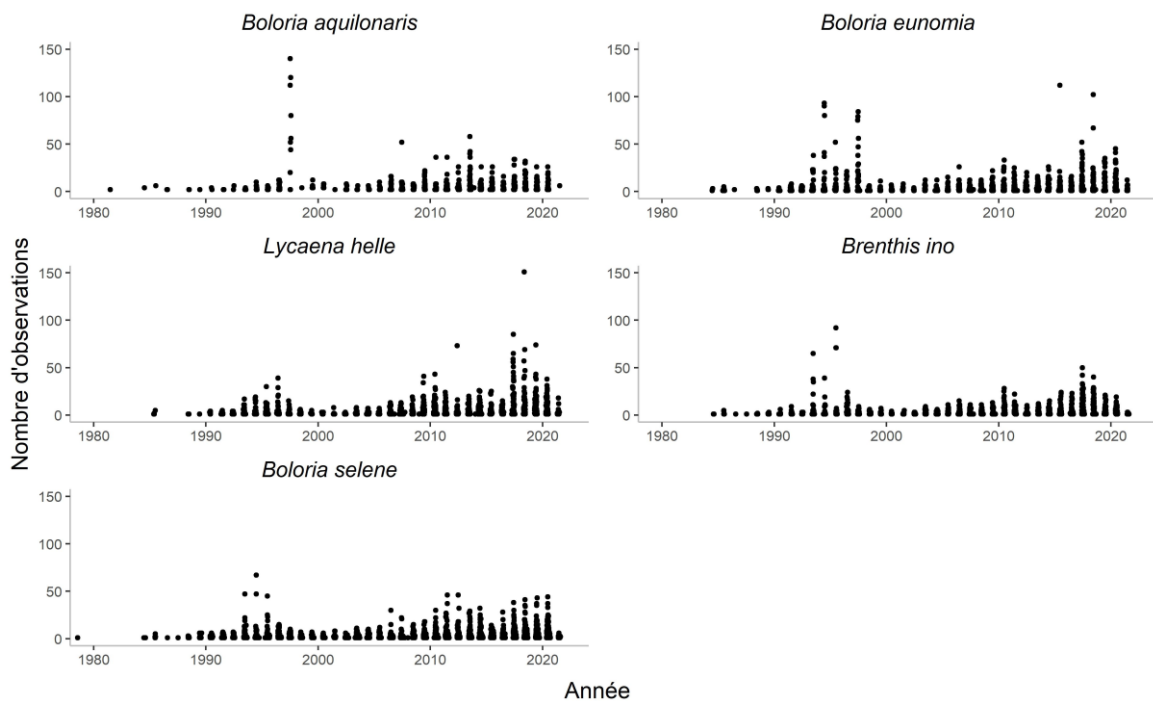


Figure 6 Nombre d'observations au cours du temps pour chaque espèce depuis 1980 (sans filtre sur la précision)

L'abondance des individus est considérée avec précaution. En effet, il est difficile d'apprécier l'abondance des papillons et il est possible que l'observateur n'ait pas indiqué le nombre d'individus lors du relevé.

La source de la donnée, telle que observations.be et la plateforme OFFH. *B. ino*, *L. helle*, *B. eunomia* étant des espèces liées à des milieux précis, elles sont beaucoup renseignées par des naturalistes rémunérés (Dufrene et al., 2019).

La précision de l'observation a été filtrée. Seules les observations ayant une précision de moins de 100 m compris ont été prises en compte. Ce seuil a été fixé sur base du nombre de données perdues et de l'expérience d'encodage (à l'époque, la précision de l'encodage était de 100m). De plus, auparavant il était possible de relever l'ensemble d'une station au milieu de celle-ci, utiliser une précision plus fine que 100m mènerait peut-être à supprimer toutes ces données.

La validation de l'observation est décrite selon les quatre valeurs suivantes : 0 (pas de validation), 1 (données validées sur base d'un document), 4 (données validées sur base de règles), 5 (données validées sans document ou règle mais sur base de l'expérience du validateur). Aucun filtre n'a été réalisé sur la validation des observations car il a été jugé qu'il existe peu d'erreur sur l'identification de ces espèces

de lépidoptères. De plus, excepté l'espèce *B. ino*, une faible proportion d'observation n'a pas été validée (Tableau 1).

Tableau 1 Nombre d'observations et proportion de données non validées dans le jeu de données (valeur de validation 0)

Espèces	Nombre d'observations		Proportion de données non validées dans le jeu de données (valeur de validation 0)	
	Avant le filtre sur la précision	Après le filtre sur la précision	Avant le filtre sur la précision	Après le filtre sur la précision
<i>B. aquilonaris</i>	9802	6614	0,08%	0,12%
<i>B. eunomia</i>	6549	5600	3,13%	3,59%
<i>L. helle</i>	6963	5959	3,72%	4,31%
<i>B. ino</i>	5151	4335	30,98%	35,13%
<i>B. selene</i>	7881	6417	4,22%	4,98%

La Figure 7 illustre la répartition altitudinale des espèces, corroborant en partie les observations de Sawchik et al. (2005) avec *B. selene* qui semble plus largement répandue que prévu.

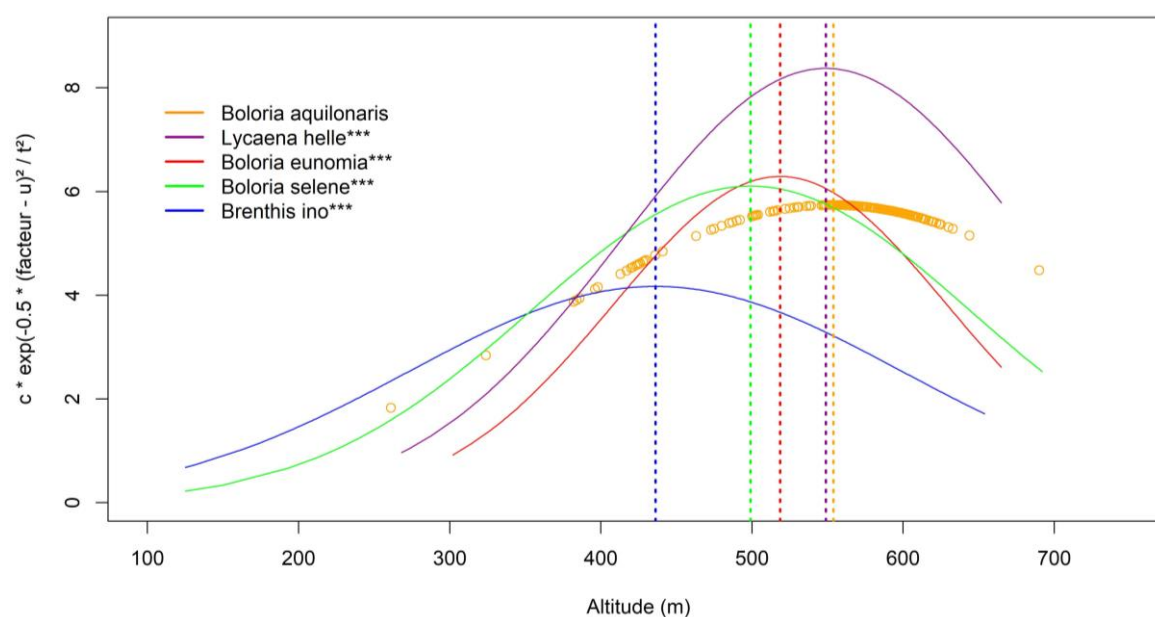


Figure 7 Régression gaussienne de la présence de chaque espèce en fonction de l'altitude basée sur les données biologiques pour la période 2017 à 2021, avec u = optimum, t = amplitude et c = maximum. L'astérisque représente la significativité de la régression ($\alpha = 0,05$)

4. Modèles de distribution des espèces⁴

Dans le cadre du projet « réseau écologique », des modèles de répartition de chaque espèce ont été produits (“Species Distribution Model”) à partir des données biologiques et de données écologiques décrivant le territoire wallon.

La méthode de modélisation utilisée est « generalized additive model » (GAM). Le jeu de données est divisé en un jeu de données de calibration du modèle (80%) et un jeu de données de validation du modèle (20%). Une fonction stepwise a été utilisée pour présélectionner les variables environnementales les plus pertinentes. La modélisation se déroule en deux étapes : la production d’un premier modèle supprimant les données biologiques les moins probables (erreur de localisation) permet de calibrer un deuxième modèle sur des données plus robustes. Les prédictions obtenues sont ensuite transformées en présence-absence sur base d’un seuil. Les modèles ont été évalués par des indicateurs de performance afin de les valider et par une analyse des niches écologiques afin de vérifier leur sur-calibration. *B. aquilonaris*, *B. eunomia*, *B. ino* et *L. elle* montrent de très bons résultats. Les résultats de *B. selene* sont moins bons car l’espèce est plus généraliste que les autres.

Les modèles prédisent une répartition potentielle des espèces indépendante de l’occupation du sol. Ils se matérialisent en couche de format raster de résolution 10x10m. La valeur d’un pixel représente le nombre d’observation probable. Ils seront utilisés à deux reprises lors de la création des matrices de résistance (*Point 8.1.a Attribution des couts par les données biologiques et 8.1.c Matérialisation*)

5. Couches de données environnementales

Les écotopes

Les écotopes sont des unités du paysage écologiquement homogènes, d’une surface moyenne de 1,3 ha. Leur conception a été effectuée itérativement avec la modélisation d’habitats d’espèces et de biotopes. Cette couche vectorielle contient des polygones caractérisés par des variables environnementales particulières (bioclimatiques, édaphiques, topographiques, …)(Radoux et al., 2019). Il est possible d’obtenir la description de chaque écotope pour les années 2006, 2015, 2018 et 2019.

Le référentiel cartographique

Le référentiel cartographique est une couche vectorielle créée par le croisement entre les écotopes, les contextes écologiques marginaux et sensibles et les habitats prioritaires découlant de la cartographie Natura 2000. Cette couche constitue les unités cartographiques du réseau écologique.

Les enveloppes écologiques⁵

Le réseau écologique créé par Gembloux Agro Bio Tech en collaboration avec le DEMNA s’articule en 8 enveloppes écologiques (*Tableau 2*). Ces enveloppes conjuguent à la fois des milieux ouverts et forestiers et sont construites sur une combinaison entre l’importance de la cartographie Natura 2000 et le rôle des variables écologiques. Ces variables écologiques se rapportent aux contextes écologiques marginaux.

⁴ L’ensemble des informations contenues dans ce paragraphe viennent du *Rapport technique - Modélisation de la répartition des espèces animales et végétales, 2022*.

⁵ L’ensemble des informations contenues dans ce paragraphe viennent du *Rapport technique - Modélisation des enveloppes écologiques, 2022*

Pour chaque enveloppe, une série de biotopes Natura 2000 et des conditions écologiques spécifiques ont été identifiées pour servir de référence à une analyse discriminante. Celle-ci permet de confirmer les biotopes présélectionnés selon les critères identifiés et de sélectionner des zones non cartographiées qui sont à priori similaires. Les enveloppes ainsi obtenues sont complétées par l'ajout automatique des biotopes N2000 d'intérêt européen cartographiés. Enfin, une validation par photo-interprétation des enveloppes est nécessaire pour identifier les zones cœurs de biodiversité candidates.

Tableau 2 Liste des enveloppes écologiques qui servent de base au réseau écologique

Code	Nom	Contextes écologiques
BTO	Boulaies Tourbeuses	Milieus tourbeux
CBM	Chênaies-Boulaies à Molinie	Milieus humides
FAL	Forêts Alluviales	Milieus humides alluviaux
HCC	Hêtraies-Chênaies Calcaires	Milieus secs calcaires
FSS	Forêts Sèches sur Sable	Milieus secs acides
FSA	Forêts Sèches Acides	Milieus secs acides
FRH	Forêts de Ravins Humides	Milieus de pentes froides
FRR	Forêts Fraiches	Milieus frais

Les enveloppes écologiques qui sont présentement concernées correspondent au contexte écologique de milieu humide, c'est-à-dire les boulaies tourbeuses (BTO), les chênaies-boulaies à molinie (CBM) et les forêts alluviales (FAL). Elles sont matérialisées en couches vectorielles.

6. Échelle temporelle

Le **scénario A, antérieur** aux restaurations écologiques des projets LIFE repose sur l'occupation du sol la plus ancienne disponible, datant de 2006. Le premier projet sur la Massif de Saint-Hubert a en effet démarré en 2003 mais il a fallu un peu de temps avant de lancer les actions de restauration sur de larges surfaces.

Le **scénario B, actuel** repose sur l'occupation du sol la plus récente disponible, soit l'année 2019, et qui intègrent en principe les travaux réalisés sur les 6 projets LIFE concernant les tourbières, ainsi que les projets orientés "espèces" (Moule perlière, papillons, ...).

Le **scénario C, de restauration écologique** consiste à restaurer les populations déjà identifiées et les zones résineuses des enveloppes écologiques de milieu humide (BTO, CBM, FAL). Comme mentionné précédemment, les parcelles de résineux se trouvant dans ces contextes écologiques entraînent de nombreuses externalités négatives sur les services écosystémiques et comme il sera mentionné ultérieurement, cette occupation du sol est fortement défavorable à la dispersion des papillons étudiés. Ces zones occupent actuellement 23 500 ha. Afin de diminuer cette aire, une sélection des polygones correspondant aux niches écologiques selon les modèles de répartition des espèces : 15 500 ha.

7. Délimitation des populations

Les taches d'habitat des populations de chaque espèce ont été délimitées pour les trois périodes temporelles associées à chaque scénario. Cette délimitation se réalise en polygonisant les sites contenant des données biologiques grâce au logiciel QGIS version 3.20.3.

Les observations indiquées avant 2006 permettent de délimiter les populations du scénario A. Si des relevés datant de 2007 et 2008 montrent une grande abondance et n'ont pas fait l'objet d'une restauration, il a été émis comme hypothèse qu'une population était présente auparavant. L'utilisation d'une couche shapefile regroupant tous les sites restaurés a aidé cette décision.

Dès qu'une observation est signalée après 2006, elle témoigne d'une possible existence actuelle d'individus. Si un site présente des observations ultérieures à 2006 mais aucune n'est récente, cela ne signifie pas nécessairement que la population de cette espèce a disparu. En effet, chaque site ne fait pas l'objet d'un suivi, beaucoup de relevés sont liés à des prospections éphémères et/ou opportunistes de naturalistes (Dufrene et al., 2019). Néanmoins, si d'autres espèces sont observées, celle en question est considérée comme absente.

Les observations à une seule occurrence ne sont pas prises en compte.

Concernant la délimitation de ces deux scénarios à proprement parler, elle consiste à sélectionner des polygones du référentiel cartographique et à les ajuster selon l'occupation du sol ainsi que des barrières à la dispersion visibles sur les orthophotos de 2019 et 2021 pour les populations actuelles et l'orthophoto de 2006 pour les populations antérieures. Par exemple, les parcelles boisées denses et larges de plus de 100 mètres limitent fortement la dispersion de *L. helle* (Merlet & Houard, 2012). Les populations peuvent ou pas faire partie des enveloppes du réseau écologique. Une attention particulière a été accordée aux zones de grandes superficies et à forte densité d'individus, il est préférable de ne pas les considérer comme une entité mais de les diviser en plusieurs populations afin d'atténuer les variations stochastiques qui seront appliquées dans le modèle.

La délimitation des taches d'habitat du dernier scénario est différente. Les polygones du scénario B ont été maintenus et des polygones provenant des zones de restauration futures ont été identifiés en prenant soin d'augmenter la surface des populations existantes et d'assurer de potentielles colonisation.

8. Prise en compte de la connectivité fonctionnelle

8.1 Création des matrices de résistance

Dans le cadre de ce TFE, l'attribution des couts de déplacement est estimée à partir des données de présence et à partir de l'opinion d'experts.

Des couts de déplacement sont attribués à chaque classe d'occupation du sol. Les types d'occupation du sol sont groupés selon une classification K-means. Cette classification est non supervisée et non hiérarchique, elle regroupe les entités en 10 classes de sorte que les entités d'une classe soient aussi semblables que possible et que les classes soient aussi différentes que possible (Dufrêne, 2020).

a) Attribution des couts par les données biologiques

Comme mentionné précédemment, les données biologiques ont permis la construction de modèles de distribution d'espèce dans le cadre du projet de réseau écologique. À l'aide de ces modèles, il est possible de créer une matrice de résistance en supposant que la résistance du paysage est directement proportionnelle à l'inverse des données sur l'adéquation de l'habitat (Unnithan Kumar et al., 2022).

Ces modèles de distribution prédisent une observation probable par pixel mais pas réelle car ils n'incluent pas l'occupation du sol. Il a fallu appliquer un masque grâce à la couche raster d'occupation du sol LifeWatch de 2019. En Annexe 1 se trouve l'explication des différents essais de masque.

La « probabilité d'observation » par polygone de la couche du référentiel cartographique a été extraite grâce à l'outil statistiques de zone (médiane) sur Arcgis. Ensuite, vu que les polygones contiennent un attribut correspondant à leur classification K-means, les probabilités d'observation de chaque classe d'occupation du sol K-means ont pu être calculées.

Les couts de déplacement par classe d'occupation du sol sont enfin calculés (Bourdouxhe et al., 2020) :

$$résistance = e^{\frac{\ln(10001)}{seuil} * HSI} * 10^3 \quad (1)$$

où HSI (indice de qualité de l'habitat) est la probabilité d'observation et où le seuil représente la valeur de l'habitat, donc de la classe habitat ouvert de bonne qualité. Le cout minimal est de 1 et maximal est de 1000.

b) Attribution des couts par expertise

Les couts de déplacement issus de l'expertise se basent sur les classes d'occupation du sol de la classification K-means du référentiel cartographique auxquelles sont ajoutées deux classes correspondant aux petites routes et aux autoroute/nationales/communales.

La perméabilité du paysage à la dispersion est **identique** pour les 5 espèces et les couts de chaque classe varient de **1 à 10 000** selon leur favorabilité à la dispersion (Tableau 3). Des analyses de sensibilité ont démontré l'importance de contraster ces couts (Gonzales & Gergel, 2007; Rayfield et al., 2010).

Tableau 3 Lien entre la valeur de cout et la favorabilité à la dispersion

Valeur de cout	Favorabilité à la dispersion
1	Habitat
10	Favorable
100	Défavorable
1000	Très favorable
10 000	Barrière

Les 5 espèces de papillons sont spécialistes et inféodées au milieu ouvert humide. La classe « **milieu ouvert humide** » est assimilée à l’habitat. La classe « **prairie** » fait référence aux prairies intensives, elles sont assignées à de piètres habitats pour les papillons en raison de leur amendement, ainsi que du piétinement et de la consommation exécutés par les herbivores (Schtickzelle & Baguette, 2004). Cependant, l’ouverture du milieu favorise la dispersion. À cause de leur caractère fermé, les **classes forestières** sont considérés comme défavorables à la dispersion (Mousson et al., 1999). La défavorabilité des **résineux** est accrue car il est rare que des individus traversent des parcelles denses de résineux ou volent au-dessus, d’autant plus si leur capacité de dispersion est faible (Fischer et al., 1999). La classe **forêts jeunes** est quant à elle estimée comme favorable à la dispersion, elle protège du vent et n’est pas complètement fermée. **Les champs**, malgré leur caractère ouvert, peuvent agir comme des barrières à la dispersion à cause du manque d’abri du vent (Fischer et al., 1999; Öckinger et al., 2012). Pour cette raison, cette classe a été considérée comme très défavorable à la dispersion. Les couts des classes « **sol nu** » et « **divers** » ne sont pas étudiées dans la littérature. Une favorabilité à la dispersion intermédiaire leur a été concédé. De même pour la classe « **petites routes** » en considérant que les papillons n’ont pas de difficulté à les traverser. Les classes « **milieu urbanisé** » et « **autoroutes/nationales/communales** » sont considérées comme des barrières à la dispersion.

Ensuite, les **vallées** sont également prises en compte dans l’attribution des couts (Tableau 4). En effet, les conditions environnementales des zones de fond de vallée ou proches des cours d’eau sont plus susceptibles de ressembler aux conditions retrouvées dans les habitats des espèces étudiées (adaptées au froid comme *B. aquilonaris* et *L. helle*, ou spécifiques aux plaines humides comme *B. ino*). De fait, les fonds de vallée sont plus susceptibles d’être humides et de présenter une végétation complexe et riche en fleurs. A contrario, le reste du paysage est plutôt homogène et les crêtes ou plateaux sont davantage exposés au vent. En outre, les habitats de ces espèces sont reliés au système hydrique, un individu se dispersant le long des rivières aura plus de chance de trouver un nouvel habitat qu’un individu se dispersant au hasard dans le paysage. Ces conditions créent des voies de dispersion plus sûres et donc moins coûteuses en fournissant des ressources en nectar et des microclimats plus appropriés. Dubois (2018) a d’ailleurs démontré à l’aide d’analyses génétiques que les vallées représentaient des chemins de moindre cout à l’échelle régionale pour l’espèce *B. aquilonaris*. (Goffart et al. (2014) mentionnent également une dispersion orientée vers les vallées pour *L. helle*.)

Pour tenir compte de l’impact des vallées dans les chemins de dispersion, il a été appliqué sur les couts des catégories favorables à la dispersion (valeur de cout égale à 10) et défavorables (valeur de cout égale à 100), une diminution d’un **facteur 10** en présence de vallées.

Les fonds de vallées ont été approximés par la couche aléas d’inondation. Le choix de cette couche est consultable en Annexe 2. Les aléas d’inondation caractérisent les sites à potentiel inondable selon le débordement ou le ruissellement des cours d’eau. Aucune sélection n’a été réalisée sur l’intensité de l’aléa (élevée, moyenne, faible, très faible). Plus précisément, l’application de la pondération des couts selon les vallées se réalise grâce à des conditions sur R.

Tableau 4 Attribution des couts de déplacement selon l'opinion d'experts

Occupation du sol – classification K-means	Cout si absence de vallée	Cout si présence de vallée
Milieu ouvert naturel	1	1
Prairies	10	1
Forêts jeunes	10	1
Sol nu	100	10
Eaux de surface	100	10
Incomplet	100	10
Feuillus	100	10
Divers	100	10
Petites routes	100	10
Résineux	1000	1000
Cultures	1000	1000
Milieu urbanisé	10 000	10 000
Autoroutes – nationales – communales	10 000	10 000

c) Matérialisation des matrices de résistance

Pour chaque espèce et pour le scénario B, la couche du référentiel cartographique contenant le champ correspondant au cout est rasterisée. Cette couche possède comme caractéristique de ne pas contenir le réseau routier. Cette particularité étant problématique pour la suite des traitements géomatiques, il a fallu la compléter (voir Annexe 3). En effet, la présence de trous induit un biais dans la création des chemins de moindre cout en formant une barrière impossible à franchir.

Pour chaque espèce et pour le scénario A, la couche des écotopes contenant le champ correspondant au cout est rasterisée. Cette couche contient le réseau routier : les autoroutes, nationales et communales sont déjà affectées à la classe d'occupation « milieu urbain », et les petites routes ne sont pas comprises comme des entités individuelles. Il n'existe pas de classe « incomplet » dans la couche écotopes.

Pour chaque espèce et pour le scénario C, les couts de déplacement selon l'occupation du sol créés pour 2019 sont modifiés de sorte que les zones de résineux correspondant aux niches écologiques voient leur cout de déplacement être changés à la valeur de 10. L'impact des vallées s'applique après cette modification. La sélection des zones résineuses se réalise par la classification K-means. Ensuite, la correspondance avec la niche écologique s'établit selon la prédiction de présence supérieure au 20^{ème} centile qui est obtenue par les modèles de répartition des espèces (Tableau 5).

Tableau 5 Valeur des prédictions de présence équivalant au 20ème centile pour chaque espèce

Espèces	Prédiction de présence équivalant au 20 ^{ème} centile
<i>Boloria aquilonaris</i>	1,54
<i>Boloria selene</i>	0,62
<i>Boloria eunomia</i>	0,69
<i>Lycanea helle</i>	0,69
<i>Brenthis ino</i>	0,54

La résolution choisie pour les deux matrices est de 10x10m pour correspondre à la résolution de la couche TPI. Cette résolution semble pertinente. En effet, au plus la résolution est fine et au plus la rasterisation sera proche de la délimitation des polygones du référentiel cartographique et des écotopes. Ensuite, Etherington (2016) préconise d'utiliser la résolution la plus fine supportée par les données d'entrée car des simulations ont montré que des grains plus petits produisent de meilleurs résultats. De plus, la taille des pixels devrait être déterminée en fonction de l'échelle à laquelle l'espèce cible perçoit et réagit à l'hétérogénéité de l'environnement (Zeller et al., 2012) et utiliser une résolution plus grossière s'éloignerait de l'écologie des espèces étudiées. Par exemple, la perception de l'habitat, « la distance à laquelle l'habitat est détecté », est de moins de 30 m pour *B. eunomia* (Schtickzelle, Joiris, et al., 2007).

8.2 Création des chemins de moindre cout

Les chemins de moindre cout ont été calculés à l'aide du logiciel Graphab. Ce logiciel a besoin de deux couches SIG, une couche source et une couche de résistance. La couche source indique les taches d'habitat à partir desquelles les individus sont censés émigrer. La couche de résistance représente à la fois la valeur de résistance, la position géographique et l'orientation de tous les éléments paysagers. (Foltête et al., 2021)

La couche de résistance correspond à la matrice de résistance issue de la méthode d'expertise. Elle ne peut pas contenir de valeur de cout nulle ou négative.

Un paramètre renseignant la distance-cout maximale parcourue par l'espèce permet d'élaguer les liens entre taches d'habitat. Dans ce cas-ci, une valeur absurde de 1 000 000m a été appliquée afin d'obtenir les chemins entre chaque population. La longueur des liens est ensuite utilisée comme valeur de distance effective entre chaque population et une matrice de distances peut ainsi être créée (utilisée dans le point 9.1.d) *Dispersion*).

8.3 Évaluation des enveloppes écologiques par rapport au référentiel cartographique selon la connectivité globale

Le logiciel GRAPHAB permet d'ajouter des taches aux populations actuelles à partir d'une couche contenant les emplacements à tester, en fonction de plusieurs métriques de connectivité. Cette fonctionnalité a été utilisée pour comparer l'ajout de 100 nouvelles taches pour chaque espèce à partir des zones de résineux correspondant aux niches écologiques d'une part au sein des enveloppes écologiques et d'autre part sein du référentiel cartographique.

La métrique choisie est l'indice intégral de connectivité (IIC) (Clauzel et al., 2018). Cet indice est la somme des produits des capacités des taches divisées par le nombre de liens qui les sépare, divisée par le carré de la surface de la zone d'étude (2). La valeur maximale de l'indice est 1 et la valeur minimale est 0.

$$IIC = \frac{1}{A^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i a_j}{1 + nl_{ij}} \quad (2)$$

Les différences entre les taches obtenues sont analysées à partir de l'outil géomatique « différence » de QGIS.

9. Description du modèle et paramétrisation

L'analyse de la viabilité des populations (AVP) est étudiée grâce à un modèle de population et de métapopulation spatialement structurés (SPM) à l'aide du logiciel R.

Les AVP sont réalisées sur chaque espèce de manière séparée car ce type d'analyse doit rester spécifique à l'espèce (Baguette et al., 2000). Les AVP trouvables dans la littérature vont permettre de décrire au mieux les paramètres de chaque espèce qui sont demandés dans le modèle. Le modèle est exécuté pour chaque scénario et projeté sur 50 ans. Toutes les simulations sont exécutées avec 500 répétitions. La résolution temporelle du modèle est de l'ordre de l'année. Enfin, il convient d'éviter la sur-paramétrisation afin de minimiser la subjectivité et les incertitudes. Chaque paramètre est effectivement lié à une incertitude.

L'approche principale du modèle est de déterminer l'effectif de la métapopulation au cours du temps. Cet effectif correspond à la somme des effectifs de chaque population. L'effectif d'une population varie au cours du temps en réponse à une dynamique interne à la population et à l'influence de l'environnement (Formule 3).

$$N_{t+1} = N_t - m - E + I \quad (3)$$

Avec N_t l'effectif initial de la population, m la mortalité, E et I respectivement les processus d'émigration et d'immigration.

9.1 Paramètres démographiques

La viabilité des populations est analysée de manière holistique, sans prendre en considération les structures par âge ou par stade du cycle biologique, et sans faire de distinction basée sur le sexe. Par exemple, la capacité de charge est définie comme les éléments agissant sur le stade larvaire (plante-hôte) et sur le stade adulte (source de nectar).

Chaque espèce possède des caractéristiques démographiques propres. Toutes les populations identifiées possèdent des caractéristiques démographiques identiques.

Les paramètres démographiques semblent avoir un impact potentiellement plus important que la dispersion sur la persistance d'une métapopulation (Schtickzelle & Baguette, 2004).

a) Taille initiale des populations

La taille d'une population est définie par le nombre d'individus la composant. La taille initiale des populations dans chaque tache a été déterminée par déduction en regardant l'abondance des observations au cours du temps. La taille initiale de chaque population du premier scénario a été fixée à 30. Concernant le dernier scénario, les nouvelles taches identifiées ne contiennent aucun individu.

Il est nécessaire d'affecter une taille initiale à chaque population afin d'initier le calcul du modèle mais le choix de la valeur n'exerce presque aucune influence sur le taux d'extinction de la métapopulation (Schtickzelle, Chouff, et al., 2005; Schtickzelle & Baguette, 2004). L'incertitude accompagnant ces valeurs aurait donc peu d'incidence sur la continuité de l'analyse.

b) Croissance

La croissance de chaque population suit un modèle de croissance logistique discret (Sawchik et al., 2002; Schtickzelle, Chouff, et al., 2005; Schtickzelle & Baguette, 2004). En l'absence de facteur limitant, l'effectif évoluerait de manière exponentielle. Or, il est considéré que la croissance est densité-dépendante. Par conséquent, le taux de croissance est ralenti par la capacité d'accueil du site (K). Si $N < K$ alors la croissance de la population est positive, si $N=K$ alors la croissance est stable et si $N > K$ alors la croissance est négative :

$$N_{t+1} = N_t * e^{r*(1-\frac{N_t}{K})} \quad (4)$$

Avec N_{t+1} l'effectif final de la population, N_t l'effectif initial de la population, r le taux de croissance discret de la population, K la capacité d'accueil de la tache.

Les estimations de taux de croissance (r) pour des populations naturelles étant rares dans la littérature sur les papillons (Baguette & Schtickzelle, 2003; Sawchik et al., 2002), le taux de croissance moyen des populations est considéré égal à 1.

c) Effet Allee

L'effet Allee est une relation positive entre la densité d'une population et son taux de croissance. Cet effet impacte particulièrement les populations à faible effectif, il n'est plus vrai lorsque la capacité de charge est atteinte. Par conséquent, le taux de croissance est diminué lorsque l'effectif d'une population est trop faible.

L'effet Allee est souvent négligé dans ce type d'étude car l'absence de donnée l'évaluant le rend difficile à déterminer (Sawchik et al., 2002; Schtickzelle & Baguette, 2004). Or, omettre l'effet Allee mène à une sous-estimation du risque d'extinction. Pour le prendre en compte, certains auteurs tel que (Schtickzelle, Chouff, et al. (2005) proposent de l'exclure du calcul de croissance de chaque population et d'associer le risque d'extinction à un seuil d'abondance en dessous duquel la métapopulation est supposée éteinte au lieu de considérer ce risque d'extinction lorsque l'abondance tombe à zéro. Ce seuil d'abondance est estimé à 20 individus (Schtickzelle, Chouff, et al., 2005) ou 25 individus (Baguette et al., 2003).

Cet effet est également pris en compte dans la détermination du nombre de populations réellement occupées en considérant qu'une tache d'habitat est occupée si elle comporte plus de 10 individus inclus.

d) Dispersion

La dispersion correspond au méta-comportement responsable du flux de gènes (Ronce, 2007), elle peut être caractérisée par la fréquence, la distance et l'efficacité (le cout) des déplacements. Le processus de dispersion se simplifie en trois étapes : émigration, transfert dans la matrice et immigration.

Émigration : le nombre d'émigrants d'une population est fonction du taux de migration et de la taille de la population. Le taux de migration est défini comme la proportion d'individus émigrants par pas de temps d'une population à une autre, il approxime la propension à se disperser de l'espèce.

$$emigr_i = mig_i * N_i \quad (5)$$

Avec mig_i le taux de migration et N_i la taille de la population obtenue après la croissance

Transfert dans la matrice : le déplacement dans la matrice est défini par un noyau de dispersion calculé en fonction des probabilités d'atteindre les sites.

Cette distribution est exprimée par une fonction exponentielle négative (6) (Baguette et al., 2000). Elle dépend de la distance entre taches. En effet, cela fait longtemps qu'il est reconnu qu'au plus la distance d'une tache est proche et au plus sa probabilité d'occupation augmente, en tant que conséquence des dynamiques de l'extinction et de la colonisation locales (Thomas et al., 1992).

$$P_{ij} = e^{-\left(\frac{d_{ij}^c}{b}\right)} \quad (6)$$

Avec d_{ij} , la distance entre les taches i et j . La distance entre ces taches peut être euclidienne ou effective si on considère la connectivité fonctionnelle. Concernant la distance euclidienne, concrètement, les distances entre taches sont mesurées soit à partir du centres des taches, soit à partir de leurs extrémités pour prendre en compte l'impact des éventuelles formes complexes des taches. De plus, le type de mouvement est considéré comme linéaire. Cette simplification est justifiable car les mouvements diffèrent selon l'habitat et la matrice : la dispersion est plus longue et plus droite dans la matrice (Schtickzelle, Joiris, et al., 2007). Concernant la distance effective, la distance entre les taches i et j correspond à la longueur du chemin de moindre cout entre ces taches.

Avec b , la distance moyenne parcourue par un émigrant, paramètre représentant le moment de diminution de la probabilité. Et avec c , qui décrit la rapidité de la diminution de la probabilité. Ces deux derniers paramètres approximent la capacité de vol de l'espèce.

Immigration : les individus de chaque population vont se répartir dans les différentes populations selon :

$$imigr_{ij} = \sum \frac{P_{ij}}{P_i} * mig_i * migsurv_i * N_i \quad (7)$$

Avec P_{ij} la probabilité de la population i de migrer dans la population j , P_i la probabilité de migration totale de la population i , mig_i le taux de migration de la population i , $migsurv_i$ le taux de survie de la population i , N_i la taille de la population i obtenue après la croissance. La multiplication $mig_i * N_i$ correspondant au nombre d'émigrants de population i .

Le modèle expose une version simplifiée de la dispersion en la considérant comme un trait fixe. Il néglige la variation intraspécifique de la dispersion et les interactions entre les processus biologiques et paysagers lors de chaque étape de la dispersion (Baguette & Van Dyck, 2007)

La mortalité lors de l'émigration est explicitement modélisée par le paramètre $migsurv$ qui exprime la probabilité de survie et elle comprend également la mortalité locale qui n'est pas modélisée, à l'inverse de Sawchik et al. (2002) et Schtickzelle et al. (2006). Ce facteur a été fixé à 70% pour toutes les espèces.

9.2 Environnement

a) Capacité de charge

La capacité de charge d'un milieu, K , est « l'effectif de la population maximale que ce milieu peut supporter de façon stable dans le temps ». Elle influence fortement le taux d'extinction (Sawchik et al., 2002). En effet, sa diminution entraîne une diminution importante de la persistance de la métapopulation et vice-versa (Schtickzelle & Baguette, 2004).

La capacité de charge est déterminée par la qualité et la quantité d'habitat (Lebigre et al., 2022). L'influence de la qualité des taches sur la taille des populations locales est aussi importante que celle de l'aire des taches, voire supérieure (Lebigre et al., 2022; Schtickzelle & Baguette, 2004). Elle est cependant difficile à apprécier à une telle échelle spatiale d'étude. Effectivement, la qualité d'une tache est par exemple basée sur la composition floristique car la végétation est considérée comme un bon prédicteur de l'abondance des papillons (meilleure que les conditions édaphiques), surtout pour les espèces spécialistes (Sawchik et al., 2002, 2003). En outre, seule la qualité de l'habitat ne permet pas de prédire l'abondance des papillons (Bauerfeind et al., 2009; Sawchik et al., 2003), et une complexité supplémentaire au-delà des effets de la superficie des taches et de l'isolement ne garantit pas nécessairement l'amélioration du pouvoir prédictif d'un modèle de métapopulation (Moilanen & Hanski, 1998).

Concrètement, la capacité d'accueil est caractérisée par un nombre d'individus/ha. La capacité de charge de chaque tache vaut donc la multiplication de cette valeur par l'aire du polygone identifié. Afin d'affiner la précision de l'estimation de l'aire des polygones, seule la surface de milieu ouvert que couvre le polygone est considérée. Cela est possible en calculant la proportion des variables d'occupation résineuse et feuillue (voir Annexe 4).

b) Connectivité du paysage

La perméabilité de la matrice à la dispersion est reprise par les distances effectives entre taches dans le calcul de probabilité d'atteinte des sites.

9.3 Événements stochastiques

Différentes sources de stochasticité peuvent influencer l'effectif d'une population : la démographie, la dispersion, la génétique, l'environnement, les catastrophes. L'entièreté de ces sources de variabilité aléatoire ne sont pas toujours reprises dans les logiciels d'analyse de viabilité de population et il n'est pas toujours possible de les distinguer clairement (Lindenmayer et al., 1995; Pe'Er et al., 2013). Les événements stochastiques permettent de ne pas produire de taux de fondation de population constant.

Dans ce modèle, la stochasticité environnementale et les catastrophes sont prises en compte. Ces deux types de variations aléatoires exercent des effets importants sur la persistance d'une métapopulation (Pe'Er et al., 2013; Sawchik et al., 2002; Schtickzelle & Baguette, 2004).

a) Stochasticité environnementale

La stochasticité environnementale est la variation au cours du temps des conditions environnementales telles que la météo (fluctuations de température, précipitations, ...) et le parasitisme.

Cette influence est appliquée au taux de croissance des populations et à la capacité de charge de chaque tache. Pour chaque pas de temps et chaque population, le modèle échantillonne un nombre aléatoire à partir d'une distribution normale avec une moyenne et un écart-type **à spécifier**. L'écart-type indiquant l'ampleur de la stochasticité environnementale. Ces variations aléatoires appliquées sur le taux de croissance et sur les capacités de charge de chaque tache permettent de générer de fortes fluctuations qui affectent positivement ou négativement les populations de toute taille.

b) Perturbations asynchrones et synchrones

Deux types de variations supplémentaires sont implantées dans le modèle : asynchrone et synchrone. Ces variations ont pour but de représenter des événements plus extrêmes que la stochasticité environnementale, par exemple des incendies, sécheresse, inondations.

Les perturbations asynchrones s'exercent de manière aléatoire tant sur les populations, que sur les années et sur les répétitions. Le modèle implémente une probabilité d'extinction aléatoire sur chaque population par une distribution binomiale dont la probabilité de succès est **à spécifier** (entre 0 et 1). L'événement correspondant au succès est l'effondrement de l'effectif de la population. Plus la probabilité de succès s'approche de 1 et plus le nombre de populations subissant une extinction augmente. Cette probabilité de succès est fixée à 0,3.

Les perturbations synchrones touchent toutes les populations simultanément. Deux scénarios sont possibles dans le modèle : le scénario 0 ne produit pas de perturbation et le scénario 1 en produit. Dans le scénario 1, chaque année, le modèle applique un facteur affectant négativement le taux de croissance (r) de toutes les populations. Ce facteur est obtenu par une génération aléatoire selon une loi normale d'une moyenne égale à 1 et d'un écart-type **à spécifier**, le facteur est forcé de varier entre 0 et 1. L'écart-type est fixé à 0,7.

9.4 Types de résultats

Trois graphiques permettent d'évaluer chaque scénario (Schtickzelle, Chouff, et al., 2005).

(1) **Évolution de l'effectif de la métapopulation au cours du temps** : nombre total d'individus dans la métapopulation chaque année (somme de toutes les populations locales). L'effectif annuel de la métapopulation correspond à la moyenne des 500 répétitions. Sur le graphique, il est entouré par l'écart-type de cette moyenne qui caractérise sa variabilité.

(2) **Évolution du nombre de populations locales composant la métapopulation au cours du temps**. La somme de chaque population possédant un effectif supérieur à zéro est calculé. Ensuite, le nombre de populations locales par année représenté sur le graphique correspond à la moyenne des 500 répétitions. L'écart-type de chaque moyenne est également figuré.

(3) **Intervalle du risque de quasi-extinction** : probabilité que la taille de la métapopulation tombe en dessous d'une valeur d'abondance donnée pendant au moins une des 50 générations simulées.

Le graphique illustre la probabilité cumulée d'observer une valeur d'effectif au sein de la métapopulation. Autrement dit, il montre comment la probabilité d'avoir un effectif donné ou inférieur évolue lorsque l'on considère l'ensemble des valeurs possibles pour l'effectif de la métapopulation (ensemble des valeurs des 50 années et des 500 répétitions).

9.5 Analyse de sensibilité

Les analyses de sensibilité sont une méthode utile pour identifier et évaluer l'importance des paramètres incertains sur la réponse d'un modèle (Sawchik et al., 2002).

Une analyse de sensibilité est effectuée sur 12 paramètres : la capacité d'accueil moyenne et son écart-type, le taux de croissance discret moyen et son écart-type, la taille initiale des populations, les paramètres b et c de la formule de dispersion, le taux de migration, le taux de survie à la migration, la probabilité de succès des perturbations asynchrones, le scénario de perturbations synchrones et l'écart-type de la loi normale régissant les perturbations synchrones.

La valeur de chaque paramètre est d'abord soumise à une augmentation et une diminution de 25% et 50%. Les résultats sont comparés à l'intervalle de risque de quasi-extinction. Si aucune différence n'apparaît dans cette première analyse de sensibilité, il a été imposé une augmentation et une diminution de 95 %. De cette manière, il est possible d'évaluer les effets relatifs de chaque paramètre.

En outre, afin de diminuer la **subjectivité** découlant de l'utilisation de l'opinion d'experts pour l'attribution des coûts de déplacement, il est conseillé d'évaluer la sensibilité du modèle aux erreurs liés à l'attribution des coûts (Sawyer et al., 2011; Zeller et al., 2012). Par conséquent, l'impact de la prise en compte des chemins de moindre coût sur la persistance des populations sera évalué en comparaison à l'utilisation des distances euclidiennes entre populations. Une deuxième comparaison sera effectuée entre la prise en compte de l'occupation du sol uniquement et l'intégration des vallées dans l'occupation du sol.

Tableau 6 Ensemble des paramètres spécifiques aux espèces nécessaires au modèle : en grisé se trouve les paramètres fixés. Km = capacité de charge moyenne, Ksd = écart-type de la capacité de charge, Rm = taux de croissance discret moyen, Rsd = écart-type du taux de croissance discret, Mig = taux de migration, b = distance de dispersion moyenne

Espèces	Km (individus/ha)	Ksd (%)	Rm	Rsd	Mig (%)	b (m)	c
<i>B. aquilonaris</i>	723 (Baguette & Schtickzelle, 2006) 700 (Baguette & Schtickzelle, 2003)	/	Rm = 0,69, Rmax= 1,24 (Schtickzelle et al., 2006)	0,74 (Schtickzelle, WallisDeVries, et al., 2005)	24 – 44% (Gorbach, 2011)	Distance maximale : +- 1000m (Mousson et al., 1999) 13 km possible (Baguette, 2003)	/
	500	50	1	0,74	40	700	1,2
<i>B. selene</i>	/	/	/	/	50 (Ranius et al., 2011)	400 m (Lensu et al., 2011) 3 km possible (Stewart et al., 2004)	/
	300	50	1	0,74	50	500	1,1
<i>B. eunomia</i>	90 femelles/ha. (Sawchick et al., 2002) 200 (Schtickzelle et al., 2002) 152 (Baguette & Schtickzelle, 2006) 152 (Schtickzelle & Baguette, 2004)	50 (Sawchik et al., 2002)	0,36–2,00 (Baguette & Schtickzelle, 2003) Rm = 0,92 et Rmax = 2,12 (Baguette & Schtickzelle, 2006)	0,74 (Schtickzelle & Baguette, 2004)	Dans paysage fragmenté : 39,2 (Mennechez et al., 2003)	710 (Sawchik et al., 2002) Distance maximale : +- 1500 (Mennechez et al., 2003) 900 m (Nève et al., 2000) 6 km possible (Nève et al., 2000)	/
	150	50	1	0,74	40	700	1,3
<i>L. helle</i>	Densité 200/ha Goffart et al., 2014)	/	/	/	1 à 30% (Plazio & Nowicki, 2021)	100m (Fischer et al., 1999) 108 m (Goffart et al., 2014)	/
	200	50	1	0,74	20	100	1,4
<i>B. ino</i>	743 (Weyer & Schmitt, 2013)	/	/	/	20-30% (Fric et al., 2010) Dispersion limitée par une grande fidélité au site (Weyer & Schmitt, 2013)	500m (Weyer & Schmitt, 2013)	/
	500	50	1	0,74	30	500	1,2

III. Résultats

1. Délimitation des populations

Le Tableau 7 et les Figures 8 à 12 représentent la délimitation des populations de chaque espèce au cours des différents scénarios à partir des données biologiques, données de présence issues de la science participative. Le nombre de taches d'habitat représentant des populations réelles pour le scénario A et B, et des populations actuelles et colonisables pour le scénario C.

Tableau 7 Nombre de populations pour chaque espèce étudiée, pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques, et statistiques descriptives des surfaces des taches identifiées

Espèces	Statistiques descriptives des surfaces des taches (ha)					Nombre de taches
	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum	Total	
<i>B. aquilonaris A</i>	0,09	6,24	7,00	19,87	259	37
<i>B. aquilonaris B</i>	0,02	7,04	9,75	37,16	1 190	122
<i>B. aquilonaris C</i>	0,79	6,69	9,04	34,69	1 771	196
<i>B. selene A</i>	0,17	2,64	3,84	25,57	515	134
<i>B. selene B</i>	0,04	2,29	4,26	40,64	1 592	374
<i>B. selene C</i>	0,21	3,01	4,9	33,05	2 980	607
<i>B. eunomia A</i>	0,17	2,72	3,59	19,86	653	182
<i>B. eunomia B</i>	0,05	2,47	3,18	18,43	1 142	359
<i>B. eunomia C</i>	0,01	2,63	3,40	19,55	1 956	576
<i>L. helle A</i>	0,19	2,07	3,02	13,95	459	152
<i>L. helle B</i>	0,05	2,04	2,85	16,81	1 022	359
<i>L. helle C</i>	0,01	2,22	3,05	19,55	1 730	566
<i>B. ino A</i>	0,32	2,38	3,01	13,95	465	154
<i>B. ino B</i>	0,06	1,93	2,58	12,46	1 004	389
<i>B. ino C</i>	0,01	2,18	2,91	14,55	1 717	591

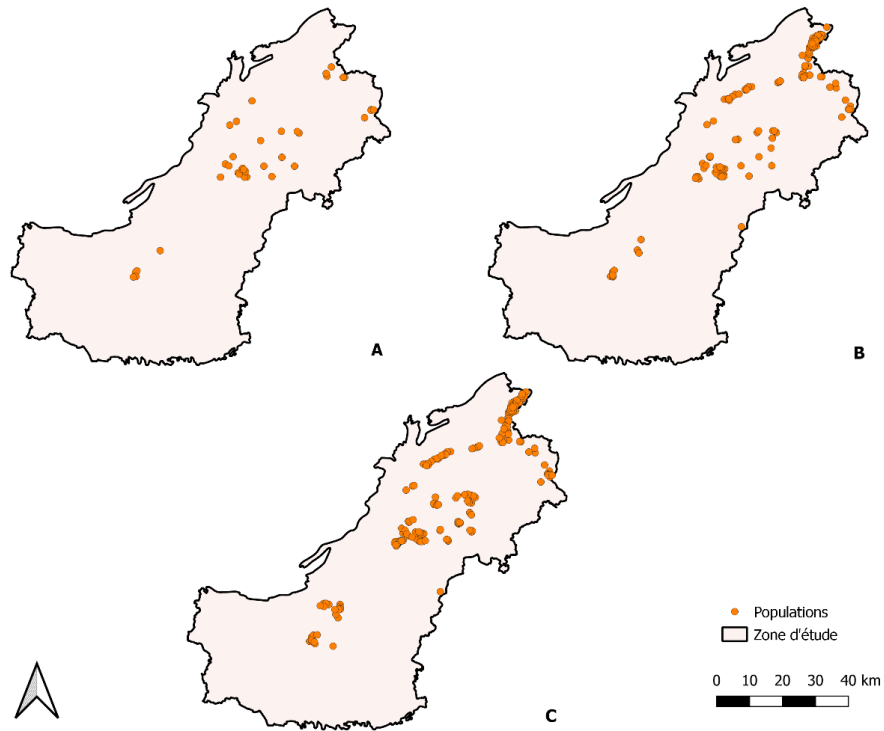


Figure 8 Localisation des populations de *Boloria aquilonaris* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

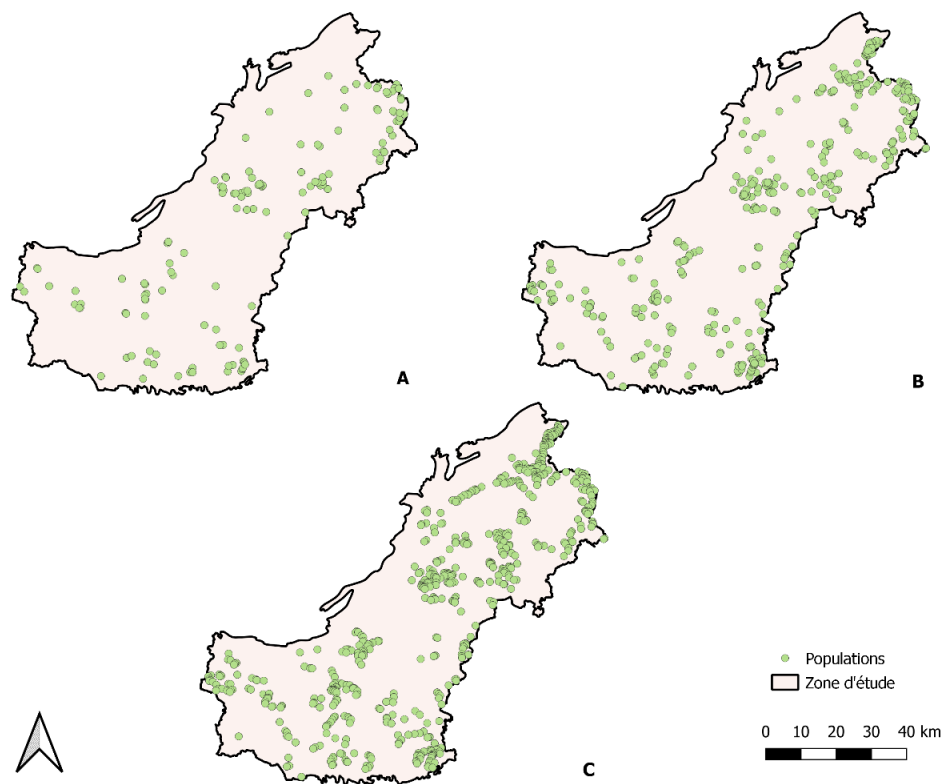


Figure 9 Localisation des populations de *Boloria selene* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

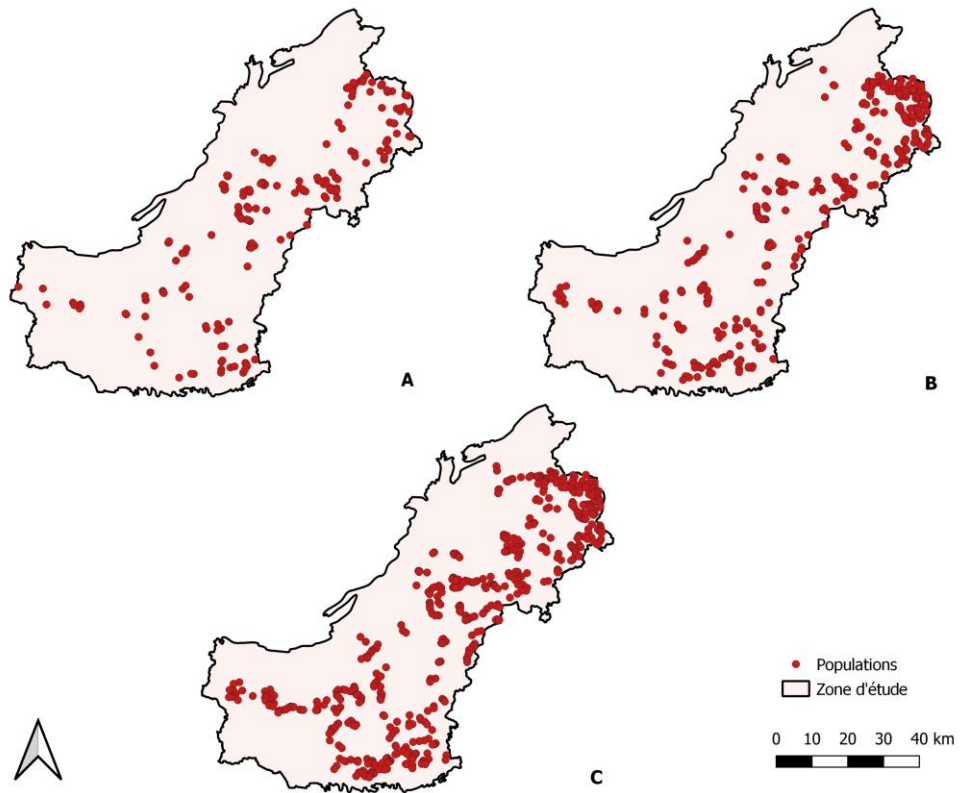


Figure 10 Localisation des populations de *Boloria eunomia* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

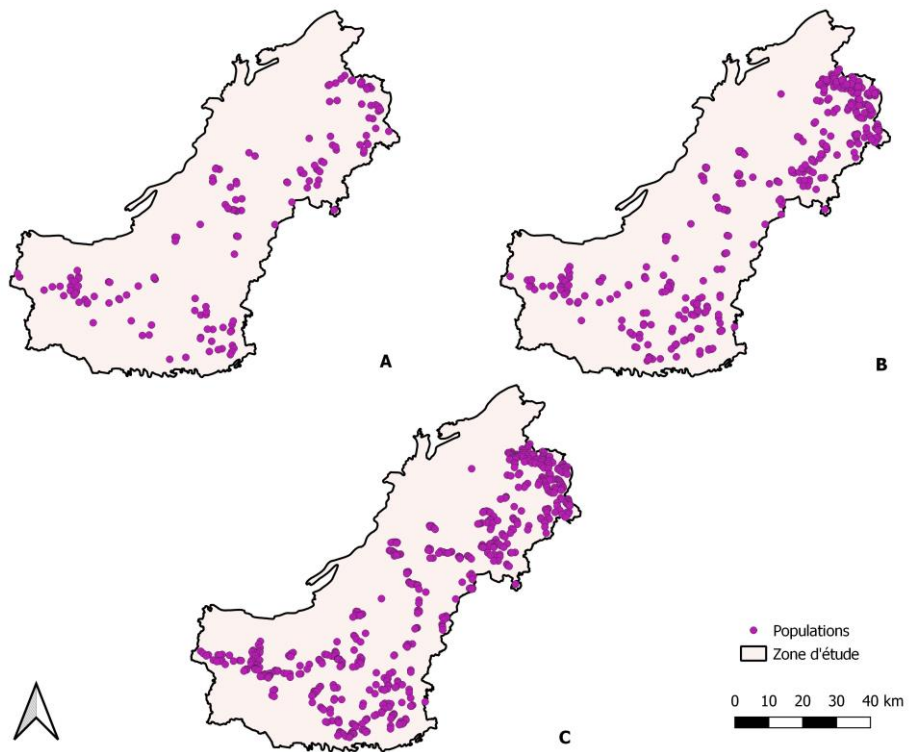


Figure 11 Localisation de *Lycaena helle* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

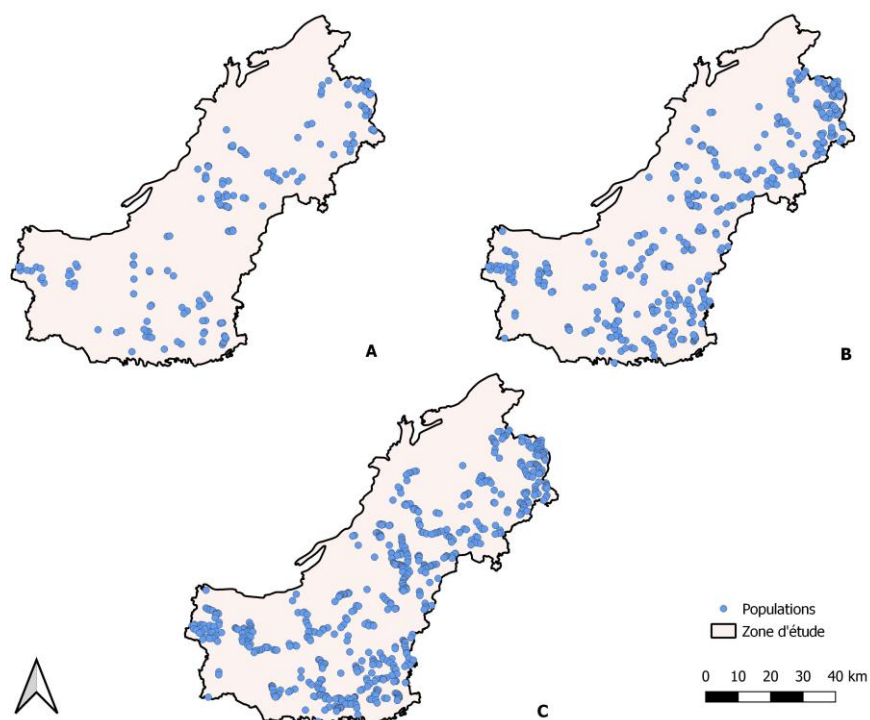


Figure 12 Localisation des populations de *Brenthis ino* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

2. Prise en compte de la connectivité fonctionnelle

2.1 Coûts de déplacement obtenus à partir des données biologiques

Les coûts de déplacement par classe d'occupation obtenus à partir des données biologiques sont présentés dans le Tableau 8. Pour rappel, ces coûts sont calculés sur base d'une probabilité d'observation, issue de modèles de répartition de chaque espèce, qui est projetée sur les polygones du référentiel cartographique, puis l'attribut K-means de chaque polygone permet d'obtenir la probabilité d'observation moyenne de chaque classe d'occupation du sol. La Formule 1 calcule des coûts variant de 1 (i.e. coût minimal) à 1000 (i.e. coût maximal).

Tableau 8 Coûts de déplacement pour chaque classe d'occupation du sol du référentiel cartographique, obtenus à partir de la méthode basée sur les données biologiques

Classe d'occupation du sol	<i>Boloria aquilonaris</i>	<i>Boloria selene</i>	<i>Boloria eunomia</i>	<i>Lycaena helle</i>	<i>Brenthis ino</i>
Milieu ouvert naturel	1	1	1	1	1
Prairies	553	132	89	86	48
Forêts jeunes	160	62	68	72	34
Sol nu	41	40	39	50	44
Eaux de surface	604	287	161	151	25
Feuillus	566	275	224	221	67
Divers	694	359	269	254	126
Resineux	415	228	221	218	138
Cultures	801	297	360	337	213
Milieu urbanisé	903	710	677	680	529

Le Tableau 8 montre que les classes « prairies », « forêts jeunes » et « sol nu » sont plutôt favorables à la dispersion pour chaque espèce. Les cultures et la classe « divers » sont plus résistantes à la dispersion que les forêts et il n'existe pas de grandes différences de perméabilité entre résineux et feuillus pour chaque espèce. Enfin, la classe « milieu urbanisé » est la plus défavorable à la dispersion.

Au niveau de chaque espèce, il peut être remarqué que les couts de déplacement sont plus élevés pour l'espèce *B. aquilonaris*. À l'inverse, *B. ino* montre des couts de déplacement plus faible que les autres espèces, spécifiquement pour la classe « eaux de surface ». Les couts obtenus pour *B. eunomia* et *L. helle* sont similaires.

2.2 Evaluation des enveloppes écologiques par rapport au référentiel cartographique selon la connectivité globale

Cette évaluation consiste en la comparaison de l'ajout de 100 nouvelles taches augmentant l'indice intégral de connectivité par le logiciel GRAPHAB (Formule 2), à partir des zones de résineux correspondant à leur niche écologique d'une part au sein des enveloppes écologiques et d'autre part au sein du référentiel cartographique.

La Figure 13 indique qu'afin d'augmenter la connectivité, les taches prioritaires se trouvent dans les Hautes-Fagnes pour *B. aquilonaris*, *B. selene* et *B. eunomia*. Les taches s'éparpillent davantage dans la zone d'étude pour *B. ino* et de manière encore plus importante pour *L. helle*. Les taches issues des enveloppes écologiques et du référentiel cartographique ne se superposent pas systématiquement. Le tableau 8 montre cependant que minimum 80% des taches identifiées par les enveloppes écologiques sont reprises par l'identification à partir du référentiel cartographique. Également, le référentiel cartographique ajoute de 3 à 31% de surface par rapport aux enveloppes écologiques.

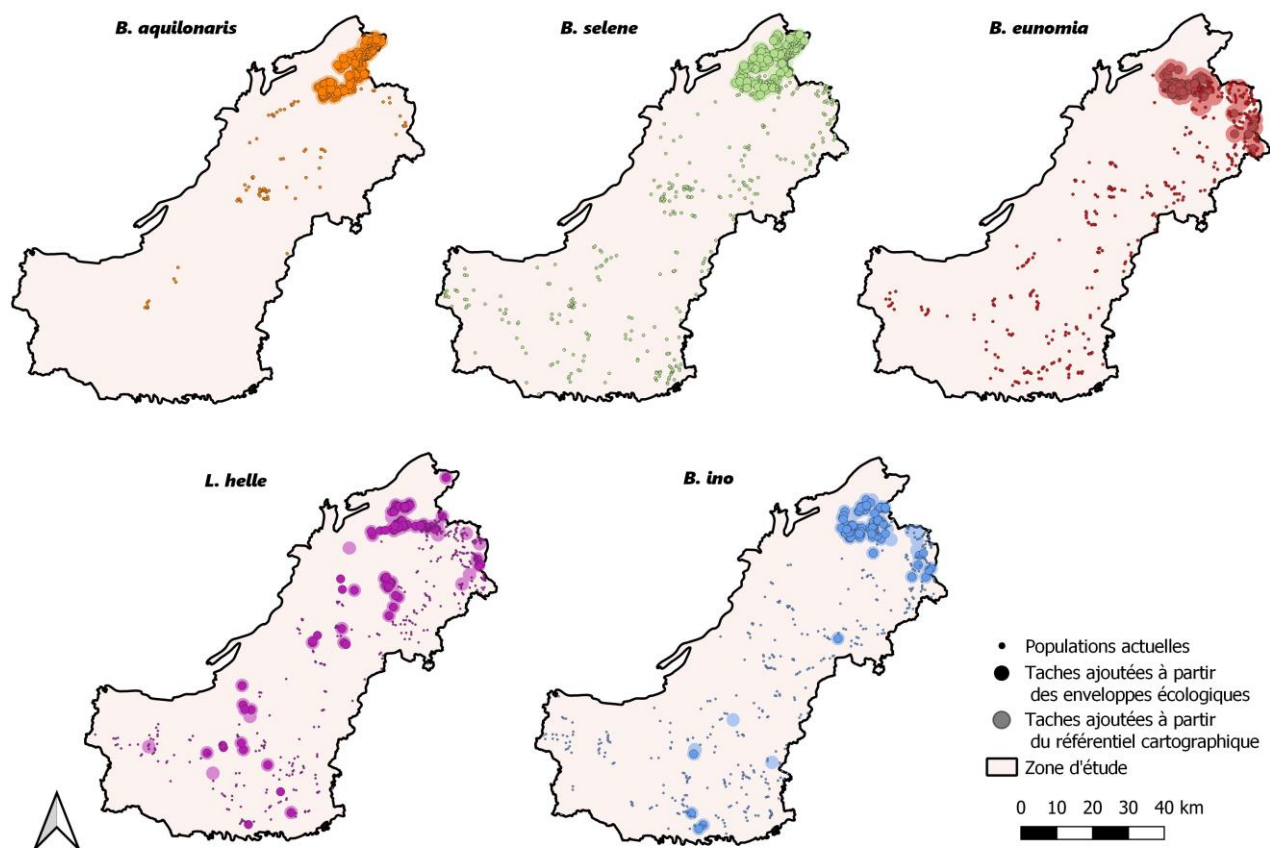


Figure 13 Comparaison de l'ajout de 100 nouvelles taches augmentant la connectivité aux populations initiales de chaque espèce, à partir des zones de résineux correspondant à leur niche écologique au sein des enveloppes écologiques d'une part et au sein du référentiel cartographique d'autre part

Tableau 9 Différence entre l'ajout de 100 nouvelles taches augmentant la connectivité aux populations initiales de chaque espèce, à partir des zones de résineux correspondant à leur niche écologique au sein des enveloppes écologiques (EE) d'une part, et au sein du référentiel cartographique (RC) d'autre part

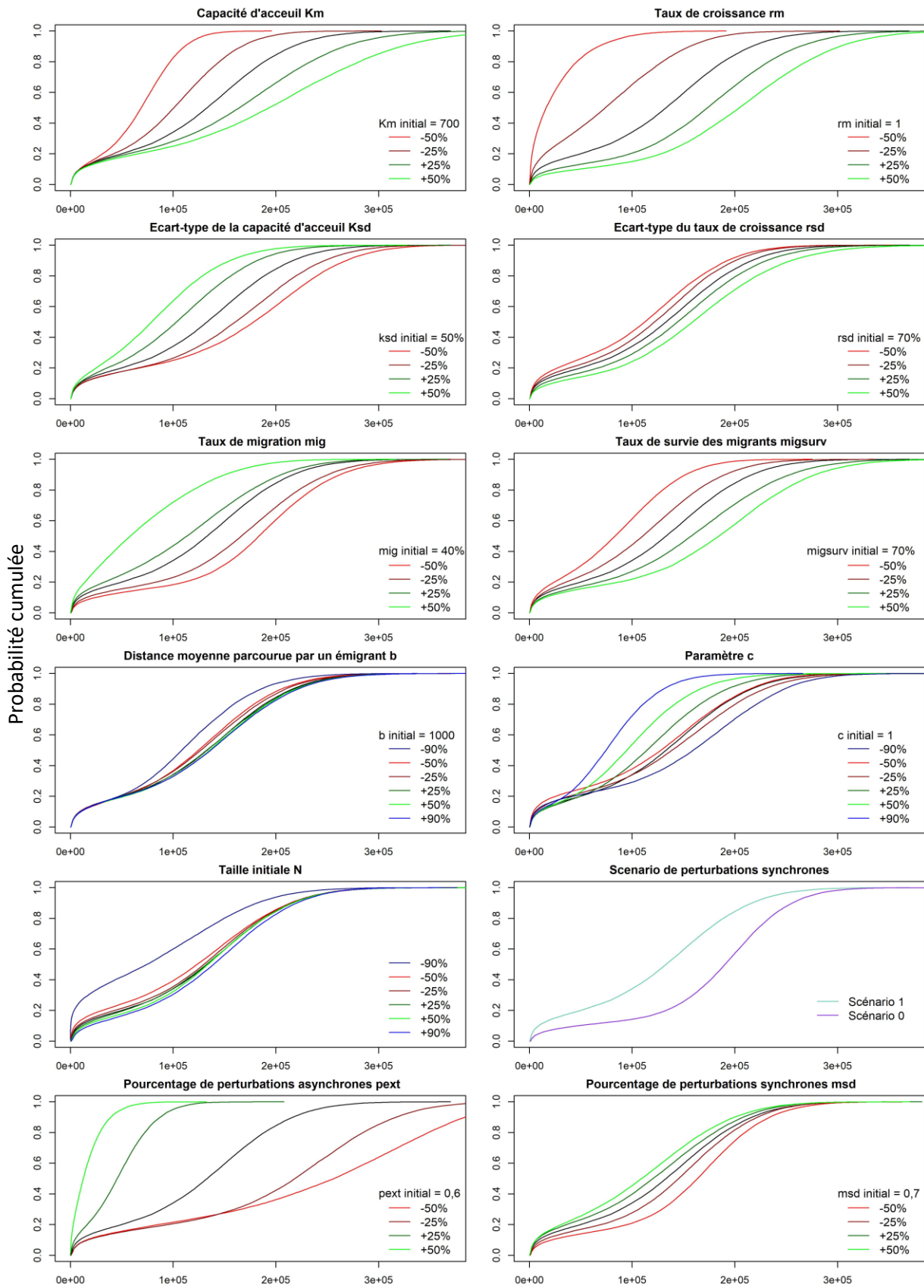
Espèces	Proportion de surface différente identifiée à partir du RC et des EE, par rapport à la surface totale ajoutée par les EE (%)	Différence totale de surface identifiée à partir du RC et à partir des EE (ha)	Surface totale partagée par les taches identifiées à partir du RC et à partir des EE (ha)	Nombre de taches identifiées par les EE et reprises par le RC
<i>Boloria aquilonaris</i>	3	45,44	1437,21	100
<i>Boloria selene</i>	14	379,71	2601,12	92
<i>Boloria eunomia</i>	13	66,56	490,32	91
<i>Lycaena helle</i>	31	239,79	673,01	81
<i>Brenthis ino</i>	23	63,26	257,51	85

3. Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité repose sur l'analyse du changement de risque de quasi-extinction des métapopulations lors de la modification de chaque paramètre. Pour rappel, le graphique illustre la probabilité cumulée d'observer une valeur d'effectif au sein de la métapopulation au moins une fois pour les 50 prochaines générations et chaque courbe est la moyenne de 500 répétitions. La comparaison de chaque scénario est visuelle. Plus la courbe est à gauche, plus la probabilité de tomber en dessous ou égal au seuil d'extinction est élevée et plus la viabilité de la métapopulation est faible.

3.1 Analyse de sensibilité des paramètres impliqués dans le modèle de viabilité de populations

L'analyse de sensibilité présentée se porte sur l'espèce *B. aquilonaris* pour le scénario B (actuel) mais les mêmes effets se sont observés pour l'ensemble des espèces. Deux tendances se différencient selon la valeur du paramètre c , la Figure 14 montre les modifications de chaque paramètre avec la valeur de c égale à 1 et la Figure 15 montre les modifications de chaque paramètre avec la valeur de c égale à 3.



Taille de la métapopulation

Figure 14 Analyse de sensibilité des paramètres du modèle de viabilité des populations selon l'intervalle de risque de quasi-extinction pour l'espèce *B. aquilonaris*. Les paramètres initiaux étant fixés à : Km= 700 individus/ha, Ksd= 50%, rm= 1, rsd=0,74, mig=40%, migsurv = 70%, b= 1000m, c=1,1, pext=0,6, scénario =1, msd=0,7

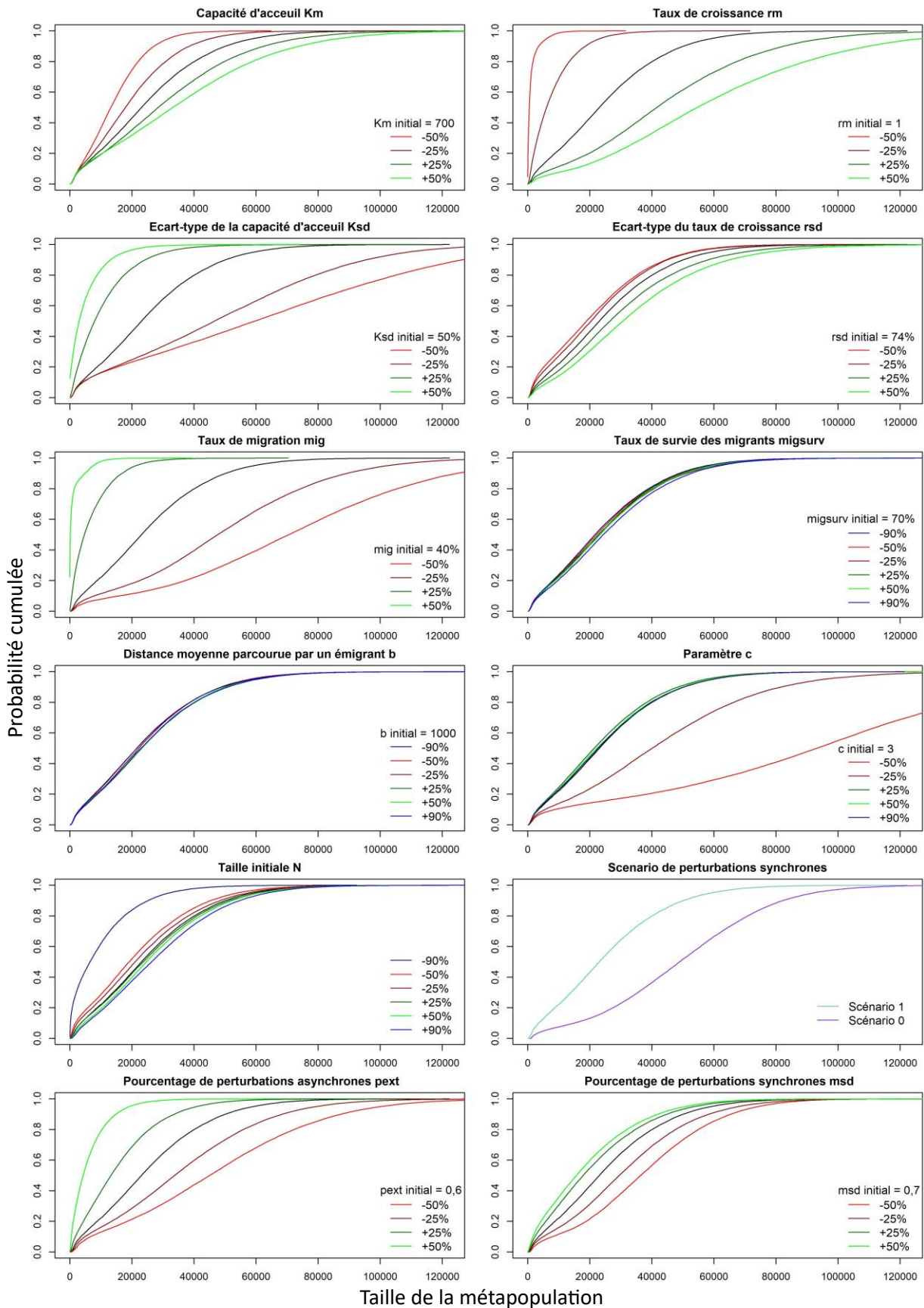


Figure 15 Analyse de sensibilité des paramètres du modèle de viabilité des populations selon l'intervalle de risque de quasi-extinction pour l'espèce *B. aquilonaris*. Les paramètres initiaux étant fixés à : $Km=700$ individus/ha, $Ksd=50$, $rm=1$, $rsd=0,74$, $mig=40\%$, $migsurv=70\%$, $b=1000m$, $c=3$, $pext=0,6$, scénario=1, $msd=0,7$

3.2 Analyse de sensibilité de l'attribution des coûts de déplacement basée sur l'expertise et de l'impact de la connectivité fonctionnelle

La Figure suivante permet d'analyser l'impact de l'incertitude liée à l'attribution des coûts de déplacement basée sur l'expertise. Il peut être observé que l'utilisation de la distance effective selon l'occupation du sol uniquement ou de la distance effective selon l'occupation du sol et la présence de vallée ne modifie pas la probabilité d'avoir une taille de métapopulation donnée ou inférieure.

Ensuite, cette figure permet également d'analyser l'impact de la considération de la connectivité fonctionnelle par rapport à la connectivité structurale. La probabilité d'obtenir une taille de métapopulation plus faible augmente légèrement avec l'utilisation de la distance entre les centroïdes des populations. La probabilité d'obtenir une taille de métapopulation plus grande augmente également faiblement avec l'utilisation de la distance entre les extrémités des populations. Les courbes représentant l'utilisation de la connectivité fonctionnelle dans le modèle (i.e. les distances effectives) présentent un comportement intermédiaire.

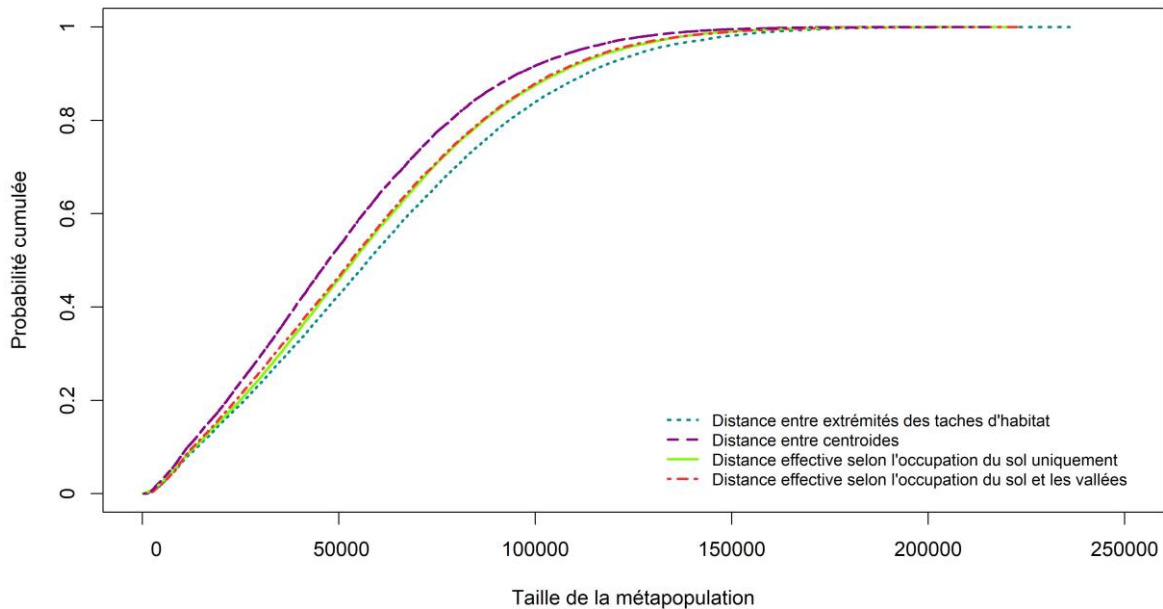


Figure 16 Analyse de sensibilité selon l'intervalle de risque de quasi-extinction du type de distance entre taches utilisé, pour l'espèce *B. aquilonaris*. Les paramètres du modèle de AVP sont fixés à : $Km=500$ individus/ha, $Ksd=50\%$, $\%$, $rm=1$, $rsd=0,74$, $mig=40\%$, $misurv=70\%$, $b=1000m$, $c=1,1$, $pext=0,3$, $msd=0,7$

4. Analyse de la viabilité des espèces

Les figures 17 à 21 exposent les trois types de graphiques évaluant la viabilité des populations de chaque espèce.

Il peut être observé que la persistance des populations de chaque espèce évolue positivement à travers les trois périodes temporelles associées aux différents scénarios et selon les trois types de résultats étudiés.

Également, de manière générale, le nombre de taches d'habitat contenant plus de 10 individus inclus diminue avec le temps. La taille de la métapopulation commence à augmenter pour chaque espèce puis se stabilise après une quinzaine d'années pour *B. aquilonaris* et *B. selene* et diminue pour les autres espèces. Le modèle prédit des tailles de métapopulations élevées.

L'entièreté des taches d'habitat identifiées ne sont pas occupées par plus de 10 individus inclus au cours des 50 années simulées.

Enfin, des disparités de comportement dans la viabilité au cours du temps entre les espèces se font remarquer. Excepté pour *B. ino*, l'amélioration de viabilité selon l'intervalle de quasi-extinction est moins important entre le scénario B et C qu'entre le scénario A et B. Concernant les deux autres types de résultat, *B. aquilonaris* et *B. selene* sont deux espèces qui évoluent de manière plus stable dans le temps que les autres espèces. L'évolution de *B. eunomia* et *B. ino* tend vers un déclin. *L. helle* montre une plus forte régression de l'effectif de sa métapopulation et du nombre de populations occupées, l'allure des courbes de l'intervalle de risque de quasi-extinction indique d'ailleurs une dominance des effectifs de faible valeur.

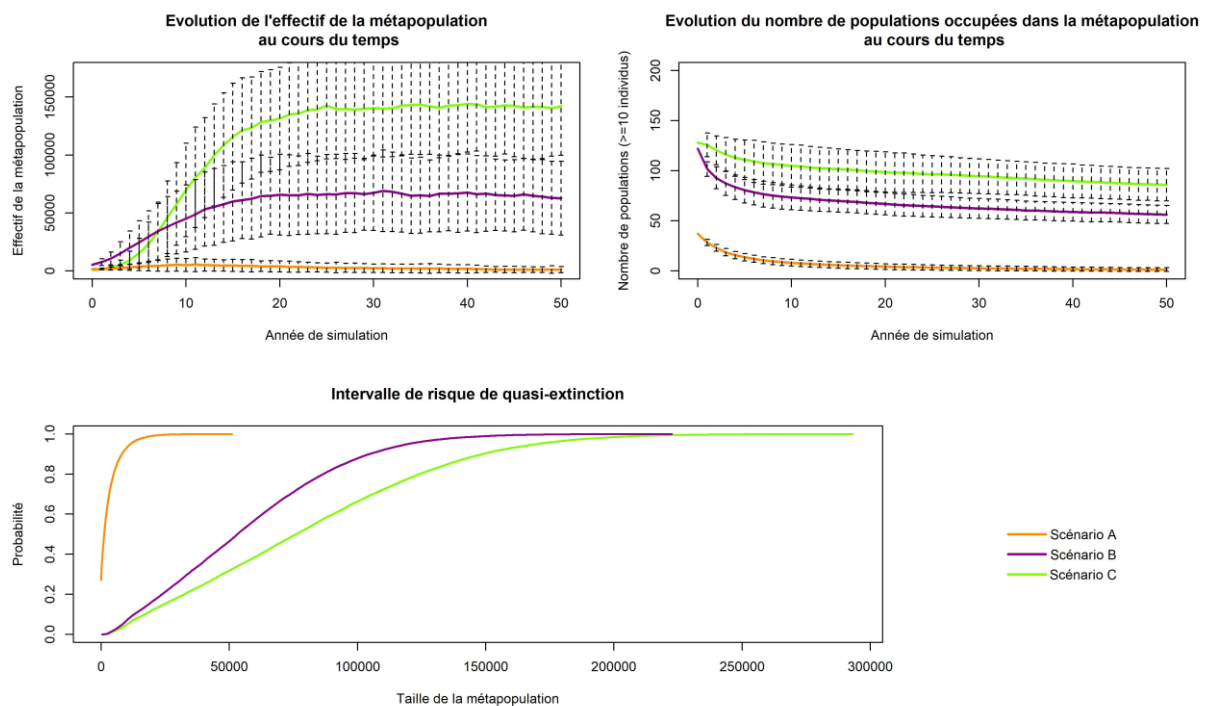


Figure 17 Viabilité de la métapopulation de *Boloria aquilonaris* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

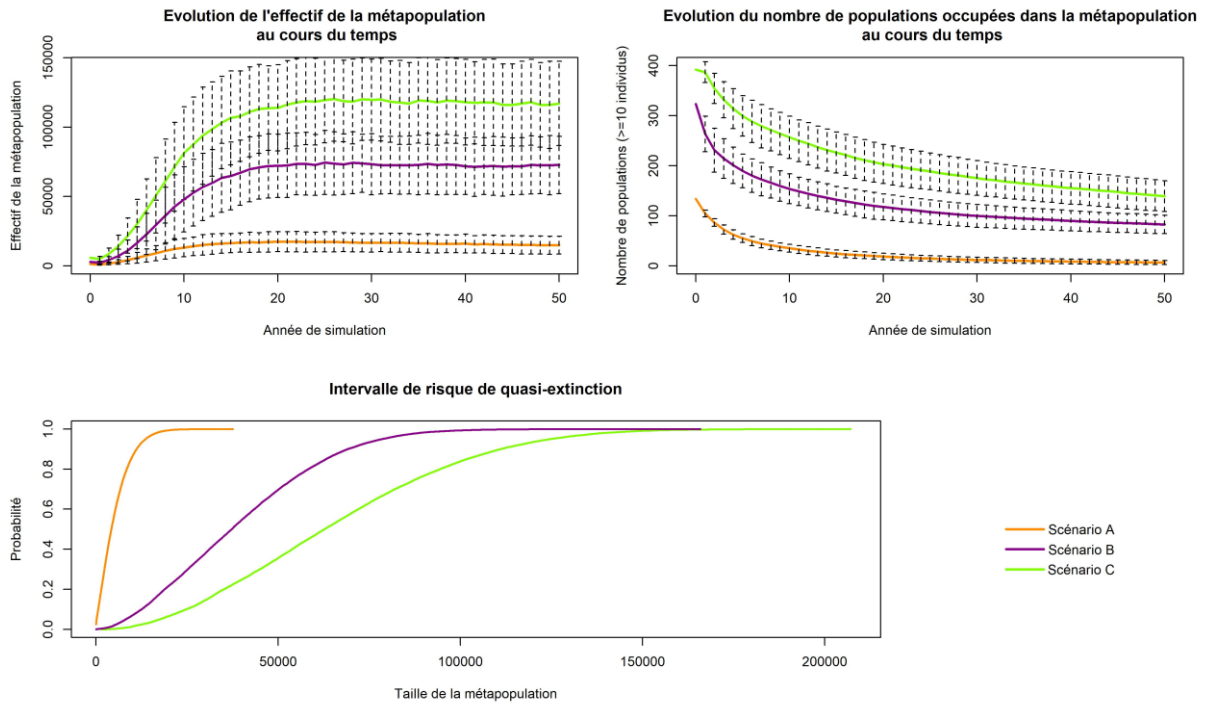


Figure 18 Viabilité de la métapopulation de *Boloria selene* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

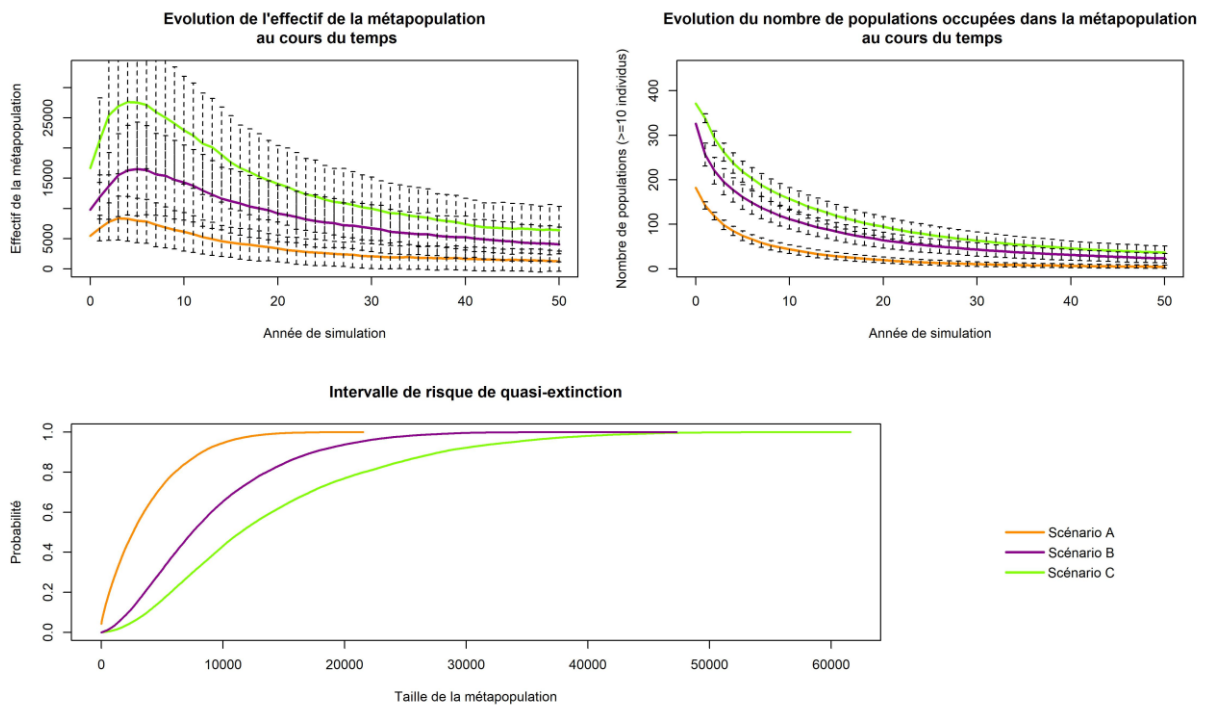


Figure 19 Viabilité de la métapopulation de *Boloria eunomia* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

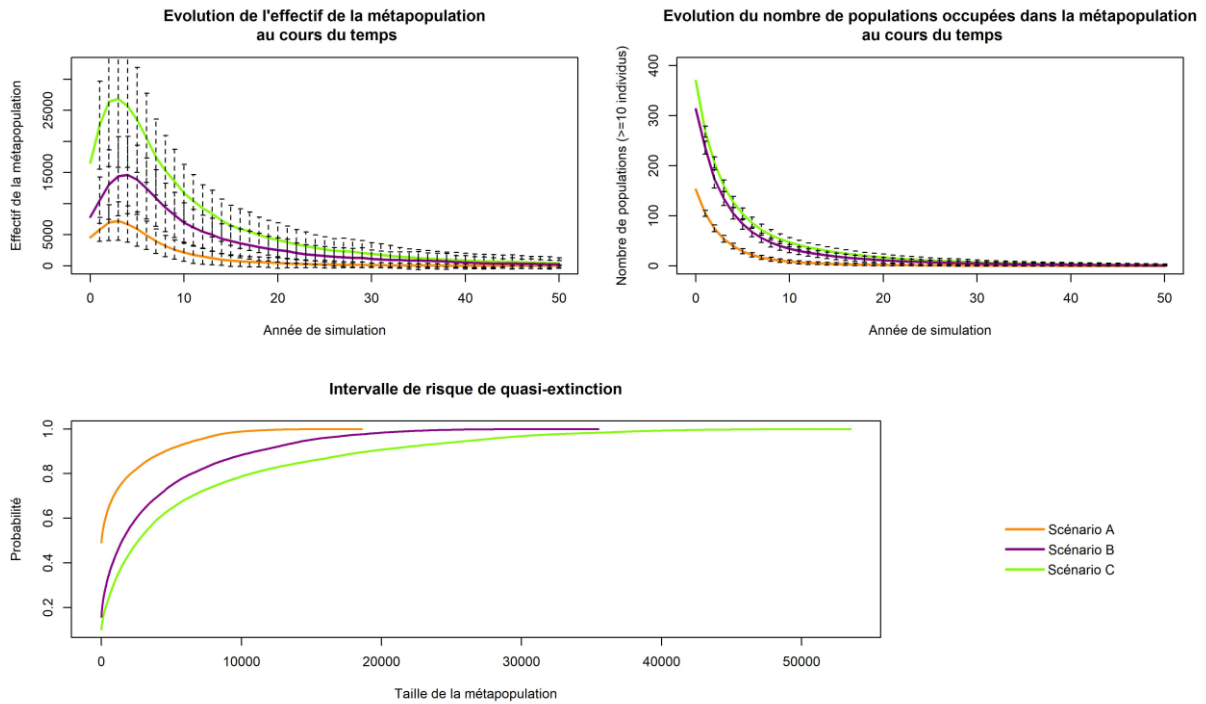


Figure 20 Viabilité de la métapopulation de *Lycaena helle* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

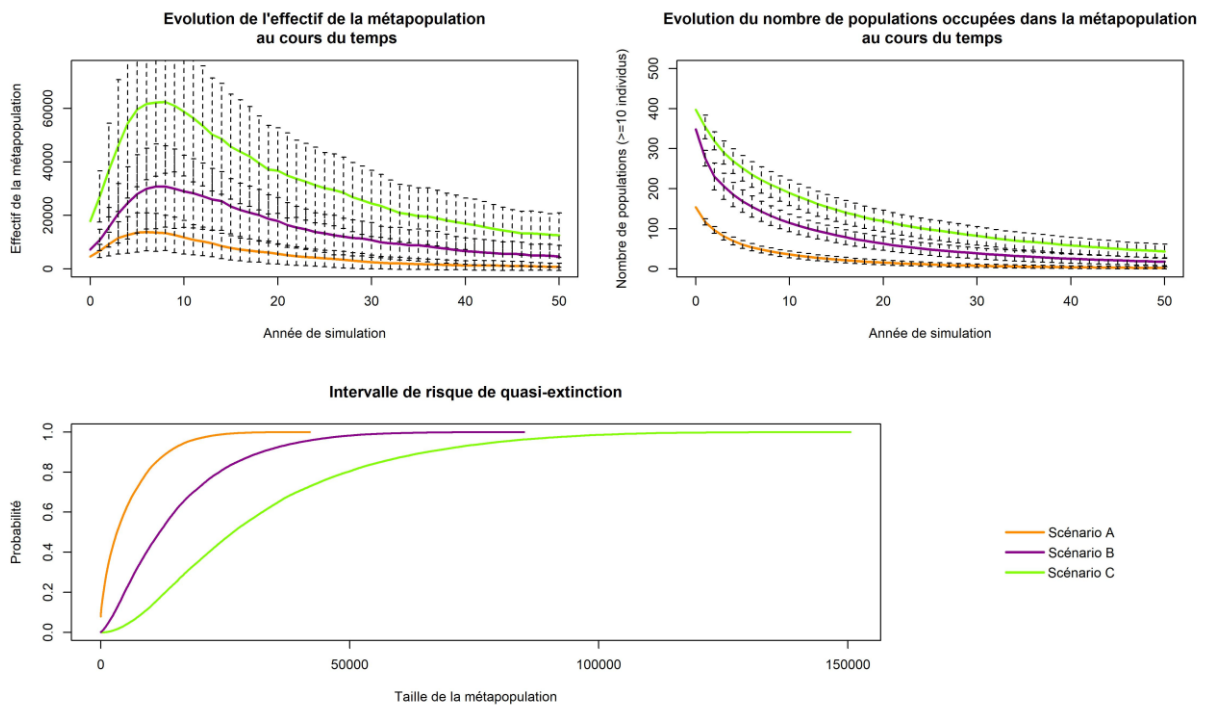


Figure 21 Viabilité de la métapopulation de *Brenthis ino* pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

Les 5 figures suivantes illustrent le nombre d'années où l'effectif de chaque population descend en dessous d'un seuil d'extinction égal à 10 individus (moyenne des 500 simulations), selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques. Il convient d'examiner la tendance entre les deux scénarios et de ne pas interpréter les résultats de manière absolue. La visualisation de la localisation des extinctions marquées permet de pointer les zones de vulnérabilité du réseau.

De manière générale, des métapopulations présentes dans chaque plateau voient leur nombre d'extinctions simulées diminuer entre les scénarios. Les populations ajoutées aux scénarios C voulant renforcer la connexion des plateaux ne sont pas systématiquement colonisées et montrent un nombre d'extinctions sur 50 ans élevé.

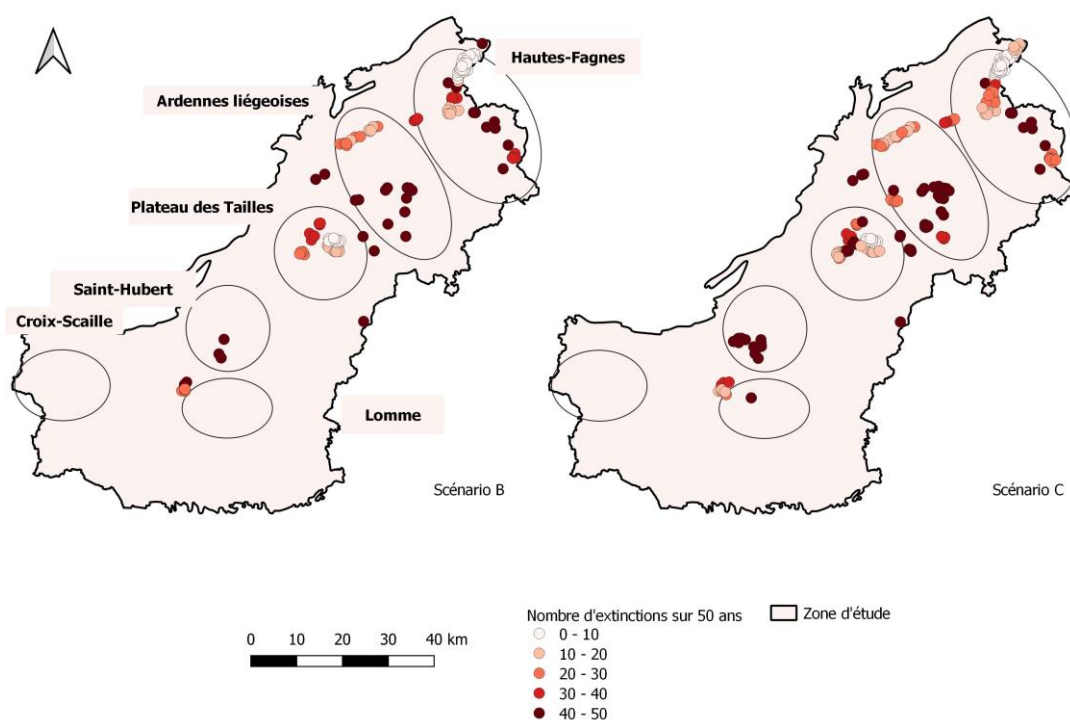


Figure 22 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce *B. aquilonaris*, selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

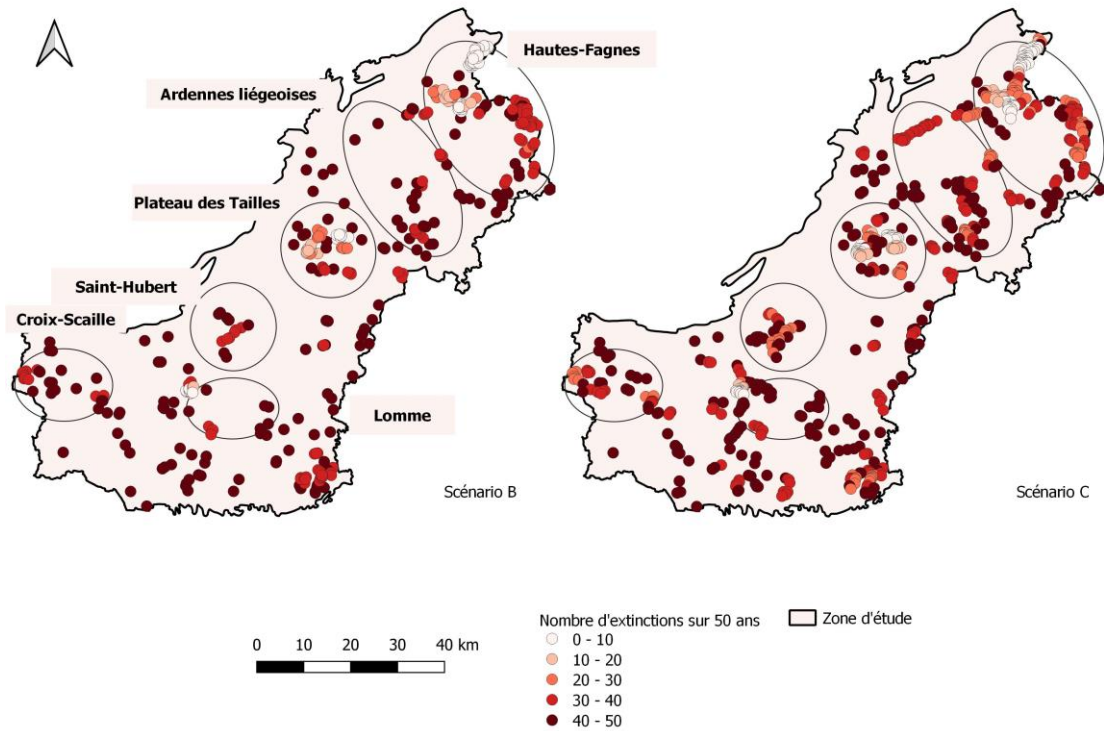


Figure 23 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce *B. selene*, selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

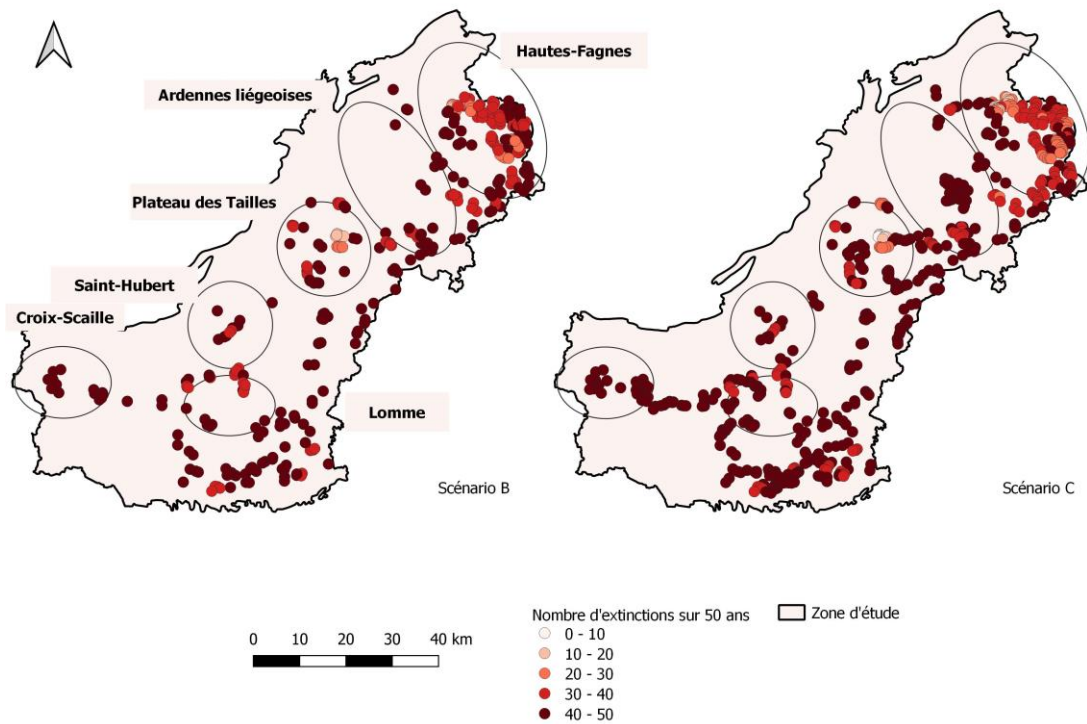


Figure 24 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce *B. eunomia*, selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

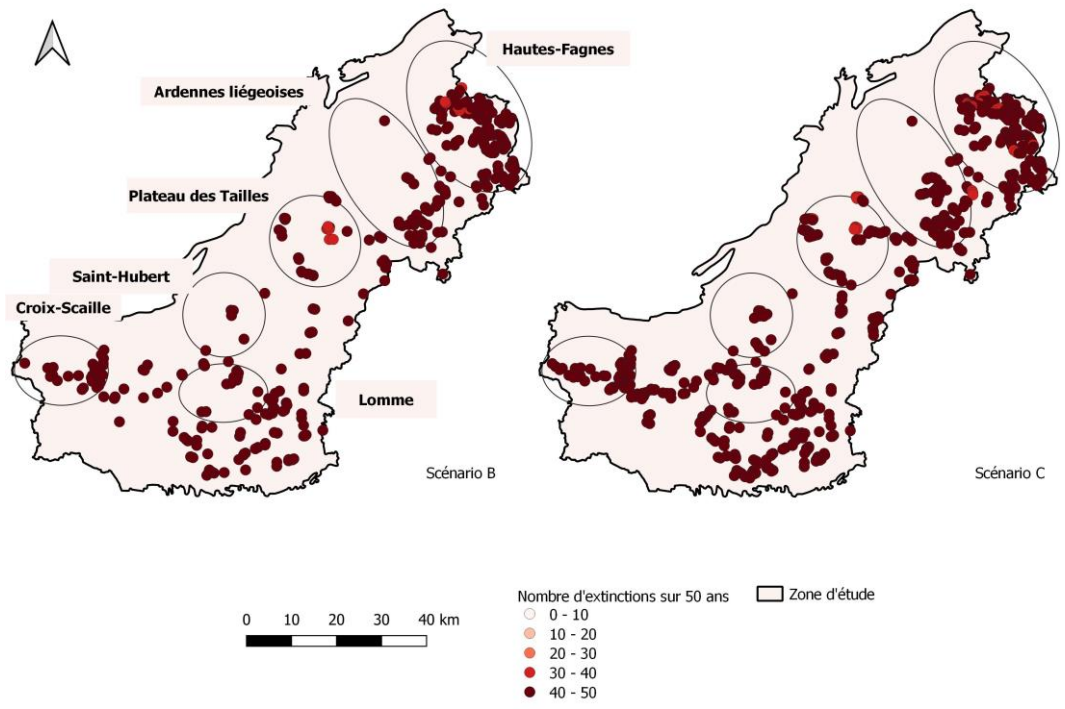


Figure 25 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce *L. helle*, selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

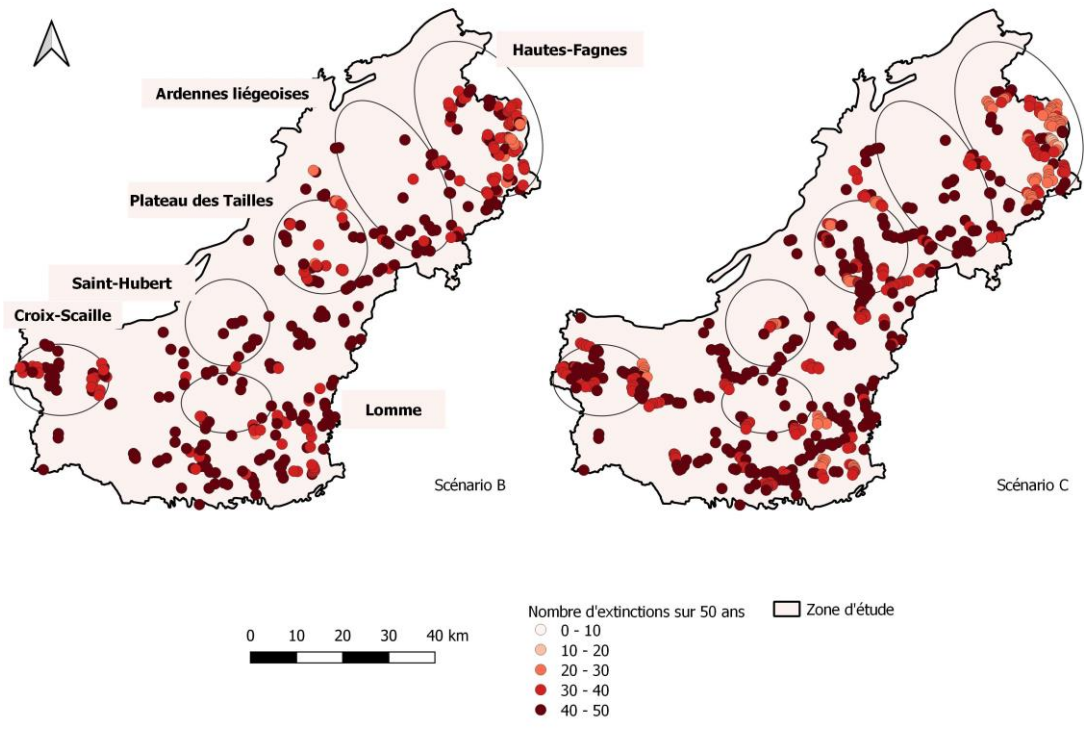


Figure 26 Nombre d'années avec moins de 10 individus pour chaque population de l'espèce *B. ino*, selon les scénarios (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques

IV. Discussion

1. Délimitation des populations

Bien que la méthode d'identification des taches d'habitat occupées soit la plus standardisée possible, il existe indéniablement un biais de subjectivité dans l'identification du nombre de populations.

Concernant le scénario actuel, B, dès que plusieurs observations sont réalisées sur un site, on a considéré qu'il s'agit du résultat d'une colonisation permanente. L'absence de données récentes a été négligée pour la principale raison que les relevés sont souvent opportunistes mais il est possible que les populations identifiées n'existent plus à l'heure actuelle.

Concernant le scénario A, l'encodage des données biologiques ayant fortement évolué ces trente dernières années (Dufrene et al., 2019), la détection de ces espèces avant 2006 n'était peut-être pas représentative de leur présence globale avant les restaurations écologiques.

La délimitation des populations du scénario C est encore plus subjective car elle est basée sur l'hypothèse forte que les individus vont coloniser les zones restaurées. Le scénario peut tout aussi bien sous-estimer ou surestimer la viabilité des espèces car les taches identifiées peuvent surévaluer la dispersion et inversement il peut manquer des taches dans lesquelles les espèces peuvent se disperser dans le futur.

Néanmoins, il aurait été difficile de choisir une autre méthode de délimitation des populations sur une zone d'étude aussi grande, pour les périodes temporelles étudiées et basée sur des données biologiques issues de science participative.

2. Prise en compte de la connectivité fonctionnelle

2.1 Analyse des couts de déplacement obtenus à partir des données biologiques

L'espèce *B. aquilonaris* se distingue des autres espèces en raison de ses couts nettement plus importants. La cause plausible derrière ce constat est que la spécificité de son habitat, les tourbières, est supérieure aux autres espèces et que cette espèce n'est observée strictement que dans son habitat.

La ressemblance des couts de déplacement de *B. eunomia* et *L. helle* peut s'expliquer par leur cohabitation dans de même habitat, les prés à bistortes, ce qui conduirait à des modèles de distribution semblables.

Il n'est pas étonnant que les couts de déplacement soient plus faibles pour *B. ino* car cette espèce est davantage généraliste (Lebigre et al., 2022). L'eau de surface est plus perméable à la dispersion pour *B. ino* car son habitat est lié aux prairies humides, les observations proches de l'eau sont plus probables.

Les couts de déplacement obtenus pour *B. selene* sont inattendus, il était plutôt prévu des couts inférieurs aux autres espèces en raison de la diversité de son habitat.

Une limite inhérente à cette méthode importante à évoquer est qu'elle postule que les facteurs influençant le déplacement des espèces sont les mêmes que ceux qui définissent la qualité de l'habitat, mais ce n'est pas toujours vrai (Zeller et al., 2012). Ainsi, par exemple, les classes d'occupation présentent

des couts de déplacement qui ne correspondent pas forcément les couts attribués selon l'expertise, spécifiquement pour la différenciation de cout entre feuillus et résineux.

En outre, il existe deux inconvénients majeurs liés à la mise en œuvre de cette méthode dans ce TFE. Le premier concerne la nécessité d'apposer un masque d'occupation du sol sur les modèles de répartition d'espèce. D'une part, ce masque apporte de la subjectivité en devant choisir les classes d'occupation ne correspondant pas à la niche écologique des espèces. D'autre part, des erreurs peuvent provenir du calcul des statistiques de zones car la superposition de ces modèles ne correspond pas précisément aux contours des polygones. Le deuxième inconvénient s'attarde sur le contraste entre les valeurs des couts de déplacement. Afin de correctement créer des chemins de moindre cout et d'éviter l'obtention de chemins aléatoires dans le paysage, il faudrait que ces couts soient le plus contrastés possible, par exemple : logarithmique (Gonzales & Gergel, 2007; Rayfield et al., 2010). Or, les couts obtenus ne montrent ni de tendance logarithmique ni de variations importantes. Il aurait donc fallu réattribuer les valeurs obtenues pour respecter ces valeurs logarithmiques, amenant de la subjectivité qui était initialement à éviter.

Cette méthode aurait pu être améliorée en utilisant des modèles de distribution d'espèces de résolution plus fine et définis selon l'occupation du sol.

2.2 Analyse de l'attribution des couts de déplacement à partir de l'expertise

La subjectivité est la principale critique liée à la méthode basée sur l'expertise (Sawyer et al., 2011). Celle-ci peut être nuancée par le support bibliographique ayant guidé l'attribution des valeurs, et par le fait que la première méthode aurait elle-même demandé une réattribution des couts de manière subjective.

Ensuite, les couts de déplacement sont identiques pour toutes les espèces. Il est possible que cela ne corresponde pas à la réalité, d'autant que les capacités de dispersion diffèrent. Cette hypothèse se justifie cependant par l'obligation de contraster les couts de déplacement et l'inféodation de toutes les espèces étudiées aux milieux ouverts, il peut être ainsi supposé qu'elles suivent la même tendance de dispersion.

La Figure 16 indique que la source d'erreur concernant l'utilisation de la matrice de résistance comprenant l'impact de l'occupation du sol uniquement ou de la matrice de résistance comprenant l'impact de l'occupation du sol et des vallées n'est pas très importante sur la viabilité des populations.

Une analyse de sensibilité accrue en jouant avec les valeurs de couts pour chaque classe d'occupation et avec le poids de pondération des vallées aurait pu être réalisée pour améliorer cette méthode.

2.3 Analyse de la création des matrices de résistance

La création des matrices de résistance peut être critiquée concernant l'emploi de couches environnementales différentes pour les divers scénarios. En effet, la classification K-means n'a pas pu être obtenue pour l'année 2006 du référentiel cartographique. Par conséquent, la matrice de résistance s'est basée sur la couche des écotopes. Celle-ci étant moins précise que le référentiel cartographique, la matrice de résistance pour le scénario antérieur à 2006 est davantage homogène.

2.4 Evaluation des enveloppes écologiques par rapport au référentiel cartographique

Globalement, les enveloppes écologiques permettent la détection des taches qui augmentent l'indice intégral de connectivité (Formule 2). En effet, la majorité des taches identifiées à partir des enveloppes sont également reconnues à partir du référentiel cartographique.

Bien que la plupart des taches identifiées sont identiques (Figure 13), il existe une différence de surface considérable (Tableau 8) car les taches identifiées à partir du référentiel cartographique sont plus grandes et englobent parfois plusieurs taches identifiées à partir des enveloppes écologiques.

Cette analyse renforce la validation de la cohérence des enveloppes écologiques car l'évaluation permet de confirmer qu'utiliser les enveloppes écologiques permet de pointer les zones d'importance pour la connectivité.

3. Analyse de sensibilité

3.1 Analyse de sensibilité des paramètres impliqués dans le modèle AVP

Le taux de croissance discret **rm** exerce une grande influence dans le risque de quasi-extinction. Ce constat était attendu puisque ce paramètre est l'un des facteurs principaux dictant l'évolution naturelle d'une population (Formule 4).

Ensuite, comme observé dans d'autres études et comme attendu naturellement, la capacité de charge a un grand effet sur la viabilité des espèces (Sawchik et al., 2002; Schtickzelle, Chouet, et al., 2005; Schtickzelle & Baguette, 2004). Les conditions locales sont donc importantes pour la viabilité des populations. L'absence de prise en compte de la qualité de l'habitat dans le modèle entraîne sûrement une surestimation importante de l'effectif des métapopulations. Tous les biotopes correspondant à une classe d'habitat n'ont pas le même potentiel.

Concernant les sources de variabilité, la stochasticité environnementale, représentée par **Ksd** et **rsd**, exerce une influence secondaire sur la persistance des populations (Figure 14). Les perturbations asynchrones ont démontré plus d'effet que les perturbations synchrones. D'ailleurs, les perturbations asynchrones sont de loin le paramètre le plus influant, sa paramétrisation doit donc être prudente. Dans ce travail, il a été choisi une valeur assez élevée pour identifier les limites de la résistance du réseau de populations à des problèmes environnementaux.

Comme attendu, la taille initiale des populations, **N**, a un effet limité sauf en cas de forte réduction de la valeur (-90%). Par conséquent, l'affectation des valeurs arbitraires n'a pas d'impact majeur sur les prédictions des modèles si les valeurs choisies ne sont pas trop faibles.

Il s'est avéré qu'un paramètre affectant considérablement le comportement du modèle se trouve être le facteur **c** de la formule de dispersion (6). En effet, lorsque celui-ci s'approche de la valeur 2, la dispersion devient impossible et les émigrants n'arrivent pas à destination (Figure 27). Ainsi, lorsque la valeur de **c** est grande, le facteur **b** et le taux de survie à la migration n'ont aucun impact sur la viabilité des populations, à l'inverse du taux de migration qui exerce une grande influence (Figure 15). Comme la migration ne s'effectue pas, le taux de migration est alors davantage assimilé à une mortalité. Dès que la valeur de **c** excède le moment où la dispersion est nulle, une augmentation de **c** n'a plus d'impact sur la viabilité des populations et seules les dynamiques locales importent (la variabilité environnementale, en particulier **ksd**, exerçant un plus grand impact que lorsque la dispersion est possible). Ces résultats ne rejoignent pas spécialement ceux de Sawchik et al. (2002) qui avaient trouvés à l'inverse que les

distances de migration moyenne (facteur **b**) et maximale ont beaucoup plus d'influence sur la persistance du système que le taux de migration maximal.

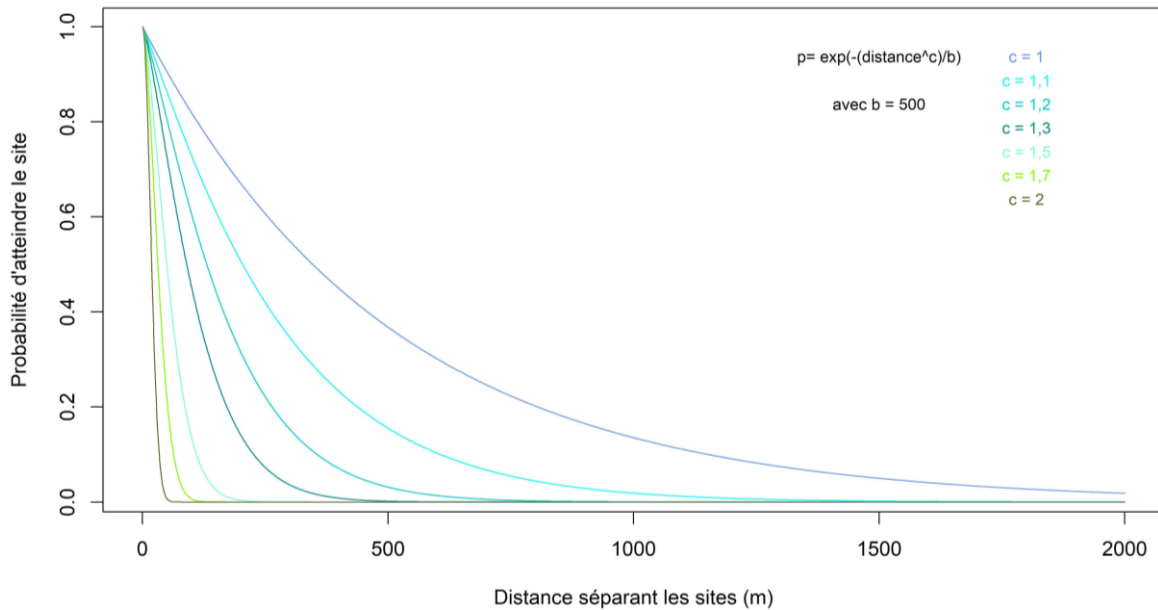


Figure 27 Probabilité de d'atteindre les sites selon la distance les séparant, avec une variation du facteur c dans la formule de probabilité de dispersion

3.2 Analyse de sensibilité de l'impact de la connectivité fonctionnelle

La prise en compte de la connectivité fonctionnelle du paysage peut considérablement changer la distance de dispersion entre populations lorsque la matrice est défavorable à la dispersion. La Figure 28 montre que les individus devraient parcourir des distances beaucoup plus élevées pour atteindre les populations, non effectuées en réalité (courbe rouge). Cependant, la considération des distances effectives n'a pas de grand impact sur la viabilité des populations (Figure 16).

En outre, dans la Figure 29, il peut être observé une absence d'impact de la matrice de résistance de restaurations écologiques des résineux dans la viabilité des populations actuelles de chaque espèce alors que les chemins de moindre coût devraient être plus courts et la dispersion ainsi être facilitée.

Par conséquent, l'implication d'une connectivité fonctionnelle par le biais de chemins de moindre coût n'a pas de valeur ajoutée à la connectivité structurelle dans ce modèle.

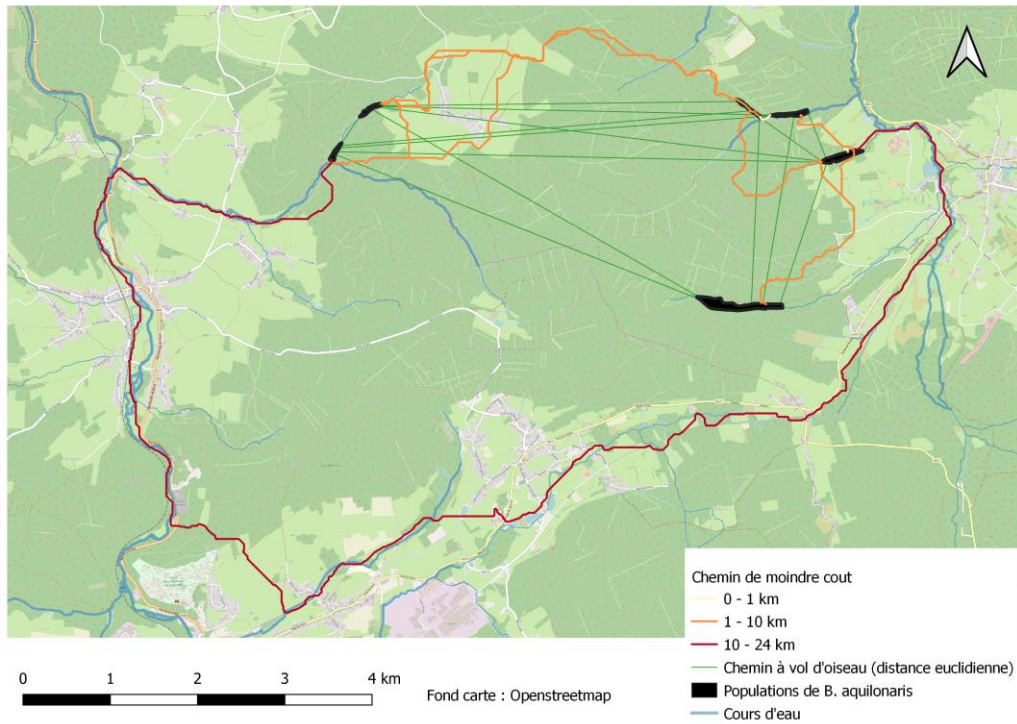


Figure 28 Comparaison distance euclidienne issues des distances à vol d'oiseau et distance effective issues de chemins de moindre cout.

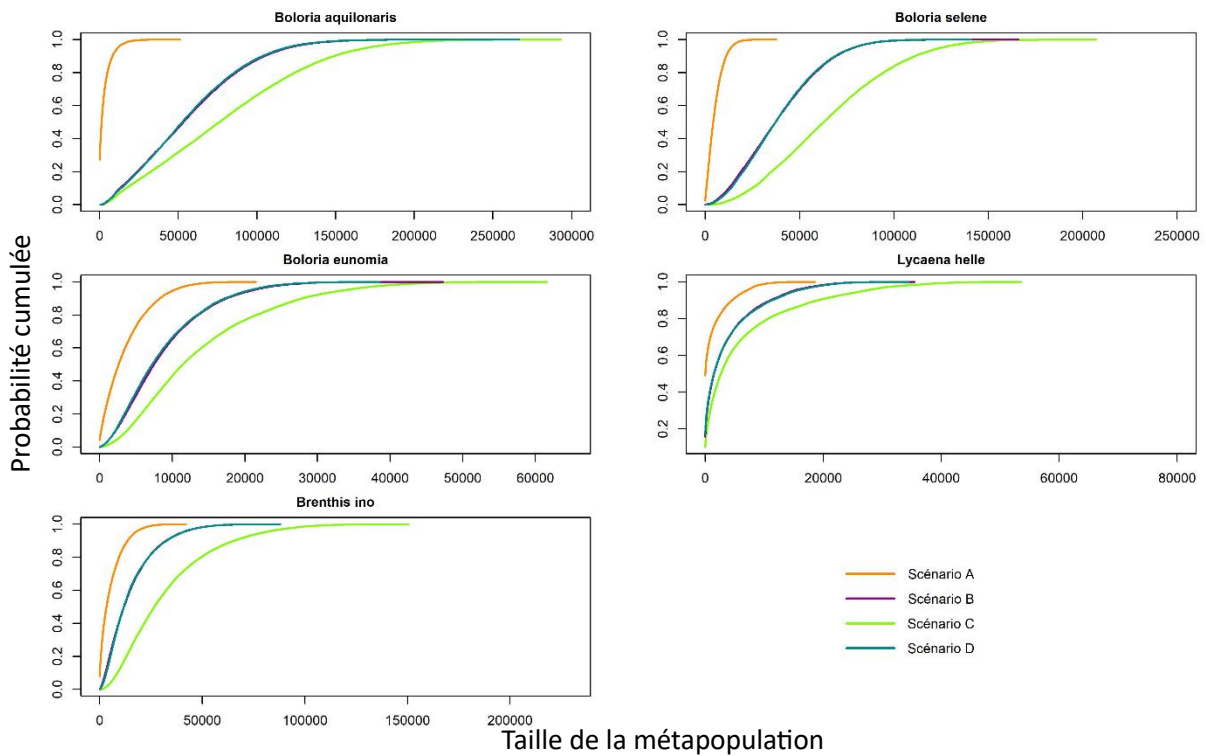


Figure 29 Comparaison de la viabilité des populations de chaque espèce selon l'intervalle de quasi-extinction pour les scénarios (A) antérieur aux restaurations écologiques passées, (B) actuel, (C) postérieur aux futures restaurations écologiques, (D) populations actuelles avec une matrice de résistance restaurée

4. Source de sous-estimation et surestimation

4.1 Absence d'autocorrélation spatiale et temporelle

Le modèle d'analyse de la viabilité de population utilisé ne considère ni la corrélation spatiale ni la corrélation temporelle.

Concernant la corrélation temporelle, la variabilité environnementale pourrait par exemple être modélisée avec une autocorrélation temporelle (Sawchik et al., 2002). Cela signifie que l'apparition d'une perturbation environnementale au sein d'une population dépendrait des perturbations produites antérieurement.

Concernant la corrélation spatiale, il a été détecté pour plusieurs espèces « une relation entre le niveau de synchronie de la dynamique des populations locales et la distance inter-taches » (Sawchik et al., 2002). En d'autres termes, les populations spatialement proches montrent une dynamique similaire. La diminution de la corrélation des dynamiques de populations locales avec la distance peut s'expliquer par la diminution de la probabilité de dispersion entre ces populations (Trenham et al., 2001). Cependant, au vu de la sédentarité de la plupart des papillons, la synchronie entre populations s'expliquerait davantage par les variations météorologiques ou autres facteurs limitants la croissance plutôt que par les mouvements des individus (Sutcliffe et al., 1996). La corrélation spatiale peut agir à l'échelle locale et régionale. La corrélation diminuant rapidement avec la distance à l'échelle locale et progressivement à l'échelle régionale (Sutcliffe et al., 1996).

La corrélation spatiale amène de l'hétérogénéité spatiale dans la dynamique des populations (Trenham et al., 2001). Elle est assimilée à de la stochasticité régionale (Sawchik et al., 2002). Les populations spatialement proches étant plus vulnérables aux extinctions synchronisées, les extinctions ne sont pas distribuées de manière aléatoire dans l'espace mais regroupées spatialement (Kallimanis et al., 2005). Par conséquent, considérer uniquement la structure spatiale de l'habitat dans un modèle sans tenir compte de la corrélation spatiale peut mener à une sous-estimation du risque d'extinction (Kallimanis et al., 2005).

En pratique, cette corrélation spatiale à l'échelle locale pourrait être appliquée de différentes manières. Schtickzelle & Baguette (2004) ont corrélié les taux de croissance de population locale en fonction de la distance entre paires de taches et Sawchik et al. (2002) ont supposé une variabilité environnementale spatialement autocorrélée. La prise en compte de ces facteurs aurait demandé la fixation arbitraire des paramètres dictant les fonctions de corrélation.

Nonobstant, le facteur de perturbations synchrones compense partiellement l'absence de corrélation spatiale dans le modèle en s'apparentant à une corrélation spatiale à l'échelle régionale. Celle-ci représentant les variations climatiques (Sutcliffe et al., 1996). En effet, le facteur induit des extinctions synchronisées sur toutes les populations de la région ardennaise en fonction des années. Cela ne peut pas être considéré comme de la corrélation spatiale à l'échelle locale car les extinctions ne sont pas distribuées de manière regroupée spatialement au sein de la région mais bien comme une tendance régionale.

4.2 Simplification de la dispersion

Le modèle simplifie la paramétrisation de la dispersion en négligeant la variation intraspécifique de la dispersion et les interactions entre les processus biologiques et paysagers lors de chaque étape de la dispersion (émigration – transfert dans la matrice – immigration) (Baguette & Van Dyck, 2007). Le paragraphe suivant présente les facteurs principaux affectant la dispersion qui sont omis par le modèle.

Il est peu probable que la dispersion dépende uniquement de la capacité de vol des papillons (Stevens et al., 2010).

La dispersion est connue pour être **dépendante de la densité** chez plusieurs papillons (Baguette et al., 1998; Enfjäll & Leimar, 2005; Nowicki & Vrabec, 2011), et le sens de cette dépendance varie selon l'espèce et le sexe (Baguette et al., 1998). Certains patterns de colonisation suggèrent que la migration commence à partir du dépassement d'un seuil de densité (Baguette et al., 1998). Néanmoins, il est indéniable que la production d'émigrants augmente avec la taille de la population (Baguette et al., 2000).

La dispersion est influencée par le contexte paysager. En effet, le taux de dispersion diminue avec la **fragmentation du paysage** (Baguette et al., 2003; Mennechez et al., 2003). En fait, la propension à la dispersion peut ne pas changer selon un système fragmenté ou continu mais les individus subissent une mortalité plus élevée pendant la dispersion dans le système fragmenté (Mennechez et al., 2003; Schtickzelle et al., 2006). De plus, la propension à la dispersion peut diminuer en réponse aux pressions sélectives induites par la perte et la fragmentation des habitats (Mennechez et al., 2003). Par exemple, les espèces présentant une propension à la dispersion limitée et ne s'aventurant pas dans la matrice hostile (Schtickzelle et al., 2006).

Les taches influencent également la dispersion. Dans un contexte de paysage **fragmenté, un site donneur possédant une aire élevée** est reconnu comme un facteur diminuant l'émigration des papillons (Baguette et al., 2000, 2003; Mennechez et al., 2003; Schtickzelle et al., 2006). Plusieurs raisons expliquent cet événement, d'une part, les papillons ont plus de chances d'abandonner des petites taches que des grandes parce qu'ils sont moins susceptibles d'y trouver toutes les ressources dont ils ont besoin, d'autre part, ils sont plus enclins à rencontrer des limites de la tache et donc de les franchir (Schtickzelle et al., 2006). En outre, la **qualité** des taches peut influencer la dispersion de **manière densité-dépendante**. Le taux d'émigration augmenterait lorsque la qualité de la tache diminue et vice-versa (Baguette et al., 2011). A savoir qu'une dispersion positivement dépendante de la densité (dispersion augmentant avec la densité) implique une relation à la compétition densité-dépendante. Alors qu'une dispersion négativement dépendante de la densité peut être liée à une représentation de la densité conspécifique comme un proxy de perspective de fitness d'une tache d'habitat où une plus grande densité est associée à une meilleure compétitivité ou une meilleure qualité d'habitat (Baguette et al., 2011; Enfjäll & Leimar, 2005).

Les **conditions climatiques** exercent également une influence sur la dispersion des papillons. Moins de mouvements sont attendus par mauvais temps (humide, nuageux, venteux) que par temps favorable (sec, ensoleillé, chaud) (Baguette, 2003).

Il est important de mentionner que selon Baguette & Van Dyck (2007) ; Gorbach (2011) ; Stevens et al. (2010), la dispersion ne devrait pas être considérée comme un **trait fixe spécifique** à l'espèce mais plutôt être perçue comme un trait individuel montrant des variations à la fois au sein et entre les populations, en fonction de diverses pressions sélectives (comme les paramètres structurels de l'environnement).

Cette simplification peut considérablement affecter les estimations de viabilité de métapopulation (Baguette et al., 1998). Cependant, bien que la perméabilité du paysage à la dispersion a pu être prise

en compte, il est difficile d'apprécier tous les paramètres mentionnés affectant la dispersion. En outre, en l'absence de données biologiques de bonne qualité provenant d'expérience capture-recapture, l'augmentation de la paramétrisation entraîne une augmentation de l'incertitude du modèle.

4.3 Sous-estimation des migrations longue distance

Le noyau de dispersion a été décrit par une fonction exponentielle négative. L'utilisation de cette fonction implique que la mobilité des papillons diminue de façon exponentielle avec l'augmentation de la distance (Gorbach, 2011). Par conséquent, il existe une sous-estimation de la probabilité de migration longue distance qui peut influencer la considération des populations isolées (Baguette, 2003; Sawchik et al., 2002) et ainsi une sous-estimation de la viabilité des populations. La fonction de puissance inverse est souvent proposée pour palier à ce problème, elle produirait des résultats plus réalistes pour les probabilités de mouvements sur de longues distances (Baguette, 2003). Il était initialement prévu de comparer ces deux fonctions mais il était difficile d'interpréter les paramètres d'ajustement de la fonction de puissance inverse par des facteurs biologiques possiblement trouvable dans la littérature, telle que la distance de migration moyenne (paramètre b de la fonction exponentielle négative). L'impossibilité d'estimer les paramètres nécessaires a conduit à l'abandon de cette comparaison. En outre, la fonction de dispersion la plus appropriée pour décrire la distribution des distances de migration dépendrait de l'espèce (Baguette et al., 2000).

4.4 Surestimation des capacités d'accueil

La capacité d'accueil, qui est présentement définie par la surface de l'habitat, conditionne la croissance des populations (Formule 4), plus ce facteur est grand et plus l'effectif des populations peut s'agrandir. Ainsi, les valeurs de la capacité d'accueil influencent fortement l'échelle des valeurs de la taille des métapopulations. Ici, les valeurs appliquées sur base de la littérature sont assez élevées, de 150 à 500 individus/ha, donnant des effectifs de métapopulation non plausibles de l'ordre par exemple de 150 000 pour *B. aquilonaris* (Figure 17).

4.5 Surestimation des perturbations

Le modèle considère de la variabilité environnementale et des perturbations synchrones et asynchrones qui sont importantes pour essayer de représenter les variabilités environnementales extrêmes et ainsi découvrir les faiblesses du réseau de populations. Ces variabilités environnementales extrêmes dérivent des changements climatiques mais également de la colonisation du castor d'Europe (*Castor fiber* L.) dans les vallées ardennaises.

Ayant disparu en Belgique depuis le milieu du 19^{ème} siècle, le castor a recolonisé le territoire dans les années 90 à la suite de plusieurs réintroductions (Stilmant, 2020). Par la construction de barrages, la composition et la diversité des communautés végétales et animales des écosystèmes sont impactées, notamment les espèces des milieux ouverts humides. Ainsi, l'habitat du nacré et du cuivré de la bistorte peut négativement être affecté car les inondations et l'eutrophisation entraîne la diminution de densité de bistortes et la densité de touradons de graminées qui protègent les chenilles des inondations (Stilmant, 2020). Il s'avère que la bistorte est mise en compétition avec d'autres espèces comme la reine des prés, sa principale espèce compétitrice dans ce type de milieu (Schtickzelle, Turlure, et al., 2007). La

reine des prés étant la plante hôte de *B. ino*. Il peut être pensé que l'impact du castor soit favorable pour *B. ino* et défavorable pour *B. eunomia* et *L. helle*.

Cependant, le réchauffement climatique implique une diminution de l'aire de distribution des espèces que le modèle ne simule pas. En effet, il a été démontré que le réchauffement climatique influence la distribution régionale des papillons (Warren et al., 2001) en diminuant les zones climatiquement adaptées (Habel et al., 2011). Cette influence se traduit par une remontée altitudinale des espèces boréo-alpines. Les stations en basse altitude semblent effectivement les plus fragiles et les plus sensibles quant aux effets du réchauffement climatique, poussant les individus à se reproduire plus haut en altitude. En réponse aux hausses de température, les espèces peuvent également s'adapter plutôt que migrer. L'adaptation est cependant plus probable chez les espèces à large distribution continue et à forte diversité génétique (Habel et al., 2011) et les reliques glaciaires ont dans le passé déjà montré leur préférence pour la migration altitudinale et/ou latitudinale (Habel et al., 2010).

D'après Beaugendre (2021), la diminution des populations de basses altitudes est déjà en cours pour *L. helle* et *B. eunomia*, cela est également visible sur la Figure 30.

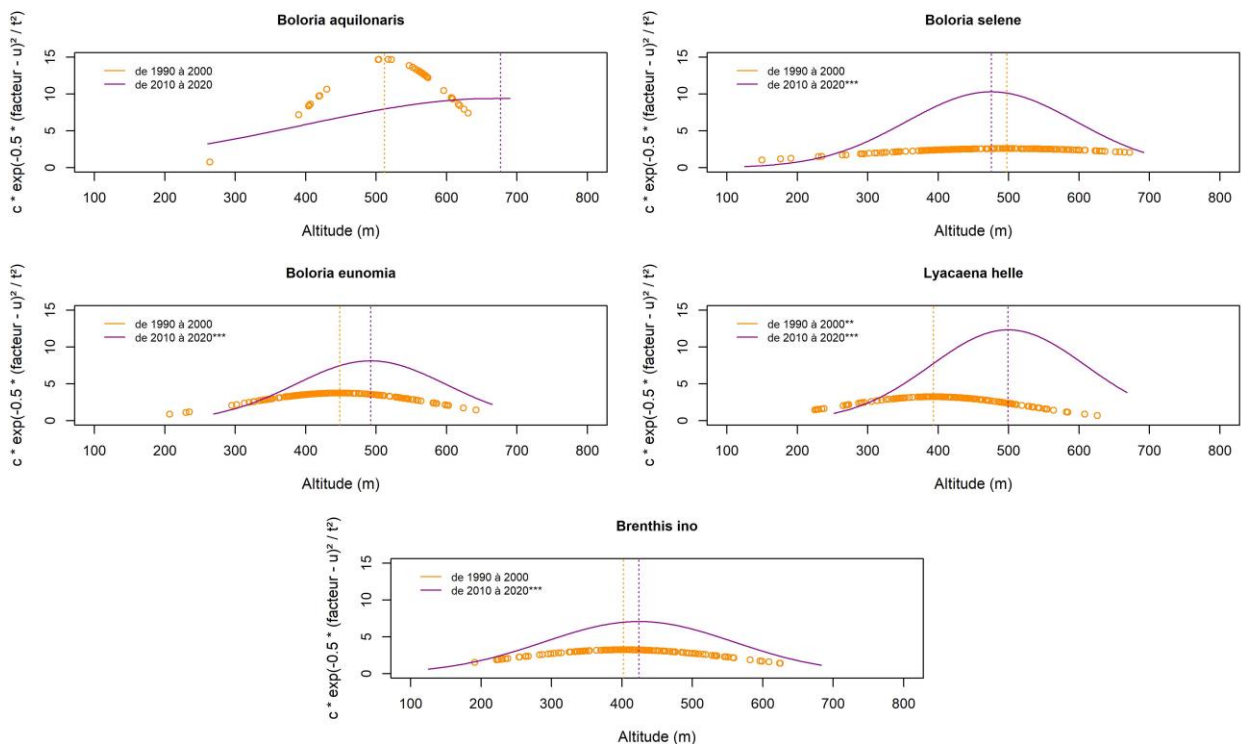


Figure 30 Régression gaussienne de la présence de chaque espèce en fonction de l'altitude basée sur les données biologiques pour les périodes 1990 à 2000 et 2010 à 2020, avec u = optimum, t = amplitude et c = maximum. L'astérisque représente la significativité de de la régression ($\alpha = 0,05$)

5. Discussion des résultats du modèle AVP

L'étude relative de la viabilité des métapopulations à l'échelle régionale, qui « couvre une partie du milieu dans lequel les déplacements des individus ne sont pas possibles entre tous les sites d'habitat » (Dubois, 2018), a permis d'observer la colonisation d'individus après les restaurations écologiques passées et ces colonisations augmentent leur viabilité. Il a également pu être observé qu'une colonisation des espèces dans les taches potentiellement restaurées selon les capacités de dispersion qui leur ont été assignées est possible.

Le modèle génère une tendance au cours du temps pessimiste qui ne reflète pas spécialement la réalité. D'une part, les perturbations asynchrones tirent le modèle à l'extrême pour permettre d'observer quelles populations peuvent survivre au fil du temps grâce à la migration des individus (sauvetage de populations). Lorsque le réseau est bien connecté, la taille de la métapopulation et le nombre de populations occupées restent stables, alors que lorsqu'il ne l'est pas, les courbes diminuent au cours du temps. D'autre part, comme mentionné précédemment, le noyau de dispersion calculé sous-estime les dispersions longues distances. La colonisation des nouvelles populations du scénario C devrait être plus importante en réalité, augmentant le nombre de populations occupées par plus de 10 individus inclus et diminuant le nombre d'extinctions sur les 50 générations simulées.

Il peut être supposé que ce soit l'augmentation de la capacité d'accueil du système de taches qui influence l'amélioration de viabilité des populations au cours des scénarios. En effet, le nombre de taches augmente et la surface des taches d'habitat augmente également au cours des scénarios (Tableau 7). Or, l'augmentation des surfaces d'habitat diminue le taux d'extinction des populations en les rendant moins sensibles aux variations environnementales (Harchies et al., 2011). En outre, l'analyse de sensibilité a montré que la capacité de charge influençait fortement la viabilité des populations dans le modèle.

Les cinq espèces étudiées montrent des dynamiques de population différentes.

Concernant l'évolution d'intervalle de quasi-extinction entre les scénarios C par rapport à B et B par rapport à A. Le comportement de l'espèce *B. aquilonaris* s'explique par le fait que les restaurations écologiques passées ont déjà fortement augmenté la surface de son habitat, et que les possibilités de restaurations écologiques de résineux dans les zones correspondant aux niches écologiques de l'espèce sont dorénavant plus restreintes.

Pour l'espèce *L. helle*, cette espèce montrant une capacité de dispersion plus faible que les autres, il est plausible que les restaurations écologiques aient lieu à des sites trop éloignés pour assurer la colonisation des individus de *L. helle*. Ainsi, le nombre de taches occupées n'augmente pas beaucoup entre les scénarios B et C. Par contre, les taches d'habitat ayant été restaurée et possédant une capacité d'accueil plus importante (i.e. une surface plus importante), l'effectif des métapopulations augmente et la viabilité augmente. La dynamique locale des populations joue un rôle important pour cette espèce.

Grâce à ses bonnes capacités de dispersion, *B. selene* réussit à coloniser les nouvelles taches d'habitat au cours du scénario B et C.

Concernant les espèces *B. ino* et *B. eunomia*, leur capacité de dispersion étant plus faible que *B. selene*, l'ajout de populations dans le réseau peut déformer leur stabilité en faisant migrer des individus qui n'atteindront pas de taches.

L'analyse du nombre d'extinctions subies lors des 50 années simulées pour chaque population indique que les enveloppes écologiques permettent d'assurer la persistance des métapopulations au sein de chaque plateau ardennais, ce qui valide leur cohérence écologique. Par contre, le niveau de viabilité de chaque plateau varie en fonction des espèces. Également, un point de faiblesse observée dans les réseaux de populations réside dans la difficulté d'établir une connexion de chaque plateau, étant donné que les métapopulations des plateaux demeurent assez isolées les unes des autres.

6. Actions prioritaires

Tout d'abord, la capacité d'accueil influençant fortement la dynamique des populations, il est important de renforcer les taches d'habitat tant au niveau de leur qualité que de leur surface, afin d'assurer le maintien des populations existantes. Il est également important de prioriser la restauration des zones proches de sites existants afin d'assurer leur colonisation. Ces recommandations sont d'autant plus importantes que l'espèce possède une faible capacité de dispersion, telle que *L. helle* pour laquelle Goffart et al. (2014) préconisent une distance inférieure à 500m entre taches.

La remontée altitudinale des espèces due au réchauffement climatique entraîne la nécessité d'assurer leur accueil en altitude. Les plateaux ardennais accueillent déjà des métapopulations qui ont l'a vu, semblent encore isolées les unes aux autres, continuer à les renforcer avant d'établir de nouvelles connexions est primordial.

Mais aussi, le réchauffement climatique réduisant la connectivité entre les populations survivantes et augmentant le risque d'extinction individuel (Habel et al., 2011), les stations en basse altitude ont un rôle fondamental dans le maintien d'une connectivité entre métapopulations (Colombo & Braud, 2019). Il a pu également être déterminé que les vallées pouvaient constituer un enjeu pour la connectivité pour leur rôle en tant que voies de dispersion. Par conséquent, il convient aussi de maintenir des populations en basse altitude protégées des inondations du castor, ainsi que d'assurer une disponibilité d'habitats naturels hétérogènes le long des cours d'eau (Dubois, 2018).

Les taches, ajoutées par le logiciel GRAPHAB, augmentant l'indice de connectivité intégral des métapopulations de chaque espèce, indique que les zones à privilégier sont les Hautes Fagnes pour *B. aquilonaris*, *B. selene* et *B. eunomia*. Les zones prioritaires sont davantage réparties sur toute l'Ardenne pour *B. ino* et de manière plus marquée pour *L. helle*.

V. Conclusion

La prise en compte de la connectivité fonctionnelle

Parmi les deux méthodes testées pour l'attribution de coûts de déplacement à la matrice de résistance, c'est la méthode de l'expertise qui a été retenue. Les principales justifications résident dans les inconvénients associés à la méthode basée sur les modèles de distribution d'espèce. Une analyse de sensibilité a révélé que la source d'erreurs liée à l'attribution des coûts selon l'expertise n'a pas de conséquence majeure sur la viabilité des populations.

Il s'est avéré que la connectivité fonctionnelle n'a pas affecté la viabilité des populations dans le modèle.

Enfin, il a été confirmé qu'utiliser les enveloppes écologiques permet de pointer les zones d'importance pour la connectivité en comparant l'ajout de 100 nouvelles taches à partir des enveloppes écologiques par rapport à l'ajout de 100 nouvelles taches à partir du référentiel cartographique.

Modèle de viabilité des populations

Les lignes directrices préconisées lors de l'utilisation d'une AVP ont été suivies dans la mesure du possible : 1) la structure du modèle est simple afin d'être adapté à la qualité des données disponibles, 2) une analyse de sensibilité des paramètres du modèle a été réalisée, 3) les risques d'extinction ont été évalués de manière relative, 4) la manière dont la viabilité a été évaluée a été explicitement formulée.

Il s'est avéré que les résultats sont fortement impactés par la méthode de délimitation des populations et les sous-estimations de dispersion incluses dans le modèle. Les paramètres de capacité d'accueil, de perturbations, et le paramètre c contenu dans la formule de dispersion ont démontré une plus grande influence dans la viabilité des métapopulations. En outre, le modèle prédit des effectifs de métapopulation non plausibles en lien avec les valeurs de capacité d'accueil appliquées.

Ensuite, une amélioration de la viabilité des populations a pu être observée au cours des différents scénarios de restauration écologique, elle s'explique par l'augmentation des surfaces d'habitat.

Les espèces étudiées ont réagi différemment à la restauration écologique. De manière générale, plus l'espèce a une capacité de dispersion faible et moins elle est viable.

En appliquant une probabilité de perturbations asynchrones élevées, le modèle projette des prédictions pessimistes ne correspondant pas à la réalité pour identifier les vulnérabilités du réseau de populations. Il a pu ainsi être constaté qu'un renforcement des métapopulations localisées dans les plateaux ardennais grâce au réseau écologique est possible, mais que ces métapopulations sont susceptibles d'être isolées les unes des autres. De nouveaux projets de restauration écologique sont nécessaires afin de maintenir les espèces de milieu ouvert humide en Wallonie

VI. Bibliographie

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, *64*(4), 233-247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Akçakaya, H. R., & Raphael, M. G. (1998). Assessing human impact despite uncertainty: viability of the northern spotted owl metapopulation in the northwestern USA. *Biodiversity and Conservation*, *7*(7), 875-894. <https://doi.org/10.1023/A:1008867602813>
- Baguette, M. (2003). Long distance dispersal and landscape occupancy in a metapopulation of the cranberry fritillary butterfly. *Ecography*, *26*(2), 153-160.
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M., & Turlure, C. (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, *88*(2), 310-326. <https://doi.org/10.1111/brv.12000>
- Baguette, M., Clobert, J., & Schtickzelle, N. (2011). Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly : Experimental changes in habitat quality induced negative density-dependent dispersal. *Ecography*, *34*(1), 170-176.
- Baguette, M., Mennechez, G., Petit, S., & Schtickzelle, N. (2003). Effect of habitat fragmentation on dispersal in the butterfly *Proclissiana eunomia*. *Comptes Rendus Biologies*, *326*, 200-209.
- Baguette, M., Petit, S., & Quéva, F. (2000). Population spatial structure and migration of three butterfly species within the same habitat network : Consequences for conservation. *Journal of Applied Ecology*, *37*(1), 100-108.
- Baguette, M., & Schtickzelle, N. (2003). Local population dynamics are important to the conservation of metapopulations in highly fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology*, *40*(2), 404-412. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00791.x>
- Baguette, M., & Schtickzelle, N. (2006). Negative relationship between dispersal distance and demography in butterfly metapopulations. *Ecology*, *87*(3), 648-654.

- Baguette, M., & Van Dyck, H. (2007). Landscape connectivity and animal behavior : Functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology*, 22(8), 1117-1129. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9108-4>
- Baguette, M., Vansteenwegen, C., Convi, I., & Nève, G. (1998). Sex-biased density-dependent migration in a metapopulation of the butterfly *Proclossiana eunomia*. *Acta Oecologica*, 19(1), 17-24. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(98\)80004-0](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(98)80004-0)
- Bauerfeind, S. S., Theisen, A., & Fischer, K. (2009). Patch occupancy in the endangered butterfly *Lycaena helle* in a fragmented landscape : Effects of habitat quality, patch size and isolation. *Journal of Insect Conservation*, 13(3), 271-277. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9166-1>
- Beaugendre, C. (2021). *Suivi des mouvements de rhopalocères dans les prairies humides à haute valeur biologique des régions de Saint-Vith et de Bastogne* [Université de Liège > Master biol. orga. & écol.]. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/12602>
- Born, C.-H., Dufrêne, M., & Peeters, A. (2014). La biodiversité en Wallonie, 40 ans après l'adoption de la loi sur la conservation de la nature. *Kluwer Aménagement-Environnement*.
- Bourdouxhe, A., Duflot, R., Radoux, J., & Dufrêne, M. (2020). Comparison of methods to model species habitat networks for decision-making in nature conservation : The case of the wildcat in southern Belgium. *Journal for Nature Conservation*, 58, 125901. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125901>
- Brans, V., & Schtickzelle, N. (2022). Caractérisation de l'habitat et de la connectivité : De l'approche structurelle à l'approche fonctionnelle. *Ardenne & Gaume, Les Carnets des Espaces Naturels N° 2*, 28-31.
- Brook, B. W., O'Grady, J. J., Chapman, A. P., Burgman, M. A., Akçakaya, H. R., & Frankham, R. (2000). Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature*, 404(6776), 385-387. <https://doi.org/10.1038/35006050>
- Clauzel, C., Foltête, J.-C., Girardet, X., & Vuidel, G. (2018). *Grahab 2.4 : Manuel d'utilisation*. <https://sourcesup.renater.fr/www/graphab/download/manual-2.4-fr.pdf>

- Colombo, R., & Braud, Y. (2019). Inventaire et analyse spatio temporelle des populations d'Apollon Parnassius-apollo et de Semi-apollo-Parnassius-mnemosyne au sein du Parc naturel regional du Verdon Mise en evidence de changements. *Courrier scientifique dans le parc naturel régional du Verdon, 20 ans de biodiversité*. https://www.researchgate.net/profile/Raphael-Colombo/publication/338897036_Inventaire_et_analyse_spatio-temporelle_des_populations_d'Apollon_Parnassius_apollo_et_de_Semi-apollo_Parnassius_mnemosyne_au_sein_du_Parc_naturel_regional_du_Verdon_Mise_en_evidence_de_changements_r/links/5e31887ba6fdccd96574ee7c/Inventaire-et-analyse-spatio-temporelle-des-populations-d'Apollon-Parnassius-apollo-et-de-Semi-apollo-Parnassius-mnemosyne-au-sein-du-Parc-naturel-regional-du-Verdon-Mise-en-evidence-de-changements-ra.pdf
- Comité d'experts pour le développement du Réseau écologique paneuropéen, Conseil de l'Europe, & Programme des Nations Unies pour l'environnement (Éds.). (2007). *Le réseau écologique paneuropéen : État d'avancement*. Éd. du Conseil de l'Europe.
- Coppée, T. (2022). *Rapport technique—Modélisation de la répartition des espèces animales et végétales* (p. 27). Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège.
- Cozzi, G., Müller, C. B., & Krauss, J. (2008). How do local habitat management and landscape structure at different spatial scales affect fritillary butterfly distribution on fragmented wetlands? *Landscape Ecology*, 23(3), 269-283. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9178-3>
- Diengdoh, V. L., Ondeï, S., Amin, R. J., Hunt, M., & Brook, B. W. (2022). Landscape functional connectivity for butterflies under different scenarios of land-use, land-cover, and climate change in Australia. *BioRxiv*, 2022.02.07.479372. <https://doi.org/10.1101/2022.02.07.479372>
- Dubois, Q. (2018). *The conservation of the Cranberry Fritillary Boloria aquilonaris across space and over time : Study of a boreo-montane butterfly from distribution to demography* [UCL - Université Catholique de Louvain]. <https://dial.uclouvain.be/pr/boreal/object/boreal:210233>

- Dufrêne, M. (2004). *Réseau écologique-Structure écologique principale. Concepts-structure-stratégie d'élaboration*. <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/160459>
- Dufrêne, M. (2020). Acquisition et analyses de données - Partie "Analyses multivariées".
- Dufrene, M. (2022). Qu'est-ce qu'un réseau écologique ? *Ardenne & Gaume, Les Carnets des Espaces Naturels N° 15*, 4-10.
- Dufrene, M., Barbier, Y., Derouaux, A., & Paque, J.-Y. (2019). 30 ans de données naturalistes en Wallonie. *Ardenne & Gaume, Les Carnets des Espaces Naturels N° 2*, 12-15.
- Dufrêne, M., Frankard, P., Plunus, J., Maité, L., Cristofoli, S., Pironet, A., Motte, G., & Parkinson, D. (2015). Le méta-projet de restauration des tourbières de Haute-Ardenne. *Hautes Fagnes*, 300. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/190510>
- Duhayon, G., & Woué, L. (1995). Structure, réseau et maillage. In *Le Grand Livre de la Nature en Wallonie* (p. 215-219). Casterman.
- Enfjäll, K., & Leimar, O. (2005). Density-dependent dispersal in the Glanville fritillary, *Melitaea cinxia*. *Oikos*, 108(3), 465-472. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13261.x>
- Etherington, T. R. (2016). Least-Cost Modelling and Landscape Ecology : Concepts, Applications, and Opportunities. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(1), 40-53. <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0006-9>
- European Environment Agency. (2019). *The European environment—State and outlook 2020* [Publication]. <https://www.eea.europa.eu/publications/soer-2020>
- Fischer, K., Beinlich, B., & Plachter, H. (1999). Population structure, mobility and habitat preferences of the violet copper *Lycoeno helle* (Lepidoptera : Lycaenidae) in Western Germany: implications for conservation. *Journal of Insect Conservation*, 3(1), 43-52. Scopus. <https://doi.org/10.1023/A:1009630506216>
- Fletcher, R. J., Burrell, N. S., Reichert, B. E., Vasudev, D., & Austin, J. D. (2016). Divergent Perspectives on Landscape Connectivity Reveal Consistent Effects from Genes to Communities. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(2), 67-79. <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0009-6>

- Foltête, J.-C., Vuidel, G., Savary, P., Clauzel, C., Sahraoui, Y., Girardet, X., & Bourgeois, M. (2021). Graphab : An application for modeling and managing ecological habitat networks. *Software Impacts*, 8, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2021.100065>
- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1991). *Landscape Ecology* (Willey).
- Fric, Z., Hula, V., Klimova, M., Zimmermann, K., & Konvicka, M. (2010). Dispersal of four fritillary butterflies within identical landscape. *Ecological Research*, 25(3), 543-552. <https://doi.org/10.1007/s11284-009-0684-4>
- Galpern, P., Manseau, M., & Fall, A. (2011). Patch-Based Graphs of Landscape Connectivity : A Guide to Construction, Analysis and Application for Conservation. *Biological Conservation*, 144, 44-55. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.002>
- Gilpin, M., & Hanski, I. (1991). *Metapopulation Dynamics : Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press.
- Goffart, P. (2014). *Plan d'action «Cuivré de la bistorte et ses habitats» en Wallonie*. DEMNA/DGARNE/SPW.
- Goffart, P., Cavelier, E., Lighezzolo, P., Rauw, A., & Lafontaine, D. (2014). Restoration and management of habitat networks for *Lycaena helle* in Belgium. *Jewels in the mist. A synopsis on the endangered Violet Copper butterfly Lycaena helle*. Pensoft, Sofia-Moscow, 197-216.
- Gonzales, E. K., & Gergel, S. E. (2007). Testing assumptions of cost surface analysis—A tool for invasive species management. *Landscape Ecology*, 22(8), 1155-1168. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9106-6>
- Goodwin, B. J. (2003). Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology*, 18(7), 687-699. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000004184.03500.a8>
- Gorbach, V. V. (2011). Spatial distribution and mobility of butterflies in a population of the cranberry fritillary *Boloria aquilonaris* (Lepidoptera, Nymphalidae). *Russian Journal of Ecology*, 42(4), 321-327. <https://doi.org/10.1134/S1067413611040060>

- Habel, J. C., Rödder, D., Schmitt, T., & Nève, G. (2011). Global warming will affect the genetic diversity and uniqueness of *Lycaena helle* populations : GLOBAL WARMING AND GENETIC UNIQUENESS. *Global Change Biology*, *17*(1), 194-205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02233.x>
- Habel, J. C., Schmitt, T., Meyer, M., Finger, A., Rödder, D., Assmann, T., & Zachos, F. E. (2010). Biogeography meets conservation : The genetic structure of the endangered lycaenid butterfly *Lycaena helle* (Denis & Schiffermüller, 1775). *Biological Journal of the Linnean Society*, *101*(1), 155-168. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01471.x>
- Hanski, I., & Gilpin, M. (1997). *Metapopulation Biology. Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press.
- Hanski, I., & Thomas, C. D. (1994). Metapopulation dynamics and conservation : A spatially explicit model applied to butterflies. *Biological Conservation*, *68*(2), 167-180. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90348-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90348-4)
- Harchies, M., Boeraeve, F., Bourdouxhe, A., & Dufrêne, M. (2011). *Cartographie du Réseau écologique wallon-Etat des lieux*.
- Howell, P. E., Muths, E., Hossack, B. R., Sigafus, B. H., & Chandler, R. B. (2018). Increasing connectivity between metapopulation ecology and landscape ecology. *Ecology*, *99*(5), 1119-1128. <https://doi.org/10.1002/ecy.2189>
- Kallimanis, A. S., Kunin, W. E., Halley, J. M., & Sgardelis, S. P. (2005). Metapopulation Extinction Risk under Spatially Autocorrelated Disturbance. *Conservation Biology*, *19*(2), 534-546. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00418.x>
- Konvicka, M., Zimmermann, K., Klimova, M., Hula, V., & Fric, Z. (2012). Inverse link between density and dispersal distance in butterflies : Field evidence from six co-occurring species. *Population Ecology*, *54*(1), 91-101. <https://doi.org/10.1007/s10144-011-0277-2>
- Kupfer, J. A. (2012). Landscape ecology and biogeography : Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, *36*(3), 400-420. <https://doi.org/10.1177/0309133312439594>

- Lacy, R. (1993). VORTEX : A computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research*, 20(1), 45. <https://doi.org/10.1071/WR9930045>
- Lawson, C. R., Bennie, J. J., Thomas, C. D., Hodgson, J. A., & Wilson, R. J. (2012). Local and landscape management of an expanding range margin under climate change. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 552-561. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02098.x>
- Lebigre, C., Turlure, C., Vandewalle, H., Binard, F., Habel, J. C., & Schtickzelle, N. (2022). Diverging effects of geographic distance and local habitat quality on the genetic characteristics of three butterfly species. *Ecological Entomology*, 47(5), 842-854. <https://doi.org/10.1111/een.13174>
- Lensu, T., Komonen, A., Hiltula, O., Päivinen, J., Saari, V., & Kotiaho, J. S. (2011). The role of power line rights-of-way as an alternative habitat for declined mire butterflies. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2539-2546. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.019>
- Lindenmayer, D. B., Burgman, M. A., Akçakaya, H. R., Lacy, R. C., & Possingham, H. P. (1995). A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological Modelling*, 82(2), 161-174. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(94\)00085-V](https://doi.org/10.1016/0304-3800(94)00085-V)
- Mennechez, G., Schtickzelle, N., & Baguette, M. (2003). Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly : Comparison of demographic parameters and dispersal between a continuous and a highly fragmented landscape. *Landscape Ecology*, 18, 279-291.
- Merlet, F., & Houard, X. (2012). Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Cuivré de la Bistorte (*Lycaena helle* (Denis & Schiffermüller, 1775)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. *Office pour les insectes et leur environnement (Opie) & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle*, 7.
- Moilanen, A. (2004). SPOMSIM : Software for stochastic patch occupancy models of metapopulation dynamics. *Ecological Modelling*, 179(4), 533-550. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.04.019>

- Moilanen, A., & Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics : Effects oh habitat quality and landscape structure. *Ecology*, 79(7), 2503-2515. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2503:MDEOHQ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2503:MDEOHQ]2.0.CO;2)
- Moulherat, S., Bestion, E., Baguette, M., Moulherat, M., Palmer, S. C. F., Travis, J. M. J., & Clobert, J. (2020). *MetaConnect, a new platform for population viability modelling to assist decision makers in conservation and urban planning* [Preprint]. *Ecology*. <https://doi.org/10.1101/2019.12.30.890921>
- Mousson, L., Nève, G., & Baguette, M. (1999). Metapopulation structure and conservation of the cranberry fritillary *Boloria aquilonaris* (Lepidoptera, nymphalidae) in Belgium. *Biological Conservation*, 87(3), 285-293. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00081-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00081-0)
- Nève, G., Barascud, B., Descimon, H., & Baguette, M. (2000). Genetic structure of *Proclissiana eunomia* populations at the regional scale (Lepidoptera, Nymphalidae). *Heredity*, 84(6), 657-666. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2540.2000.00699.x>
- Nowicki, P., & Vrabec, V. (2011). Evidence for positive density-dependent emigration in butterfly metapopulations. *Oecologia*, 167(3), 657-665. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2025-x>
- Öckinger, E., Bergman, K.-O., Franzén, M., Kadlec, T., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H. G., Steffan-Dewenter, I., & Bommarco, R. (2012). The landscape matrix modifies the effect of habitat fragmentation in grassland butterflies. *Landscape Ecology*, 27(1), 121-131. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9686-z>
- Pe'er, G., Matsinos, Y. G., Johst, K., Franz, K. W., Turlure, C., Radchuk, V., Malinowska, A. H., Curtis, J. M. R., Naujokaitis-Lewis, I., Wintle, B. A., & Henle, K. (2013). A Protocol for Better Design, Application, and Communication of Population Viability Analyses : A Protocol for Improved PVAs. *Conservation Biology*, 27(4), 644-656. <https://doi.org/10.1111/cobi.12076>
- Plazio, E., & Nowicki, P. (2021). Inter-sexual and inter-generation differences in dispersal of a bivoltine butterfly. *Scientific Reports*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90572-1>

- Possingham, H. P., & Davies, I. (1995). ALEX : A model for the viability analysis of spatially structured populations. *Biological Conservation*, 73(2), 143-150. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)90039-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)90039-X)
- Quadu, F., Leclercq, A., & Hanin, Y. (2014). *Actualisation et évolution de l'indicateur de la fragmentation du territoire wallon* (p. 68). Centre de Recherches et d'Etudes pour l'Action Territoriale. http://etat.environnement.wallonie.be/files/Studies/DGO3_FRAGMENTATION_Rapportfinal.pdf
- Radchuk, V., Johst, K., Groeneveld, J., Grimm, V., & Schtickzelle, N. (2013). Behind the scenes of population viability modeling : Predicting butterfly metapopulation dynamics under climate change. *Ecological Modelling*, 259, 62-73. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.03.014>
- Radoux, J., Bourdouxhe, A., Coos, W., Dufrière, M., & Defourny, P. (2019). Improving Ecotope Segmentation by Combining Topographic and Spectral Data. *Remote Sensing*, 11(3), 354. <https://doi.org/10.3390/rs11030354>
- Ranius, T., Nilsson, S. G., & Franzén, M. (2011). How frequent is metapopulation structure among butterflies in grasslands? Occurrence patterns in a forest-dominated landscape in southern Sweden. *Écoscience*, 18(2), 138-144. <https://doi.org/10.2980/18-2-3396>
- Rapport technique—Modélisation des enveloppes écologiques* (p. 9). (2022). Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège.
- Rayfield, B., Fortin, M.-J., & Fall, A. (2010). The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology*, 25(4), 519-532. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9436-7>
- Ricketts, T. H. (2001). The Matrix Matters : Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*, 158(1), 87-99. <https://doi.org/10.1086/320863>
- Ronce, O. (2007, décembre 3). *How Does It Feel to Be Like a Rolling Stone? Ten Questions About Dispersal Evolution (world) [Review-article]*.

- Sawchik, J., Dufrêne, M., & Lebrun, P. (2003). Estimation of habitat quality based on plant community, and effects of isolation in a network of butterfly habitat patches. *Acta Oecologica*, 24(1), 25-33.
- Sawchik, J., Dufrêne, M., & Lebrun, P. (2005). Distribution patterns and indicator species of butterfly assemblages of wet meadows in southern Belgium. *Belgian Journal of Zoology*, 135(1).
- Sawchik, J., Dufrêne, M., Lebrun, P., Schtickzelle, N., & Baguette, M. (2002). Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly : Modelling the effect of habitat fragmentation. *Acta oecologica*, 23(5), 287-296.
- Sawyer, S. C., Epps, C. W., & Brashares, J. S. (2011). Placing linkages among fragmented habitats : Do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 668-678. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x>
- Schtickzelle, N., & Baguette, M. (2004). Metapopulation viability analysis of the bog fritillary butterfly using RAMAS/GIS. *Oikos*, 104(2), 277-290. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12825.x>
- Schtickzelle, N., & Baguette, M. (2009). *(Meta)population viability analysis : A crystal ball for the conservation of endangered butterflies ?*
<https://dial.uclouvain.be/pr/boreal/object/boreal:73510>
- Schtickzelle, N., Choutt, J., Goffart, P., Fichet, V., & Baguette, M. (2005). Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly : Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe. *Biological Conservation*, 126(4), 569-581.
- Schtickzelle, N., Joiris, A., Van Dyck, H., & Baguette, M. (2007). Quantitative analysis of changes in movement behaviour within and outside habitat in a specialist butterfly. *BMC Evolutionary Biology*, 7, 1-15.
- Schtickzelle, N., Le Boulengé, E., & Baguette, M. (2002). Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly : Demographic processes in a patchy population. *Oikos*, 97(3), 349-360.

- Schtickzelle, N., Mennechez, G., & Baguette, M. (2006). Dispersal depression with habitat fragmentation in the bog fritillary butterfly. *Ecology*, *87*(4), 1057-1065.
- Schtickzelle, N., Turlure, C., & Baguette, M. (2007). Grazing management impacts on the viability of the threatened bog fritillary butterfly *Proclossiana eunomia*. *Biological Conservation*, *136*(4), 651-660. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.012>
- Schtickzelle, N., WallisDeVries, M. F., & Baguette, M. (2005). Using surrogate data in population viability analysis : The case of the critically endangered cranberry fritillary butterfly. *Oikos*, *109*(1), 89-100. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13745.x>
- SPW. (2019). *Biodiversité—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/home/Infographies/biodiversite.html
- SPW. (2020, juin 29). *État de conservation des espèces d'intérêt communautaire—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicators/heets/FFH_6.html
- Stevens, V. M., Turlure, C., & Baguette, M. (2010). A meta-analysis of dispersal in butterflies. *Biological Reviews*, *85*(3), 625-642. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00119.x>
- Stewart, K. E. J., Bourn, N. A. D., Watts, K., & Griffiths, M. (2004). *The Status, Mobility and Habitat Requirements of the Small Pearl-bordered Fritillary (Boloria selene) in Clocaenog Forest : An Overview of Three Years Work*. https://www.researchgate.net/profile/Nigel-Bourn/publication/276076326_The_persistence_of_a_key_butterfly_species_Boloria_selene_small_pearl-bordered_fritillary_in_Clocaenog_Forest_and_the_impact_of_landscape_scale_processes/links/5ee1e1de458515814a545f91/The-persistence-of-a-key-butterfly-species-Boloria-selene-small-pearl-bordered-fritillary-in-Clocaenog-Forest-and-the-impact-of-landscape-scale-processes.pdf

- Stilmant, M.-A. (2020). *Le castor contribue-t-il au déclin des populations du nacré de la bistorte en Wallonie ?* Faculté des sciences, Université catholique de Louvain.
- Sutcliffe, O. L., Thomas, C. D., & Moss, D. (1996). Spatial Synchrony and Asynchrony in Butterfly Population Dynamics. *The Journal of Animal Ecology*, 65(1), 85. <https://doi.org/10.2307/5702>
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571-573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Thomas, C. D., Thomas, J. A., & Warren, M. S. (1992). Distributions of occupied and vacant butterfly habitats in fragmented landscapes. *Oecologia*, 92(4), 563-567. <https://doi.org/10.1007/BF00317850>
- Thompson, J. D. (s. d.). *Cohérence et connectivité écologiques Quelles principes ?*
- Trenham, P. C., Koenig, W. D., & Shaffer, H. B. (2001). Spatially autocorrelated demography and interpond dispersal in the salamander *Ambystoma californiense*. *Ecology*, 82(12), 3519-3530. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[3519:SADAID\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[3519:SADAID]2.0.CO;2)
- Turlure, C., Baguette, M., Stevens, V. M., & Maes, D. (2011). Species- and sex-specific adjustments of movement behavior to landscape heterogeneity in butterflies. *Behavioral Ecology*, 22(5), 967-975. <https://doi.org/10.1093/beheco/arr077>
- Turner, M. G. (1989). Landscape Ecology : The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20(1), 171-197. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>
- Unnithan Kumar, S., Turnbull, J., Hartman Davies, O., Hodgetts, T., & Cushman, S. A. (2022). Moving beyond landscape resistance : Considerations for the future of connectivity modelling and conservation science. *Landscape Ecology*, 37(10), 2465-2480. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01504-x>
- Van Swaay, C., & Warren, M. (2012). *Developing butterflies as indicators in Europe : Current situation and future options*. De Vlinderstichting/Dutch Butterfly Conservation, Butterfly Conservation UK, Butterfly Conservation Europe.

- Verboom, J., Foppen, R., Chardon, P., Opdam, P., & Luttikhuisen, P. (2001). Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations : An example for marshland birds. *Biological Conservation*, 100(1), 89-101. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00210-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00210-X)
- Villemey, A. (2015). *Trame verte et papillons de jour en contexte agricole : Influence du paysage sur la dispersion, la diversité génétique et la composition des communautés*. Université d'Orléans.
- Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D., & Thomas, C. D. (2001). Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414(6859), Article 6859. <https://doi.org/10.1038/35102054>
- Weyer, J., & Schmitt, T. (2013). Knowing the way home : Strong philopatry of a highly mobile insect species, *Brenthis ino*. *Journal of Insect Conservation*, 17(6), 1197-1208. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9601-9>
- Witteman, G. J., & Gilpin, M. (1995). *RAMAS/Metapop : Viability Analysis for Stage-Structured Metapopulations*. H. Resit Akcakaya. *The Quarterly Review of Biology*, 70(3), 381-382. <https://doi.org/10.1086/419165>
- Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement : A review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777-797. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0>

VII. Annexes

Annexe 1 : Application d'un masque d'occupation du sol sur les modèles de répartition des espèces, sur R

Pour rappel, l'objectif est de créer une matrice de résistance à partir de modèle de répartition d'espèces. Les modèles de distribution (couche raster) prédisent une observation probable des espèces par pixel mais pas réelle car ils n'incluent pas l'occupation du sol. Il a fallu appliquer un masque grâce à la couche raster d'occupation du sol LifeWatch de 2019. Plusieurs essais de masque ont été réalisés sur les espèces *B. aquilonaris* et *B. selene*, ils sont présentés ci-dessous. Il s'agit d'annuler les probabilités d'observation des pixels des modèles de distribution des espèces selon l'occupation du sol. Par la suite, la « probabilité d'observation » par polygone des couches environnementales écotope et référentiel cartographique est extraite grâce à l'outil statistiques de zone (médiane) respectivement sur QGIS et Arcgis. Ensuite, les polygones contenant un attribut correspondant à leur classification K-means, les probabilités d'observation de chaque classe d'occupation du sol K-means peuvent être calculées.

Les classes d'occupations du sol considérées sont :

- LW 10 : Eaux de surface, y compris les rivières, les étangs et les lacs
 - LW 21 : bâtiments de plus de 1 m de haut, y compris les maisons, les bâtiments commerciaux et industriels et les ponts
 - LW 50 : Résineux (>3m), isolés, en haies ou à l'intérieur des forêts, y compris sapins de Noël
 - LW 51 : Résineux (<=3m), isolé, en haie ou en forêt
 - LW 55 : Feuillus (>3m), isolés, en haies ou en forêt
 - LW 56 : Feuillus (<=3m), isolés, en haies ou à l'intérieur des forêts, y compris les vergers intensifs
- 1) Premier essai : reclassification des classes de forêt (50,51,55,56) à 0

Un premier problème rencontré est qu'il existe une plus grande probabilité d'observation dans les classes de zones d'eau (EAU) que dans les zones d'habitats ouverts (représentant l'habitat des espèces étudiées). Il s'avère que lors de la création des modèles de distribution, les zones artificialisées (ARTIF) et les zones EAU ont été considérées comme des non-data (NA). Or, la superposition de ces modèles ne correspond pas précisément aux contours des polygones des écotopes ou des polygones du référentiel cartographique, impactant les statistiques de zone des polygones.

La Figure 1 (représentant de l'eau) montre bien que la majorité du polygone est en NA, et une fine partie du modèle présente une probabilité non nulle. Ainsi, la valeur de probabilité d'observation du polygone, obtenue après les statistiques de zone, est grande, à cause d'un problème de résolution des rasters de la couche de modélisation de distribution. Si la résolution de celle-ci avait été plus fine, il n'y aurait pas eu de problème.

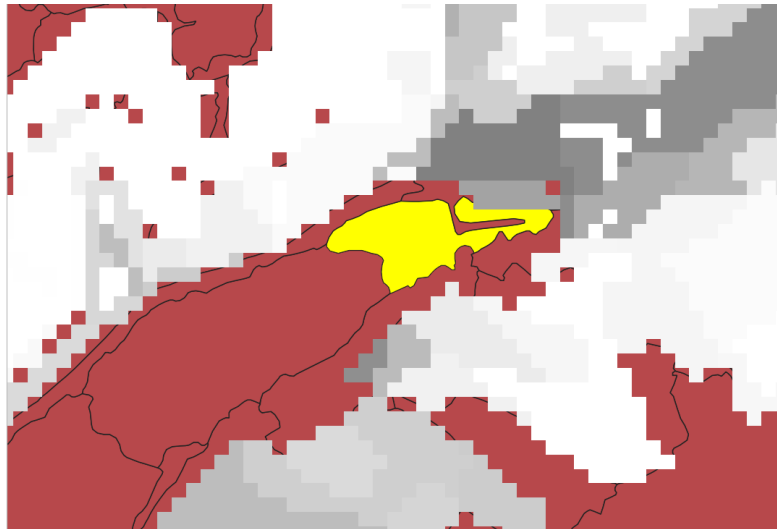


Figure 1 : Exemple d'application d'un masque forestier sur le modèle de répartition d'espèces. En rouge, la couche vectorielle des écotopes. Au-dessus, la couche raster des modèles de distribution avec un masque sur les classes de forêt. En jaune, un polygone sélectionné correspondant à de l'eau.

L'utilisation de la couche environnementale écotope amène plus d'erreurs que l'utilisation du référentiel cartographique. En effet, le référentiel cartographique possédant des polygones de plus petite taille, plusieurs polygones peuvent composer un seul des polygones des écotopes. Ainsi, la source d'erreur lors des statistiques de zone liée à la superposition des modèles de répartition est diminuée. Il a été décidé de garder le référentiel cartographique pour le calcul des coûts.

- 2) Deuxième essai : reclassification des classes de forêt (50,51,55,56) et des classes de zones ARTIF et EAU (10,21) à 0

Les classes ARTIF et EAU montrent une moins grande probabilité d'observation.

Si on reprend l'exemple de la Figure 1, des probabilités nulles s'ajoutent à la grande probabilité, atténuant son effet lors des statistiques de zone.

- 3) Troisième essai : reclassification des classes de forêt (50,51,55,56) et des classes de zones ARTIF et EAU (10,21) à NA

Les résultats sont moins cohérents car les forêts montrent une plus grande probabilité d'observation.

- 4) Quatrième essai : reclassification des classes de forêts (50,51,55,56) à 0 et des classes de zones ARTIF et EAU (10,21) à NA

Un résultat similaire au premier essai est obtenu car le même problème persiste : celui de la mauvaise superposition des polygones et des rasters.

Au final, c'est le deuxième essai qui a été le plus concluant.

Annexe 2 : Comparaison de l'approximation des fonds de vallée

Les fonds de vallée ont d'abord été approximé par deux couches : la couche d'indice de position topographique (TPI) et la couche aléas d'inondation.

Le TPI évalue la position de chaque pixel par rapport aux pixels voisins dans un rayon de 250m. Plus l'indice est faible et plus le pixel se situe en contre-bas du voisinage, par exemple en fond de vallée. Plus l'indice d'un pixel est élevé et plus sa position est supérieure aux autres, par exemple sur un plateau ou au sommet d'une colline. Dans la zone ardennaise, les valeurs varient de -62,19 à 63,79. Les fonds de vallée ont été défini selon une sélection des pixels d'une valeur inférieure à -7, à la suite de divers essais-erreur, en comparant les résultats au tracé des rivières.

Les aléas d'inondation caractérisent les sites à potentiel inondable selon le débordement ou le ruissellement des cours d'eau. Aucune sélection n'a été réalisée sur l'intensité de l'aléa (élevée, moyenne, faible, très faible).

Finalement, la couche aléas d'inondation a été préférée à la couche TPI pour la principale raison qu'elle est écologiquement plus justifiable car représente mieux les conditions facilitant la dispersion des espèces. Tout d'abord, certaines zones identifiées par la couche TPI ne sont pas réellement liées au fond de vallée et indiquent plutôt des dépressions anthropiques. Ensuite, les fonds de vallée reconnus par la couche TPI ne sont pas toujours continus, les couts risquent d'augmenter au niveau des trous. Enfin, la largeur des fonds de vallée identifiés par le TPI ne suit pas toujours les aléas d'inondation (parfois trop large, parfois pas assez).

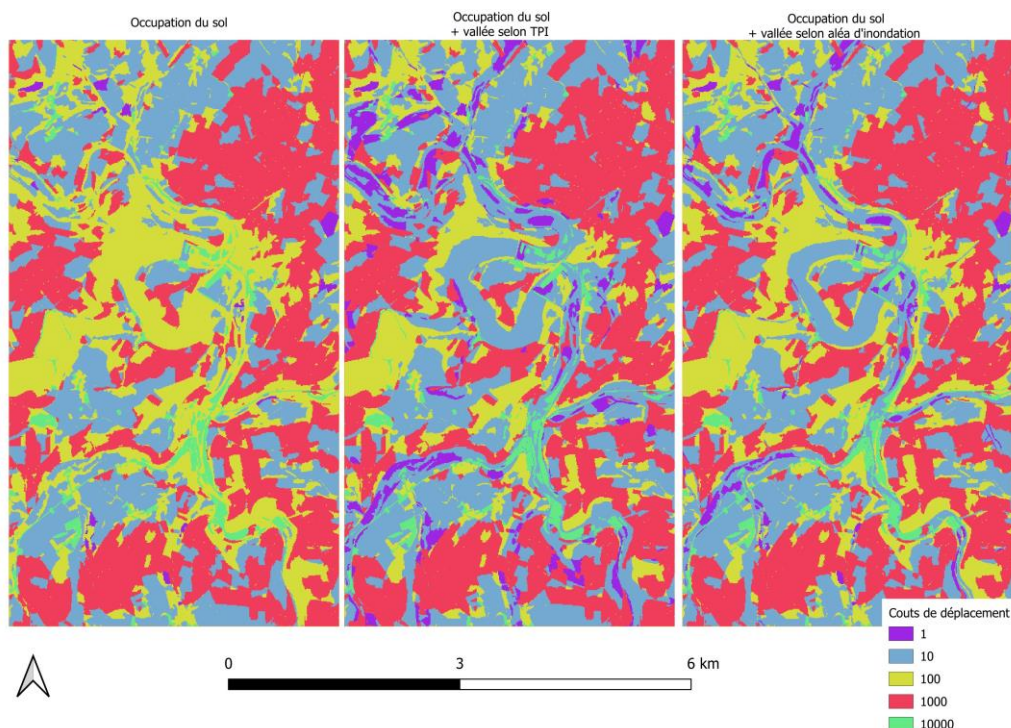


Figure 2 : Comparaison des matrices de résistance basée sur l'expertise au niveau d'un méandre. À gauche, la matrice de résistance comprenant l'impact de l'occupation du sol uniquement. Au milieu, la matrice de résistance comprenant l'impact de l'occupation du sol et des vallées approximées selon la couche TPI. À droite, la matrice de résistance comprenant l'impact de l'occupation du sol et des vallées approximées selon la couche des aléas d'inondation.

Annexe 3 : Ajout du réseau routier à la couche du référentiel cartographique

- Couches nécessaires :
 - o Couche du référentiel cartographique coupé sur l'Ardenne : couche de polygones qui contient des trous à l'emplacement des routes
 - o Couche roads_wallous coupée sur l'Ardenne : couche de polygones qui comprend toutes les routes remplissant le référentiel cartographique mais qui ne possède aucun attribut
 - o Couche RES_ROUTIER_TE_AXES coupée sur l'Ardenne : couche de polygones qui contient un attribut 'NATUR_DESC' qui détermine les autoroutes, nationales et communales.
- Création d'un tampon de 7 mètres autour des polygones de la couche RES_ROUTIER_TE_AXES afin d'obtenir une couche de polygones
- Union 1 : Union de la couche roads_wallous avec la couche route_axes.
- Union de la couche union 1 avec le référentiel cartographique
- Sélection des entités dont l'attribut NATUR_DESC est égal à « autoroute » ou « nationales » ou « communales », puis application de la classe « urbanisée »
- Les petites routes n'ont pas de classe, lors de l'attribution des couts, ces entités seront considérées comme de cout = 100

Annexe 4 : Calcul de la capacité d'accueil de chaque polygone

Le but est de prendre en compte uniquement la proportion de milieu ouvert dans le calcul de l'aire de chaque polygone. Pour cela, il faut sélectionner la proportion qui ne correspond pas à une occupation du sol résineuse ou feuillue.

Variables évoquées :

- LW_50 : Résineux (plus de 3 m), isolés, en haies ou dans les forêts, incluant les sapins de Noël.
- LW_51 : Résineux (moins de 3 m), isolés, en haies ou dans les forêts.
- LW_55 : Feuillus (plus de 3m), isolés, en haies et dans les forêts.
- LW_56 : Feuillus (moins de 3m), isolés, en haies ou dans les forêts, incluant les vergers intensifs.

Ces variables sont calculées sous la forme de proportion par polygone, exprimée en ‰. Les données utilisées pour ces variables sont issues de la classification pixel de l'occupation du sol produite dans le cadre du projet LifeWatch. Cette classification se base sur l'orthophoto de 2019 et elle a une résolution de 2m.

Démarche :

- 1) Sur un logiciel Arcgis, faire une intersection entre les polygones et la couche du référentiel cartographique
- 2) Sur Arcgis, sélectionner les entités dont les variables LW_50 et LW_51 et LW_55 et LW_56 sont inférieures au seuil de 270. Ce seuil a été déterminé par une classification Jenks sur Arcgis. Cette classification détermine des regroupements naturels inhérents aux données de manière à optimiser le rassemblement des valeurs similaires et à maximiser les différences entre les classes. Les limites entre classes correspondent aux endroits où se trouvent de grandes différences dans les valeurs de données.
- 3) Sur Arcgis, calcul de l'aire de chaque entité
- 4) Sur R, agréger les entités ayant le même identifiant de population en faisant la somme des aires et calculer la capacité d'accueil moyenne

Description de la contribution personnelle de l'étudiant

L'étudiante a mené une recherche bibliographique qui a dirigé l'approche du mémoire. Elle a également délimité manuellement et avec rigueur les populations de chaque espèce pour chaque scénario. Elle a appris à utiliser de nouveaux logiciels tels que Arcgis et Graphab afin de produire des matrices de résistance et des chemins de moindre coût. Elle a également appréhendé les codes R de dynamique de populations qui lui ont été remis. Elle les a paramétrés en fonction des caractéristiques de chaque espèce en se basant sur la littérature. Elle y a également ajouté des lignes de codes supplémentaires pour obtenir des résultats comparables à des articles scientifiques écrits sur le sujet. Elle a ensuite interprété les résultats grâce à de la recherche bibliographique et à un appel à son esprit critique.