



HAL
open science

Analyse des continuités écologiques des habitats associés au vignoble jurassien

Florie Poirel

► **To cite this version:**

Florie Poirel. Analyse des continuités écologiques des habitats associés au vignoble jurassien. Géographie. 2021. dumas-03683321

HAL Id: dumas-03683321

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03683321>

Submitted on 9 Jun 2022

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0
International License

Analyse des continuités écologiques des habitats associés au vignoble jurassien

Poirel Florie - 2021

Jean-Christophe FOLTÊTE, Laboratoire ThéMA, Université de Franche-Comté
Amélie VANISCOTTE, Ligue pour la Protection des Oiseaux, Maison de l'environnement de Bourgogne-Franche-Comté

Remerciements

Je remercie Jean-Christophe Foltête, mon responsable pédagogique lors ce stage de fin d'étude, pour son accompagnement et ses pistes de réflexion.

Je remercie singulièrement Amélie Vaniscotte, ma maître de stage à la LPO Bourgogne Franche-Comté, pour sa disponibilité et son accompagnement tout au long de ce projet. Je la remercie également pour ses relectures et ses précieux conseils.

Je remercie Nicolas Lavanchy, co-directeur de la LPO Bourgogne Franche-Comté, de m'avoir accueillie et intégrée au sein de cet organisme.

Je remercie également Hélène Houot, directrice du Master ADAUR, pour son suivi auprès de l'ensemble des étudiants, afin de veiller au bon déroulement de nos stages.

Je tiens à remercier Xavier Girardet de m'avoir incitée à réaliser ce stage de fin d'étude à la LPO et je le remercie pour sa formation sur le logiciel Graphab. Je remercie également Gilles Vuidel pour ses recommandations quant à l'utilisation du logiciel.

Je remercie Alexandre Laubin, Catherine De-Saint-Rat ainsi que l'ensemble de l'équipe LPO Bourgogne Franche-Comté pour leur participation et leur intérêt porté à ce projet.

Aussi, je remercie Jérôme Valance, membre du service de gestion et de l'information du laboratoire, pour le prêt de matériel indispensable à mes recherches.

Enfin, je tiens à remercier Léa Deputier et Noël Fleury, stagiaires à la LPO Bourgogne Franche-Comté, de m'avoir emmenée sur le terrain afin de participer à la prospection d'espèces et pour la découverte du passionnant métier de naturaliste.

Table des matières

Remerciements.....	3
Table des matières.....	4
Préambule	5
I. Introduction.....	6
1) Contexte thématique et institutionnel	6
2) Objectifs	11
II. Matériel et méthode.....	12
1) Préparation des données.....	12
2) Définition des réservoirs de biodiversité	18
3) Modélisation des continuités écologiques	20
4) Analyse du réseau et synthèse des données	24
III. Résultats	27
1) Composition et structure de la matrice paysagère	27
2) Réservoirs de biodiversité.....	29
3) Continuités écologiques.....	32
IV. Discussion	39
1) Conclusion.....	39
2) Limites et perspectives	40
Table des figures, cartes et tableaux	43
Bibliographie.....	44
Annexes.....	48
Résumé.....	57

Préambule

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un stage de fin d'étude au cours du second semestre de master 2 ADAUR à l'université de Franche-Comté (Besançon). Il s'inscrit dans un projet élaboré par la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) de Bourgogne Franche-Comté, ayant pour objectif de modéliser la connectivité des milieux associés au vignoble jurassien et, à terme, de créer un outil d'aide à la décision pour l'aménagement et la gestion des parcelles viticoles des professionnels volontaires. Ce travail repose sur la modélisation des réseaux écologiques d'espèces à enjeux de conservation présentes sur la zone d'étude afin d'identifier les réservoirs de biodiversité et les corridors écologiques existants ou à restaurer autour du vignoble jurassien.

Ce projet est réalisé à l'aide de plusieurs structures : le laboratoire ThéMA de l'université de Franche-Comté, le Conservatoire des espaces naturels de Franche-Comté (CEN FC), le Conservatoire botanique national et Observatoire régional des invertébrés de Franche-Comté (CBN-ORI FC) et la Commission de Protection des Eaux, du Patrimoine, de l'Environnement, du Sous-sol et des Chiroptères de Franche-Comté (CPEPESC FC).

I. Introduction

1) Contexte thématique et institutionnel

1.1. Paysage, connectivité et biodiversité

Le paysage incarne le rapport des sociétés humaines au monde habité (Périgord et Donadieu, 2005). Il est partagé entre l'art et la science mais évolue par la suite vers une notion pluraliste (humaniste, naturaliste, culturaliste) (Périgord et Donadieu, 2005). Selon, Alain Roger en 1997, le paysage est une perception historique et culturelle. Il parle alors d'« artialisation ».

La théorie de l'écologie du paysage évoque le paysage comme un ensemble d'éléments biologiques, chimiques et socio-économiques qui sont en constante interaction (Baudry, 1986). Le paysage a un rôle fonctionnel dans le maintien et la conservation de la biodiversité (Clergeau et al, 1999). Il s'agit d'un système écologique complexe avec une structure spatiale composée des trois éléments suivants : taches d'habitat, corridors, matrice (Forman et Godron, 1986) (figure 1). Un habitat est caractérisé par un espace aux facteurs biotiques et abiotiques qui lui sont propres et au sein duquel un ensemble d'organisme va réaliser son cycle de vie (Morrison et Hall, 2002). Les taches d'habitat qui composent le paysage sont comparables à des îles car ce sont des structures paysagères isolées au sein de la matrice dont la morphologie et la localisation va influencer la présence des espèces (Forman et Godron, 1986). Les corridors sont des structures paysagères plutôt linéaires qui permettent la dispersion d'individus entre deux taches d'habitat. Ils peuvent être utilisés pour les déplacements quotidiens, les dispersions ou les migrations (Clobert et al, 2009). Ils sont spécifiques à chaque espèce car ceux-ci sont définis par le comportement des individus dans la matrice paysagère (Clergeau et Désiré, 1999). La matrice, soit l'organisation structurelle d'un paysage, influence son écologie et sa biodiversité notamment par la distribution spatiale des populations (Clergeau et Désiré, 1999). La matrice paysagère représente un espace plus ou moins hostile au cycle de vie des espèces. Elle peut présenter des éléments barrières ou au contraire des éléments favorables à ses déplacements (figure 1).



Figure 1. Représentation schématique des continuités écologiques (source : Florie Poirel, 2021)

Les individus des espèces sont amenés à se déplacer hors de leur lieu de vie pour assurer leur survie par le biais de mouvements de dispersion (Clobert et al, 2001). Après ces mouvements, ils vont se reproduire dans un nouveau territoire. Au-delà de la survie de leur espèce et de la reproduction des individus, la dispersion permet la colonisation de nouveaux territoires pour des populations ainsi que les flux de leurs gènes.

La biodiversité a une dimension fonctionnelle impliquant les interactions et interdépendances qui ont lieu au sein d'un environnement, mais aussi une notion de durabilité (Tilman, 2001). Par définition, « la biodiversité désigne l'ensemble des êtres vivants ainsi que les écosystèmes dans lesquels ils vivent. Ce terme comprend également les interactions des espèces entre elles et avec leurs milieux » (Office français de la biodiversité).

L'étude de la connectivité rend compte de l'organisation structurelle d'un paysage et va déterminer la capacité d'un individu à atteindre les taches de ressources (Taylor et al, 1993). Elle est influencée par le comportement des individus et par la structure du paysage (Wiens et al, 1997). La connectivité paysagère peut être structurelle (dépendante de la structure paysagère) ou fonctionnelle (mouvements et flux individuels entre les taches d'habitats) (Taylor et al, 2006 ; Sahraoui, 2016). La connectivité du paysage peut également être réelle en se basant sur les observations de terrain, ou potentielle en se basant sur des approches modélisatrices (Sahraoui, 2016). Le concept de réseau écologique se définit selon trois actions : protéger les espèces et leurs réseaux d'habitats, planifier et restaurer le réseau écologique au sein du paysage (Mougenot et Melin, 2000). Aussi, ce concept est une approche clef en écologie du paysage car il permet l'analyse des fragmentations paysagères et des connectivités écologiques et décrit les mouvements d'organismes à travers les paysages hétérogènes (Bourgeois, 2015 ; Sahraoui, 2016).

1.2. Modification du paysage et biodiversité

La modification de l'occupation du sol (construction d'infrastructures de transport, étalement urbain, agriculture intensive) contribue à la destruction et à l'isolement des habitats (Jongman, 1995). Selon le site Naturefrance¹, c'est la principale cause de perte de biodiversité car elle engendre une fragmentation paysagère et le dysfonctionnement des habitats. Les modifications de l'occupation du sol peuvent s'opérer à une échelle multidimensionnelle du territoire (démographie, urbanisation) (Mimet et al, 2016 a). L'intensification et le changement de l'usage du sol a également un impact sur la diversité biologique (Dubs et al, 2003). Les changements générés par ces phénomènes modifient le paysage. Ils peuvent bouleverser l'équilibre des écosystèmes et perturber leur fonctionnement. Pour survivre, les espèces vont devoir s'adapter et trouver un équilibre dans leur nouvel environnement ou disperser pour trouver une nouvelle tache d'habitat favorable (Machon, 2020 ; Clobert et al, 2009).

L'une des conséquences indirectes des pratiques et processus mettant en péril la biodiversité est l'émergence de son intérêt sur le plan politique : le terme de biodiversité apparaît en 1992 lors de la Convention de Rio traitant de la diversité biologique, c'est-à-dire la diversité du monde vivant et les relations induites de celui-ci. La biodiversité est aujourd'hui au cœur de nombreuses politiques de protection, de conservation ou de restauration. En France, la loi n°2016-1087 « pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages » du 8 août 2016 souligne l'intérêt croissant porté à la biodiversité ces dernières années, notamment dans les politiques d'aménagement du territoire. Cette année 2021 est également l'année d'élaboration de la troisième stratégie nationale de la biodiversité (SNB) faisant écho à la convention de diversité biologique élaborée à la Convention de Rio. L'écologie du paysage est aujourd'hui au cœur des décisions d'aménagement du territoire et de la gestion de celui-ci. En 2007 émerge la notion de Trame verte et bleue (TVB) lors du Grenelle de l'environnement.

¹ Naturefrance : <https://naturefrance.fr/la-destruction-des-habitats>

L'objectif de cette politique publique est d'identifier pour préserver et restaurer les réseaux écologiques en France (INPN).

Le paysage correspond à une mosaïque d'habitats connectés, riches en diversité biologique. Ils ont une dimension fonctionnelle et structurelle (Clergeau et Désiré, 1999). Au-delà de la modification de l'occupation du sol, ces changements ont un retentissement sur le paysage : disparition d'espaces à fortes qualités écologiques, destructions des haies et bocages, ruptures des corridors écologiques, construction d'éléments linéaires infranchissables (autoroutes, TGV) et fragmentation des structures paysagères (AEE, 2002 ; Clergeau et Désiré, 1999). Actuellement, rares sont les habitats qui ne sont pas fragmentés. La fragmentation est le résultat de processus transformant une surface continue d'habitat naturel en plusieurs fragments de taille variable (Thompson & Ronce, 2010). La fragmentation des paysages impacte les flux écologiques tels que la dispersion de graines ou la pollinisation, qui sont deux procédés essentiels au maintien du fonctionnement d'un écosystème (Liu et al, 2018). Elle impacte également le cycle de vie des espèces lors de leur mouvements de dispersion. La modification des paysages a de multiples conséquences sur la biodiversité dont la perte d'habitat et la fragmentation, qui peuvent conduire à l'extinction en cascade des espèces (Fischer et al, 2007). Des ruptures au sein des écosystèmes ainsi que la destruction des continuités de migrations de nombreuses espèces sont également possibles (Bailly et al, 2011).

1.3. Agriculture et biodiversité

Depuis plusieurs décennies, les techniques d'exploitation agricoles ne cessent d'évoluer. Pour obtenir une meilleure rentabilité, les agriculteurs et agricultrices spécialisent leurs exploitations afin de devenir plus productifs. D'autre part, ceux-ci vont utiliser du matériel plus performant et avoir recours à des produits chimiques tels que les produits phytosanitaires, qui permettent de protéger les cultures des maladies et des menaces dans le but d'améliorer le rendement. Ces pratiques leur permettent ainsi de simplifier radicalement les séquences de cultures grâce aux rotations courtes ou à la monoculture (Bennett et al, 2012). La fragmentation des habitats est actuellement un réel problème pour le maintien de la biodiversité (Locquet et al, 2018), et c'est notamment une conséquence de l'agriculture industrielle qui conduit à la destruction progressive des haies et à l'utilisation de la monoculture, entraînant ainsi l'homogénéisation des paysages (Pollinis, 2019). L'homogénéisation du paysage a des conséquences désastreuses sur la biodiversité. La monoculture, la mécanisation et l'usage de pesticides sont des facteurs reconnus de l'homogénéisation et de la diminution drastique de la diversité agricole (Pollinis, 2019). La modification des assolements a engendré un raccourcissement de la rotation des cultures, une extension de la monoculture à l'échelle des parcelles et la suppression des surfaces non productives (Leroux et al, 2008). Ces pratiques vont grandement impacter la configuration, la composition du paysage et diminuer la superficie des habitats non cultivés (figure 2). L'arrachage de haies et de bocages laisse place à la monoculture sur des surfaces plus vastes (Pointereau, 2002). Bien qu'historiquement, l'agriculture a eu un effet positif sur la biodiversité avec la diversification des paysages (Leroux et al, 2008), le système agricole conventionnel crée aujourd'hui des espaces inhospitaliers pour la faune et la flore. Accompagner les viticulteurs et viticultrices dans l'aménagement de leurs parcelles permet donc de les sensibiliser à ces problématiques.

Les systèmes agricoles dont le développement est fondé sur les services écosystémiques requièrent un aménagement et une gestion durable de la biodiversité. Cette gestion, qui peut être adaptée aux objectifs de la production agricole, doit s'opérer à l'échelle de la parcelle, mais également à l'échelle du paysage (Duru et al, 2015). L'écosystème agricole est en interaction avec deux grands types de biodiversité : la biodiversité domestique et la biodiversité associée. La biodiversité domestique est intégrée et gérée de manière intentionnelle pour la gestion de l'exploitation. La biodiversité associée correspond à la faune et la flore sauvage naturellement présentes. La biodiversité associée dépend cependant des pratiques agricoles appliquées ainsi que de la composition des

paysages et habitats qui le structure (Therond et Duru, 2019). L'écosystème agricole est un système complexe qui comprend de nombreuses interactions entre les services écosystémiques et les composantes de la biodiversité (Therond et al, 2017). Les relations simplifiées de ce système complexe mettent en lumière le rôle de la biodiversité dans les services écosystémiques fournis à la production agricole (figure 3) (Therond et Duru, 2019).



Figure 2. Vues aériennes de la commune de Chamole (Jura) en 1958 à gauche et en 2017 à droite (source : IGN remonte le temps²)

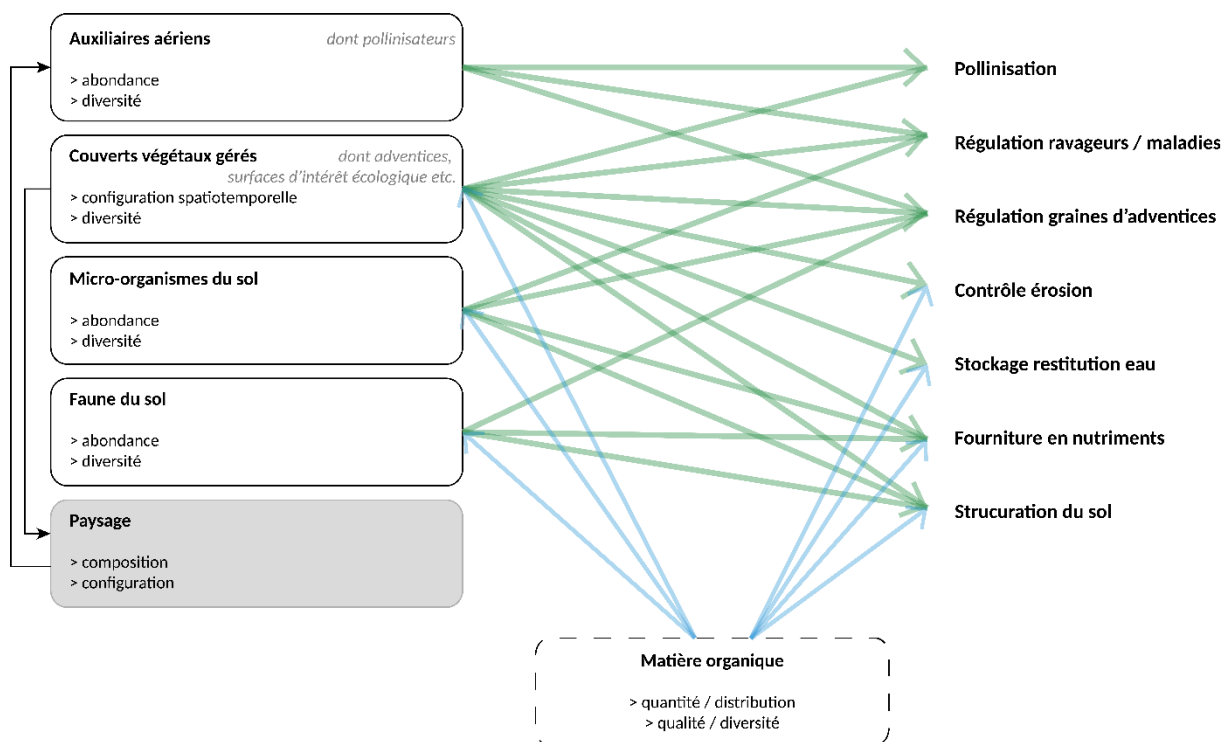


Figure 3. Principales relations entre les composantes de la biodiversité, la matière organique des sols et les services écosystémiques fournis à la production agricole (Therond et al, 2017) – (source : Therond et Duru, 2019)

Les principales relations entre les composantes de la biodiversité et les services écosystémiques fournis à la production agricole soulignent le rôle de la configuration et de la composition du paysage, la qualité et quantité de la matière organique présente dans le sol ainsi que l'abondance et la diversité de la biodiversité associée (auxiliaires de culture, micro-organismes du sol). De même, les couverts végétaux gérés sont essentiels par leur diversité et leur configuration

² IGN remonte le temps : <https://remonterletemps.ign.fr/>

spatiotemporelle, puisqu'ils ont des interactions avec l'ensemble des services écosystémiques représentés (figure 3). Les couverts végétaux gérés correspondent au couvert cultivé, à la flore adventice, aux haies et arbres isolés.

L'ensemble des phénomènes et pratiques précédemment cités sont toujours d'actualité malgré les publications et avertissements de la communauté scientifique. Ils ont des conséquences sur les écosystèmes et plus généralement, sur la biodiversité. Les enjeux concernant l'agriculture et la biodiversité sont nombreux (Leroux et al, 2008) :

- L'enjeu alimentaire et énergétique avec une demande de denrée alimentaire en constante hausse malgré une stagnation de l'offre due aux limites des performances techniques et à la raréfaction des ressources
- L'enjeu environnemental avec la pollution générée tant au niveau local que global
- L'enjeu écologique et l'aménagement du territoire nécessitant la gestion de la diversité des écosystèmes ainsi que la diversité paysagère
- L'enjeu sociétal et relationnel avec la nécessité d'une entente et d'actions collectives entre les différents acteurs au-delà des relations marchandes

1.4. Cas du vignoble jurassien

La viticulture est un secteur stratégique de l'économie agricole en France. C'est actuellement l'un des principaux consommateurs de produits phytosanitaires ainsi qu'un secteur très mécanisé (Karimi et al, 2020).

Néanmoins, de plus en plus de viticulteurs et viticultrices souhaitent mieux prendre en compte la biodiversité dans leur système de production et à travers leurs actions. La certification bio est notamment une démarche en progression, qui souligne la dynamique nouvellement adoptée (annexe 1), tout comme l'intégration de gestes et mesures naturelles à leurs processus de production (LPO Alsace, 2017). L'usage des espèces auxiliaires est un bon exemple de ce genre de pratique. En effet, de nombreuses espèces auxiliaires de la culture de la vigne existent, comme par exemple les chiroptères, dont le régime alimentaire se compose d'insectes ravageurs (LPO Aquitaine, 2017).

Le vignoble jurassien s'étend sur 80 kilomètres, de Champagne-sur-Loue à Saint-Jean-d'Étreux. Ce territoire est un véritable patrimoine local avec plus de 2000 hectares de vignes cultivés. Le Comité Interprofessionnel des Vins du Jura (CIVJ) regroupe actuellement plus de 190 domaines viticoles. Ce vignoble correspond à une mosaïque d'habitats et d'espèces associées. Il existe plus de 200 espèces à enjeux de conservation et une dizaine d'habitats différents autour des vignes jurassiennes. Parmi ces espèces, certaines sont des auxiliaires de cultures très intéressantes pour l'équilibre du milieu dans lequel elles vivent. Les auxiliaires ont la particularité de limiter les ravageurs. Un ravageur est un organisme qui cause des dégâts sur les plantes cultivées par les sociétés humaines. Ces dégâts dégradent la qualité ou la quantité de production, causant ainsi une perte de rendement (INRAE, e-phytia). Les auxiliaires vont effectuer naturellement la mission des produits phytosanitaires.

Depuis 2018, la LPO BFC accompagne annuellement plusieurs viticulteurs et viticultrices volontaires afin de les conseiller sur l'aménagement de leur exploitation, tout en agissant en faveur de la biodiversité. Les trois objectifs de la LPO sont de faire émerger un réseau de réservoirs de biodiversité afin de créer des aménagements adaptés, donner une dimension sociale au projet en mettant en valeur la responsabilité environnementale des exploitants engagés, et diffuser ces conseils techniques à la profession agricole, au-delà des viticulteurs et viticultrices impliqués.

L'enjeu ici est d'analyser l'état au regard de la richesse en espèces (réservoirs) et la connectivité des habitats présents dans la zone d'étude afin d'identifier et de prioriser les aménagements à réaliser au sein des vignes jurassiennes pour que celles-ci n'aient pas un effet barrière. Mettre en place un outil d'aide à la décision pour la LPO BFC permettrait d'orienter les

aménagements à faire dans le cadre de son accompagnement auprès de la profession viticole. L'encadrement des actions des viticulteurs et viticultrices volontaires à l'aide de cet outil permettrait de proposer des pratiques optimales pour limiter la fragmentation des habitats, et permettre aux espèces de se disperser de manière pérenne, sans que le vignoble ne constitue une barrière à leurs déplacements.

Lors de cet accompagnement, la LPO apporte des conseils clefs pour la bonne gestion des parcelles viticoles dans leur contexte paysager à travers la prise en compte de la mosaïque d'habitats présents autour et au sein des parcelles viticoles dans les modes de gestion mais également lors de la création de nouveaux éléments paysagers tels que les haies ou les nichoirs.

2) Objectifs

À l'instar des travaux réalisés pour établir des Trames Vertes et Bleues sur le territoire, comme par exemple en région BFC pour la TVB de Loue-Lison (Epage HDHL, 2020) ou en région Ile-de-France pour la TVB des Lacs d'Essonne (ARP Astrance, 2015), ce projet identifie les réservoirs de biodiversité et les continuités écologiques du territoire.

Afin de permettre à la LPO BFC de localiser ses actions de préservation ou de restauration sur le territoire et auprès des viticulteurs et viticultrices, l'étude répond aux deux questions suivantes : Quelles sont les continuités écologiques des habitats associés au vignoble jurassien ? Comment intégrer la notion de connectivité paysagère dans la gestion et l'aménagement des parcelles de vignes ?

La particularité de cette étude est qu'elle concerne les habitats réservoirs de biodiversité qui sont en interaction dans l'espace (habitats attenants aux parcelles de vignoble) et au niveau écologique (déplacement des espèces) avec le vignoble jurassien. Aussi, ce travail repose sur une connaissance basée sur des données d'observation et des avis d'experts sur les habitats et les espèces à enjeux de conservation. Il s'agit également de mettre en évidence les réservoirs et connectivités qui peuvent être directement impactés par les pratiques de gestion et aménagements de culture de la vigne. Enfin, l'objectif du projet est de fournir des outils cartographiques accessibles aux gestionnaires des parcelles de vignes.

La méthode élaborée permet de résumer la richesse et la connectivité d'une grande diversité d'habitats et d'espèces associées au vignoble jurassien. Elle se base sur des travaux collaboratifs récents engagés entre de multiples structures naturalistes et expertes sur les taxons et les habitats. Les dernières avancées méthodologiques concernant les analyses des connectivités par la modélisation des graphes paysagers servent également à appuyer cette méthode : dans un premier temps, les réservoirs de biodiversité sont définis sur la base de données existantes et sur l'avis d'experts. En second temps, les connectivités écologiques de 25 espèces fictives sont modélisées. L'ensemble de ces éléments sert ensuite d'outil d'aide à la décision pour la LPO BFC lors de l'élaboration des mesures de gestion.

II. Matériel et méthode

Les principales étapes méthodologiques nécessaires pour l'identification des réservoirs de biodiversité et la modélisation des continuités écologiques sont présentées ci-après. Une première phase de préparation de données et de définition des réservoirs est nécessaire. La seconde phase d'analyse descriptive consiste à modéliser les corridors écologiques et la connectivité des réservoirs de biodiversité (figure 3).

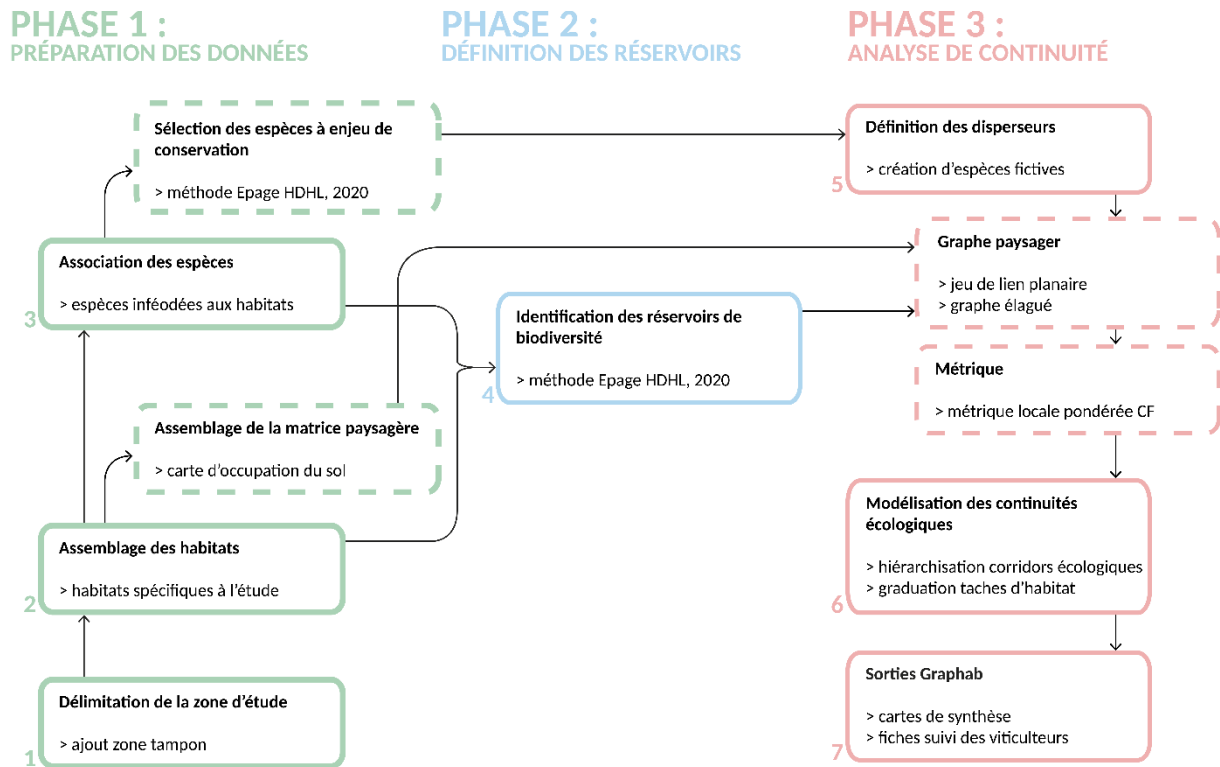


Figure 4. Méthodologie de l'analyse des continuités écologiques des milieux associés au vignoble jurassien (source : Florie Poirel, 2021)

Les étapes concernant les données sur les espèces (enjeux de conservation, définition des réservoirs et des disperseurs, valeurs de résistances) sont réalisées conjointement avec les experts des différents groupes taxonomiques du CBN-ORIE FC pour les invertébrés et de la LPO BFC pour les oiseaux, amphibiens, reptiles et mammifères.

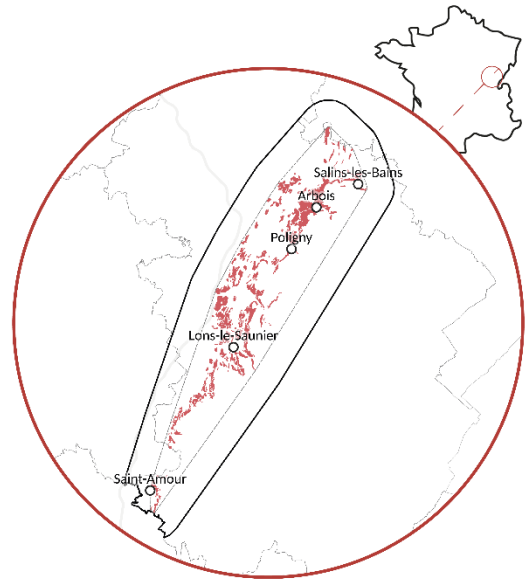
1) Préparation des données

1.1. Définition de la zone d'étude

Cette mission est réalisée autour des milieux associés au vignoble jurassien, présents au sein de ce territoire. La zone d'étude définie dans ce contexte comprend l'ensemble des parcelles AOC viticoles et les parcelles de vignes du département du Jura (39) pour un territoire de 860 km². Afin de limiter l'effet de bord, une zone tampon de 5 kilomètres est ajoutée : elle permet d'inclure le comportement des espèces à travers les éléments paysagers limitrophes. L'étude est menée sur un territoire d'une surface de 1700 km² situé sur 241 communes (carte 1).

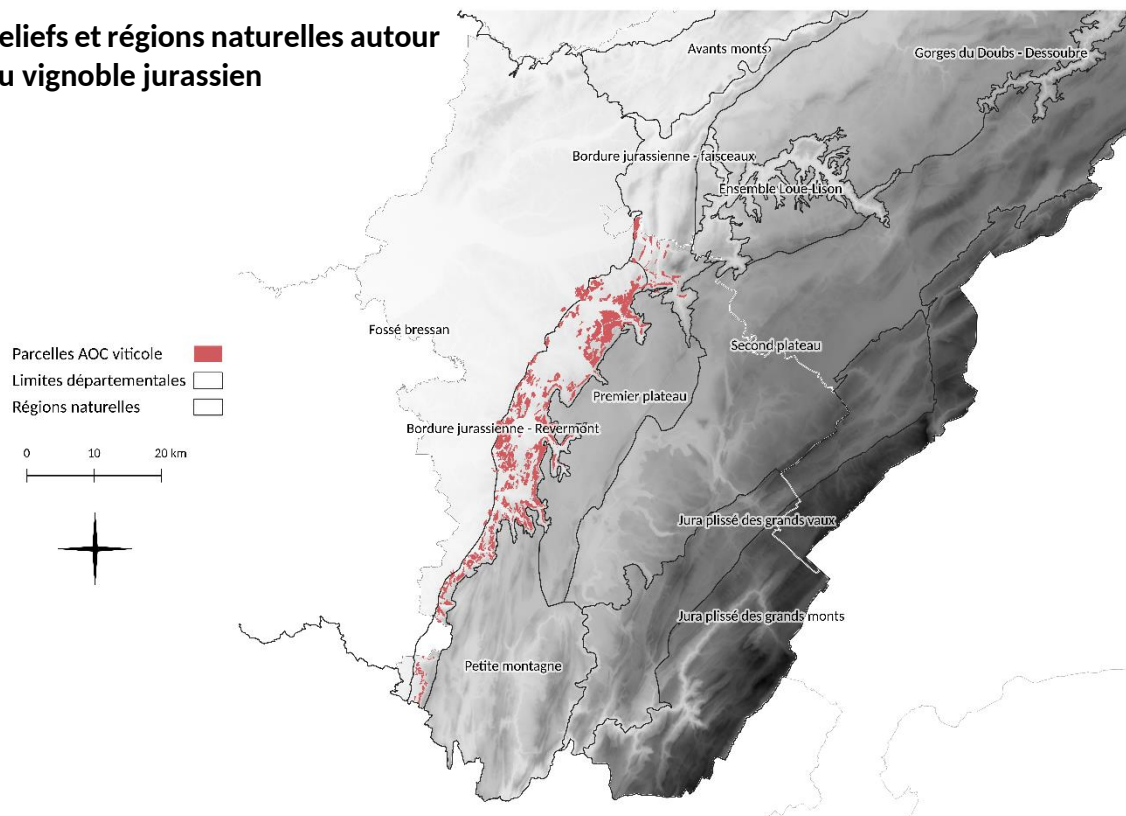
Le périmètre de la zone d'étude chevauche trois départements : le Doubs, le Jura et la Saône-et-Loire, présents en région Bourgogne-Franche-Comté. Au sud de la zone d'étude, la zone tampon de 5 kilomètres n'est pas appliquée car elle est située sur le département de l'Ain. La collecte de données d'occupation du sol et de présence d'espèces sur ce département n'étant pas homologuée à celle de la région BFC, il n'est pas pertinent d'inclure cette zone dans le projet.

L'ensemble des éléments structurants du paysage ne sont pas pris en compte dans la délimitation de la zone d'étude. L'est du vignoble jurassien est caractérisé par une fracture paysagère due à la présence de falaises et de reliefs séparant ainsi deux régions naturelles : la Bordure jurassienne Revermont et le Premier plateau (carte 2). Les données altitudinales ne sont pas intégrées à l'étude bien que cela ait un impact sur les déplacements des espèces.



Carte 1. Zone d'étude avec parcelles de vignes et parcelles AOC viticole (source : Florie Poirel, 2021)

Reliefs et régions naturelles autour du vignoble jurassien



Carte 2. Reliefs et régions naturelles autour du vignoble jurassien (source : Florie Poirel, 2021)

1.2. Définition des habitats et assemblage de la matrice paysagère

Chaque élément constitutif de la mosaïque paysagère peut faire l'objet d'une étude afin de rendre compte de son état en termes de biodiversité et de connectivité. Néanmoins, l'étude de tous les habitats existants sur la zone d'étude n'est pas nécessaire ou pertinente pour répondre à la

problématique de la mission. C'est pourquoi la seconde étape de la phase de préparation des données paysagères consiste à identifier les habitats dont la continuité peut être impactée par la présence du vignoble.

La sélection de ces habitats s'explique par plusieurs critères. Pour cette étude, les milieux qui présentent un intérêt sont ceux sur lesquels l'agriculteur ou la gestion du vignoble peuvent agir via l'implantation de haies, la restauration / l'aménagement des mares, la conservation des zones humides et des pelouses sèches etc. Ainsi, les eaux courantes ne sont pas sélectionnées car elles ne sont pas impactées par la gestion du vignoble. Le milieu urbain n'est également pas sélectionné car il est rarement considéré comme réservoir ou trame. C'est un milieu relativement pauvre en diversité et en richesse biologique.

Habitats (continuités écologiques)	Composition
Milieux prairiaux et bocagers	Haies, arbres isolés, bosquets, prairies permanentes
Milieux xériques : pelouses sèches	Pelouses, dalles, ourlets, fruticée et tout milieu non boisé
Milieux cultivés	Cultures, vergers, prairies temporaires, haies et arbres isolés associés
Milieux humides	Prairies humides, ripisylves, bois marécageux, carrières et gravières, cariçaies, friches humides, mares, ourlets de cours d'eau, plantations de résineux et de feuillus, végétations en bordure de plans d'eau, cultures en milieu humide
Milieux forestiers	Forêts
Milieux vignes	Parcelles AOC viticoles, parcelles encépagées, haies et arbres isolés associés
Milieux rupestres et bâti	Habitations (construites av. 1950), monuments historiques, falaises

Tableau 1. Composition détaillée des habitats étudiés au sein de la zone d'étude (source : Florie Poirel, 2021)

Une fois les habitats identifiés (tableau 1), il est nécessaire de les définir de manière précise grâce aux données cartographiques disponibles. La définition des habitats (assemblage de données paysagère) est réalisée selon la méthode du projet de TVB sur Loue-Lison (Epage HDHL, 2020) et adaptée à la mission, dont les attendus sont différents de ceux d'une trame verte et bleue.

Milieux vignes

Les milieux vignes sont composés des parcelles encépagées et des haies qui leurs sont associées. Ils sont également composés de petits bâtis autrefois utilisés par les exploitants, mais également de murets permettant de consolider leur terrain et de pierriers, amas de pierres extraites des terrains pour les rendre arables (LPO Alsace, 2011).

Données utilisées : BD TOPO 2020, Parcelles AOC Viticoles 2020, DNSB 2020

Conditionnalité : BD TOPO > Sélection > Vigne, Haie
DNSB > Buffer > 5m

Milieux prairiaux et bocagers

Les milieux prairiaux et bocagers sont composés de pelouses et de prairies permanentes. Les haies et bocages, intégrées dans l'habitat, sont des éléments très structurants de ces milieux.

Données utilisées : BD TOPO 2020, CESBIO 2018, DNSB 2020, RPG 2020

Conditionnalité : CESBIO > Sélection > Prairie, Pelouse

DNSB > Buffer > 5m
RPG > Exclusion des prairies temporaires
RPG > Sélection Prairie permanente, Estive, Lande
BD TOPO > Sélection > Haie

Milieux humides

Les milieux humides sont composés de mares et de zones humides. Par définition, les zones humides sont des « terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire, ou dont la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année ». (Art. L.211-1 du Code de l'Environnement). Les étangs et masses d'eau ont été retirés de cet habitat à dire d'expert, pour être placés dans les milieux aquatiques.

Données utilisées : CEN Franche-Comté Mares 2018 et MH 2020, DATARA MH 2020

Conditionnalité : MH > Sélection > Types présents sur le territoire étudié
Retrait des étangs et masses d'eau

Milieux xériques

Les milieux xériques sont des milieux secs et arides de façon persistante (Dictionnaire Environnement). Ils sont aussi composés des pelouses sèches et de la végétation associée. Ils sont identifiés grâce à des inventaires réalisés par le CEN FC. Cependant, l'intégralité de ces inventaires n'a pas encore été effectuée en région Bourgogne-Franche-Comté. La donnée utilisée pour cette étude n'est donc pas exhaustive. Néanmoins, l'inventaire exhaustif de ceux-ci est tout de même réalisé au nord de la zone d'étude lors du projet de TVB Loue-Lison, et au sud dans la région naturelle Petite-Montagne. Cette information est donc à prendre en compte lors de l'interprétation des résultats obtenus pour cet habitat.

Données utilisées : Inventaire du CEN Franche-Comté 2020

Conditionnalité : Milieux xériques > Retrait des boisements et forêts

Milieux cultivés

Les milieux cultivés sont composés des parcelles agricoles et des haies associées. Les vergers, initialement inclus dans l'habitat Milieux prairiaux et bocagers, sont inclus dans l'habitat Milieux cultivés s'il s'agit de vergers de production industrielle.

Données utilisées : BD TOPO 2020, CESBIO 2018, DNSB 2020, RPG 2020

Conditionnalité : BD TOPO > Sélection > Haie, Verger
CESBIO > Sélection > Culture
DNSB > Buffer > 5m
RPG > Culture, Verger, Prairie temporaire

Milieux forestiers

Les milieux forestiers sont constitués de tous les types de forêt. Ils n'incluent pas les lisières forestières, les pelouses et les formations végétales qui sont des milieux dont l'écosystème est différent.

Données utilisées : BD FORÊT V2

Conditionnalité : BD FORÊT > Exclusion des pelouses et formations végétales

Milieux rupestres et bâti

Les milieux rupestres et bâti sont représentés par les falaises et les bâtiments anciens dans lesquels les espèces peuvent nicher ou s'abriter.

Données utilisées : BD TOPO 2020, BD Mérimée 2020, BD ALTI 2020

Conditionnalité : BD TOPO > Sélection > Bâti construit avant 1950
BD ALTI > Sélection > Pentes supérieures à 30°

La matrice paysagère est une carte d'occupation du sol qui permet de définir pour chaque espèce, les types de paysages qu'elle va rencontrer lors de ses déplacements. Elle a un rôle décisif dans la capacité de mouvement des espèces, lorsqu'ils se déplacent entre leurs taches d'habitat favorable (Girardet, 2013).

En plus des habitats précédemment définis, d'autres milieux sont assemblés pour réaliser la carte d'occupation du sol (qui servira d'autre part comme matrice de déplacement). Parmi eux, les milieux urbains, représentés sous forme de taches urbaines et les transports, dont la présence peut fortement impacter la dispersion d'une espèce (Girardet, 2013) sont scindés en deux afin de hiérarchiser leur importance car une autoroute n'a pas le même impact sur la dispersion d'un individu qu'une route communale. Les milieux aquatiques, les carrières et les lisières forestières sont également des éléments structurants du paysage. Tous ces types d'occupation du sol permettent in fine d'obtenir une matrice paysagère fidèle au territoire.

Milieux urbains

Les milieux urbains sont identifiés par la tache urbaine, *via* le processus de dilatation / érosion autour du bâti existant.

Données utilisées : BD TOPO 2020

Conditionnalité : BD TOPO > Sélection > Bâti
Tache urbaine > Dilatation +50m / Érosion -40m

Milieux transports principaux

Les transports principaux sont les autoroutes, les routes nationales, les voies ferrées ainsi que le tronçon de route D1083 reliant Lons-le-Saunier à Poligny. Il s'agit des axes de transport principaux présents sur la zone d'étude.

Données utilisées : BD TOPO 2020

Conditionnalité : BD TOPO > Sélection > Autoroutes, Nationales, Voie ferrée et tronçon D1083 entre Lons-le-Saunier et Poligny (D1083)
Buffer > Attribut 'Largeur'

Milieux transports secondaires

Les transports secondaires concernent les routes composées à minima d'une chaussée et non incluses dans les transports principaux. Aussi, les voies ferrées de service, utilisées pour les opérations de chargement, déchargement (Legifrance.gouv) manœuvre, maintenance et stationnement et les voies de garage et de triage, servant de lieu de dépôt du matériel roulant (SNCF réseau).

Données utilisées : BD TOPO 2020

Conditionnalité : BD TOPO > Sélection > Routes secondaires
Buffer > Attribut 'Largeur'

Milieux aquatiques

Les milieux aquatiques représentent le linéaire de cours d'eau permanent, ainsi que les masses d'eau et étangs.

Données utilisées : BD TOPO 2020

Conditionnalité : BD TOPO > Sélection > Cours d'eau > Persistance 'Permanent'
Buffer > 5m
BD TOPO > Sélection > Surface hydrographique

Milieux carrières

Données utilisées : LPO BFC

Conditionnalité : Si Gravières > surfaces eau définies en milieux aquatiques

Milieux lisières forestières

Les lisières forestières sont définies à 10 mètres de largeur (Crémer et al, 2010 ; PNR de la Montagne de Reims, 2020).

Données utilisées : BD FORÊT V2

Conditionnalité : BD FORÊT > Érosion -10m

Lors de l'assemblage de la carte d'occupation du sol, trois habitats sont distingués en deux types. Les prairies et bocages, les vignes et les cultures sont décomposées en surfaces planes ou en haies et bocages. Il est essentiel pour la modélisation réseaux écologiques des espèces de distinguer ces deux informations car les déplacements des espèces ne sont pas les mêmes dans une parcelle de prairie que dans une haie, qui n'ont pas les mêmes fonctions dans la réalisation d'un cycle de vie. La prairie est un milieu ouvert contrairement à la haie. Ces deux éléments de surface ou de linéaire (haies) sont distingués au sein de la matrice paysagère pour ces trois habitats.

Des zones sans données sont toujours présentes sur la carte d'occupation du sol. Il s'agit d'espaces dont la nature n'a pas été prise en compte dans les différents milieux assemblés ci-avant. Pour obtenir une couverture complète de l'occupation du sol, certaines d'entre elles sont définies comme « Autre urbain » lorsqu'il s'agit de parkings ou de zones artificialisées non incluses dans les taches urbaines. Les autres zones sans affectation, mais correspondant fonctionnellement à des zones herbacées sans fonction agricole sont automatiquement considérées comme des milieux prairiaux et bocagers.

La matrice paysagère est d'abord assemblée au format vecteur puis rastérisée sur le logiciel QGIS 3.10. Un code est attribué à chaque élément paysager (annexe 2) pour pouvoir les modéliser sur le logiciel GRAPHAB 2.6. La matrice est définie à la résolution 10x10m en raison de la surface de la zone d'étude (environ 1700 m²). Tous les éléments fragmentant du paysage sont placés au-dessus les habitats, car ils constituent des obstacles aux individus lors de leurs déplacements.

Les données paysagères permettent d'obtenir une couverture complète de l'occupation du sol au sein de la zone d'étude. Successivement à la préparation des données paysagères, la phase de préparation des données espèces permet d'intégrer les comportements des espèces à travers le paysage.

1.3. Association des espèces et sélection des espèces à enjeu de conservation

À chaque habitat est associé un cortège d'espèces, qui y vivent pour réaliser leur cycle de vie. Dans le cadre de ce projet, seules les espèces à enjeux de conservation sont étudiées. Le niveau d'enjeu de chaque espèce est défini selon la méthode élaborée lors du projet de TVB sur Loue-Lison. Il s'agit

d'une méthode automatisée croisant les différents statuts de conservation et de protection des espèces présentes sur la zone d'étude (Epage HDHL, 2020). Ces enjeux vont de moyen à très fort (annexe 3).

Afin d'obtenir une représentation plus complète des continuités écologiques, différents taxons sont étudiés : les mammifères, les oiseaux, les amphibiens, les reptiles et également les invertébrés. Les chiroptères font également l'objet d'une étude mais celle-ci est réalisée à part pour les raisons suivantes : les données concernant les espèces présentes dans la zone d'étude sont obtenues après les analyses sur les autres taxons, et les chiroptères sont des mammifères au mode de vie très spécifique. Il n'est donc pas pertinent de les inclure dans l'analyse des mammifères (Dubos et al, 2020). L'étude des chiroptères est cependant très pertinente car ce sont des auxiliaires de la vigne reconnus (LPO Aquitaine, 2017).

Récolter des données sur l'écologie de plus de 200 espèces est une tâche chronophage qui présente des limites pour une étude comme celle-ci. De plus, toutes les espèces n'ont pas été l'objet des études précédentes réalisées par la LPO (SCoT Bisontin (AUDAB, 2016) ; TVB Loue-Lison (Epage HDHL, 2020) ; TVB APS (CC APS Cœur du Jura, 2016)) ou fait l'objet de publications scientifiques concernant leur dispersion. In fine, 95 espèces pour lesquelles la donnée était disponible sont intégrées à cette étude (annexe 4).

2) Définition des réservoirs de biodiversité

Les réservoirs de biodiversité sont « des espaces dans lesquels la biodiversité est la plus riche ou la mieux représentée, où les espèces peuvent effectuer tout ou partie de leur cycle de vie et où les habitats naturels peuvent assurer leur fonctionnement en ayant notamment une taille suffisante, qui abritent des noyaux de populations d'espèces à partir desquels les individus se dispersent ou qui sont susceptibles de permettre l'accueil de nouvelles populations d'espèces ». (Art. R 371-19 du Code de l'Environnement). Ces réservoirs de biodiversité permettent de représenter les espaces identifiés comme les plus accueillants pour la faune et la flore.

Grâce aux données de la LPO BFC, du CEN FC, de la CPEPESC FC et du CBN-ORIE FC, les zones de présence de ces espèces à enjeux permettent de définir des espaces d'intérêts écologiques, en complément des zonages de protection déjà existants (exemple : ENS, ZNIEFF 1, APB). Cette définition des réservoirs de biodiversité a été développée par la plateforme Sigogne BFC.

Les réservoirs de biodiversité sont définis par deux indicateurs (figure 5) :

- **Les zonages de protection** : lorsqu'une zone de protection intersecte un habitat, la surface d'habitat contenue dans le périmètre du zonage de protection est considérée comme réservoir (annexe 5).
- **Les mailles 1x1 km** où plusieurs espèces à enjeu de conservation ont été observées (Epage HDHL, 2020) : les portions d'habitat comprenant des mailles où une richesse donnée a été observée est considérée comme un réservoir. Le seuil de richesse par maille considéré pour définir les réservoirs sont spécifiques à chaque habitat et précisés ci-après.

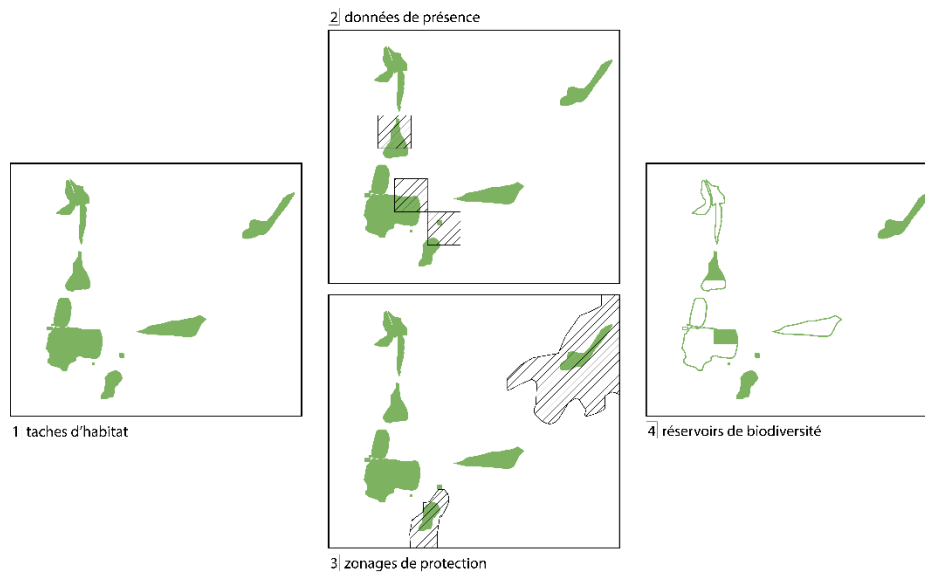


Figure 5. Méthodologie de définition des réservoirs de biodiversité (source : Epage HDHL, 2020)

Ci-après est détaillée la méthodologie d'identification des réservoirs de biodiversité de chaque habitat. Cette méthodologie est issue du projet de TVB sur Loue-Lison (Epage HDHL, 2020).

Milieux vignes

Données utilisées : Habitats des milieux vignes

Identification des réservoirs de biodiversité :

Présence de données espèces à enjeux (maille de 1x1km contenant plus de 6 espèces et plus de 18 données d'observation) : seuils basés sur la valeur moyenne observée

Zonages naturalistes (APB, RNR, site CEN, ENS, ZNIEFF type1, Natura 2000)

Milieux prairiaux et bocagers

Données utilisées : Habitats des milieux prairiaux et bocagers

Identification des réservoirs de biodiversité :

Présence de données espèces à enjeux (maille de 1x1km contenant plus de 7 espèces et plus de 20 données d'observation) : seuils basés sur la valeur moyenne observée

Zonages naturalistes (APB, RNR, site CEN, ENS, ZNIEFF type1, Natura 2000)

Milieux humides

Données utilisées : Habitats des milieux humides

Identification des réservoirs de biodiversité :

Présence de données espèces à enjeux (maille de 1x1km contenant plus de 3 espèces et plus de 9 données d'observation) : seuils basés sur la valeur moyenne observée

Zonages naturalistes (APB, RNR, site CEN, ENS, ZNIEFF type1, Natura 2000)

Milieux xériques

Données utilisées : Habitats des milieux xériques

Identification des réservoirs de biodiversité :

Présence de données espèces à enjeux (maille de 1x1km contenant plus de 2 espèces et plus de 6 données d'observation) : seuils basés sur la valeur moyenne observée

Zonages naturalistes (APB, RNR, site CEN, ENS, ZNIEFF type1, Natura 2000)

Milieux cultivés

Données utilisées : Habitats des milieux cultivés

Identification des réservoirs de biodiversité :

Présence de données espèces à enjeux (maille de 1x1km contenant plus de 5 espèces et plus de 15 données d'observation) : seuils basés sur la valeur moyenne observée

Zonages naturalistes (APB, RNR, site CEN, ENS, ZNIEFF type1, Natura 2000)

Milieux forestiers

Données utilisées : Habitats des milieux forestiers

Identification des réservoirs de biodiversité :

Présence de données espèces à enjeux (maille de 1x1km contenant plus de 4 espèces et plus de 8 données d'observation) : seuils basés sur la valeur moyenne observée

Zonages naturalistes (APB, RNR, site CEN, ENS, ZNIEFF type1, Natura 2000)

Milieux rupestres et bâti

Données utilisées : Habitats des milieux rupestres et bâti

Identification des réservoirs de biodiversité :

Présence de données espèces à enjeux (maille de 1x1km contenant plus de 4 espèces et plus de 12 données d'observation) : seuils basés sur la valeur moyenne observée

Zonages naturalistes (APB, RNR, site CEN, ENS, ZNIEFF type1, Natura 2000)

3) Modélisation des continuités écologiques

3.1. Définition des disperseurs – espèces fictives

Ce projet utilise une approche multi-espèces afin de représenter le comportement d'un grand nombre d'espèces présentes sur la zone d'étude. Différentes approches existent pour définir des espèces cibles (Sahraoui, 2016) :

- Espèce porte drapeau (symbolique)
- Espèce clé de voute (équilibre un écosystème)
- Espèce parapluie (dont la protection entraîne la protection d'autres espèces)
- Espèce indicatrice (indicateur écologique d'habitats, conditions environnementales)
- Espèce focale (groupe d'espèces parapluies)
- Espèce par profil écologique (3 critères : écosystème, dispersion, taille min habitat)
- Espèce paysagère (espèce représentative d'un milieu et changements paysagers)

Pour cette étude, ce sont les espèces paysagères qui sont utilisées, et plus particulièrement les espèces à enjeu de conservation. Cependant, l'étude de la connectivité de chaque espèce à enjeu sélectionnée sur la zone d'étude représente une vaste tâche : réaliser une approche espèce par espèce rendrait la synthèse des données fastidieuse dû au temps nécessaire pour effectuer la démarche

(Tarabon, 2020). Ainsi, pour étudier l'écologie de l'ensemble des espèces de manière efficace et synthétique, celles-ci sont regroupées.

Ce regroupement s'opère par la création d'espèces fictives (ou virtuelles) : il s'agit de l'agrégation d'informations sur le comportement de plusieurs espèces (Hirzel et al, 2001). Le regroupement d'espèces est réalisé selon trois critères : (1) leur groupe taxonomique (amphibien, reptile, mammifère, insecte ou oiseau) (2) les milieux indispensables à la réalisation de leur cycle de vie, et (3) leur capacité de dispersion, classée comme faible ou élevée (Sahraoui, 2016 ; Mimet et al, 2016 b).

La création d'espèces fictives permet de synthétiser le comportement des espèces à enjeux associées aux habitats de la zone d'étude. L'intérêt de cette méthode est qu'une espèce fictive peut représenter le comportement de plusieurs espèces réelles (figure 6) et permet donc de simplifier les analyses en les rendant possibles sur le vaste territoire de l'étude. La création de ces espèces fictives dépend cependant de la donnée existante des espèces réelles. Celle-ci n'étant pas exhaustive, toutes les espèces à enjeux présentes sur le territoire ne sont pas être prises en compte dans la définition des espèces fictives. Concernant les amphibiens, le Crapaud calamite est retiré des espèces fictives car selon le dire d'expert, c'est une espèce qui nécessite une approche spécifique. Son comportement ne concorde pas avec le comportement des autres espèces amphibiens présents sur la zone d'étude. Pour ce projet, 25 espèces fictives sont créées (annexe 4).

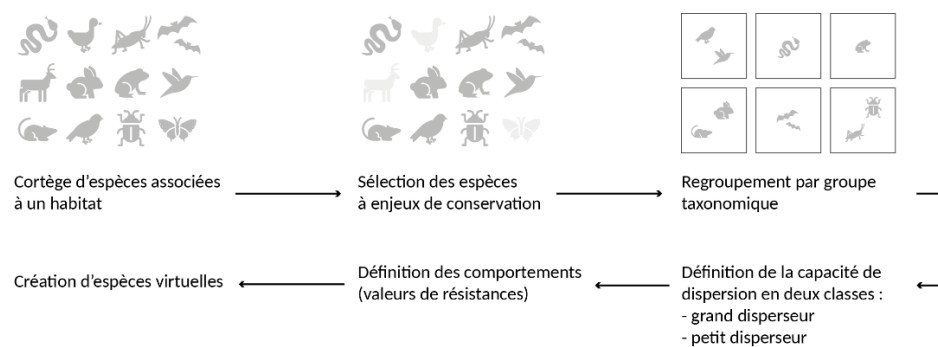


Figure 6. Processus de création des espèces fictives (ou virtuelles) (source : Florie Poirel, 2021)

Aussi, la connectivité de tous les habitats n'est pas étudiée. Les habitats dont la connectivité semble la plus pertinente à analyser sont ceux qui se retrouvent au sein ou entre les parcelles de vigne et sur lesquelles la gestion de ces dernières peut avoir un impact, soit : les prairies et bocages, les milieux humides et les milieux xériques. Les forêts et les cultures, bien que moins impactées sont également considérés puisqu'elles restent présentes à proximité des parcelles de vignoble et sont susceptibles d'être riches en espèces.

La préparation des données paysagères et des données espèces permet de passer à la phase suivante : la modélisation des continuités écologiques existantes autour du vignoble jurassien.

3.2. Chemin de moindre coût

Chaque espèce ne se déplace pas de la même manière au sein de la matrice paysagère. Les différents milieux présents sont classifiés selon leur degré d'hospitalité, spécifique à chaque espèce. Cette classification se crée par la définition de valeurs de résistances (ou coefficients de friction) qui sont définies de la plus favorable (l'habitat) à la plus défavorable (barrière infranchissable) en fonction de l'espèce fictive (Girardet, 2013).

Les valeurs de résistances ont pour but d'attribuer un coût à chaque type d'occupation du sol présent sur la matrice paysagère. Elles sont définies selon une échelle logarithmique allant de 1 à 10000 (Clauzel et al, 2015 ; Epage HDHL, 2020). Plus le coût est élevé, plus il est difficile (voire

impossible) pour l'individu de traverser l'élément paysager. Inversement, plus le coût est faible, plus il sera facile pour lui de se déplacer (annexe 6). Les valeurs de résistances des espèces à enjeu sont issues de la littérature scientifique ou par le dire d'expert. La première option étant particulièrement chronophage dans le cadre d'une approche multi-espèces, les valeurs de résistances sont attribuées d'après les données du projet de TVB à Loue-Lison (Epage HDHL, 2020) et selon les dires d'experts.

Ainsi, à partir des valeurs de résistances établies, des chemins de moindre coût sont créés pour chaque espèce fictive. Ils représentent le chemin le moins coûteux énergétiquement pour un individu, lorsque celui-ci veut se déplacer d'une tache d'habitat à une autre. La définition des chemins de moindre coût consiste à convertir la matrice paysagère en unité de coût dans un premier temps, puis à identifier les chemins de moindre coût dans un second temps (figure 7).

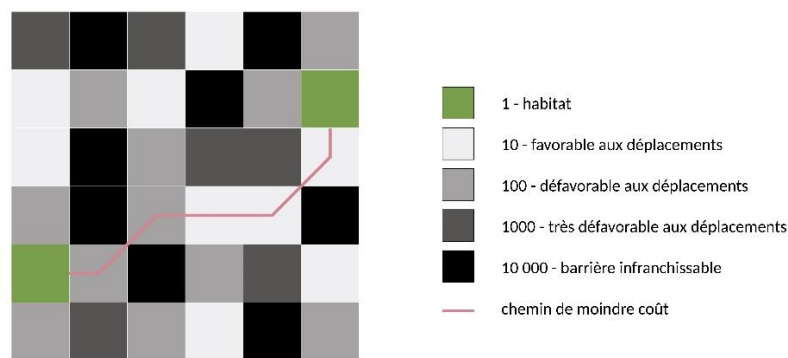


Figure 7. Représentation schématique des chemins de moindre coût (source : Tarabon, 2020)

3.3. Graphe paysager

Théorie des graphes

La modélisation des réseaux écologiques à l'aide de la théorie des graphes permet de représenter graphiquement le comportement de populations avec la configuration du paysage, et ainsi obtenir des mesures de la connectivité (Urban & Keitt, 2001). Le graphe paysager permet de représenter de manière simplifiée le réseau écologique en combinant les taches ressources, autrement appelées taches d'habitat et leurs relations. Dans ce graphe, les taches d'habitat sont les nœuds et les relations sont les liens (figure 8).

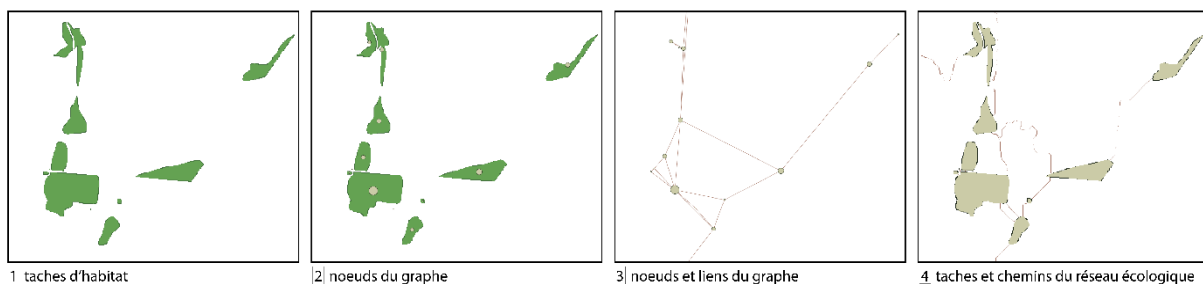


Figure 8. Schéma de la théorie des graphes (source : Dubos et al, 2020)

La partie d'analyse descriptive de cette étude est réalisée grâce à une approche fondée sur la théorie des graphes. Les graphes paysagers sont élaborés sur le logiciel Graphab (Foltête et al, 2012) avec la version 2.6. Ce logiciel « permet de modéliser les réseaux écologiques à partir de la théorie des graphes. Il est le seul outil intégré réunissant à la fois la construction et la visualisation des graphes, les analyses de connectivité, les liens avec des données externes. » (Sourcesup Graphab³). Un graphe

³ Graphab : <https://sourcesup.renater.fr/www/graphab/fr/home.html>

paysager se compose de trois éléments : les nœuds, les liens et les composantes. Un graphe paysager est créé à partir d'un jeu de liens défini pour chaque espèce fictive. Il est composé des éléments suivants :

- **Nœuds**

Les nœuds représentent les taches d'habitat de l'espèce. Ils sont précédemment définis lors de l'assemblage de la carte d'occupation du sol, il s'agit alors d'un groupe de pixels adjacents. Dans le graphe, les nœuds peuvent être représentés par une vue topologique avec des cercles. Ces cercles peuvent avoir une taille proportionnelle à leur capacité (figure 8 (3)). Les nœuds peuvent également être représentés par une vue réaliste (figure 8 (4)). Il est possible de faire figurer des informations à travers leur symbologie (capacité des taches, valeurs de métrique).

La capacité d'une tache est un indicateur de son potentiel démographique. Plus une tache aura une capacité importante, plus celle-ci pourra accueillir d'individus. Par défaut dans le logiciel Graphab, la capacité de tache est définie selon sa superficie (en m²) mais celle-ci peut être définie par d'autres indicateurs de qualité (Clauzel et al, 2018). Pour cette étude, la capacité des taches va être définie par la présence (ou l'absence) des réservoirs de biodiversité (cf. *Partie II. 1) 1.3 Définition des réservoirs de biodiversité*). Ainsi, lorsqu'une tache d'habitat est en partie ou totalement qualifiée de réservoir de biodiversité, celle-ci va être considérée avec une qualité intrinsèque supérieure. Après échange avec les experts naturalistes, il a été décidé que l'indicateur de qualité serait défini selon la part de réservoir présent dans la tache d'habitat et non selon la surface de réservoir présent. La capacité sera donc exprimée en pourcentage, entre 0 et 100. Utiliser la part de réservoir dans une tache signifie que toutes les taches ont le même poids dans les calculs de métriques incluant la capacité des taches. Cependant, en utilisant cet indicateur, les taches ne possédant pas de réservoir de biodiversité seront exclues des calculs de métriques de connectivité. Or, elles ne sont pas inintéressantes pour les espèces et doivent être prises en compte dans le graphe paysager. C'est pourquoi la valeur 1 est ajoutée à toutes les valeurs de l'indicateur de qualité, afin de ne pas perdre les taches d'habitat qui ne sont pas qualifiées de réservoir de biodiversité.

- **Liens**

Les liens illustrent les déplacements potentiels des espèces. Ils correspondent à une valeur de distance coût. Cette valeur traduit le coût cumulé de pixels traversés lors d'un déplacement entre deux taches d'habitat favorable (Sahraoui, 2016). En vue topologique, les liens sont représentés par des arcs, qui relient les taches entre elles (figure 8 (3)). En vue réaliste, les liens sont représentés par des chemins de moindre coût (figure 8 (4)). Tout comme les nœuds, la symbologie des liens peut être déterminée par différentes données (valeurs de métrique).

- **Composantes**

Les composantes sont des éléments du graphe paysager, au même titre que les nœuds ou les liens, mais elles sont créées seulement lorsque le graphe paysager est élagué. Un graphe est constitué de plusieurs composantes à partir du moment où deux sommets du graphe ne sont pas joints par des arêtes (Bourgeois, 2015). Un graphe peut cependant être connexe et n'être constitué que d'une seule composante. Ce qui signifie que chaque tache est connectée à l'ensemble du réseau. Les composantes sont représentées par l'ensemble des polygones de Voronoï des nœuds qui les constituent. Elles permettent de visualiser la structure du graphe paysager et d'identifier aisément les fractures qu'il peut y avoir au sein de celui-ci. Cette information permet également de comparer la structure d'un réseau entre plusieurs espèces fictives vivant dans les mêmes taches d'habitat.

Pour cette étude, les graphes paysagers sont créés à partir de jeux de liens planaires et les graphes sont élagués à la distance maximale de dispersion de chaque espèce fictive. Afin de prendre en compte les taches d'habitats de l'ensemble des espèces fictives (tous taxons confondus) et sur dire d'expert, aucun seuil minimal de superficie d'habitat n'est spécifié. Ce qui signifie que chaque pixel

correspondant à l'habitat au sein de la matrice paysagère est considéré comme un nœud pour le réseau écologique de l'espèce fictive. Chaque tache est considérée quelle que soit sa surface. De même, aucun critère de qualité de l'environnement des taches n'est intégré.

3.4. Calculs de la connectivité

La connectivité et la structure du réseau est décrite dans un premier temps par des métriques descriptives telles que le nombre de liens, le nombre de composantes et la surface moyenne des composantes. La création du graphe paysager permet de calculer d'autres éléments mettant en évidence la structure du réseau écologique.

Corridors écologiques

Les corridors calculés par le logiciel Graphab sont définis à partir des surfaces de moindre coût. Il s'agit des espaces qui peuvent être traversés entre deux taches d'habitat et pour lesquels la distance est inférieure à une distance maximale d_{max} . Ici, d_{max} correspond à la distance de dispersion de l'espèce fictive.

Métriques de connectivité

Le graphe paysager est le support de calcul des métriques de connectivité (Foltête et al, 2012). Une métrique peut être globale ou locale. Dans le cadre de ce projet ce sont les métriques locales pondérées qui vont être calculées. Elles sont définies par différents critères dont la distance ou la capacité des taches, spécifique à chaque espèce fictive (Sahraoui, 2016). Aussi, comme expliqué précédemment, les réservoirs de biodiversité constituent une donnée intéressante à prendre en compte dans le calcul de métriques de connectivité. L'objectif est donc d'utiliser une métrique pondérée qui prend en compte la capacité de tache et dont le calcul est effectué tant sur les nœuds que sur les liens.

La métrique CF (Current flow) semble être la plus adaptée à l'étude (annexe 7). Cette métrique est fondée sur le principe des circuits électriques (McRae et al, 2008) et mesure le flux potentiel dans chaque lien. Reprendre le principe des circuits électriques sur le graphe paysager permet d'intégrer la capacité de tache à travers le calcul de la métrique. La capacité de tache va directement intervenir dans le calcul de cette métrique pondérée. Toutes les taches d'habitat vont émettre un flux proportionnel à leur capacité (Girardet, 2013).

4) Analyse du réseau et synthèse des données

3.1. Composition et structure de la matrice paysagère

Les paysages sont des modèles spatiaux complexes qui varient dans le temps (McGarigal et al, 1995). La cartographie de la matrice paysagère est une première information utile pour la compréhension du territoire. La représentation de sa structure et l'étude de sa composition permettent en effet de mieux connaître le secteur sur lequel est mené le projet.

Plusieurs méthodes existent pour analyser un territoire, notamment l'utilisation de métriques paysagères. Les métriques paysagères sont des algorithmes qui quantifient des caractéristiques spatiales à plusieurs échelles (parcelle, classe de parcelles, mosaïque de paysage). Elles quantifient les caractéristiques du paysage de deux manières : la composition d'une matrice ou sa configuration spatiale en prenant compte d'autres informations spatiales (McGarigal et al, 1995). L'usage de ces métriques facilite l'analyse de la matrice paysagère et simplifie son interprétation.

L'étude de la fragmentation paysagère de la matrice permet de faire état de la structure des différents habitats du territoire. La taille des taches non fragmentées et leur accessibilité sont deux

facteurs qui ont une influence prépondérante sur l'extinction des espèces (Jaeger, 2000). Pour calculer cette donnée, des métriques paysagères ont été mises au point. Par exemple, la métrique Degree of Landscape Division (D) calcule la probabilité que deux endroits choisis aléatoirement sur la matrice paysagère ne soient pas situés dans la même tache (Jaeger, 2000) :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_t} \right)^2 .$$

with n = number of patches; A_i = sizes of the n patches ($i = 1, \dots, n$); A_t = total area of the region.

Ainsi, plus le résultat est proche de 1, plus le type de paysage étudié est fragmenté. *A contrario*, plus le résultat est proche de 0, moins le type de paysage va être fragmenté. Pour un individu vivant au sein de la matrice, un territoire moins fragmenté est plus propice à sa dispersion et donc à sa survie.

La métrique Mean patch area (MN) calcule la surface moyenne des taches (McGarigal, 2015) :

$$MN = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$$

Ces métriques paysagères permettent de calculer la fragmentation spatiale d'une région mais également la fragmentation des parties qui la compose (Jaeger, 2000). En effet, la fragmentation des milieux peut être hétérogène au sein même de la matrice. Afin de vérifier cette hypothèse, le territoire est découpé en 17 mailles de forme hexagonale avec une taille de 10 kilomètres. Un indicateur de fragmentation paysagère est créé en multipliant les matrices paysagères Degree of Landscape Division et Mean patch area. Cet indicateur va coupler le degré de fragmentation à une donnée surfacique : la surface moyenne des taches.

Cependant, les métriques paysagères se limitent à une analyse strictement structurelle. Les résultats obtenus ne tiennent pas compte de l'écologie de la faune et la flore vivant au sein des habitats. Lors de l'analyse du réseau et la synthèse des données, la modélisation des graphes paysagers et l'utilisation des métriques de connectivités vont en revanche intégrer explicitement l'écologie des espèces dans leur calcul, en intégrant les données de dispersion et la perméabilité des espèces sur la matrice paysagère, pour aboutir à une estimation de la connectivité fonctionnelle.

3.2. Synthèse des données

Dans le cadre de cette étude, les graphes paysagers sont calculés pour toutes les espèces fictives définies pour les différents habitats. Afin de simplifier la visualisation et donc l'analyse des résultats obtenus, ils sont synthétisés sur une carte de la manière suivante :

- Les corridors écologiques, au format raster, sont d'abord normalisés (valeurs entre 0 et 1) pour pouvoir être comparables les uns aux autres. Ils sont ensuite agrégés *via* une agrégation arithmétique. Le même poids est donné à toutes les espèces fictives.
- Les résultats de la métrique CF de chaque espèce fictive sont joints par localisation aux taches d'habitats (nœuds). Ils sont ensuite représentés par une symbologie graduée avec une discrétisation à intervalles égales.
- Les chemins de moindre coût (liens) et les composantes en revanche, ne peuvent pas être agrégés car ils sont différents pour chaque espèce. Ils peuvent donc être ajoutés séparément à la carte de synthèse pour approfondir l'analyse.

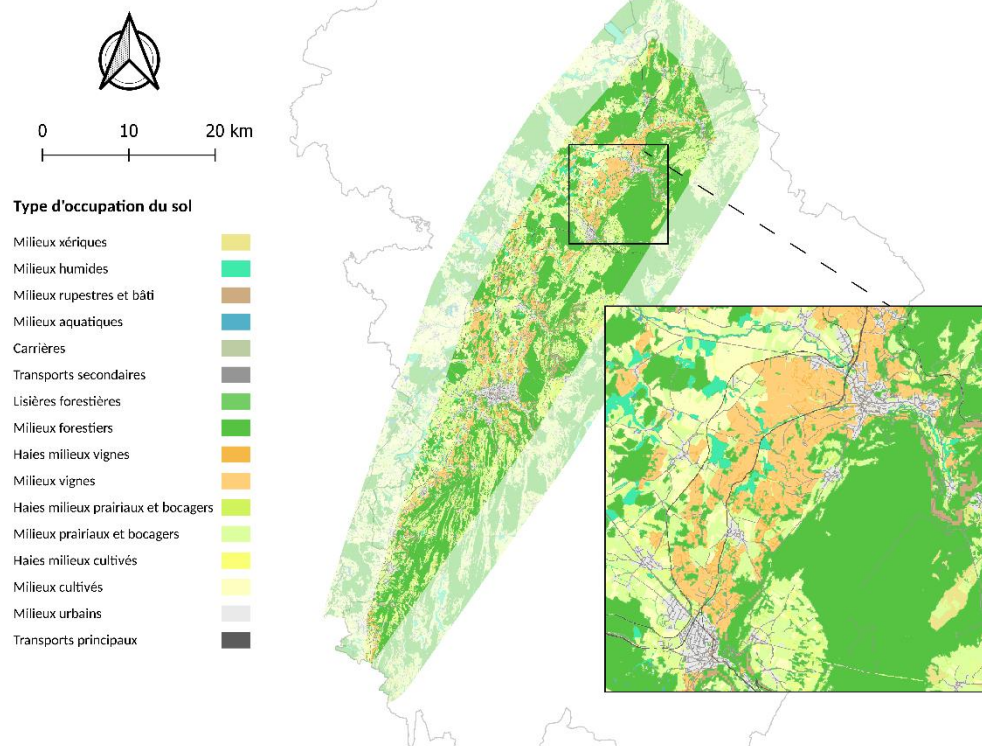
Ces informations représentent les continuités écologiques de chaque habitat. La couche du vignoble jurassien et des parcelles AOC viticole est ensuite intégrée à la carte de synthèse afin de remarquer leur localisation par rapport aux réseaux écologiques des habitats, mettant ainsi en évidence l'impact que leur gestion peut avoir sur les continuités écologiques existantes.

III. Résultats

1) Composition et structure de la matrice paysagère

La matrice paysagère est composée de 16 couches d'occupation du sol (carte 3) dont les cinq habitats pour lesquels le réseau écologique est modélisé : (1) milieux humides, (2) milieux xériques, (3) milieux prairiaux et bocagers, (4) milieux forestiers et (5) milieux cultivés.

Matrice paysagère des milieux associés au vignoble jurassien



Carte 3. Matrice paysagère des milieux associés au vignoble jurassien (source : Florie Poirel, 2021)

Les parcelles de vigne et haies associées couvrent une grande partie de la matrice (9%), notamment au nord de la zone d'étude, entre Arbois et Poligny. Sa visualisation permet de constater la présence d'éléments fragmentant tels que les tronçons routiers, mais également l'existence de milieux avec un fort intérêt écologique notamment les milieux humides, présents autour du vignoble (carte 3).

Les milieux forestiers et les milieux prairiaux et bocagers sont les deux habitats les plus représentés autour du vignoble jurassien. Les milieux forestiers représentent 34% de la surface totale du territoire et les milieux prairiaux et bocagers et haies associées 26% (figure 9). Ainsi, plus de la moitié du territoire autour du vignoble jurassien correspond à un milieu forestier ou à un milieu prairial. Les lisières forestières étant corrélée à l'existence des forêts, celles-ci sont également très présentes autour des vignes.

Certains types d'occupation du sol sont très peu représentés autour du vignoble. Les carrières et les milieux aquatiques sont deux éléments dont la surface représente moins d'1% de la surface totale de la matrice paysagère (figure 9).

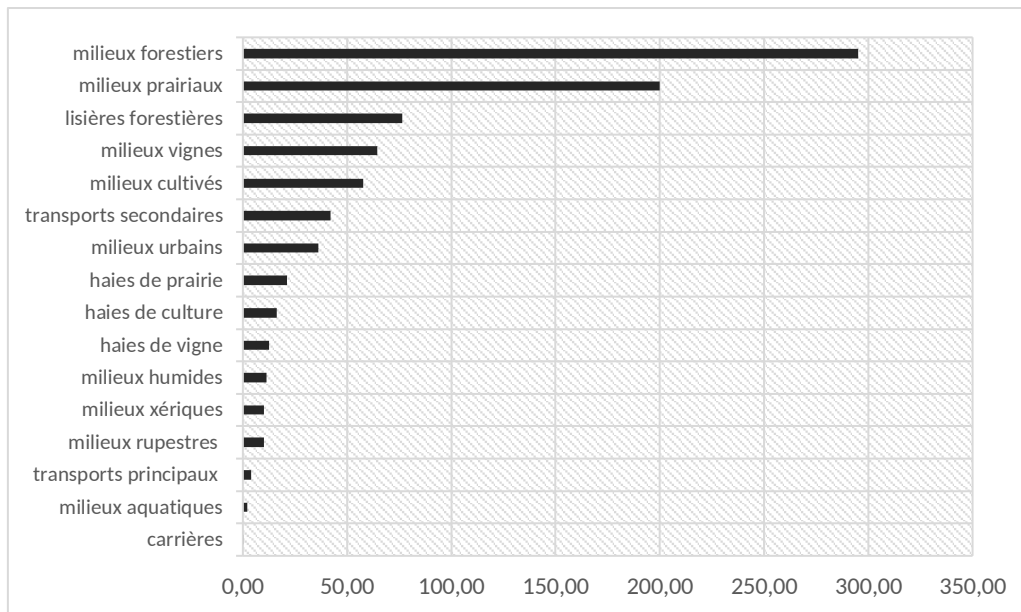
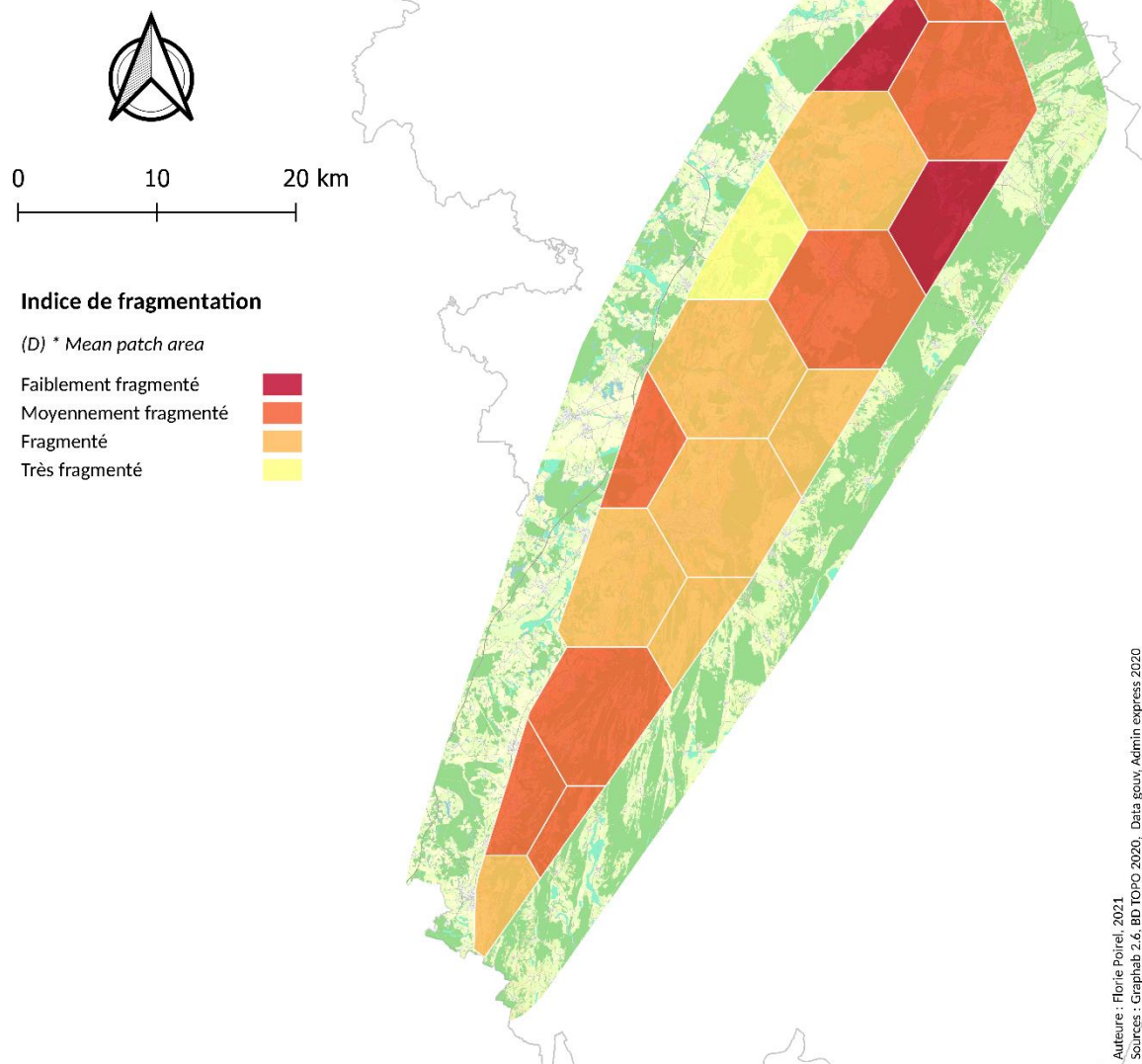


Figure 9. Surface des types d'occupation du sol autour du vignoble jurassien (en km²) (source : Florie Poirel, 2021)

L'étude de la fragmentation paysagère de la matrice *via* les calculs de la métrique Degree of Landscape division (D) conclue que les milieux forestiers sont les milieux dont le degré de division du paysage est le plus faible (le plus proche de 0). D'après la métrique Mean patch area (MN), il s'agit également de l'habitat dont la surface moyenne des taches est la plus élevée.

La fragmentation paysagère peut être variable au sein même de la zone d'étude. Lors du calcul de l'indicateur de la fragmentation à l'échelle de mailles, les milieux forestiers présentent très peu de mailles faiblement fragmentées. Les zones non divisées se situent au nord et au sud du territoire et sont représentées en orange et rouge foncé (carte 4). Une maille des milieux forestiers située au nord-ouest de la zone d'étude est extrêmement sujette à la fragmentation. La comparaison de ces données à un autre habitat admet les disparités existantes quant à la fragmentation paysagère. Les milieux humides ont par exemple une fragmentation bien plus hétérogène à l'échelle de la maille (annexe 8).

Fragmentation paysagère des milieux forestiers autour du vignoble jurassien



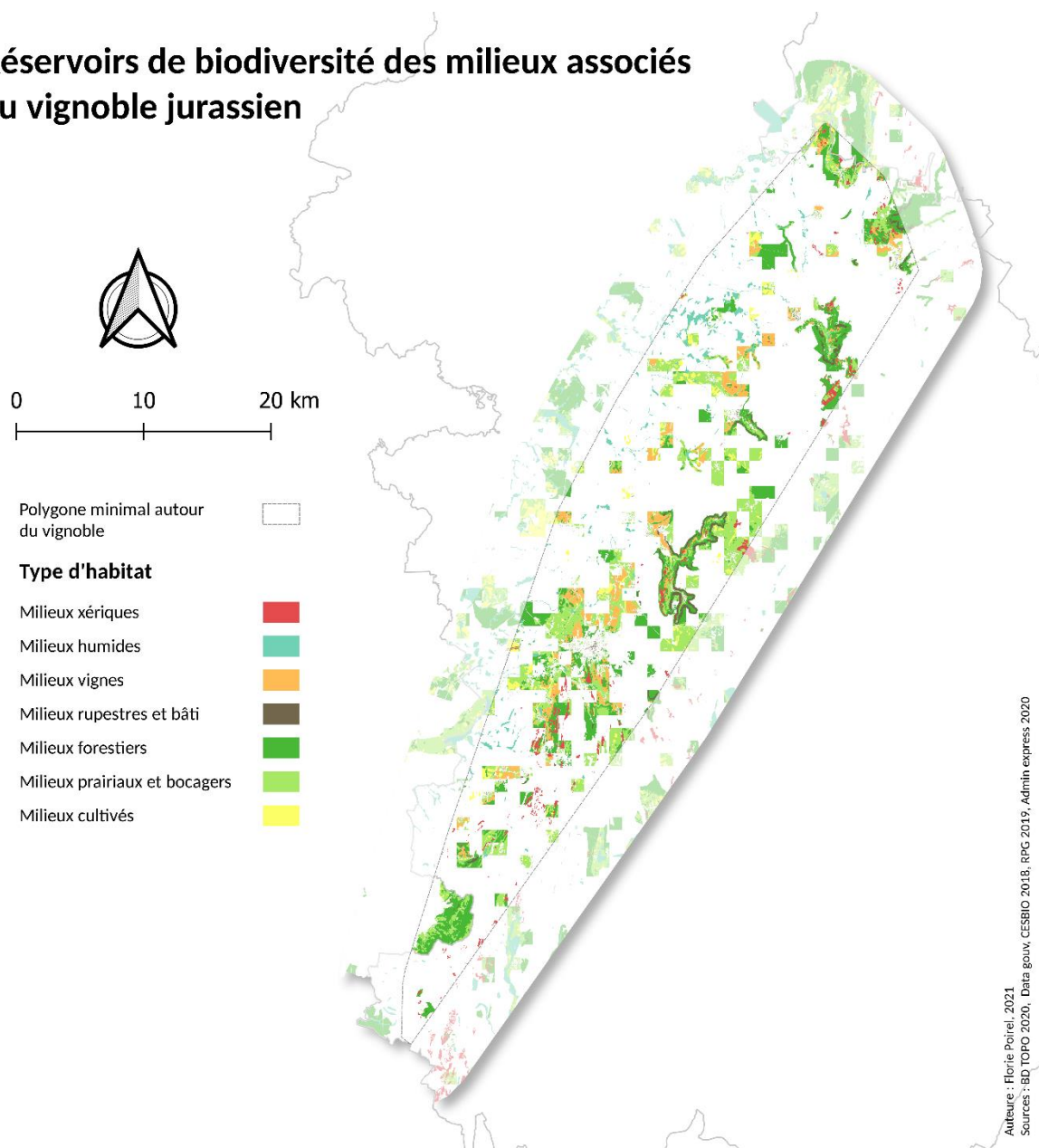
Carte 4. Fragmentation paysagère des milieux forestiers autour du vignoble jurassien (source : Florie Poirel, 2021)

2) Réservoirs de biodiversité

2.1. Analyse globale

De manière générale, la répartition des réservoirs sur le territoire du vignoble jurassien est régulière (carte 5). En revanche, la répartition spatiale des différents types de réservoir est variable d'un habitat à un autre. Les milieux humides sont globalement présents à l'ouest de la zone d'étude, sur la Bordure jurassienne - Revermont et le Fossé bressan (carte 2). En revanche, les milieux xériques sont répartis à l'est de la zone d'étude, et au sud de Lons-le-Saunier. L'inventaire des milieux xériques est cependant non exhaustif et est amené à évoluer.

Réservoirs de biodiversité des milieux associés au vignoble jurassien



Carte 5. Réservoirs de biodiversité des milieux associés au vignoble jurassien (source : Florie Poirel, 2021)

L'ensemble des réservoirs de biodiversité identifiés pour ce projet couvrent une surface de 230 km² : 27% du territoire est considéré comme réservoir abritant plusieurs espèces à enjeu de conservation ou étant localisé sur un zonage de protection réglementaire. Ce qui souligne l'importance des actions à mener en faveur de la biodiversité.

L'intégralité des milieux humides et des milieux xériques est considérée comme réservoir de biodiversité car ce sont des habitats qui abritent une grande richesse biologique et caractéristique. La part de réservoir de biodiversité est différente pour chaque milieu et celle-ci peut varier d'une région à une autre (figure 10). Autour du vignoble jurassien, 22% des milieux forestiers sont classés réservoirs de biodiversité. En revanche, seuls 9 % des milieux cultivés sont considérés comme réservoir, représentant ainsi l'habitat avec la plus faible part de réservoir de biodiversité. Bien qu'il s'agisse d'un milieu agricole, un quart des parcelles de vigne et des parcelles AOC viticoles est considéré comme réservoir avec 56 espèces à enjeu de conservation.

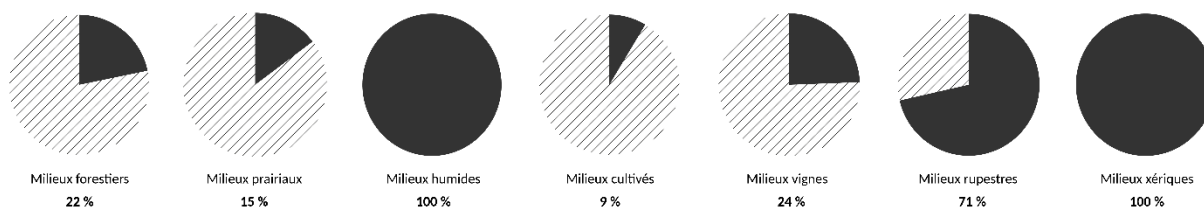


Figure 10. Part de réservoir de biodiversité de chaque habitat autour du vignoble jurassien (source : Florie Poiriel, 2021)

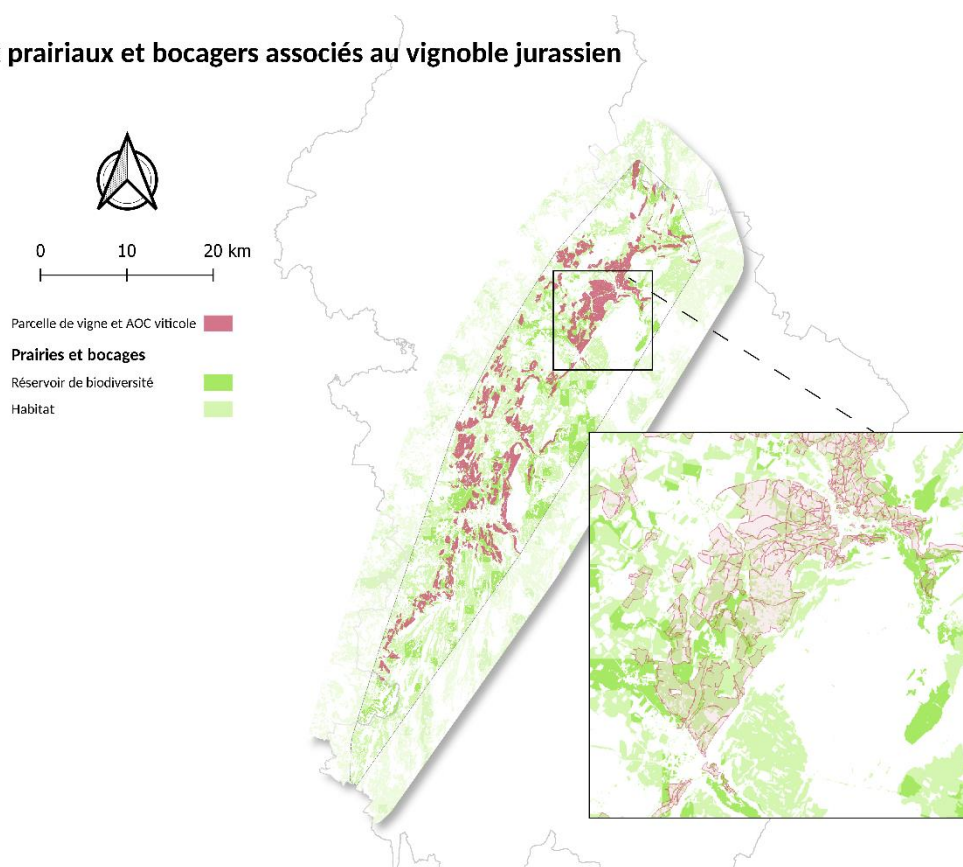
Dans le cadre de ce projet, les réservoirs de biodiversité sont utiles en deux points : leur identification permet une meilleure connaissance du territoire viticole et ils constituent les taches d'habitats qui sont modélisées pour les espèces fictives.

2.2. Étude de cas : les milieux prairiaux et bocagers

Les milieux prairiaux et bocagers abritent de nombreuses espèces notamment avec la présence des haies et bocages, qui sont des éléments paysagers indispensables à la réalisation du cycle de vie de nombreuses espèces comme la Pie-grièche écorcheur ou le Hérisson d'Europe. Au sein de la zone d'étude, 100 espèces à enjeu de conservation sont inféodées à cet habitat.

Plusieurs parcelles de prairies et bocages sont considérées comme réservoir de biodiversité autour des vignes situées entre Arbois et Poligny (carte 6). Les individus des espèces inféodées aux milieux prairiaux peuvent être amenés à se déplacer au sein des vignes lors de leur dispersion. Ces déplacements peuvent être facilités avec la présence d'éléments paysagers favorables (haie, bosquet), ou au contraire être très défavorables voire impossibles selon l'aménagement et la gestion de la vigne (usage de pesticides, mer de vigne).

Milieux prairiaux et bocagers associés au vignoble jurassien



Carte 6. Milieux prairiaux et bocagers associés au vignoble jurassien (source : Florie Poiriel, 2021)

3) Continuités écologiques

Les continuités écologiques sont modélisées pour les cinq habitats présentés dans la partie précédente (Cf. II. Matériel et méthode). Le réseau écologique de chaque espèce fictive est modélisé. Les résultats obtenus vont être présentés pour un habitat dont l'enjeu de conservation est majeur au sein de la région : les milieux humides. Ainsi, 8 graphes paysagers pour 8 espèces fictives sont calculés.

Dans un premier temps, l'analyse est portée sur les continuités écologiques d'une espèce fictive : le *Reptile grand disperseur*, puis l'analyse est réalisée de manière globale en reprenant la synthèse des 8 espèces fictives à travers une analyse multi taxon. Ces deux études sont réalisées par une approche double échelle : échelle territoire et échelle parcellaire, qui permettent d'apprécier la modélisation des continuités écologiques dans leur intégralité, en admettant toute la complexité des réseaux écologiques.

3.1. Analyse par espèce fictive

L'espèce fictive *Reptile grand disperseur* représente le comportement de deux espèces réelles : la Couleuvre vipérine dont l'enjeu de conservation est très fort sur le territoire, et la Couleuvre helvétique, espèce emblématique de la région et intégrée à l'étude par avis d'expert.

Le réseau écologique du *Reptile grand disperseur* des milieux humides autour du vignoble jurassien présente une connectivité fonctionnelle irrégulière (carte 7). La visualisation globale du réseau permet de constater la rupture existante d'est en ouest (annexe 9), avec une omniprésence des corridors écologiques à densité moyenne à très forte sur l'ouest de la zone et plus précisément au nord. Les milieux humides sont concentrés au nord-ouest de la zone d'étude, à l'ouest de la ville de Poligny. Les valeurs de la métrique CF des milieux humides présents dans ce secteur sont nettement plus élevées que sur le reste de la zone d'étude. Les milieux humides sont très présents au sein des parcelles de vignes. Les composantes de la matrice du *Reptile grand disperseur* sont très irrégulières. Leur surface varie entre 0,2 et 311 km². Cependant la surface d'une composante n'est pas strictement liée à sa « qualité » puisque la plus grande composante du réseau se situe au sud-est du territoire, où toutes les taches d'habitat ont une valeur de métrique très faible (carte 7).

Réseau écologique du Reptile grand disperseur des milieux humides

Parcelle de vigne et AOC viticole



Composante

Polygone de voronoï



Noeud

Valeurs de la métrique CF

Très faibles



Faibles



Moyennes



Fortes



Très fortes



Capacité de tache

Très faible



Faible



Moyenne



Forte



Très forte



Corridor écologique

Densité des chemins

Très faible



Faible



Moyenne



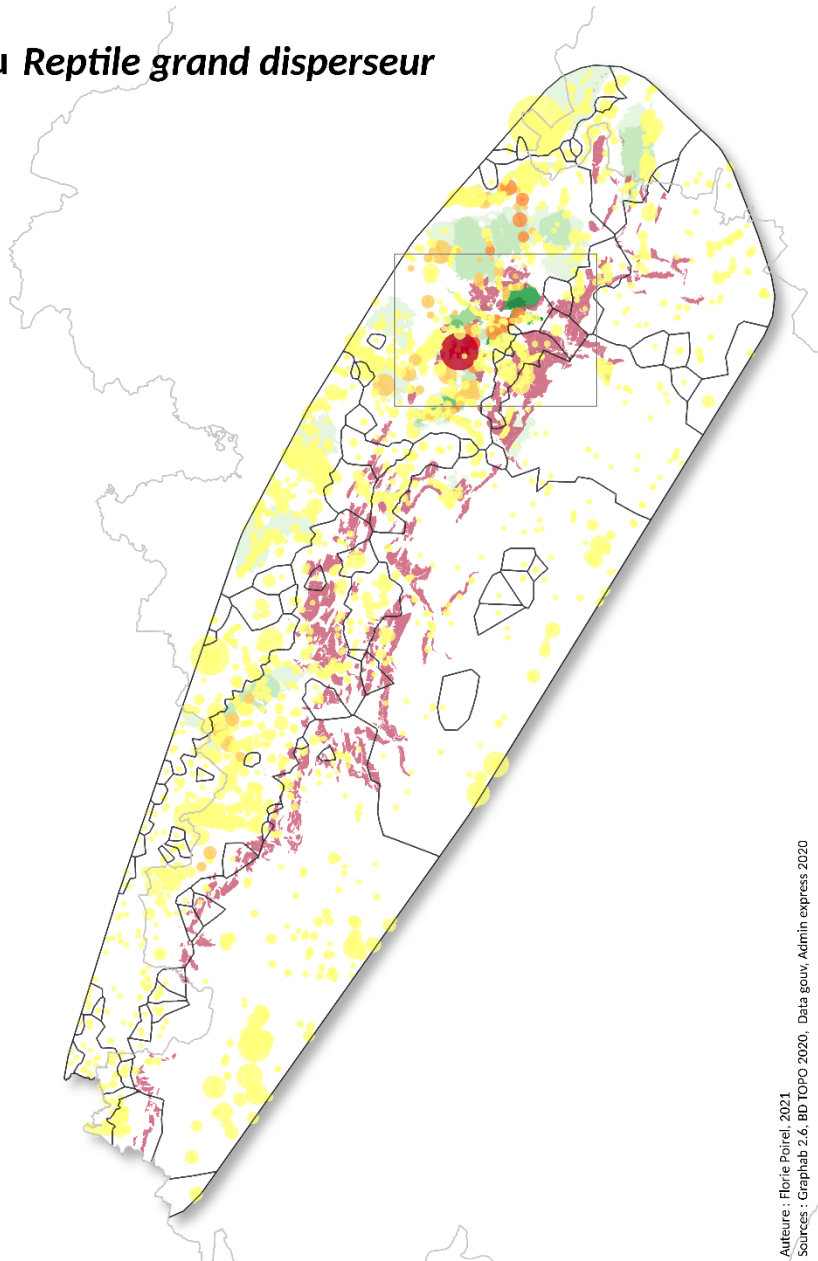
Forte



Très forte



0 10 20 km



Auteure : Florie Poiriel, 2021
Sources : Graphab 2.6, BD TOPO 2020, Data.gov, Admin express 2020

Carte 7. Réseau écologique du Reptile grand disperseur des milieux humides (source : Florie Poiriel, 2021)

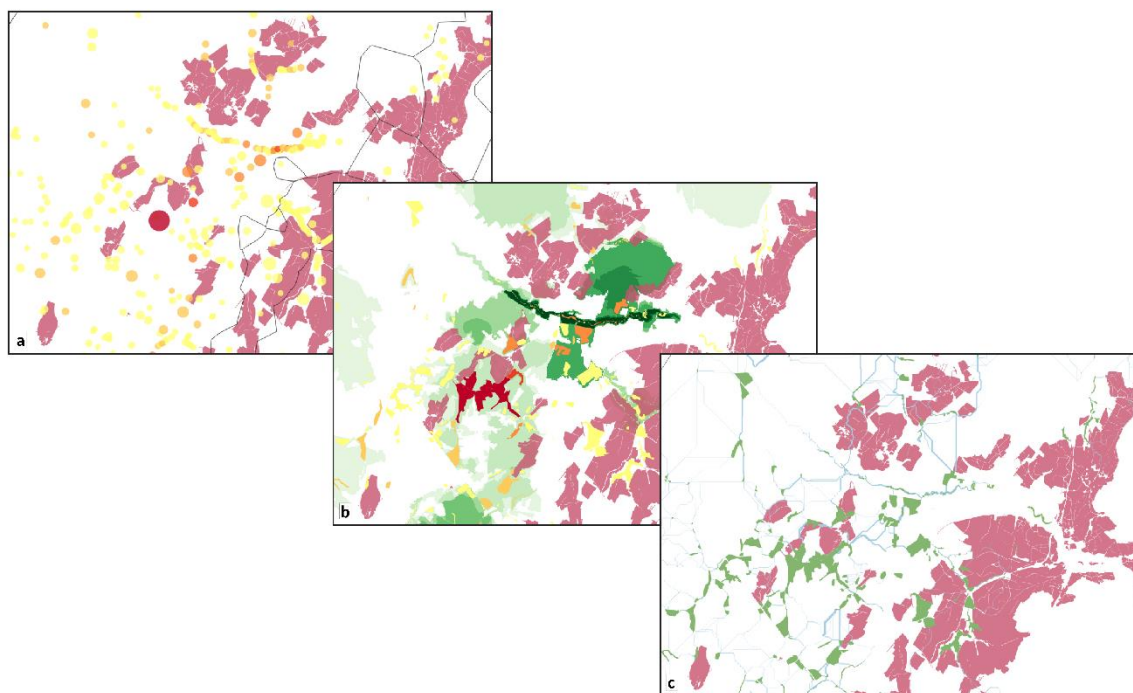


Figure 11. Analyse locale du réseau écologique du Reptile grand disperseur des milieux humides (composantes, nœuds, corridors, liens) (source : Florie Poirel, 2021)

L'espèce fictive *Reptile grand disperseur* possède une matrice avec peu de composantes sur l'ensemble de la zone d'étude (85 composantes). La surface moyenne de ces composantes est de 20 km². Le cœur de réseau identifié pour cette espèce fictive des milieux humides est situé au nord de la zone d'étude, à l'ouest de la ville de Poligny. C'est un espace qui est favorable à sa dispersion et à la réalisation de son cycle de vie car les taches d'habitat sont nombreuses et rapprochées (figure 11 a). La surface de la composante dans laquelle se trouve le cœur du réseau écologique est de 211 km². Cependant, ce n'est pas la composante la plus grande autour du vignoble jurassien (carte 7).

L'analyse du réseau écologique à l'échelle parcellaire est intéressante pour le niveau de détail perçu *a contrario* de l'échelle territoire qui donne une vision synthétique de la connectivité. La vue topologique des taches d'habitats n'est donc pas pertinente à une échelle plus fine car les cercles proportionnels ne font pas apparaître la morphologie des taches de milieu humide. La vue réaliste de ces taches est plus appropriée lors de l'interprétation des résultats au niveau local. La vue réaliste des nœuds et la représentation des corridors écologiques illustre les connectivités sous une forme plus précise (figure 11 b). Cette analyse locale illustre également l'omniprésence des vignes dans le cœur du réseau.

L'espèce fictive *Reptile grand disperseur* possède près de 6000 liens sur le territoire. La cartographie des chemins de moindre coût permet d'identifier les lieux où les reptiles grands disperseurs sont susceptibles de passer lors de leurs déplacements (figure 11 c). Au niveau du cœur de réseau, plusieurs chemins passent à travers les parcelles de vignoble ou à leurs abords. La graduation de la taille des liens en fonction des valeurs du flux circuit (CF) permet également de hiérarchiser leur importance au sein de la matrice. Plus un lien est épais, plus celui-ci est important pour la dispersion de l'espèce fictive.

3.2. Analyse multi taxon

Lors de l'analyse multi taxon, la composition des graphes (tableau 2) permet une première étude du réseau écologique des différentes espèces fictives associées aux milieux humides. De nombreuses disparités se distinguent entre les groupes taxonomiques, mais également entre les deux types de disperseurs.

Groupe taxonomique	Espèces réelles	Espèces fictives	Graphe élagué		
			Nombre de liens	Nombre de composantes	Surface moyenne de composantes (km ²)
Amphibien	Crapaud commun	Petit disperseur (1000 m)	4126	489	4
	Grenouille agile				
	Grenouille rousse				
	Grenouille de Lessona				
	Alyte accoucheur				
	Salamandre tachetée				
	Triton alpestre				
	Triton palmé				
	Triton ponctué				
	Triton crêté				
	Rainette verte				
	Grenouille rieuse				
	Sonneur à ventre jaune				
	Grenouille commune				
Reptile	Couleuvre vipérine	Grand disperseur (2000 m)	5969	85	20
	Couleuvre helvétique				
Oiseau	Petit Gravelot	Petit disperseur (1000 m)	3112	275	6
	Pipit farlouse				
	Mésange boréale				
	Pic cendré				
	Vanneau huppé				
Mammifère	Crossope aquatique	Petit disperseur (1000 m)	4921	306	6
	Putois d'Europe	Grand disperseur (5000 m)	7326	1	1740
Insecte	Conocéphale des roseaux	Petit disperseur (1000 m)	2617	462	4
	Cordulégastre bidenté	Grand disperseur (4000 m)	3930	29	60
	Damier de la succise				
	Morio				
	Cuivré des marais				
	Agrion nain				
	Agrion mignon				
	Agrion de Mercure				
	Agrion joli				
	Leste sauvage				
	Leste verdoyant				
	Leste fiancé				
	Œdipode émeraudine				
	Aeschna isocèle				
	Agrion délicat				
	Petit Mars changeant				
	Fadet de la mélique				

Tableau 2. Composition des graphes paysagers des espèces fictives associées aux milieux humides (source : LPO BFC, 2021)

Dans le cas des insectes, l'espèce *Insecte petit disperseur* présente un territoire beaucoup plus fragmenté que l'espèce *Insecte grand disperseur* dont le graphe paysager est constitué de 15 fois moins de composantes avec un nombre de liens supérieur. L'espèce fictive *Insecte grand disperseur* dispose donc d'un territoire mieux connecté et de plus de chemins possibles entre les taches de milieux humides. L'espèce fictive *Mammifère grand disperseur* est la seule espèce pour laquelle il n'existe qu'une seule composante. Toutes les taches de son habitat sont connectées entre elles. Le nombre de liens du graphe paysager de cette espèce est d'ailleurs le plus élevé. A contrario, l'*Amphibien petit disperseur* a une matrice très fragmentée avec 489 composantes. Le nombre de liens de son graphe paysager n'est cependant pas le plus faible. C'est l'*Insecte petit disperseur* qui ne possède que 2617 liens dans la zone d'étude (tableau 2).

La synthèse des réseaux écologiques de 5 groupes taxonomiques et de 8 espèces fictives associés aux milieux humides illustre les espaces de la zone d'étude les plus susceptibles d'être traversés par les espèces réelles ayant un enjeu de conservation (carte 8). La taille de ces nœuds est proportionnelle à la capacité de la tache d'habitat qu'ils représentent. Les milieux humides sont intégralement considérés comme réservoirs de biodiversité. Lors du calcul de la métrique locale CF, toutes les taches ont alors le même poids. Les nœuds qui contribuent le plus aux flux circuit (CF) sont situés au nord du territoire. La capacité des taches n'est pas corrélée aux valeurs de la métrique CF. En effet, les taches qui possèdent une capacité élevée (au nord-ouest ou au sud-ouest), ne jouent pas toutes un rôle essentiel pour le réseau écologique de l'espèce fictive. Les corridors écologiques les plus denses se trouvent dans le même secteur que les nœuds importants, au nord de la zone d'étude et à l'ouest de Poligny. Globalement, les corridors sont présents sur toute la partie ouest du vignoble jurassien. En revanche, ceux-ci sont inexistantes sur tout l'est du territoire.

L'hétérogénéité des continuités écologiques des milieux humides autour du vignoble jurassien est soulignée avec l'existence d'une réelle fracture entre l'est et l'ouest de la zone d'étude (carte 8), qui peut s'expliquer par le changement de région naturelle (carte 2), une plus grande distance entre les nœuds et la moindre perméabilité de la matrice (omniprésence des milieux forestiers).

Pour avoir une meilleure appréhension des résultats obtenus par les modèles afin d'optimiser la gestion, il est plus pertinent de changer d'échelle d'observation / d'analyse. L'analyse des continuités écologiques autour de plusieurs parcelles permet en effet de rendre compte de la morphologie des taches d'habitat et des corridors multi taxons existants.

Continuités écologiques des milieux humides autour du vignoble jurassien

Parcelle de vigne et AOC viticole



Noeud

Valeurs de la métrique CF

Très faibles



Faibles



Moyennes



Fortes



Très fortes



Capacité de tache

Très faible



Faible



Moyenne



Forte



Très forte



Corridor écologique

Densité des chemins

Très faible



Faible



Moyenne



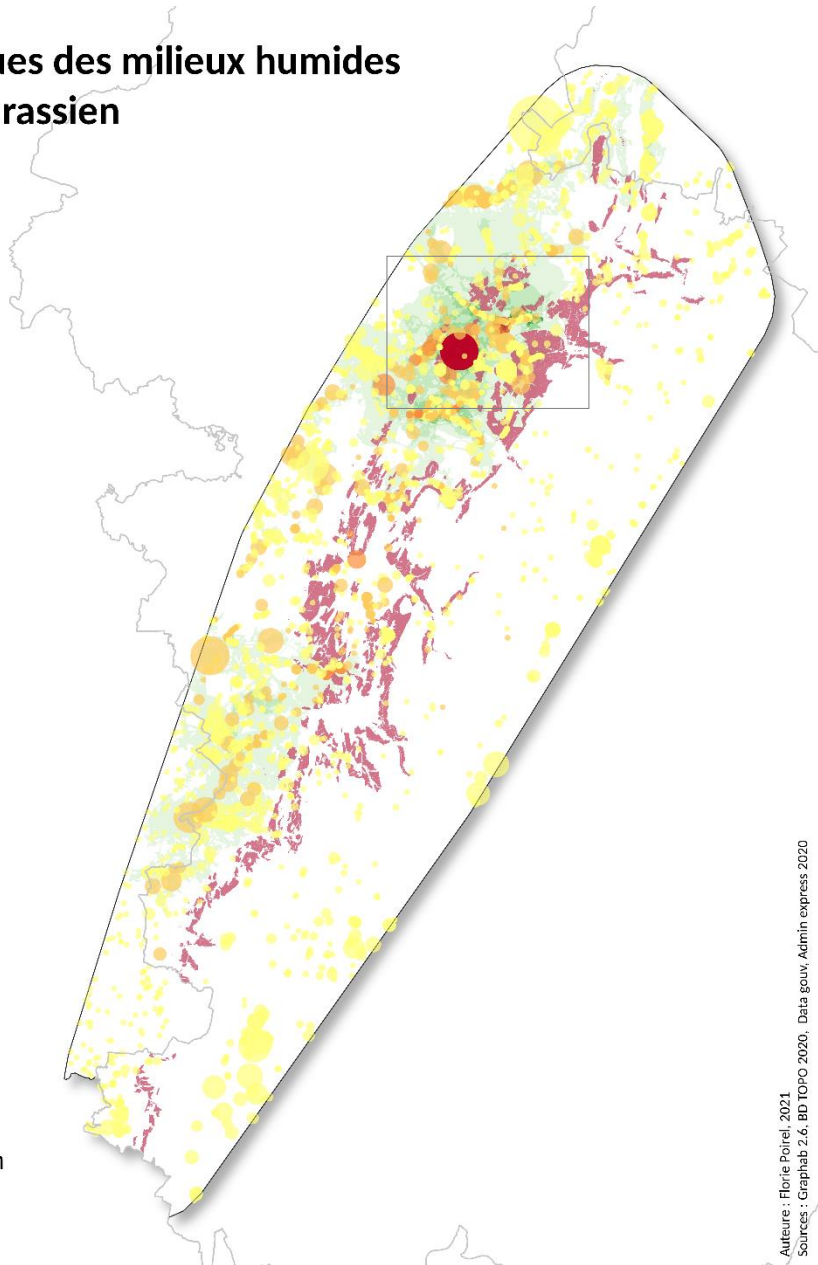
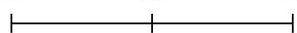
Forte



Très forte



0 10 20 km



Auteur : Florie Poirel, 2021
Sources : Graphab 2.6, BD TOPO 2020, Data.gov, Admin express 2020

Carte 8. Continuités écologiques des milieux humides autour du vignoble jurassien (source : Florie Poirel, 2021)

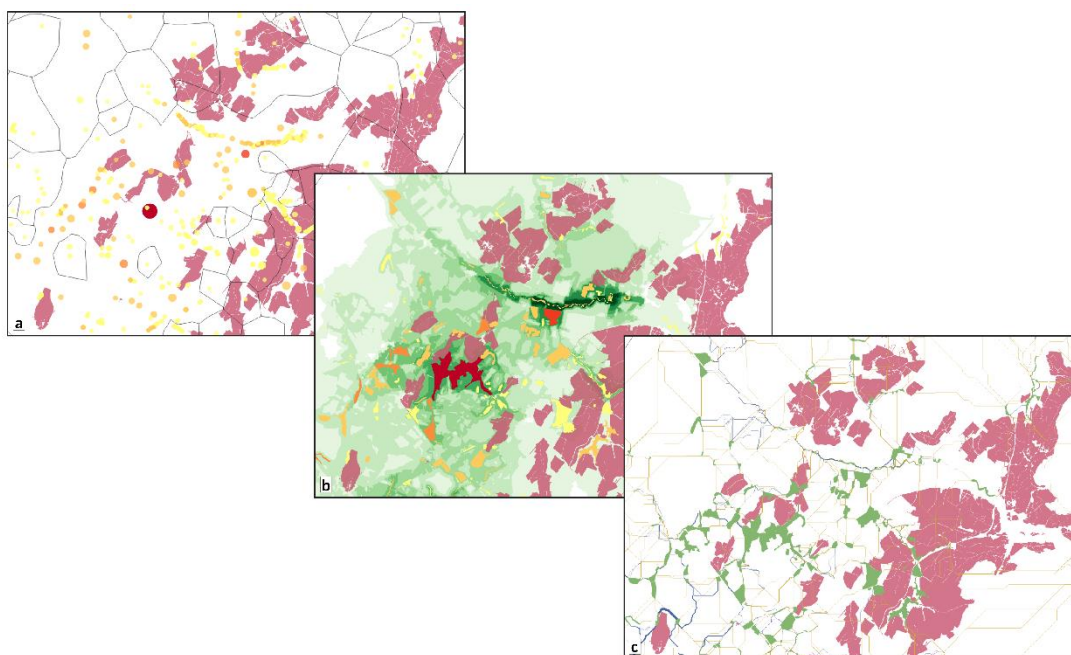


Figure 12. Analyse locale des continuités écologiques des milieux humides (composantes, nœuds, corridors, liens)
(source : Florie Poirel, 2021)

L'espèce fictive *Amphibien petit disperseur* possède la matrice la plus fragmentée, avec 489 composantes sur toute la zone d'étude. La surface moyenne de ces composantes est de 4 km². Nonobstant, le cœur du réseau identifié pour l'ensemble des espèces virtuelles associées aux milieux humides constitue un espace nettement plus propice à sa dispersion car c'est ici que se trouve la composante la plus vaste de l'*Amphibien petit disperseur*, avec une surface de 67 km² (figure 12 a).

Comme expliqué lors de l'étude d'une espèce fictive (Cf. Partie III. Résultats 3.1) la vue topologique des taches d'habitats constitue une limite pour l'analyse des continuités écologiques à l'échelle locale car les cercles proportionnels ne font pas apparaître la morphologie des taches qu'ils symbolisent. Une vue réaliste de ces taches est donc plus pertinente lors de l'interprétation des résultats au niveau parcellaire (figure 12 b). Les vignes sont situées à proximité de taches importantes (cœur du réseau), mais également juxtaposées aux corridors écologiques ayant une forte densité.

La troisième façon de visualiser les continuités écologiques existantes est la cartographie des chemins de moindre coût, spécifiques à chaque espèce fictive. Le *Mammifère grand disperseur* possède le nombre de liens le plus élevé et l'*Insecte petit disperseur* le nombre de liens le plus faible (tableau 3). Le calcul de ces différents liens permet de cartographier les chemins par lesquels les espèces réelles peuvent se déplacer sur le terrain. Pour des espèces qui ne possèdent pas beaucoup de liens comme c'est le cas des insectes ayant une petite distance de dispersion, la conservation et l'entretien des chemins semble essentiel à leur survie.

Globalement, la visualisation des éléments du graphe paysager est plus appréciable à une échelle fine, comme par exemple à l'échelle parcellaire. Cette analyse multi-échelle fournit les informations dans leur totalité. Les détails comme la localisation des liens importants ou la morphologie des composantes permettent ainsi une meilleure prise d'information pour réaliser la gestion.

IV. Discussion

1) Conclusion

Cette étude aborde les deux questions suivantes : quelles sont les continuités écologiques des habitats associés au vignoble jurassien ? Comment intégrer la notion de connectivité paysagère dans la gestion et l'aménagement des parcelles de vignes ? Pour répondre à ces questions, une méthodologie spécifique de la modélisation des continuités écologiques des milieux associés au vignoble jurassien a été mise en place en collaboration avec différentes structures fournisseuses de données et expertes sur les différents groupes taxonomiques étudiés ainsi que sur la définition des espèces fictives. Au fur et à mesure des contraintes rencontrées, des règles de décision ont été mises en place avec les experts (automatisation des graphes paysagers). Selon la méthodologie de l'Epage HDHL en 2020, les réservoirs de biodiversité présents sur la zone d'étude ont également pu être identifiés. Ces réservoirs de biodiversité sont inclus dans la modélisation des continuités écologiques car ils constituent les taches d'habitat des espèces fictives. Cette problématique répond ainsi aux objectifs de la LPO BFC dans le cadre de l'accompagnement des viticulteurs et viticultrices du Jura pour la gestion de leur exploitation. L'analyse des continuités écologiques des habitats associés au vignoble jurassien permet de mettre en place un outil d'aide à la décision qui comprend :

- La synthèse des informations de multiples espèces lors de la création d'espèces fictives (collaboration avec diverses structures) et d'habitats, la synthèse
- La synthèse des réservoirs et connectivités multi-taxons par l'agrégation des corridors
- La hiérarchisation du réseau écologique avec l'utilisation d'une métrique de connectivité

Identifier les continuités écologiques existantes permet une synthèse des informations sur une multitude d'espèces (95 espèces) et d'habitats (5 milieux) hiérarchiser et d'adapter les aménagements à effectuer dans les parcelles de vigne, en fonction du contexte paysager dans lequel elles se trouvent. Les cartes de synthèse, juxtaposées aux parcelles d'exploitations du vignoble permettent d'identifier les corridors écologiques des différents habitats passant à travers les parcelles ou aux abords de celles-ci. Ils permettent également d'observer si des chemins de moindre coût passent dans les parcelles et ainsi, si des espèces réelles sont amenées à traverser ces vignes pour disperser.

De nombreux projets étudient les connectivités écologiques des habitats ou de trames paysagères afin de mieux les prendre en compte dans la gestion et l'aménagement du territoire. Les trames vertes et bleues et les schémas régionaux de cohérence écologique sont deux outils qui visent également à identifier les réservoirs de biodiversité et les corridors existants, qui sont des secteurs à fort enjeu écologique (Sordello, 2017). En revanche, l'approche utilisée pour cette étude aborde la connectivité des habitats de façon spécifique par rapport aux travaux précédents fondés sur des trames paysagères. Un habitat est caractérisé par un espace aux facteurs biotiques et abiotiques qui lui sont propres et au sein duquel un ensemble d'organismes va réaliser son cycle de vie (ressources, reproduction, dispersion) (Morrison et Hall, 2002). Dans le cadre de ce projet, les habitats ont été définis sur avis d'expert.

La visualisation à plusieurs échelles des continuités écologiques des milieux associés au vignoble jurassien permet également une représentation plus fidèle et plus adaptée aux objectifs de cette étude. De plus, les graphes paysagers de toutes les espèces fictives sont consultables de manière interactive, permettant ainsi d'obtenir un détail d'information nettement plus conséquent, sans perdre la complexité des processus écologiques (Clauzel et al, 2019).

Dans le cas des milieux humides, la modélisation de la connectivité permet d'identifier les zones nodales du réseau et d'obtenir une carte des corridors écologiques de 8 disperseurs différents représentant 5 groupes taxonomiques. Le cœur des réseaux écologiques des milieux humides se situe au nord de la zone d'étude, dans laquelle les valeurs de la métrique sont très fortes, tout comme la

densité des corridors écologiques. Aussi, les taches les plus importantes issues des modèles des milieux humides se trouvent au milieu des vignes jurassiennes à l'ouest de la ville de Poligny. C'est un secteur où les taches des milieux humides sont très proches et où leur taille varie. La diversité de la taille de ces taches situées à proximité les unes des autres et la présence d'un environnement qui n'est pas totalement défavorable permet l'existence de nombreux corridors écologiques. En revanche, l'est de la zone d'étude est de manière générale très peu connecté. Celui-ci n'est pourtant pas fortement fragmenté pour toutes les espèces fictives car certaines composantes ont une surface très importante allant jusqu'à plus de 300 km² (Cf. Réseau écologique du *Reptile grand disperseur*). À l'est du vignoble jurassien, les valeurs de la métrique CF sont très faibles. C'est un secteur où les milieux humides sont très peu connectés.

Cette approche a permis de cartographier les réservoirs de biodiversité existants autour du vignoble jurassien et de modéliser les continuités écologiques de cinq habitats. Les cartes de synthèse qui sont générées à partir des modèles ont pour objectif la représentation simplifiée de ces continuités écologiques. Elles mettent en évidence les principales taches d'habitat et les corridors les plus denses. Cela permet à des acteurs (associations naturalistes, cabinet d'étude) d'identifier les espaces qui nécessitent une gestion, mais aussi le type de gestion nécessaire (plantation de haie, construction de mare) et va avoir le rôle d'outil d'aide à la décision.

2) Limites et perspectives

2.1. Limites

Préparation des données

Les phases de préparation des données paysagères et des données d'espèces sont des étapes particulièrement chronophages qui ont été sous-estimées : la collecte de données d'autres structures peut demander un délai imprévu et les données espèces nécessitant un avis d'expert demandent également un délai pour obtenir les données. La délimitation de la zone d'étude a été déterminée par une zone tampon de 5 kilomètres autour du polygone minimal des parcelles de vigne et de l'AOC viticole, mais le département de l'Ain n'a pas pu être intégré dans le buffer. La collecte des données de ce département situé en dehors de la région Bourgogne Franche-Comté n'était pas réalisable dans le temps imparti de la mission. Il a donc été décidé de retirer cette zone du territoire de l'étude afin d'éviter un déséquilibre lors de l'analyse.

L'intégralité des espèces à enjeux de conservation présentes sur la zone d'étude (soit plus de 200) n'ont pas pu être intégrées dans l'étape de création des espèces fictives. En effet, pour qu'une espèce soit intégrée à l'étude, il est nécessaire de connaître sa distance de dispersion et ses valeurs de résistances sur la matrice paysagère. Pour cela, des données déjà disponibles grâce au projet de TVB Loue-Lison (Epage HDHL, 2020) et des recherches bibliographiques ont été réalisées pour prendre connaissance des distances de dispersion de plusieurs espèces. Les dires d'experts ont quant à eux permis de renseigner les valeurs de résistances de nouvelles espèces mais l'écologie des 217 espèces à enjeux de conservation sélectionnées représente un travail trop conséquent pour la mission. La méthode de Sutherland pour calculer automatiquement les distances de dispersion des oiseaux et mammifères a été testée dans le cadre de projet. Confrontée aux avis d'experts, celle-ci n'a pas été retenue. Le groupe taxonomique des chiroptères doit être étudié à part car les données ont été collectées *a posteriori*. Ce groupe taxonomique présente un fort intérêt dans cette étude et devra être intégré ultérieurement aux résultats.

Modélisation

Dans une publication sur les processus d'identification des continuités écologiques de la trame verte et bleue, Alphandéry et al. (2012) soulignent les limites de la modélisation et les différences entre les trames perçues et les trames modélisées. La réalisation de différents entretiens avec les experts locaux relate de ces impressions. Un responsable d'association naturaliste regrette en effet « *que de telles méthodes, jugées à la pointe, ne soient pas aptes à montrer comment se déplace un lapin ou une buse* ». L'article explique que les résultats obtenus par la modélisation, principalement basés sur des données formatées, n'ont pas apportés les informations nécessaires, dû au manque d'appréhension de la complexité des continuités à l'échelle locale.

La modélisation des réseaux écologiques *via* la création d'espèces fictives réalisée pour ce projet ne prend pas en compte toute la complexité du terrain. Par exemple, dans le cas où deux espèces d'oiseaux inféodées aux milieux humides se trouvent sur le même territoire, le modèle considère que celles-ci vivent au sein des mêmes taches d'habitat alors qu'en réalité, celles-ci sont incapables de cohabiter car l'une est prédatrice de l'autre. L'enjeu est ici d'intégrer le comportement des espèces (carnivore, insectivore, herbivore) lors de la création d'espèces fictives afin de constater si les lieux de présence coïncident et prendre en compte cet élément dans l'analyse des continuités écologiques.

Aussi, lors de la modélisation, les temps de calcul des graphes paysagers pour une zone d'étude d'une telle surface est importante. La totalité des résultats et synthèses des habitats ne peut pas être présentée à ce stade bien que la méthodologie soit confirmée par le cas des milieux humides.

Lisibilité des résultats

Les résultats obtenus avec le logiciel Graphab sont nombreux et contiennent un panel d'informations important. Synthétiser l'ensemble sur une seule carte, tout en assurant une lecture claire de celle-ci se révèle être une tâche complexe. Par exemple, l'ajout des chemins de moindre coût reliant les taches d'habitat de chaque espèce fictive altère la lisibilité de la carte. Cette information doit être consultable mais ne peut pas apparaître pour la synthèse des résultats. Il en est de même pour les composantes.

2.1. Perspectives

Pour aller plus loin lors de la phase de préparation des données de préférences d'habitat pour les espèces, la définition des habitats peut être réalisée par des modèles de distribution. Le modèle de distribution permet d'identifier l'habitat potentiel d'une espèce à l'aide de points d'occurrence de celle-ci sur le secteur étudié (Clauzel et al, 2013). C'est une tâche complexe pour une étude multi-espèces bien qu'elle permette d'avoir une représentation plus complète des habitats étudiés, et donc plus fidèle à la réalité. Elle utilise des modèles basés sur les présences et les absences ou pseudo absences des espèces pour identifier l'habitat d'une espèce (GLM, Maxent) (Philips et Dudik, 2008). Cependant, c'est une tâche complexe de le modéliser et de définir ces modèles pour un cortège d'espèces. Aussi, les méthodes ENFA (Ecological Niche Factor Analysis) ou MADIFA (Analyse Factorielle des Distances de Mahalanobis) permettent également la définition d'un habitat avec uniquement l'utilisation des données de présences. Cela permet d'assembler les présences de plusieurs espèces afin de créer une niche écologique multi-espèces (Basille et al, 2007 ; Dicko 2011). Cependant, c'est un modèle moins précis que les modèles de type GLM ou Maxent.

Dans une optique de cohérence avec la réalité, une taille minimale de tache d'habitat peut être appliquée afin de prendre en compte l'écologie des espèces réelles représentées par l'espèce fictive modélisée. Ainsi, l'ensemble des taches considérées comme nœuds du réseau sont les espaces au sein desquels un individu peut réaliser son cycle de vie (SRCE bourgogne, 2015). Néanmoins, l'ajout de filtres spécifiques à chaque espèce sur les taches d'habitat présente une difficulté lors d'une approche multi-espèces et sur plusieurs groupes taxonomiques.

La définition des réservoirs de biodiversité reste à parfaire. Ceux-ci ont pour la plupart une forme strictement géométrique (dû à la maille 1x1 km des données de présence), qui n'est pas fidèle à la fréquentation des espèces sur le terrain et donc à la réalité. Aussi, les données d'observation sont des données de sciences participatives de structures qui fournissent les données. Elles sont variables dans l'espace.

Les résultats obtenus à l'aide du logiciel Graphab restent théoriques. Une validation de ceux-ci sur le terrain serait intéressante et viendrait compléter l'analyse des continuités. Elle permettrait également d'identifier les éléments paysagers présents dans les zones nodales du réseau écologique et inversement, les espaces où les taches d'habitats sont nombreuses mais pour lesquelles les valeurs des métriques de connectivités sont faibles. La réalisation de terrain permettrait également de corriger le modèle en ajustant les paramètres.

Table des figures, cartes et tableaux

Figure 1. Représentation schématique des continuités écologiques	6
Figure 2. Vues aériennes de la commune de Chamole (Jura) en 1958 à gauche et en 2017 à droite	9
Figure 3. Principales relations entre les composantes de la biodiversité, la matière organique des sols et les services écosystémiques fournis à la production agricole.....	9
Figure 3. Méthodologie de l'analyse des continuités écologiques des milieux associés au vignoble jurassien	12
Figure 5. Méthodologie de définition des réservoirs de biodiversité.....	19
Figure 6. Processus de création des espèces fictives (ou virtuelles)	21
Figure 7. Représentation schématique des chemins de moindre coût	22
Figure 8. Schéma de la théorie des graphes.....	22
Figure 9. Surface des types d'occupation du sol autour du vignoble jurassien (en km ²)	28
Figure 10. Part de réservoir de biodiversité de chaque habitat autour du vignoble jurassien	31
Figure 11. Analyse locale du réseau écologique du Reptile grand disperseur des milieux humides (composantes, nœuds, corridors, liens).....	34
Figure 12. Analyse locale des continuités écologiques des milieux humides (composantes, nœuds, corridors, liens).....	38
Carte 1. Zone d'étude avec parcelles de vignes et parcelles AOC viticole	13
Carte 2. Reliefs et régions naturelles autour du vignoble jurassien	13
Carte 3. Matrice paysagère des milieux associés au vignoble jurassien.....	27
Carte 4. Fragmentation paysagère des milieux forestiers autour du vignoble jurassien	29
Carte 5. Réservoirs de biodiversité des milieux associés au vignoble jurassien	30
Carte 6. Milieux prairiaux et bocagers associés au vignoble jurassien	31
Carte 7. Réseau écologique du Reptile grand disperseur des milieux humides.....	33
Carte 8. Continuités écologiques des milieux humides autour du vignoble jurassien	37
Tableau 1. Composition détaillée des habitats étudiés au sein de la zone d'étude.....	14
Tableau 2. Composition des graphes paysagers des espèces fictives associées aux milieux humides	35

Bibliographie

A

AEE (Agence Européenne pour l'Environnement), (2002). Environmental signals 2002. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities. – 149 p.

ALPHANDÉRY P., FORTIER A., SOURDRIL A., (2012). Les données entre normalisation et territoire : la construction de la trame verte et bleue. [En ligne] Disponible sur : <https://journals.openedition.org/developpementdurable/9282>

ARP ASTRANCE, (2015). *Apport de la théorie des graphes paysagers à l'identification de la TVB des Lacs de l'Essonne* – 22 p.

AUDAB, (2016). *La trame verte et bleue du SCoT de l'agglomération bisontine*. Diagnostic et cartographie des continuités écologiques du territoire – 11 p.

B

BAILLY A., BOURDEAU-LEPAGE L., (2011). *Concilier désir de nature et préservation de l'environnement : vers une urbanisation durable en France*. Vol. 13 (pages 27 à 43) – 18 p.

BASILLE M., CALENGE C., MARBOUTIN E., ANDERSEN R., GAILLARD J.M., (2007). Caractérisation de l'habitat à partir de données de présence : le cas du lynx dans les Vosges. *Stratégie nationale pour la biodiversité*. – 5 p.

BAUDRY J., (1986). Approche écologique du paysage. *Lectures du paysage*, INRAP, Foucher. - 11 p.

BEIER P., NOSS R.F., (1998) *Do habitat corridors provide connectivity?* *Conservation Biology*, vol. 12, n° 6, p. 1241-1252. – 11 p.

BENNETT A.J., BENDING G.D., CHANDLER D., HILTON S., MILLS P., (2012). *Meeting the demand for crop production: the challenge of yield decline in crops grown in short rotations*. *Biol Rev Camb Philos Soc*. 87; 52-71 – 19 p.

BOURGEOIS M., (2015). *Impacts écologiques des formes d'urbanisation. Modélisation urbaines et paysagères*. Faculté de l'Université de Franche-Comté – 379 p.

C

CC APS CŒUR DU JURA, 2016. *Identification des enjeux relatifs au patrimoine naturel de la Communauté de communes Arbois Poligny Salins Cœur du Jura* – Note méthodologique – 14 p.

CLAUZEL C., GIRARDET X., FOLTETE J.C., (2013). *Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: Application to the European tree frog (Hyla arborea) in Franche-Comté* – 10 p.

CLAUZEL C., BANNWARTH C., FOLTETE J.C., (2015). *Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France* – 18 p.

CLAUZEL C., FOLTETE J.C., GIRARDET X., VUIDEL G., (2018). *Graphab 2.4 – Manuel d'utilisation*. – 43 p.

CLAUZEL C., BONNEVALLE C., (2019). « Apports de la modélisation spatiale pour la gestion de la trame verte et bleue », *Cybergeo : European Journal of Geography*. [En ligne] Disponible sur : <https://journals.openedition.org/cybergeo/32333> (consulté le 14/06/2021)

CLERGEAU P., DÉsirÉ G., (1999) *Biodiversité, Paysage et Aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique* – 5 p.

CLOBERT J., DANCHIN E., DHONDT A.A., NICHOLS J.D., (2001). *Dispersal*. Oxford University Press, New-York – 474 p.

CLOBERT J., LE GAILLARD J.F., COTE J., MEYLAN S., MASSOT M., (2009). *Informed dispersal, heterogeneity in animal dispersal syndromes and the dynamics of spatially structured populations.* – 13 p.

CRÉMER S., BRANQUART E., LEDANT J.P., LUXEN P., (2010). *Les lisières agro-forestières.* Agri Nature – 208 p.

D

DICKO A., (2011). *Prédiction de la distribution des glossines dans la zone des Niaves par l'utilisation de télédétection.* – 93 p.

DUBOS T. (coord.), BOIREAU J., CHENAVAL N., LE CAMPION F., RAMOS M., SIMONNET F., LE ROUX M., (2020). *Trame Mammifères de Bretagne - Notice.* Groupe Mammalogique Breton, Sizun. – 38 p.

DURU M., THEROND O., MARTIN G., MARTIN-CLOUAIRE R., MAGNE M.A., JUSTES E., JOURNET E.P., AUBERTOT J.N., SAVARY S., BERGEZ J.E., SARTHOU J.P., (2015). *How to implement biodiversity-based agriculture.* Agronomy for Sustainable Development. – 35 p.

E

EPAGE Haut-Doubs Haute-Loue, (2020). *Identification des continuités écologiques et des enjeux relatifs au patrimoine naturel du territoire de la communauté de communes Loue-Lison* – Note méthodologique – 38 p.

F

FOLTETE J.C., CLAUZEL C., VUIDEL G., (2012). *A software tool dedicated to the modelling of landscape networks.* Environmental Modelling & Software. Vol. 38 – 316 – 327.

FORMAN R.T.T., GODRON M., (1986) *Landscape Ecology*, New York: Wiley – 619 p.

FORMAN R.T.T., (1995). Land mosaics, the ecology of landscapes and region. *The Ecological design and planning reader.* 240 – 256. – 18 p.

FISCHER J., LINDENMAYER D., (2007). *Landscape modification and habitat fragmentation : a synthesis.* Global Ecol. Biogeography. 265-280 – 16p.

G

GIRARDET X., (2013). *Paysage et Infrastructures de Transport. Modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques.* Faculté de l'Université de Franche-Comté – 267 p. (Thèse de doctorat)

GIRARDET X., CONRUYT-ROGEON G., FOLTETE J.C., (2015). *Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots?* – 12 p.

GRISOT S., (2020). *Manifeste pour un urbanisme circulaire – pour des alternatives concrètes à l'étalement de la ville.* Éditions Apogée – 216 p.

H

HIRZEL A.H., HELFER V., METRAL F., (2001). *Assessing habitat-suitability models with a virtual species,* *Ecological Modelling*, n 145. 111 – 121.

I

INPN, Museum National d'Histoire Naturelle, (2021). [En ligne] Disponible sur : <https://inpn.mnhn.fr/programme/trame-verte-et-bleue/presentation> (consulté le 10/02/2021)

J

JAEGER J.A.G., (2000). Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, Vol. 15, p. 115-130 – 17 p.

JONGMAN R.H.G., (1995). Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks, *Landscape and Urban Planning* - 15 p.

K

KARIMI B., CAHUREL J.Y., GONTIER L., CHARLIER L., CHOVELON M., MAHÉ H., RANJARD L., (2020). *Revue scientifique sur la qualité biologique des sols de vignes et l'impact des pratiques viticoles*, Etude et Gestion des Sols, 27, 221-239 – 20 p.

L

LE ROUX X., BARBAULT R., BAUDRY J., BUREL F., DOUSSAN I., GARNIER E., HERZOG F., LAVOREL S., LIFRAN R., ROGER-ESTRADE J., SARTHOU J.P., TROMMETTER M., (2008). *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective*, synthèse du rapport, INRA (France) – 117 p.

LIU J., WILSON M., HU G., LIU J., WU J., YU M., (2018). *How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship?* – 12 p.

LOCQUET A., CLAUZEL C., (2018). Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux, Cybergeog : European Journal of Geography [En ligne] Disponible sur : <http://journals.openedition.org/cybergeog/29864>

LPO AQUITAINE, (2017). *Mise en évidence du rôle d'auxiliaire des chiroptères contre les ravageurs dans la vigne.* – 36 p.

LPO ALSACE, (2017). *Favoriser la biodiversité dans les vignes*, Guide technique – 24 p.

M

MACHON N., (2020). Les grandes lois de l'écologie appliquées à la biodiversité urbaine. *Urbanisme et biodiversité – vers un paysage vivant structurant le projet urbain*. CLERGEAU P., (dir). Éditions Apogée – 327 p.

McGARIGAL K., MARKS B.J., (1995). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. General Technical Report. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. – 122 p.

McGARIGAL K. (2015). *FRAGSTATS: help 4.2* – 170 p.

McRAE B., DICKSON B.G., KEITT T.H., SHAH V.B., (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* 89 (10) 2712 – 2724 – 12 p.

MIMET A., LAURENT S., RAYMOND R., JULLIARD R., (2016 a). *Les dynamiques spatio-temporelles de l'occupation du sol en Seine-et-Marne et leurs conséquences sur la biodiversité*. CIST2011, Paris France – 9 p.

MIMET A., CLAUZEL C., FOLTETE J.C., (2016 b). Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures, *Landscape Ecology*, in press 19 p.

MORRISON M.L., HALL L.S., (2002). Standard terminology: Toward a common language to advance ecological understanding and application. *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*, 43-52. Editors: J.M. Scott, P.J. Heglund, and M.L. Morrison, et al., Island Press. – 10 p.

MOUGENOT C., MELIN E., (2000). Entre science et action : le concept de réseau écologique. *Natures Sciences Sociales* vol. 8 n°3, 20-30. – 11 p.

P

PERIGORD M., DONADIEU P., (2005). *Clés pour le paysage*. Ophrys, Collection Géophrys, Gap, - 368 p.

PHILIPS S.J., DUDIK M., (2008). *Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation.* – 15 p.

PNR DE LA MONTAGNE DE REIMS, (2020). *Connaître, valoriser et préserver les lisières forestières* – Guide pratique – 24 p.

POINTEREAU P., (2002). *Les haies : évolution du linéaire en France depuis quarante ans*. Solagro – 5 p.

POLLINIS, (2019). L'hécatombe : impacts de l'agriculture conventionnelle sur les pollinisateurs. [En ligne] Disponible sur : <https://www.pollinis.org/publications/lhecatombe-impacts-de-lagriculture-conventionnelle-sur-les-pollinisateurs/> (consulté le 19/02/2021)

R

ROGER A., (1997). *Court traité du paysage*. Gallimard, Paris. – 256 p.

S

SAHRAOUI Y., (2016). *Le paysage, entre esthétique et écologie. Modélisation rétrospective à partir de changements d'occupation du sol*. Faculté de l'Université de Franche-Comté – 238 p.

SORDELLO R., BILLON I., AMSALLEM J., VANPEENE S., (2017). Bilan technique et scientifique sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique. *Méthode d'identification des composantes de la TVB*, Centre de ressources TVB – 104 p.

SRCE BOURGOGNE, (2015). *Éléments constitutifs de la Trame Verte et Bleue de Bourgogne* – 64 p.

T

TARABON S., (2020). *La prise en compte des fonctionnalités écologiques dans l'aménagement du territoire et l'application de la séquence Éviter-Réduire-Compenser, de l'échelle projet à la planification*. Faculté de l'Université d'Avignon – 185 p.

TAYLOR P.D., FAHRIG L., HENEIN K., MERRIAM G., (1993). *Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure*. *Oikos* vol. 68 No. 3 [En ligne] Disponible sur : <https://doi.org/10.2307/3544927> (consulté le 27/04/2021)

TAYLOR P.-D., FAHRIG L., WITH K.-A., (2006). Landscape connectivity: a return to the basics, in CROOKS K.-R., SANJAYAN M. (Eds.), *Connectivity Conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, 29-43 – 14 p.

TILMAN D., (2001). *Functional diversity*. *Encyclopedia of biodiversity* – 11 p.

THEROND O., (2017). Interactions et synergies entre services. In THEROND O., TICHIT M., TIBI A. (coord.) *Rapport d'étude EFES-EA*, 267-284. 950-9555

THEROND O., DURU M., (2019). Agriculture et biodiversité : les services écosystémiques, une voie de réconciliation ? *Innovations Agronomiques*, INRAE, 29-47 – 20 p.

THOMPSON J.D., RONCE O., (2010). *Fragmentation des habitats et dynamique de la biodiversité*. – 5 p.

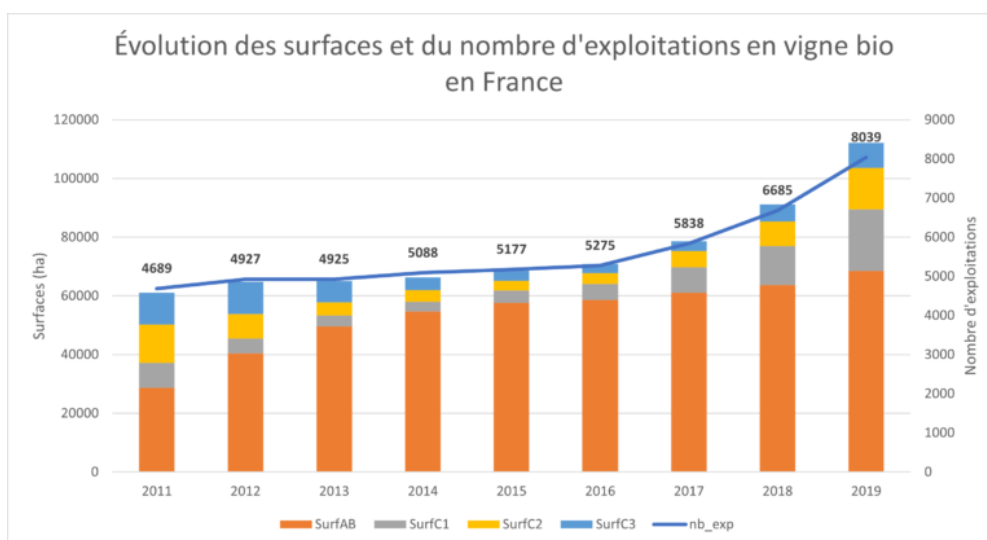
U

URBAN D., KEITT T., (2001). *Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective*. *Ecology*, Vol. 82, No. 5. 1205-1218 – 15 p.

W

WIENS J.A., SCHOOLEY R.L., WEEKS R.D., (1997). *Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate?* - *Oikos* 78: 257-264. – 9 p.

Annexes



Annexe 1. Surface et nombre d'exploitations en vigne bio en France entre 2011 et 2019
(source : Agence Bio <https://www.produire-bio.fr/filiere-viticulture-bio/>)

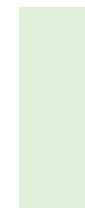
Occupation du sol	Code
Milieus xériques : pelouses sèches	1
Milieus humides	2
Milieus rupestres et bâti	3
Milieus aquatiques	4
Carrières	5
Transports secondaires	6
Lisières forestières	7
Milieus forestiers	8
Milieus vignes haies	9
Milieus vignes	10
Milieus prairiaux et bocagers haies	11
Milieus prairiaux et bocagers	12
Milieus cultivés haies	13
Milieus cultivés	14
Milieus urbains	15
Autre urbain	15
Transports principaux	16

Annexe 2. Tableau des codes associés aux types d'occupation du sol de la matrice paysagère (source : Florie Poirel, 2021)

Modalités du niveau d'enjeu	Critères du niveau d'enjeu
Moyen	Espèce non menacée sensible à la connectivité d'un type de milieu donné (ex : amphibiens, reptiles)
	Espèce non menacée mais déterminante de ZNIEFF (en contrôlant l'applicabilité des critères sur le territoire de la CCLL)
	Espèce reproductrice sur le territoire classée « Données insuffisantes » (DD) sur liste rouge nationale ou régionale
	Espèce reproductrice sur le territoire classée « Presque Menacée » (NT) sur liste rouge régionale ou nationale
	Espèce « Presque Menacée » (NT) sur la liste rouge Migration ou sur la liste rouge Hivernant
	Espèce nicheuse non menacée, ou « Données insuffisantes » (DD) sur liste rouge régionale, inscrite à l'annexe I de la Directive Oiseaux (Directive 2009/147/CE)
Fort	Espèce reproductrice sur le territoire dont le statut de conservation est classé « Vulnérable » (VU) sur la liste rouge régionale ou nationale
	Espèce classée « Vulnérable » (VU) sur la liste rouge Migration ou sur la liste rouge hivernant
	Espèce inscrite à l'annexe II de la Directive Habitats-Faune-Flore (Directive 92/43/CEE)
	Espèce non menacée mais rare en Franche-Comté ou dans le territoire de la CCLL
Très fort	Espèce reproductrice sur le territoire dont le statut de conservation est classé « En danger d'extinction » (EN) ou « En danger critique d'extinction » (CR) sur la liste rouge régionale ou nationale
	Espèce classée « En danger d'extinction » (EN) ou « En danger critique d'extinction » (CR) sur la liste rouge Migration ou sur la liste rouge Hivernant
	Espèce reproductrice sur le territoire faisant l'objet d'un plan de conservation au niveau régional ou national (tous taxons sauf chiroptères)
	Habitat déterminant de ZNIEFF
	Espèce/Habitat/site pour la(le)quel(le) le territoire de la CCAPS a une responsabilité départementale

Annexe 3. Critères utilisés pour déterminer le niveau d'enjeu associé à chaque espèce/habitat (source : Epage HDHL, 2020)

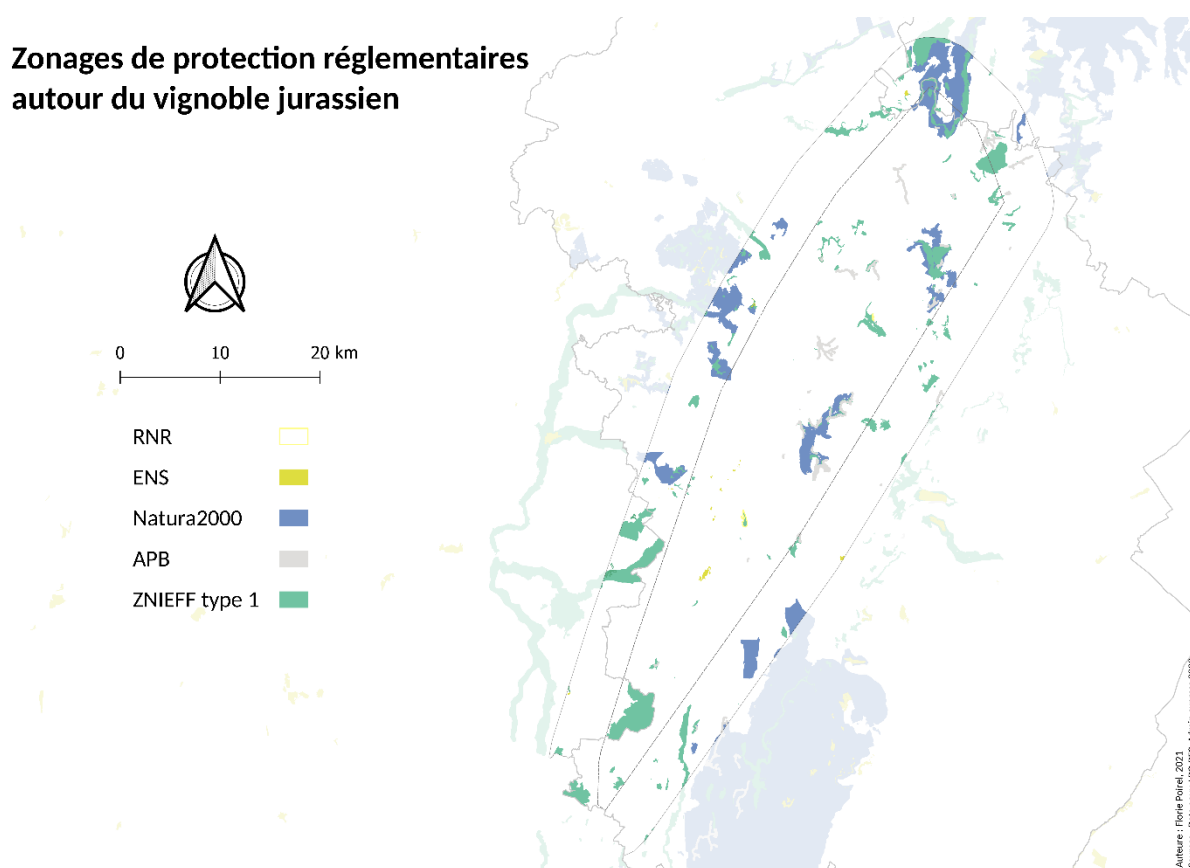
Leste verdoyant
 Leste fiancé
 Œdipode émeraude
 Aesche isocèle
 Agrion délicat
 Petit Mars changeant
 Fadet de la mélisse



Prairie et bocage	Oiseaux	Pipit farlouse																			
		Gobemouche gris																			
		Pie-grièche écorcheur																			
		Pie-grièche grise																			
		Chevêche d'Athéna	Petit disperseur (1000 m)	100	100	1	1	10	100	10	10	10	10	10	1000	100	1000	100	100		
		Gorgebleue à miroir																			
		Petit-duc scops																			
		Pie-grièche à tête rousse																			
		Busard cendré																			
		Mammifères	Belette d'Europe																		
Muscardin	Petit disperseur (1000 m)		100	10	1	1	10	100	10	100	10	100	100	1000	1000	10000	1000	1000			
Hérisson																					
	Chat forestier	Grand disperseur (5000 m)	10	10	1	1	10	100	10	100	10	10	100	1000	1000	10000	1000	1000			
Insectes	Dectique verrucivore																				
	Criquet jacasseur																				
	Zygène de la faucille	Grand disperseur (4000 m)	10000	1000	1	1	10	1000	1000	1000	1000	10000	10000	10000	10000	10000	10000	10000			
	Zygène de la jarosse																				
	Azuré de la croisette																				
	Azuré du serpolet																				
	Courtillière commune	Petit disperseur (1000 m)	10000	10000	1	1	100	1000	1000	100	100	1000	1000	10000	10000	10000	10000	10000			
Culture	Oiseaux	Chevêche d'Athéna																			
		Pie-grièche écorcheur	Petit disperseur (1000 m)	100	10	10	10	10	1	1	10	10	10	100	1000	100	1000	100	100		
		Busard cendré																			
		Vanneau huppé																			
	Insectes	Courtillière commune	Petit disperseur (1000 m)	10000	10000	10	10	100	1	1	10	10	10	1000	10	10000	10000	10000	100		

Annexe 4. Tableau des espèces fictives, distances de dispersion et valeurs de résistances (source : LPO BFC, 2021)

Zonages de protection réglementaires autour du vignoble jurassien



Annexe 5. Zonages de protection réglementaires autour du vignoble jurassien (source : Florie Poirel, 2021)

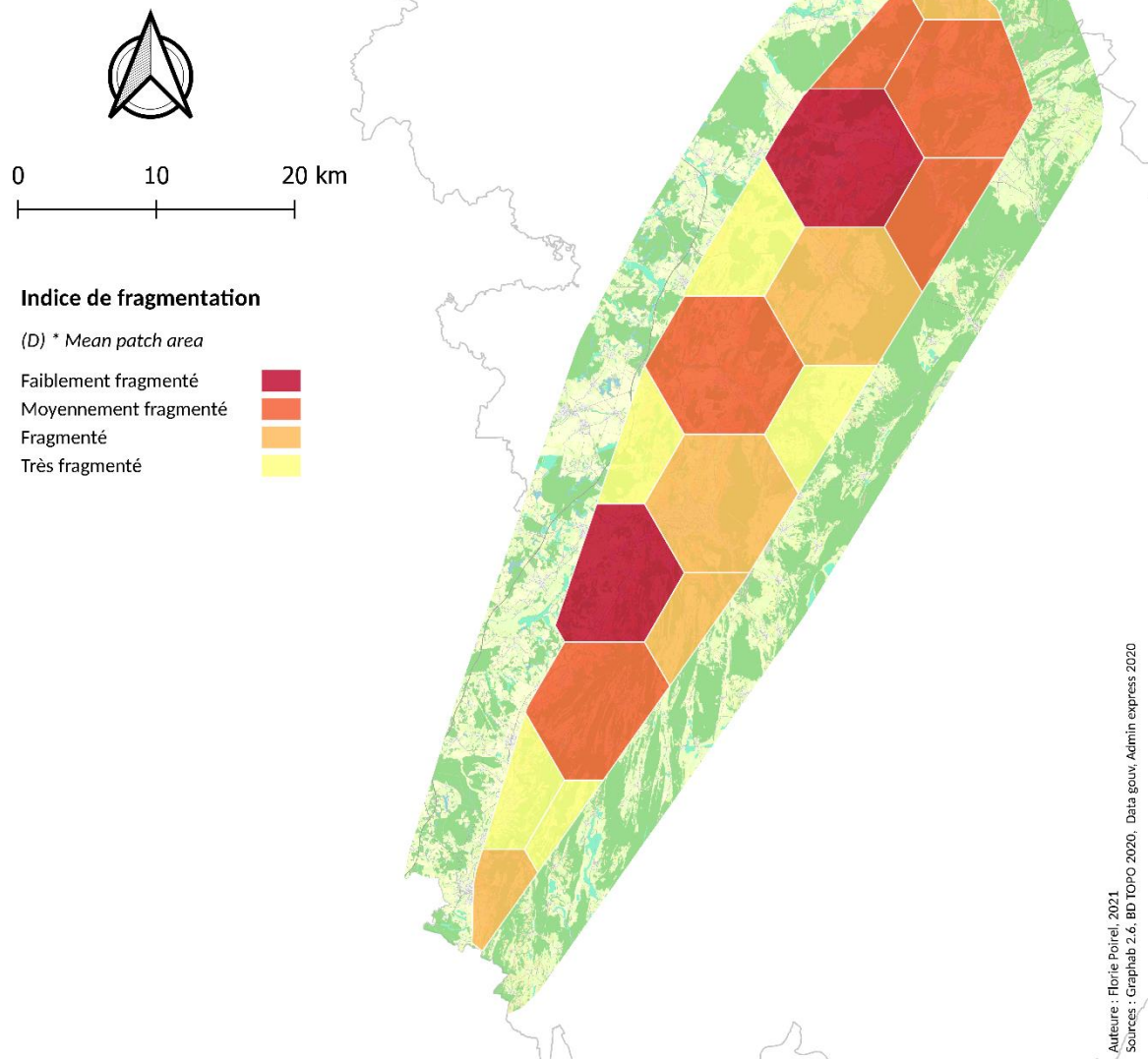
Coefficient de friction	Description
1	Habitat, site où l'individu peut réaliser son cycle de vie (reproduction, alimentation)
10	Milieu favorable aux déplacements d'un individu, mais qui n'est pas son habitat
100	Milieu défavorable aux déplacements d'un individu, mais où il peut se déplacer
1000	Milieu très défavorable aux déplacements d'un individu, dans lequel il se déplace uniquement s'il n'a pas d'autre choix
10 000	Barrière infranchissable pour l'individu

Annexe 6. Descriptif des perméabilités (sources : Clauzel et al, 2015 ; Epage HDHL, 2020)

Flux circuit (CF)	Formule	Signification
Niveau local	$CF_i = \sum_j^n c_i^j$	Somme des courants traversant la tache focale i . c_i^j représente le courant à travers la tache i lorsque un courant est émis depuis toutes les taches vers la tache j (la tache j est reliée à la terre)
Valeurs	Valeur minimale : 0 Valeur maximale : $(n - 1)(n - 2)$ si $\beta = 0$ $(n - 2) \sum_i^{n-1} a_i$ si $\beta = 1$	
Commentaire	<p>La métrique CF utilise la théorie des circuits électriques. Chaque lien du graphe correspond à une résistance électrique, les sources de courants et la terre sont quant à elles attachées aux taches.</p> <p>Si $\beta = 0$ chaque tache émet un courant unitaire, si $\beta = 1$ chaque tache émet un courant égal à sa capacité.</p> <p>Cette métrique peut être vue comme un équivalent de la métrique BC (avec $\alpha = 0$ et $\beta = 0$) qui tient compte de l'ensemble des chemins possibles et non pas uniquement du chemin le plus court.</p>	
Références	[Girardet et al.(2015)]	

Annexe 7. Métrique locale de connectivité CF (source : Girardet et al, 2015)

Fragmentation paysagère des milieux humides autour du vignoble jurassien



Annexe 8. Indice de fragmentation paysagère des milieux humides (source : Florie Poirel, 2021)

Graphe topologique du Reptile grand disperseur des milieux humides

Composante

Polygone de voronoï



Noeud

Capacité de tache

Très faible

Faible

Moyenne

Forte

Très forte

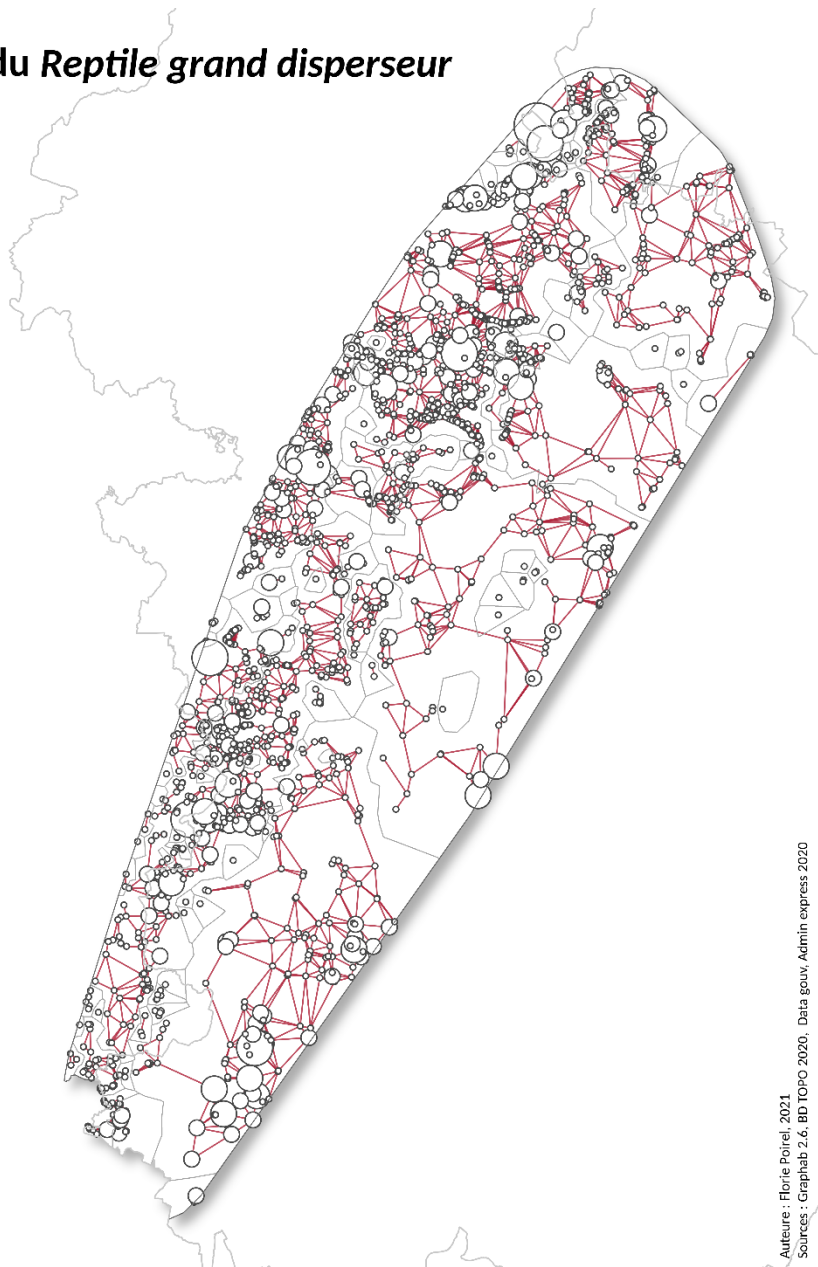


Liens

Liens vue topologique



0 10 20 km



Auteure : Florie Poirel, 2021
Sources : Graphab 2.6, BD TOPO 2020, Data gov, Admin express 2020

Annexe 9. Graphe topologique du Reptile grand disperseur des milieux humides (source : Florie Poirel, 2021)

Résumé

Les vignes sont des milieux agricoles dont la gestion évolue au même titre que les autres (agriculture conventionnelle). Les pratiques agricoles et les modes de gestion de l'espace ont grandement perturbé les écosystèmes, en constituant irrémédiablement une menace pour la biodiversité. La disparition d'espèces, y compris dans les milieux associés au vignoble jurassien est avérée et encore actuelle. Selon Rossi, déjà en 1996 « la modernité et le progrès qui offrent à l'homme des moyens d'action toujours plus puissants sur la nature sont essentiellement négatifs et nocifs pour celle-ci ». Ce projet porte sur l'analyse des continuités écologiques des milieux associés au vignoble jurassien afin de permettre à des associations naturalistes telles que la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) d'accompagner les viticulteurs et viticultrices volontaires dans l'aménagement et la gestion de leurs parcelles.

Cette étude met en place une méthodologie spécifique permettant de modéliser les continuités écologiques des milieux associés au vignoble jurassien à l'aide d'espèces fictives pour des habitats présentant un intérêt écologique majeur. Grâce à la méthode établie par l'Epage HDHL (2020), les réservoirs de biodiversité sont également définis sur l'ensemble de la zone d'étude. Ces modélisations permettent d'identifier les réseaux écologiques à travers la hiérarchisation des corridors et des taches d'habitat pour les différents milieux étudiés. Ces résultats servent ensuite d'outil d'aide à la décision pour la LPO BFC.

Mots clefs : continuités écologiques, modélisation, graphe paysager, vignoble, réservoir de biodiversité

Vines are an agricultural environment whose production management is evolving in the same way as others (conventional agriculture). Agricultural practices and land management methods have significantly disturbed ecosystems, irreparably endangering biodiversity. The extinction of species, including in the environments associated with the Jura winegrowing area, is a known fact and is still ongoing. According to Rossi, in 1996 "modernity and progress, which offer man ever more powerful means of action on nature, are essentially negative and harmful to it". This project focuses on analyzing the ecological continuities of the environments associated with the Jura vineyards in order to enable naturalist associations such as the League for the Protection of Birds (LPO) to support volunteer winegrowers in the development and management of their plots.

This study uses a specific methodology to model the ecological continuities of the environments associated with the Jura vineyards using virtual species for habitats of major ecological interest. Through the method established by Epage HDHL (2020), the biodiversity hotspots are also defined for the overall study area. These models allow the identification of ecological networks through the prioritization of corridors and habitat patches for the different environments studied. These results then serve as a decision-making tool for the LPO BFC.

Key words: ecological continuities, modeling, landscape graph, vineyard, biodiversity hotspots