



HAL
open science

Connectivité des milieux herbacés en Île-de-France - Vers une meilleure compréhension du rôle des sites industriels dans les réseaux écologiques et des liens entre biodiversité et paysage

Chloé Thierry

► **To cite this version:**

Chloé Thierry. Connectivité des milieux herbacés en Île-de-France - Vers une meilleure compréhension du rôle des sites industriels dans les réseaux écologiques et des liens entre biodiversité et paysage. Biodiversité et Ecologie. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 2022. Français. NNT: . tel-04008681

HAL Id: tel-04008681

<https://hal.science/tel-04008681v1>

Submitted on 28 Feb 2023

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

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

MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE



École Doctorale 227
Sciences de la nature et de l'Homme : évolution et écologie

Année 2022

N°attribué par la bibliothèque

□□□□□□□□□□□□□□

THÈSE

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DU MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

Spécialité : Écologie

présentée et soutenue publiquement par

Chloé Thierry

le 26 janvier 2022

**Connectivité des milieux herbacés en Île-de-France
Vers une meilleure compréhension du rôle des sites industriels dans
les réseaux écologiques et des liens entre biodiversité et paysage**

Sous la direction de : **Nathalie Machon**

JURY :

M. Jean-Christophe Foltête	Professeur, Université de Franche-Comté	Rapporteur
Mme Nathalie Frascaria Lacoste	Professeur, AgroParisTech	Rapporteuse
Mme Isabelle Le Viol	Maîtresse de conférence, MNHN	Examinatrice
Mme Audrey Muratet	Maîtresse de conférence, Université de Strasbourg	Examinatrice
Mme Nathalie Machon	Professeure, MNHN	Directrice de thèse
Mme Katia Herard	Cheffe d'équipe, UMS PatriNat	Co-encadrante de thèse
M. Valentin Condal	Ingénieur Ecologue, SUEZ	Membre invité

À mes parents

Connectivité des milieux herbacés en Île-de-France

*Vers une meilleure compréhension du rôle des
sites industriels dans les réseaux écologiques et
des liens entre biodiversité et paysage*

Résumé

La fragmentation et la destruction des habitats naturels sont des causes majeures de l'érosion actuelle de la biodiversité, et le maintien et la restauration de continuités écologiques sont nécessaires pour limiter ces impacts. Les sites industriels couvrent de grandes surfaces sur nos territoires et contribuent souvent à cette fragmentation et cette destruction des habitats. Cependant, beaucoup d'entre eux sont constitués d'habitats semi-naturels et peuvent jouer un rôle dans la connectivité et l'accueil de la biodiversité, notamment lorsqu'ils sont gérés de manière écologique. L'objectif de cette thèse est de mieux comprendre les relations entre les sites industriels, le paysage et la biodiversité, complexes et encore mal connues. En travaillant à différentes échelles spatiales, nous nous intéressons plus particulièrement aux enjeux liés à la connectivité des milieux herbacés de la région Île-de-France pour différents groupes taxonomiques : la flore, les rhopalocères et les orthoptères.

Ce travail montre que l'utilisation de la théorie des graphes et des chemins de moindre coût, bien que présentant certaines limites, offre des perspectives intéressantes pour l'étude des réseaux écologiques et de la connectivité. Par ailleurs, nos résultats mettent en lumière la complexité des rôles que peuvent jouer les sites industriels, du fait notamment de leur grande hétérogénéité. Certains de ces sites participent fortement à la fragmentation du territoire tandis que d'autres peuvent jouer des rôles complémentaires dans la connectivité des milieux herbacés, que ce soit par leur superficie totale ou la densité des déplacements d'espèces qu'ils soutiennent. Ils doivent donc faire partie intégrante des réflexions sur les réseaux écologiques et la connectivité. Enfin, l'étude de la diversité fonctionnelle associée à celle de la diversité taxonomique apporte des éclairages complémentaires pour la compréhension des liens entre biodiversité et connectivité. Si cette dernière influence surtout de façon positive les communautés d'espèces étudiées, elle peut dans certains cas avoir un impact négatif. Il est donc nécessaire de prendre en considération la complexité des relations entre les facteurs locaux et paysagers et la biodiversité avant de prioriser les actions à mettre en place en faveur de celle-ci.

Mots-clés : Biodiversité, connectivité, modélisation, entreprises, écologie des communautés, écologie du paysage, traits fonctionnels, flore, rhopalocères, orthoptères.

Abstract

Fragmentation and destruction of natural habitats are major causes of the current erosion of biodiversity, and the maintenance and restoration of ecological continuities are necessary to limit these impacts. Industrial sites cover large areas of our territories and often contribute to this fragmentation and destruction of habitats. However, many of them are semi-natural habitats and can play a role in connectivity and hosting biodiversity, especially when they are managed in an ecological way. The objective of this thesis is to better understand the complex and still poorly understood relationships between industrial sites, landscape and biodiversity. Working at different spatial scales, we are particularly interested in the issues related to the connectivity of herbaceous environments in the Ile-de-France region for different taxonomic groups: flora, rhopalocera and orthopterans.

This work shows that the use of graph theory and least-cost paths, although presenting some limitations, offers interesting perspectives for the study of ecological networks and connectivity. Furthermore, our results highlight the complexity of the roles that industrial sites can play, notably due to their great heterogeneity. Some of these sites are strongly involved in the fragmentation of the territory, while others can play complementary roles in the connectivity of herbaceous environments, either by their total surface area or the density of species movements they support. They must therefore be an integral part of the reflections on ecological networks and connectivity. Finally, the study of functional diversity associated with that of taxonomic diversity sheds additional light on understanding the links between biodiversity and connectivity. Although connectivity has a positive influence on the communities of species studied, it can in some cases have a negative impact. It is therefore necessary to consider the complexity of the relationships between local and landscape factors and biodiversity before prioritizing the actions to be implemented in favor of biodiversity.

Keywords: Biodiversity, connectivity, modeling, enterprises, community ecology, landscape ecology, functional traits, flora, Rhopalocera, Orthoptera.

Remerciements

Une thèse, c'est une belle aventure personnelle, mais surtout le fruit d'un travail collectif, de rencontres et d'échanges avec vous, ces personnes aux spécialités et aux personnalités variées, sans qui ce manuscrit n'aurait jamais pu voir le jour, vous qui m'avez enrichie aussi bien professionnellement qu'humainement parlant. Les lignes suivantes ne sont qu'un condensé des remerciements que je souhaite vous transmettre. Ces lignes, je le sais, seront les plus lues de ma thèse, c'est pourquoi je prie les personnes que je pourrais avoir oubliées sous l'effet de cette pression écrasante de bien vouloir m'excuser.

Avant de remercier des personnes, j'aimerais remercier les petites fleurs et les petites bêtes qui ont croisé ma route pendant toutes ces années, source inépuisable d'émerveillement, à l'origine d'une passion qui a initié et motivé la réalisation de cette thèse. Merci (et désolée) en particulier à ces nombreux papillons, criquets et sauterelles après lesquels j'ai couru avec un filet, j'espère que leurs populations se porteront bien dans le futur.

Je remercie particulièrement les membres du jury qui ont accepté de prendre le temps de donner leur avis sur ce travail et de l'évaluer : Jean-Christophe Foltête, Nathalie Frascaria-Lacoste, Isabelle Le Viol et Audrey Muratet.

Je tiens bien sûr à remercier Nathalie, ma directrice de thèse, une personne enthousiaste, passionnée et soucieuse du bien-être de ses étudiants, pour avoir su me guider dans cette aventure tout en me laissant la liberté nécessaire. Je ne regrette pas d'être allée vers toi pleine d'espérances avec mon projet de thèse sous le bras.

Je remercie également ma responsable de PatriNat, Katia, qui fut une des premières à me soutenir dans mon projet, en te démenant notamment sur les questions administratives, pour ton écoute et pour m'avoir fait confiance et donné la liberté d'enrichir mon expérience professionnelle.

Merci à SUEZ d'avoir financé cette thèse par le biais d'une convention partenariale avec PatriNat et de m'avoir donné les moyens d'approfondir un sujet passionnant et de partir à la découverte d'une grande variété de sites et de paysages lors de mes terrains. Merci en particulier à Benjamin et Valentin avec qui j'ai pris plaisir à échanger sur les liens entre entreprises et biodiversité.

Je remercie aussi toutes les personnes qui ont accepté de participer à mes comités de thèse pour leurs conseils précieux visant à guider au mieux mon travail : François Chiron, Céline Clauzel, Jeanne Vallet, Isabelle Dajoz, Sandrine Pavoine, Katia Herard, Philippe Gourdain, Benjamin Javaux.

Un grand merci à toutes les personnes qui ont donné tant d'énergie pour m'aider sur le terrain et prendre le relais quand je commençais à tourner de l'œil... Merci à ces naturalistes passionnés dont les compétences m'ont été précieuses et grâce à qui les missions se sont toujours passées dans la bonne humeur, même face aux obstacles en tout genre auxquels nous avons été confrontés ou aux clefs de voiture égarées dans la nature : Océane Roquinarç'h, Olivier Delzons, Cindy Fournier, Philippe Gourdain, Julien Laignel, Aurélie Lacoeuilhe, Brian Padilla, Paul Rouveyrol, Camille Gazay, Sarah Figuet, Arzvael Jeusset, Théo Duquesne, Benjamin Javaux et Laetitia Chégard.

Je remercie aussi les nombreux experts que j'ai pu solliciter tout au long de ma thèse pour leurs précieux avis et conseils sur les espèces étudiées et les discussions passionnantes entre passionnés : Pascal Dupont, Benoît Fontaine, Vincent Vignon, Stéphane Jaulin, Aurélie Lacoeylle, Yves Bas, Philippe Clergeau. Un grand merci à l'armée de statisticiens qui ont partagé avec moi leur savoir obscur. En particulier, merci beaucoup à Benoit Pisanu pour ton aide précieuse dans l'analyse de mes données, ta gentillesse et ta pédagogie. Merci également à Guillaume, Florian, Isabelle et Valentina pour votre disponibilité et vos lumières en statistiques. J'ai bien compris qu'au final, tout est une question de philosophie. Un merci particulier à Jeanne Vallet, avec qui j'ai pris plaisir à découvrir la flore francilienne, pour sa gentillesse et son aide précieuse, notamment sur l'étude des pelouses calcicoles. Merci aussi à Alexandrine pour nos échanges sur ce sujet et ta disponibilité pour répondre à mes questions. Merci à Gilles Vuidel pour ses conseils réactifs sur Graphab et pour ses astuces pour éviter des temps de calcul de plusieurs dizaines d'années. Merci à Lucille Billon et Romain Sordello pour nos échanges sur les réseaux écologiques.

Un grand merci aux habitants du Petit Château (et des écuries) de Brunoy avec lesquels je cohabite depuis de nombreuses années maintenant. En particulier, je remercie mes collègues de PatriNat, qui sont devenus avec le temps bien plus que des collègues, pour tous ces bons moments partagés. Vous contribuez grandement à la convivialité et à la bonne humeur présente à Brunoy, et je prends toujours plaisir à manger mes bananes avec vous aux pauses goûters.

Merci Olivier, mon compagnon de terrain SUEZ, pour m'avoir fait découvrir le monde des ISD, pour tes bons plans de chambres d'hôtes, tes compétences de ratissage et ton humour discret et efficace. Merci aussi pour ton expertise et tes relectures pour cette thèse. Merci Cindy, une de mes premières collègues à être rapidement devenue une amie, pour ton aide toujours bienvenue, tes rires communicatifs, nos discussions sans fin, nos promenades sur les bords de l'Yerres et ton sens aigu de l'organisation en mode Hop ! Hop ! Hop ! Merci à Philippe pour ton suivi, tes relectures pertinentes et ton expertise, et pour me rappeler que j'ai une belle marge de progression en course à pied. Merci Océane pour ton soutien précieux sur le terrain, pour être toujours partante pour sauter sur les orthoptères ou compter les petites fleurs, pour nos discussions passionnantes et pour nos horaires matinaux similaires. Merci à Julien, pour tes petites attentions, ton humour ch'ti dévastateur et ta passion communicative pour les oiseaux. Merci à Aurélie, ma grande sœur de thèse, pour tes sages conseils, ton soutien et ton expertise sur les orthoptères. Un merci tout particulier à mes trois collègues de bureau préférés. Merci à Brian, alias Gabito, énergumène plein de vie, d'amour et de cheveux. Ton absence amène un silence certes apaisant mais bien fade. Merci à Santiago, alias Guyito, pour tes rayons de soleil, tes leçons d'espagnol et tes beaux pantalons à carreaux qui illuminent mes journées. Merci à Florian, la force tranquille du bureau qui crée un bel équilibre avec les autres. Merci pour être toujours disponible et pédagogue pour me transmettre ta passion de R et des statistiques. Merci à Nicolas, un de mes anciens stagiaires qui a pris du grade, pour ta gentillesse et ta persévérance devant les messages d'erreurs d'ArcGis et les connexions défectueuses en période de confinement. Merci à toutes les autres stagiaires que j'ai co-encadrées avec plaisir et qui ont chacune à leur façon apporté leur pierre à l'édifice dans ce travail de thèse : Vanille, Honorine et Sandra. Un énorme merci également à Camille pour ton écoute et ta gentillesse et pour être ma « copine de banane », Julie G. pour ta blague des mouettes et nos collaborations artistiques, Théo pour ton entrain et tes bons gâteaux, Margaux pour ton caractère gentilment rebelle, Tiphaine pour ta gaieté naturelle et tes compétences en recyclage, Guillaume pour ta disponibilité et tes services « SOS R » et « Taxi Bal », Nina pour ta gentillesse et ta relecture efficace,

Noëlie pour tes calembours, Pamela pour ton sourire et ta bonne humeur, Salomé pour ton caractère pétillant, Julie M. pour m'avoir prêté ton bureau et avoir rejoint le groupe des brénadiens et Tatiana pour avoir pris le relais du secrétariat avec brio et douceur. Je n'oublie pas ceux qui sont partis vers d'autres horizons, et en particulier Fabienne qui m'a chouchoutée pendant des années. Je remercie également les collègues de PatriNat de Maison Buffon avec qui je prends toujours plaisir à discuter lors de mes virées parisiennes, avec des remerciements spéciaux à Mélanie, Guilène et Sylvie qui m'ont aidée sur différentes démarches administratives.

Je tiens également à remercier l'ensemble des membres du CESCO, mon autre équipe de travail que j'ai pris grand plaisir à connaître, pour leur accueil chaleureux quand je venais les vendredis, pour tous ces échanges passionnants sur des sujets de recherche variés et pour les apéros à côté de la cantine. Merci aux anciens « Coquelicots » dont beaucoup sont désormais docteurs, en particulier Laura pour tous ces échanges et ces moments de complicités, Margaux pour avoir été mon coach sportif et bien-être, Gabrielle pour ta gentillesse et ta disponibilité pour répondre à mes questions, Mona pour ta bienveillance et nos discussions. Merci également aux nouveaux « Coquelicots », qui ont pris le relais et qui forment une équipe de sympathiques et bienveillants collègues de bureau du vendredi, avec des remerciements particuliers à Eduardo pour sa bonne humeur et pour nos discussions « arts créatifs », à Tanguy pour notre complicité graphabesque mais aussi à Olivier, Alain, Hortense et Apolline. Merci aux « Tournesols » qui m'ont parfois accueillie dans leur bureau, et notamment Flavie pour ta douceur et nos discussions, Minh-Xuân pour tes conseils avisés, François pour ton aide sur les codes R. Merci également aux autres collègues de ce fantastique laboratoire de recherche qu'est le CESCO, qu'ils soient au 61 ou au 135 : si j'ai moins eu l'occasion de travailler avec vous, vous étiez notamment de sympathiques compagnons d'apéros, ce qui est loin d'être négligeable.

J'aimerais finir par remercier infiniment ma famille, véritable pilier d'amour et de soutien inconditionnel. Merci à Maman pour ton aide précieuse dans la saisie des données de terrain et ta relecture ainsi qu'à Alice pour tes petits codes magiques qui m'ont fait gagner du temps. Merci à Papa, Quentin, Geoffrey et Manon pour votre soutien sans faille. Merci à mes petites nièces préférées dont les sourires sont des rayons de soleil. Merci encore à mes deux parents qui, quoi qu'il arrive, sont toujours présents pour moi, et sans qui je n'en serais pas là. Vous êtes une famille parfaite et j'ai conscience de la chance de vous avoir dans ma vie.

Préambule

Cette thèse, effectuée au Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), a été réalisée sous la direction de Nathalie Machon au sein de l'Unité Mixte de Recherche 7204 « Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation » (CESCO), dont les tutelles sont le MNHN, le Centre national de la recherche scientifique (CNRS) et Sorbonne Université (SU). Elle a été financée dans le cadre d'une convention partenariale entre le groupe SUEZ et l'Unité Mixte de Service 2006 « Patrimoine Naturel », sous la cotutelle de l'Office Français de la Biodiversité (OFB), du MNHN et du CNRS.

Articles scientifiques

Thierry C., Fournier C., Delzons O., Baldenweck H. 2018. Apport de la modélisation pour la prise en compte des réseaux écologiques à l'échelle d'un site, in Girardet X, Clauzel C. (dir.), Graphab. 14 réalisations à découvrir. Actes de la journée "Retour d'expérience sur Graphab" du 27 juin 2017. France. Théma / Ladyss, 2018.

Thierry C., Lesieur-Maquin, N., Fournier, C., Delzons, O., Gourdain, P., Herard, K., 2020. Comment cartographier l'occupation du sol en vue de modéliser les réseaux écologiques? Méthodologie générale et cas d'étude en Île-de-France. Science Eaux & Territoires. Article hors-série, 8 p. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.HS.05>

Thierry C., Pisanu B., Machon N. 2021. Both landscape and local factors influence plant and hexapod communities of industrial water-abstraction sites. Ecology & Evolution. (Accepté, publication en cours)

Communications orales

Thierry C., Machon N. 2019. Entre enjeux de biodiversité et connectivité, quels rôles des sites industriels dans les réseaux écologiques ? Séminaire « 10 ans de partenariats » - UMS 2006 Patrimoine Naturel. MNHN, 18 mars 2019.

Delzons D., **Thierry C.**, Robert S., Roquinarç'h O., Lacoëuilhe A., Latour M., Gourdain P. 2021 Création de couverts herbacés à partir de semences d'origine locale dans des contextes anthropisés - Application sur un parcours de golf et une Installation de Stockage de Déchets : contraintes et opportunités. Colloque REVER 11, Gap, 29 juin-1^{er} juillet 2021.

Sommaire

INTRODUCTION	1
1. Liens entre érosion et organisation spatiale de la biodiversité.....	2
1.1. Erosion actuelle de la biodiversité.....	2
1.2. La fragmentation et la perte des habitats : des effets néfastes pour la biodiversité	3
1.3. Les concepts et enjeux liés à la connectivité.....	4
1.3.1. Le concept de métapopulation.....	4
1.3.2. Le rôle clé de la dispersion dans le fonctionnement des populations et des communautés.....	5
1.3.3. La connectivité pour relier paysage et biodiversité.....	6
2. Réseaux écologiques et politiques publiques.....	8
2.1. Evolution des politiques de conservation de la nature	8
2.2. Prise en compte croissante de la connectivité.....	9
2.3. La trame Verte et Bleue en France.....	10
2.4. Nécessité d'une approche multi-scalaire	11
3. Prise en compte de la biodiversité et des réseaux écologiques par les entreprises	13
3.1. Impact des activités économiques sur la biodiversité.....	13
3.2. Intérêt pour les entreprises de conserver la biodiversité.....	14
3.3. Les actions en faveur de la biodiversité mises en œuvre par les entreprises.....	15
3.4. Intégration des réseaux écologiques dans la stratégie d'une entreprise	16
3.5. L'exemple du groupe SUEZ et sa stratégie biodiversité.....	16
4. L'île de France : une région pilote pour l'étude des réseaux écologiques	19
4.1. Un territoire d'activités économiques.....	19
4.2. Un territoire fragmenté, soumis à la pression de l'artificialisation des sols.....	19
4.3. Un territoire multiple aux paysages hétérogènes.....	21
5. Objectifs de la thèse.....	24
CHAPITRE 1	27
1. Modélisation des réseaux écologiques : de l'analyse de la connectivité structurelle à la théorie des graphes	28
2. La cartographie, un préalable indispensable.....	31
3. Etude des réseaux écologiques et de la connectivité en Île-de-France par la théorie des graphes : exemple de la sous-trame herbacée.....	41
3.1. Méthode	41
3.1.1. Choix de la sous-trame herbacée.....	41
3.1.2. Choix des groupes taxonomiques	42

3.1.3.	Choix des distances de dispersion.....	43
3.1.4.	Construction des graphes paysagers.....	49
3.2.	Résultats.....	55
3.2.1.	Les milieux herbacés identifiés en Île-de-France.....	55
3.2.2.	Fragmentation du territoire.....	56
3.2.3.	Secteurs et taches d’habitat à enjeux pour la connectivité.....	60
3.3.	Mise en perspective avec le SRCE.....	66
3.3.1.	Différences de méthodologies et d’objectifs.....	66
3.3.2.	Comparaison des principaux résultats.....	66
3.4.	Conclusions du chapitre.....	73
CHAPITRE 2	75
1.	Introduction.....	77
1.1.	Les potentialités écologiques des sites industriels.....	77
1.2.	Le groupe SUEZ et son foncier.....	77
1.3.	Les différentes typologies de sites industriels.....	79
2.	Intégration du foncier exploité par SUEZ dans les réseaux écologiques : exemple de la sous-trame herbacée en Île-de-France.....	80
2.1.	Méthode.....	80
2.1.1.	Etude de la part du foncier exploité par SUEZ dans les réseaux écologiques et la connectivité des milieux herbacés d’Île-de-France.....	80
2.1.2.	Comparaison entre les taches d’habitats herbacés selon leur position par rapport au foncier exploité par SUEZ.....	81
2.1.3.	Analyse des différences selon les typologies de sites.....	83
2.2.	Résultats.....	85
2.2.1.	Etat des lieux des sites de SUEZ en IDF.....	85
2.2.2.	Part du foncier exploité par SUEZ dans les réseaux écologiques et la connectivité des milieux herbacés en IDF.....	85
2.2.3.	Spécificités des taches d’habitats herbacés incluses dans les sites de SUEZ.....	87
2.2.4.	Des sites aux rôles différents selon leur typologie.....	89
2.3.	Discussion.....	94
2.3.1.	Une entreprise au foncier diversifié.....	94
2.3.2.	Des sites aux enjeux de connectivité variables.....	95
3.	Applications à l’échelle d’une Installation de Stockage de Déchets.....	97
3.1.	Améliorer l’intégration des sites industriels dans le paysage : exemple de l’utilisation du végétal local sur une ISD et implications pour la trame des pelouses sèches.....	97
3.1.1.	Introduction.....	97

3.1.2.	Objectifs de l'étude	101
3.1.3.	Matériels et méthodes	102
3.1.4.	Résultats.....	108
3.1.5.	Discussion	120
3.1.6.	Conclusion.....	122
3.2.	Utilisation de la modélisation en tant qu'outil d'aide à la décision pour les gestionnaires de sites : exemple de scénarios d'aménagement et de création de mares pour le Sonneur à ventre jaune 124	
3.2.1.	Focus sur l'espèce étudiée : le Sonneur à ventre jaune	125
3.2.2.	Objectifs de l'étude	126
4.	Conclusion générale du chapitre.....	130
CHAPITRE 3	131
1.	Connectivité, biodiversité et traits fonctionnels	132
1.1.	Distribution des espèces au sein du paysage.....	132
1.2.	Variabilité des réponses individuelles et spécifiques.....	133
2.	Echelle régionale : effets du paysage sur la biodiversité des communautés végétales des pelouses calcicoles d'Île-de-France	134
2.1.	Les pelouses calcicoles, un habitat d'intérêt en Île-de-France	134
2.2.	Objectifs et hypothèses de l'étude.....	135
2.3.	Méthodes.....	135
2.3.1.	Données floristiques	135
2.3.2.	Données cartographiques.....	136
2.3.3.	Modélisation de la connectivité.....	137
2.3.4.	Estimation de l'hétérogénéité du paysage.....	138
2.3.5.	Traits fonctionnels	138
2.3.6.	Similarité des communautés	139
2.3.7.	Analyses statistiques	140
2.4.	Résultats	142
2.4.1.	Connectivité de la sous-trame calcicole francilienne.....	142
2.4.2.	Effets des facteurs paysagers sur la diversité alpha	143
2.4.3.	Variation dans l'influence de la connectivité selon les traits fonctionnels	144
2.4.4.	Effet des facteurs paysagers sur la diversité bêta.....	146
2.5.	Discussion.....	147
2.5.1.	Effet de la connectivité et de l'hétérogénéité du paysage sur la diversité alpha.....	147
2.5.2.	Effet de la connectivité et de l'hétérogénéité du paysage sur les traits fonctionnels	148

2.5.3.	Effet de la connectivité et de l'hétérogénéité du paysage sur la diversité bêta.....	149
2.5.4.	Limites liées au jeu de données	150
2.6.	Conclusion.....	150
3.	Echelle locale : effets du paysage sur la biodiversité des sites de captage d'eau potable.....	152
4.	Conclusion générale du chapitre.....	228
DISCUSSION GÉNÉRALE.....		229
1.	La modélisation de la connectivité par la théorie des graphes	230
1.1.	Un outil d'aide à la décision et de compréhension des réseaux écologiques	230
1.2.	Des limites liées à la cartographie d'occupation du sol.....	231
1.3.	Des limites liées à la définition des espèces cibles et de leurs habitats	232
1.4.	Des déplacements complexes à modéliser.....	233
1.5.	La modélisation des réseaux écologiques, une simplification de phénomènes complexes	235
2.	Sites industriels et connectivité	236
2.1.	Le rôle des sites industriels : fragmentation, connectivité ou hétérogénéité du paysage ?	236
2.2.	Agir en fonction du contexte paysager des sites industriels	239
2.3.	Agir en fonction de l'échelle spatiale considérée	240
3.	Biodiversité et connectivité : des liens complexes.....	243
3.1.	Des effets négatifs à prendre en considération	243
3.2.	Une approche raisonnée et concertée à favoriser	245
3.3.	Des effets variables et des connaissances à renforcer	246
Conclusion générale		248

Liste des figures

Figure 1 : Piéride du navet (<i>Pieris napi</i>) en vol © Chloé Thierry	5
Figure 2 : Influence du paysage et de la biologie des espèces sur les différentes phases de la dispersion. D'après Baguette et Van Dyck (2007) et Villemey (2015).....	6
Figure 3 : Paysage constitué de zones humides © Chloé Thierry	7
Figure 4 : Exemple d'éléments de la Trame Verte et Bleue : réservoirs de biodiversité et types de corridors (d'après Biotope, 2016).....	10
Figure 5 : Emboîtement des échelles de prise en considération des réseaux écologiques (Thierry et al., 2017).....	12
Figure 6 : Exemple de gestion différenciée © Chloé Thierry	15
Figure 7 : Vue sur l'Installation de Stockage de Déchets de Villeneuve-sur-Verberie © Chloé Thierry.....	18
Figure 8 : Répartition des postes d'occupation du sol en Île-de-France en 2017 d'après les données du Mode d'occupation des sols (MOS) (IAU-IDF, 2019)	21
Figure 9 : Carte des unités paysagères d'Île-de-France (SRCE, 2013).....	22
Figure 10 : Illustration des différents éléments d'un graphe paysager.....	29
Figure 11 : Illustration de la détermination d'un chemin de dispersion potentiel par la méthode des moindres coûts.....	30
Figure 12 : Paysage constitué de haies © Chloé Thierry	40
Figure 13 : Hélianthème taché (<i>Tuberaria guttata</i>) © Chloé Thierry.....	42
Figure 14 : Cuivré des marais (<i>Lycaena dispar</i>) © Chloé Thierry	43
Figure 15 : Fritillaire pintade (<i>Fritillaria meleagris</i>) © Chloé Thierry	44
Figure 16 : Thécla de la ronce (<i>Callophrys rubi</i>) © Chloé Thierry	47
Figure 17 : Conocéphale gracieux (<i>Conocephalus fuscus</i>) © Chloé Thierry.....	48
Figure 18 : Etapes de construction d'un graphe paysager (Girardet et Clauzel, 2018)	50
Figure 19 : Graphe complet (b) et graphe planaire (c) construits à partir d'un même ensemble de nœuds (a) (Sahraoui, 2016).....	51
Figure 20 : Schéma méthodologique général (d'après Lesieur-Maquin et al., 2021)	55
Figure 21 : Milieu herbacé francilien © Chloé Thierry	55
Figure 22 : Cartes des composantes, représentant la fragmentation du territoire de l'Île-de-France, pour la flore des milieux herbacés selon les distances de dispersion.....	58
Figure 23 : Cartes des composantes, représentant la fragmentation du territoire de l'Île-de-France, pour les rhopalocères et les orthoptères des milieux herbacés selon les distances de dispersion. .	59
Figure 24 : Nombre de composantes en IDF en fonction des distances de dispersion des espèces des différents groupes taxonomiques étudiés.	60
Figure 25 : Carte de la connectivité des milieux herbacés pour la flore inféodée aux espaces herbacés naturels, semi-naturels et artificiels ayant une capacité de dispersion de 500m.	62
Figure 26 : Carte de la connectivité des milieux herbacés pour la flore inféodée aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 500m	63
Figure 27 : Carte de la connectivité des milieux herbacés pour les rhopalocères inféodés aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 300m.....	64
Figure 28 : Carte de la connectivité des milieux herbacés pour les orthoptères inféodés aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 300m.....	65
Figure 29 : Éléments de la sous-trame herbacée d'après le SRCE (2013).....	69
Figure 30 : Corridors et éléments fragmentants de la sous-trame herbacée d'après le SRCE d'Île-de-France (2013).....	70

Figure 31 : Site pilote de Retzwiller © Chloé Thierry	76
Figure 32 : Sites de SUEZ présents en Île-de-France en 2018, séparés en fonction de l'activité principale (gestion de l'eau ou des déchets).....	78
Figure 33 : Graphe simplifié illustrant les différentes fractions du dPC (Serret et al., 2014 ; Saura et Rubio, 2010).....	82
Figure 34 : ISDD de Jeandelaincourt © Chloé Thierry.....	84
Figure 35 : ISD en activité © Chloé Thierry	85
Figure 36 : Pourcentages des sites SUEZ concernés par des éléments de la Trame verte et bleue en Île-de-France (sur un total de 1596 sites pris en compte dans l'étude)	86
Figure 37 : Pourcentage de la connectivité des milieux herbacés inclus dans le foncier exploité par SUEZ en Île-de-France (IDF) et dans le secteur d'étude des Yvelines (Yvelines) d'après le calcul du PC.....	87
Figure 38 : Pourcentages d'occupation du sol selon les types des 1595 sites de SUEZ étudiés.....	90
Figure 39 : Comparaison des valeurs du dPC en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à dispersion élevée pour les sites SUEZ d'Île-de-France.....	92
Figure 40 : Comparaison des valeurs du Flux en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques et pour des espèces à dispersion élevée, pour les sites SUEZ d'Île-de-France	93
Figure 41 : Règle d'assemblage des communautés végétales selon la théorie des filtres (Chenot, 2018).....	98
Figure 42 : Triton alpestre (<i>chthysaura alpestris</i>) traversant une route sur une ISD © Chloé Thierry	100
Figure 43 : Schéma d'une ISD (SIMER, 2021).....	101
Figure 44 : Espaces naturels remarquables dans un rayon de 5km autour de l'ISD de Huiron ...	103
Figure 45 : Disposition des placettes sur l'ISD.....	105
Figure 46 : Zones semées sur l'ISD de Huiron © Olivier Delzons.....	106
Figure 47 : Schéma de la disposition des quadrats sur les placettes.....	108
Figure 48 : Graphes du réseau de la flore herbacée thermophile, dans un rayon de 10 km autour de l'ISD (tache centrale)	110
Figure 49 : Graphe du réseau de la flore herbacée thermophile, dans un rayon de 1500 mètres autour de l'ISD.	111
Figure 50 : Carte des principaux chemins de dispersion potentiels selon les distances de dispersion	112
Figure 51 : Hauteur et recouvrement des végétations selon les modalités expérimentales.....	113
Figure 52 : Indicateurs de richesse écologique des végétations selon les modalités expérimentales.....	114
Figure 53 : Végétalisation de Huiron en 2019 © Chloé Thierry	114
Figure 54 : Composition floristique des placettes expérimentales et des sites de référence (T1, V1, V2, M1, M2) par la méthode de la Gradation Non-Métrique Multidimensionnelle	115
Figure 55 : Composition floristique des placettes dans les sites de référence.	117
Figure 56 : Composition floristique des placettes expérimentales.	119
Figure 57 : Vue aérienne de l'ISD de Retzwiller © A. Guillaume.....	124
Figure 58 : Sonneurs à ventre jaune (<i>Bombina variegata</i>) observés sur le site de Retzwiller © Chloé Thierry.....	125
Figure 59 : Ibéris amer (<i>Iberis amara</i>) © Chloé Thierry	136
Figure 60 : Corrélations entre les différentes variables paysagères explicatives.....	141
Figure 61 : Carte de la connectivité des pelouses calcicoles en Île-de-France, d'après le calcul du dPC pour une distance moyenne de dispersion de 500m.	142

Figure 62 : Corrélation entre l'hétérogénéité du paysage et la richesse en espèces des pelouses calcicoles	143
Figure 63 : Corrélations entre la connectivité et 1) la richesse en espèces des pelouses calcicoles (à gauche), 2) la proportion en espèces non spécialistes des pelouses calcicoles (à droite)	144
Figure 64 : Corrélation entre la connectivité et la capacité de dispersion des espèces des pelouses calcicoles	145
Figure 65 : Corrélation entre l'hétérogénéité du paysage et la dépendance aux pollinisateurs des espèces des pelouses calcicoles.....	145
Figure 66 : Corrélation entre la connectivité du paysage et la similarité des communautés d'espèces des pelouses calcicoles	146
Figure 67 : Pelouse calcicole © Chloé Thierry.....	148
Figure 68 : Site de captage d'eau potable géré par SUEZ	152
Figure 69 : Layon constituant un élément linéaire dans le paysage © Chloé Thierry	231
Figure 70 : Méconème fragile (<i>Meconema meridionale</i>) © Océane Roquinarc'h	234
Figure 71 : Expertise de terrain © Chloé Thierry.....	235
Figure 72 : Vision schématique des effets potentiels d'un réseau de sites industriels sur le paysage	237
Figure 73 : Milan noir (<i>Milvus migrans</i>) se nourrissant sur l'ISD de Lambert © Chloé Thierry	239
Figure 74 : Cerf élaphe (<i>Cervus elaphus</i>) sur l'ISD de Villeneuve-sur-Verberie © Chloé Thierry	241
Figure 75 : Pelouse siliceuse à Ailante glanduleux (<i>Ailanthus altissima</i>), une espèce exotique envahissante © Chloé Thierry	243
Figure 76 : Lien entre contexte paysager, fonctionnement des populations et indice(s) de connectivité adapté(s) (Villemey, 2015).....	246

Liste des tableaux

Tableau 1 : Surfaces (en hectares) par poste d'occupation du sol en Île-de-France de 1982 à 2017 (IAU-IDF, 2019)	20
Tableau 2 : Distances de dispersion moyennes et maximales recueillies dans la littérature (médiane (25e et 75e percentiles), moyenne (\pm l'écart-type) et amplitude) selon les différents syndromes de dispersion (Thomson et al., 2011).....	45
Tableau 3 : Coûts de rugosité attribués par classe d'occupation du sol et par groupe taxonomique, pour des espèces associées aux milieux herbacés	53
Tableau 4 : Données chiffrées sur les milieux herbacés d'Île-de-France. Les valeurs affichées ne prennent pas en compte la zone tampon de 10 km autour des limites administratives de l'Île-de-France.....	56
Tableau 5 : Comparaison des méthodologies employées pour l'élaboration du SRCE et pour la thèse.....	68
Tableau 6 : Les milieux herbacés et les chemins privilégiés de déplacements identifiés en Île-de-France d'après les données issues du SRCE et de la thèse.....	72
Tableau 7 : Description des différents types de sites industriels de SUEZ en fonction de leur activité principale	79
Tableau 8 : Nombre et surface moyenne des différents sites de SUEZ selon leur typologie.....	85
Tableau 9 : P-values des tests t avec permutations effectués pour comparer les valeurs des différentes métriques de connectivité selon la localisation des taches d'habitat herbacé par rapport au foncier exploité par SUEZ.....	88
Tableau 10 : Pourcentages des taches d'habitat herbacé situées au sein du foncier exploité par SUEZ en Île-de-France selon les 4 classes d'importance définies d'après les ruptures naturelles dans les données (Jenks).....	89
Tableau 11 : Nombre de sites de SUEZ en fonction de leur type et nombre de taches d'habitat associées à ces sites, incluant les milieux herbacés artificiels (NSNA) ou non (NSN), selon le territoire d'étude.	91
Tableau 12 : Sites et regroupements retenus pour l'analyse du rôle des sites de SUEZ dans la connectivité en fonction de leur typologie	92
Tableau 13 : Paramètres utilisés dans Graphab	104
Tableau 14 : Description des deux mélanges utilisés pour la revégétalisation.....	107
Tableau 15 : Gain de connectivité apporté par la création de la pelouse sèche sur l'ISD, selon les distances de dispersion	109
Tableau 16 : Données SIG utilisées, par ordre de superposition (du bas vers le haut), pour constituer la carte d'occupation du sol servant de base à l'étude des pelouses calcicoles	137
Tableau 17 : Caractéristiques des traits fonctionnels utilisés pour les 109 espèces de pelouses calcicoles étudiées.....	139
Tableau 18 : Description des variables explicatives considérées dans l'étude des 277 relevés de pelouses calcicoles.....	140
Tableau 19 : Résultats du modèle linéaire explorant l'influence de l'hétérogénéité et de la connectivité sur la richesse en espèces des pelouses calcicoles	143
Tableau 20 : Résultats des modèles linéaires explorant l'influence de l'hétérogénéité et de la connectivité sur la dispersion et la dépendance à la pollinisation des espèces des pelouses calcicoles	144
Tableau 21 : Résultats du modèle linéaire explorant l'influence de l'hétérogénéité et de la connectivité sur la similarité des communautés d'espèces des pelouses calcicoles.....	146

Tableau 22 : Influence du contexte paysager sur les actions en faveur de la connectivité (Delzons et Thierry, 2017)	240
Tableau 23 : Les configurations du paysage pour améliorer la connectivité pour les populations à différentes échelles spatiales (Bennett, 2003)	241
Tableau 24 : Avantages et inconvénients des corridors et de la connectivité pour la conservation de la biodiversité (d'après Bennet, 2003).....	244

INTRODUCTION



Paysage rural français © Chloé Thierry

INTRODUCTION

1. Liens entre érosion et organisation spatiale de la biodiversité

1.1. Erosion actuelle de la biodiversité

Terme apparu dans les années 1980, la **biodiversité** est la contraction de « biological diversity » et représente la diversité du vivant (Wilson et Peter, 1988). Elle regroupe à la fois la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité écosystémique, et inclut également les interactions entre ces trois compartiments et les processus écologiques et évolutifs qui sous-tendent le fonctionnement du vivant (Noss, 1990).

L'impact considérable des activités humaines sur les écosystèmes ces derniers siècles a entraîné une **érosion massive** de la biodiversité (Rockstrom *et al.*, 2009 ; Pereira *et al.*, 2010). Ce déclin est tel que de nombreux scientifiques parlent d'une « 6ème crise d'extinction » par analogie avec les crises d'extinctions massives observées dans l'histoire de la biosphère (Barnosky *et al.* 2011 ; Ceballos *et al.*, 2015). Le taux actuel d'extinction des espèces est en effet 100 à 1000 fois plus élevé que le taux d'extinction naturel, et a tendance à s'accélérer (Vitousek *et al.*, 1997). La France est le 6^e pays hébergeant le plus grand nombre connu d'espèces menacées selon la Liste rouge internationale de l'UICN : les derniers chiffres montrent que 17,6% des espèces

évaluées sont menacées (INPN, 2020 ; UICN Comité français *et al.*, 2020).

Les causes de cette érosion sont multiples : la destruction, la dégradation et la fragmentation des habitats naturels induits par les changements d'occupation et d'utilisation des sols (urbanisation, infrastructures de transport, agriculture, déforestation...) ; la surexploitation des ressources naturelles (surpêche, extraction de minerais, extraction commerciale du bois, chasse...) ; les pollutions atmosphériques, terrestres, aquatiques et marines (activités industrielles, produits chimiques, marées noires...) ; le changement climatique qui impacte le fonctionnement des milieux naturels et la diversité des espèces en agissant sur leur physiologie, leur phénologie et leur distribution, ainsi que sur la dynamique des populations (Bellard *et al.*, 2012) ; les espèces exotiques envahissantes qui menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec lesquelles elles entrent en compétition (Slingenberg *et al.*, 2009 ; Borges *et al.*, 2019). Tous ces facteurs ont tendance à agir en synergie et à amplifier mutuellement leur impact néfaste sur la biodiversité (Brook *et al.*, 2008).

1.2. La fragmentation et la perte des habitats : des effets néfastes pour la biodiversité

La nécessité de séparer l'effet de la **perte d'habitat** de celui de la **fragmentation** en elle-même fait débat depuis plusieurs années (Ewers et Didham, 2006 ; Fahrig, 2003). Cependant, il est compliqué d'estimer l'influence respective de ces deux processus en milieu naturel, ceux-ci agissant ensemble lors de la destruction des habitats (Didham *et al.*, 2012 ; Fahrig, 2013 ; Villard et Metzger, 2014). Le concept de fragmentation peut donc globalement se décliner en plusieurs processus : une réduction de la quantité totale d'habitat dans le paysage, une augmentation du nombre de taches d'habitat, une diminution de leur surface, une augmentation de leur isolement et une diminution possible de leur qualité (ratio lisière/surface des taches accru) (Laurance, 2008).

Ainsi, la viabilité des populations d'espèces se trouve réduite sur le long terme à cause des effets cumulés de ces différents processus (Bergès *et al.*, 2010). La perte d'habitat réduit la capacité d'accueil des écosystèmes, ce qui entraîne logiquement une réduction de la taille des populations. Celles de démographie modeste ont un plus grand risque d'extinction, ce qui renvoie à la notion de vortex d'extinction : lorsque les effectifs d'une population diminuent, la consanguinité augmente et sa démographie est moins stable. Cette population aura tendance à se réduire davantage face aux effets conjoints de la stochasticité environnementale (e.g. aléas climatiques), démographique et génétique (dérive), pouvant aller jusqu'à l'extinction totale de la population, et à terme de l'espèce (Gilpin et Soule, 1986 ; Fagan et Holmes, 2006). La fragmentation associée à la perte d'habitat accroît la vulnérabilité des populations et crée des discontinuités qui limitent voire empêchent progressivement les

échanges entre populations ; les mouvements entre les taches d'habitats sont pourtant nécessaires pour renforcer les populations locales en déclin, recoloniser les habitats où les populations locales ont disparu, et coloniser les habitats nouvellement disponibles (Bennett, 2003).

La fragmentation des habitats a ainsi des conséquences à plusieurs niveaux :

- **à court terme**, elle diminue les territoires accessibles pour les individus ;
- **à moyen terme**, elle augmente les stochasticités démographiques et génétiques et entrave les échanges génétiques entre les différentes populations d'une même espèce, ce qui peut entraîner une diminution de la fitness des individus (Mittton, 1995 ; Hitchings et Beebee, 1998), voire des extinctions locales si la consanguinité devient trop forte.
- **et sur le long terme**, elle restreint les possibilités d'ajustement d'aire de répartition pour une espèce donnée (e.g. changement climatique).

Si la fragmentation des habitats entraîne globalement une diminution de la diversité intra-spécifique et peut menacer la viabilité des populations, elle peut parfois avoir un effet positif sur la diversité génétique globale (Tscharrntke *et al.* 2012). En effet, sur des échelles de temps beaucoup plus grandes, l'isolement de populations viables favorise leur adaptation à des conditions écologiques locales et peut aboutir à l'émergence de nouvelles espèces (Bush, 1975). L'échelle spatiale étudiée a également une influence sur l'effet de la fragmentation des habitats. Si une seule grande tache d'habitat est divisée en plusieurs petites, leurs conditions

environnementales peuvent évoluer différemment avec l'hétérogénéité de la matrice et la stochasticité de l'environnement : ceci peut conduire à une divergence de la composition des communautés supportées par ces taches. Ainsi, la fragmentation entraîne généralement une diminution de la **diversité alpha** (richesse en espèces dans un habitat local donné) mais peut au contraire augmenter la **diversité bêta** (variation de composition en espèces entre sites dans une région ou un

paysage donné(e)) (Tscharrntke *et al.* 2012). De même, certains auteurs ont montré que la fragmentation pouvait augmenter la **diversité gamma** (richesse en espèces au niveau d'une région ou d'un paysage donné(e)) au niveau global (Tscharrntke *et al.* 2002). S'il est important d'avoir en tête ces divergences d'effets de la fragmentation selon les échelles spatiale et temporelle, celle-ci reste tout de même l'une des causes principales du déclin actuel de la biodiversité.

1.3. Les concepts et enjeux liés à la connectivité

1.3.1. Le concept de métapopulation

Liées à l'écologie du paysage et à la fragmentation des habitats, la répartition et la dynamique des populations dans l'espace sont de plus en plus étudiées. En particulier, le **concept de métapopulation**, introduit par Levins (1969), est aujourd'hui très utilisé et correspond à un groupe de populations locales, séparées spatialement, qui interagissent via des échanges de gènes par dispersion. Les processus de métapopulation s'imposent généralement au sein d'une population d'individus suite à la fragmentation spatiale de leur habitat. Plusieurs modèles ont été déclinés pour décrire le fonctionnement d'une métapopulation (Levins, 1969 ; Sjögren Gulve et Ray, 1996 ; Harrison et Taylor, 1997), Hanski (1998), proposant un ensemble d'améliorations pour rendre plus réaliste le modèle de Levins (1969) telles que la prise en compte de la surface des taches d'habitat, de la taille des populations locales, de l'effet de l'organisation spatiale des taches d'habitat et

des propriétés démographiques des populations locales. Selon lui, quatre conditions sont nécessaires pour distinguer une métapopulation : (1) les taches d'habitats doivent être favorables à la reproduction de populations locales, (2) ces populations locales, considérées indépendamment les unes des autres, ne sont pas de taille suffisante pour assurer leur propre pérennité (3) les taches d'habitats sont connectées entre elles par des événements de (re)colonisation et (4) les dynamiques locales sont asynchrones et une extinction simultanée de l'ensemble des populations est peu probable, assurant ainsi la persistance de la métapopulation (Hanski et Kuussaari, 1995 ; Hanski *et al.*, 1995 ; Hanski, 1999). La survie d'une population est donc considérée ici à l'échelle d'un territoire ou d'une région, et non à l'unique échelle de la tache d'habitat. Ce cadre théorique, qui considère la qualité des habitats ainsi que celle du paysage, est ainsi pertinent pour l'étude des enjeux liés à la fragmentation.

1.3.2. Le rôle clé de la dispersion dans le fonctionnement des populations et des communautés

L'étude de la fragmentation met en lumière l'importance de la capacité des individus à se déplacer dans un territoire donné. Les mouvements des organismes interviennent à de multiples échelles spatiales et temporelles et jouent en effet un rôle fondamental dans le devenir des individus, la structure et les dynamiques des populations, des communautés et des écosystèmes ainsi que dans l'évolution et la diversité du vivant (Nathan, 2008). Le **mouvement pour l'acquisition de ressources, la dispersion et la migration** sont les trois types de déplacements nécessaires à l'accomplissement du cycle de vie d'une espèce, induisant des mouvements de gènes, d'individus, de ressources (proies, nutriments...) et de processus (herbivorie, prédation...) à travers le paysage (Nathan, 2008 ; Jeltsch *et al.*, 2013).

Parmi ceux-ci, la **dispersion**, définie comme « tout mouvement d'individus ou de propagules ayant des conséquences potentielles sur les flux de gènes à travers l'espace » (Ronce, 2007), est un processus clé dans la structuration spatiale de la

biodiversité. A la base du brassage génétique et des flux démographiques entre les différentes populations au sein d'un paysage, elle est aussi essentielle pour l'exploration et la (re-)colonisation de sites favorables (Fordham *et al.*, 2014). Sur le long terme, la dispersion influence également l'adaptation de l'aire de distribution des espèces aux changements environnementaux (Kubisch *et al.*, 2014; Urban *et al.*, 2013). S'il est variable selon les espèces, voire entre individus au sein d'une même espèce (Baguette et Van Dyck, 2007), ce phénomène de dispersion se décompose globalement en trois processus conditionnés par le paysage et la biologie de l'espèce (Bowler et Benton, 2005; Baguette et Van Dyck, 2007 ; Clobert *et al.*, 2009) : (1) **l'émigration**, (2) **le transfert au sein de la matrice** et (3) **l'immigration** (Figure 2).



Figure 1 : Piéride du navet (*Pieris napi*) en vol
© Chloé Thierry

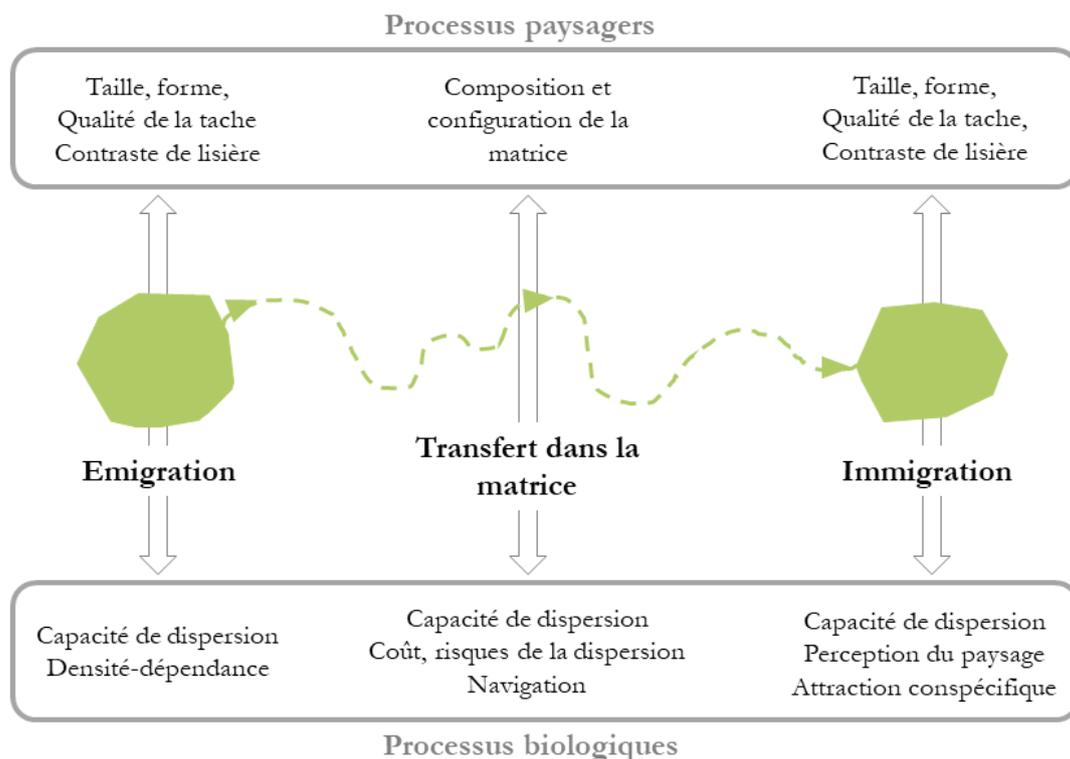


Figure 2 : Influence du paysage et de la biologie des espèces sur les différentes phases de la dispersion. D'après Baguette et Van Dyck (2007) et Villemey (2015).

La fragmentation du paysage, en influençant la composition et la configuration de l'habitat, rend la dispersion plus coûteuse en augmentant les distances à parcourir au travers d'habitats de moindre qualité. Le temps et l'énergie nécessaires sont alors plus élevés, de même que le risque de prédation, ce qui réduit le succès de la dispersion, c'est à dire l'atteinte d'un habitat favorable suivi d'une reproduction (Bonte *et al.*, 2012). Agissant ainsi comme une pression sélective sur la dispersion (Baguette et Van Dyck, 2007), la fragmentation peut également entrainer une réponse adaptative sur les traits morphologiques, physiologiques ou comportementaux (Schtickzelle *et al.*, 2007 ; Delattre *et al.*, 2010 ; Turlure *et al.*, 2011).

1.3.3. La connectivité pour relier paysage et biodiversité

La dispersion joue un rôle clé dans la réponse des populations et des communautés à la structure et à la dynamique du paysage. Cette interaction entre dispersion et structure du paysage nous amène au concept de **connectivité du paysage**. Introduite par Merriam en 1984, la connectivité est aujourd'hui définie comme le « degré à partir duquel le paysage facilite ou freine les déplacements entre les différentes taches d'habitat » (Taylor, 1993). Un territoire qui aura une bonne connectivité est un territoire qui favorisera la dispersion des espèces entre différents habitats, que ce soit pour chercher des ressources, se reproduire ou pour s'abriter (Bennett, 2003 ; Burel et Baudry,

INTRODUCTION

1999). Le paysage est perçu et utilisé différemment selon les espèces voire selon les communautés. Un même paysage peut donc avoir une bonne connectivité pour certaines espèces et une faible connectivité pour d'autres (Bennett, 2003).

Afin de compenser les effets négatifs liés à la perte d'habitats et à leur fragmentation, les biologistes de la conservation ont conseillé d'accroître la connectivité des habitats naturels dans le paysage, qui est devenue un **fort enjeu pour la conservation de la**

biodiversité (Bennett, 2003). L'amélioration de la connectivité figure ainsi à la première place des recommandations pour les stratégies d'adaptation au changement climatique en matière de gestion de la biodiversité (Heller et Zavaleta, 2009). En effet, le changement climatique entraîne des changements géographiques des conditions bioclimatiques et une meilleure connectivité permettrait à de nombreuses espèces de se déplacer afin de conserver des conditions favorables à leur cycle de vie (Bergès *et al.*, 2010).



Figure 3 : Paysage constitué de zones humides © Chloé Thierry

2. Réseaux écologiques et politiques publiques

2.1. Evolution des politiques de conservation de la nature

Suite à la prise de conscience du déclin de la biodiversité, le cadre législatif pour sa protection a progressivement évolué. Les premières initiatives ont surtout consisté en la **désignation d'aires protégées**, avec la création de grands Parcs Nationaux tels que Yellowstone (1872), Yosemite (1890) et Crater Lake (1902) aux Etats-Unis, ou la Vanoise (1963), les Pyrénées occidentales (1967) et les Cévennes (1970) en France, ainsi que d'autres zonages environnementaux comme les **réserves naturelles régionales** (Flavenot, 2014). Cependant, ces politiques de « sanctuarisation » de la nature dont le but principal était de protéger les espèces rares ou menacées dans des espaces protégés confinés se sont révélées peu efficaces pour freiner l'érosion de la biodiversité dans le monde (Rodrigues *et al.*, 2004). Les individus se retrouvent contraints de réaliser l'ensemble de leur cycle de vie à l'intérieur de l'aire désignée, dont les surfaces sont rarement suffisantes pour la viabilité des espèces, notamment pour des grands carnivores (Newmark, 1987 ; 1995). Face à ce constat, les politiques de conservation de la nature se sont de plus en plus axées sur la **restauration de la connectivité des habitats** et la **conservation de la biodiversité dans son ensemble**. Désormais, elles considèrent également la biodiversité dite « ordinaire » et la **conciliation entre activités humaines et préservation de la biodiversité** (Mougenot, 2003).

La **Conférence des Nations Unies sur l'environnement** qui s'est tenue à Stockholm en 1972 a permis l'émergence des

considérations environnementales au rang des préoccupations internationales. Elle donne lieu notamment à 26 principes non contraignants et à un Plan d'Action pour l'environnement, visant à adopter une gestion écologiquement rationnelle de celui-ci. C'est aussi de cette conférence que naît le **Programme des Nations Unies pour l'Environnement** (PNUE). En 1992, le premier **Sommet de la Terre** se tient à Rio et permet l'adoption de la **Convention sur la Diversité Biologique** (CDB), traité juridiquement contraignant ratifié par 168 pays, dont les trois objectifs principaux sont : (1) la conservation de la diversité biologique, (2) l'utilisation durable de la diversité biologique et (3) le partage juste et équitable des avantages découlant de l'utilisation des ressources génétiques (Nations Unies, 2021). Lors de la **10ème Conférence des Parties** de la CDB qui a lieu en 2010, un plan stratégique comprenant 20 objectifs, les « **objectifs d'Aichi** », est adopté et vise à la conservation et la restauration des écosystèmes, ainsi que l'utilisation durable et équitable de leurs ressources d'ici à 2050. Ce plan sert de cadre flexible pour la mise en place d'objectifs nationaux et régionaux et se traduit notamment en France par la mise en place d'une **Stratégie Nationale pour la Biodiversité** (SNB). Après une première phase 2004-2010 basée sur des plans d'actions sectoriels, la SNB 2011-2020 incite les acteurs de tous les secteurs d'activité, en particulier les entreprises, à s'engager pour conserver, restaurer et valoriser la biodiversité. Plus récemment sur le territoire Français, la **loi pour la reconquête de la**

biodiversité, de la nature et des paysages a été promulguée le 8 août 2016. Confirmant et ajustant principalement des dispositifs juridiques existants, cette nouvelle loi comporte, entre autres, la confirmation de la possibilité pour le règlement du plan local d'urbanisme de protéger des « espaces de

continuités écologiques », ou la création d'un régime juridique des obligations de compensation écologique (articles L.163-1 et s du code de l'environnement), et affiche notamment un objectif de "zéro perte nette de biodiversité".

2.2. Prise en compte croissante de la connectivité

Face au constat du rôle prépondérant de la dispersion et du maintien de la connectivité dans la survie à long terme des populations, les politiques de conservation de la nature se sont orientées vers une **prise en compte régionale des enjeux écologiques** (Beier *et al.*, 2011). En dépassant la vision d'une gestion focalisée uniquement sur un espace naturel ponctuel, l'interconnexion de ces espaces dans le cadre d'un réseau fonctionnel est désormais considérée en cherchant à augmenter la connectivité entre des patches naturels ou semi-naturels, souvent fragmentés et entourés d'espaces fortement anthropisés (Taylor *et al.*, 1993 ; Crooks et Sanjayan, 2006).

De nombreuses initiatives existent en ce sens **à l'échelle internationale**, telles que le Projet « Terres Sauvages » (ou Wildlands Project, 1991) qui constitue un exemple de réseau transnational (Noss, 1992) s'étendant de l'Alaska au Mexique, ou bien le Corridor Biologique Mésoaméricain qui réunit 7 pays d'Amérique du Nord et d'Amérique du Sud et désigne 11% du territoire en aires protégées. Des corridors multifonctionnels relient ces dernières, gérés sur la base de projets locaux et intégrant les différents utilisateurs de l'espace (Miller *et al.*, 2001). **En Europe**, les premières initiatives en faveur des réseaux écologiques se sont d'abord focalisées sur la conservation des espèces

migratrices avec la **Convention de Bonn** (1979) qui vise à protéger les grands oiseaux migrateurs ainsi que leurs habitats, puis **l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie** (AEWA) conclu plus tard, en 1995. La volonté de créer un réseau écologique européen appliqué à l'ensemble des habitats en cherchant à les relier fonctionnellement apparaît en 1992 avec le lancement du réseau **Natura 2000** (Directive Habitats no92/43 CEE), bien que la définition des réseaux écologiques et les moyens de mise en œuvre n'y soient pas explicités. En 1995, la Stratégie Paneuropéenne pour la Protection de la Diversité Biologique et des Paysages définit alors les bases d'un **Réseau Ecologique Paneuropéen** (REP), dont l'objectif est la préservation et la restauration des éléments constitutifs d'un réseau écologique cohérent sur la base du réseau **Natura 2000** (STRA-C0, 2003). Cette disposition a été reprise par la Commission environnement sous le terme « d'Infrastructure Verte » ou « Green Infrastructure » mais son caractère non contraignant a limité son application sur l'ensemble du territoire européen. Les pays d'Europe centrale et d'Europe de l'Est font cependant partie des premiers à mettre en œuvre des réseaux écologiques à l'échelle nationale, démarche initiée notamment dans les années 70 par l'Estonie qui l'a inscrite dans une politique nationale d'aménagement en

1983, suivie par de nombreux autres pays contributeurs du REP (Benett et Mulongoy, 2006 ; Jongman et Kristiansen, 2002). L'Etat Français répond aux orientations de la Stratégie Paneuropéenne par la définition du **Schéma des Services Collectifs des Espaces Naturels et Ruraux** (SSCENR) issu de la Loi d'Orientation pour l'Aménagement et le Développement

Durable du Territoire (Loi no 99-533 du 25 juin 1999). Celui-ci recense les réseaux écologiques et invite les collectivités à les prendre en compte au sein de leurs projets d'aménagement. En 2007, la France s'engage suite au Grenelle de l'environnement à mettre en place la **Trame Verte et Bleue** sur son territoire national (Allag-Dhuisme *et al.* 2010).

2.3. La trame Verte et Bleue en France

La **Trame Verte et Bleue**, un des engagements phares du **Grenelle de l'Environnement**, vise à maintenir et reconstituer un réseau de continuités écologiques afin de contribuer à l'état de conservation favorable des habitats naturels et des espèces et au bon état écologique des masses d'eau. Dans un contexte actuel de destruction et de fragmentation des habitats naturels, elle permet ainsi d'œuvrer à la préservation de la biodiversité et aux services rendus par les écosystèmes, en facilitant les déplacements et l'adaptation des espèces au changement climatique (Brouard-Masson *et al.*, 2013).

Plus concrètement, la **Trame Verte et Bleue** (TVB) est un réseau formé de continuités écologiques terrestres et aquatiques. Ces continuités comprennent des réservoirs de biodiversité et des corridors écologiques (Figure 4).

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 » (Centre de ressources TVB, 2021).

Les **corridors écologiques** assurent « des connexions entre des réservoirs de biodiversité, offrant aux espèces des conditions favorables à leur déplacement et à l'accomplissement de leur cycle de vie. Les corridors écologiques peuvent être linéaires, discontinus ou paysagers » (Centre de ressources TVB, 2021).

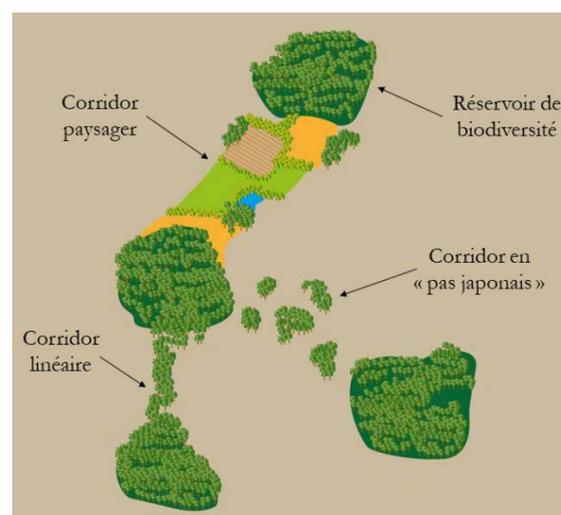


Figure 4 : Exemple d'éléments de la Trame Verte et Bleue : réservoirs de biodiversité et types de corridors (d'après Biotope, 2016)

2.4. Nécessité d'une approche multi-scalaire

Les problèmes de conservation existant à plusieurs échelles spatio-temporelles et à plusieurs niveaux d'organisation biologique, les stratégies de conservation peuvent s'appliquer de la même façon à de multiples échelles (Noss, 1991). Ainsi, afin de préserver des communautés naturelles viables et l'intégrité des processus écologiques, ces stratégies doivent notamment faire en sorte qu'une connectivité effective soit maintenue sur un large éventail d'échelles spatiales (Noss and Harris 1986 ; Noss 1991 in Bennett, 2003). L'échelle optimale pour la planification et la gestion de la connectivité des habitats dépend de l'objectif choisi.

Dans le cadre spécifique de la **Trame Verte et Bleue**, les stratégies de prises en compte des réseaux écologiques peuvent également être définies à différentes échelles spatiales (Centre de ressources TVB, 2021) (Figure 5). Ces dernières correspondent à différents niveaux de leviers d'actions potentiels (Europe, territoire national, région, département...) où chaque niveau doit être en cohérence avec le niveau supérieur. De plus, ces stratégies, qui s'inscrivent dans un paysage écologique complexe et multi-acteurs, doivent prendre en compte des facteurs non environnementaux comme les aspects socioéconomiques.

A l'échelle nationale, une cohérence est visée sur l'ensemble du territoire et un cadre de travail national est fixé par l'État. La loi Grenelle II prévoit ainsi l'élaboration « d'orientations pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques » (Ministère de l'environnement, de l'Energie et de la Mer, 2014) ;

La Trame Verte et Bleue s'identifie aussi à **l'échelle régionale** via les Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique

(SRCE). Notons qu'avec la promulgation le 7 août 2015 de la loi portant sur la Nouvelle Organisation Territoriale de la République (loi NOTRe), des SRADDET (Schéma Régional d'Aménagement, de Développement Durable et d'Égalité des Territoires) doivent être produits, qui fusionnent différents documents sectoriels ou schémas existants, dont les SRCE. A l'échelle régionale, des plans d'actions stratégiques concernant des politiques d'aménagements (transports, urbanisme...) sont élaborés ;

La Trame Verte et Bleue se décline également à **l'échelle départementale**, notamment au travers de la politique ENS (Espaces Naturels Sensibles), de la gestion des infrastructures routières ou de l'aménagement foncier agricole ;

A l'échelle d'un territoire, le Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT) planifie un réseau de corridors écologiques intercommunal dans l'objectif de limiter la fragmentation et de protéger de toute urbanisation les espaces nécessaires au maintien de la biodiversité. Citons également la mise en œuvre d'expérimentations et d'outils contractuels tels que les PNR (Parcs Naturels Régionaux), les intercommunalités ou les SAGE (Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux) ;

A l'échelle communale ou intercommunale, les plans locaux d'urbanisme (PLU ou PLUi) peuvent également participer à l'élaboration d'une Trame Verte et Bleue en définissant le devenir des espaces naturels, forestiers et agricoles. Ils maîtrisent ainsi l'étalement urbain et le morcellement du territoire à leur échelle ;

INTRODUCTION

Il est enfin possible de participer à la Trame Verte et Bleue à **l'échelle locale** ou individuelle. Ce sont alors les aménageurs et/ou les gestionnaires, publics ou privés, ou tout acteur cherchant à réduire son impact sur l'environnement, qui peuvent jouer un rôle dans le maintien ou le renforcement des

réseaux écologiques (agriculteurs, forestiers, associations, citoyens, etc.). C'est également à cette échelle que se situe l'action des entreprises par l'aménagement de leur site et la réduction de leur impact sur l'environnement.

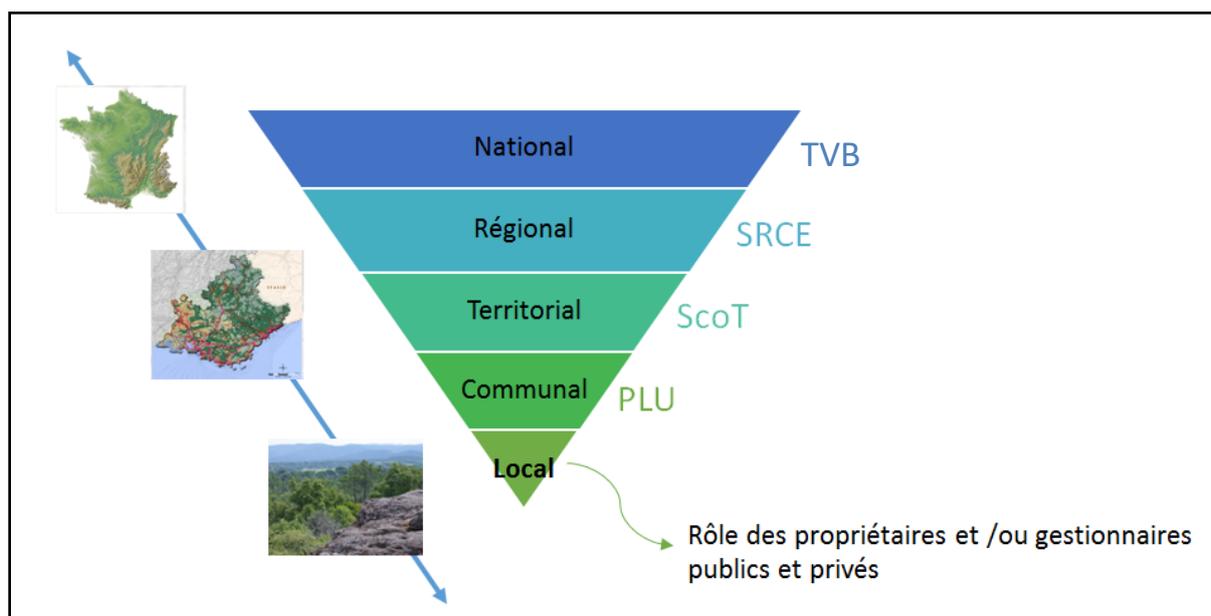


Figure 5 : Emboîtement des échelles de prise en considération des réseaux écologiques (Thierry *et al.*, 2017)

Dans le but de maintenir et de rétablir un maillage écologique cohérent, **l'emboîtement et la complémentarité des différentes échelles** est indispensable (Centre de ressources TVB, 2021). Une mobilisation à toutes ces échelles est donc primordiale, et l'action des entreprises s'inscrit ainsi au niveau le plus local de la mise en œuvre de la Trame Verte et Bleue. Mettre en œuvre la TVB suppose en effet de s'appuyer sur les moyens d'action de chacun, que ce soit la mise en place d'actions spécifiques pour préserver ou remettre en bon état des espaces importants pour la biodiversité, ou le maintien et l'adoption de bonnes pratiques (Landas, 2013). Ainsi, les

trames locales sont fondamentales : elles assurent les besoins de connectivité à cette échelle, mais sont également en connexion avec les réseaux d'ordre supérieur, qui garantissent des déplacements sur de plus grandes distances (Amsallem *et al.*, 2010). A l'inverse, une perturbation localisée peut ainsi avoir un impact sur les voies de dispersion à large échelle (Pinto and Keitt 2009 in Spaggiari *et al.*, 2010).

3. Prise en compte de la biodiversité et des réseaux écologiques par les entreprises

3.1. Impact des activités économiques sur la biodiversité

Les différents secteurs économiques ont des impacts variables sur la biodiversité et l'environnement selon le niveau de dépendance des activités des entreprises avec les ressources naturelles et les services rendus par la biodiversité (Houdet, 2010). Les activités humaines liées à l'économie ont un impact globalement négatif sur l'environnement et sont responsables d'une grande partie de sa détérioration et de sa pollution (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Il est donc nécessaire de réfléchir en amont aux conséquences de ces activités à court, moyen et long termes, sur les dynamiques d'interaction entre organismes vivants, en particulier sur les capacités de résilience des écosystèmes, nos choix et modèles de développement pouvant avoir des conséquences irréversibles (Houdet, 2010, Leadley *et al.*, 2010).

Les activités économiques sont ainsi impliquées dans les principales causes de l'érosion de la biodiversité (Hassan *et al.*, 2005) :

- **Destruction et fragmentation des habitats naturels et des écosystèmes associés** (Geist et Lambin, 2002) : les activités économiques et l'implantation de sites industriels ont un rôle prépondérant dans l'artificialisation des sols. Elles conduisent à la perturbation des habitats d'origine entraînant une altération importante de leur qualité, voire leur disparition, et peuvent être considérées comme des vecteurs de fragmentation du territoire (Nature

France, 2021). A l'échelle des sites industriels, certaines infrastructures constituent aussi des pièges pour la faune locale et entraînent une surmortalité de celle-ci. D'autre part, la construction d'un tel site conduit souvent au développement économique du territoire sur lequel il est implanté, associé à une densification de la circulation sur les routes le desservant, ce qui augmente indirectement ses impacts sur la biodiversité (Thuillier, 2020).

- **Surexploitation des ressources** : l'utilisation des ressources naturelles ne cesse d'augmenter et a plus que triplé depuis 1970. Le développement de nouvelles économies et de nouvelles technologies a entraîné depuis 50 ans une extraction de plus en plus importante de métaux, de minéraux non métalliques (sables, argile), de combustibles fossiles, de biomasse et d'eau. L'industrie des hautes technologies (informatique, téléphonie, objets connectés) est notamment très consommatrice de métaux et de « terres rares » (Nature France, 2021). La surexploitation des ressources naturelles se constate aussi particulièrement dans le secteur de la pêche (Hutchings et Reynolds, 2004 ; Cury, 2008 ; Inogwabini, 2014), où par exemple 40 % des stocks de poissons pêchés par des navires français ne font pas l'objet d'une exploitation durable (DCSMM) (Nature France, 2021).

- **Pollution des sols (Tilman *et al.*, 2001), de l'eau et de l'atmosphère, contribuant au changement climatique** : l'émission en

quantités de plus en plus importantes de gaz à effet de serre liée aux activités économiques est en effet la cause directe du changement climatique. Ces activités sont également responsables de nombreuses pollutions physico-chimiques, ainsi que de la pollution par les plastiques qui provoquent des dégradations d'habitats, sont ingérés par les animaux ou les prennent au piège (Nature France, 2021). Par ailleurs, la pollution lumineuse générée par les activités économiques, un grand nombre de sites industriels restant notamment éclairés toute la nuit pour des questions de sécurité, va amplifier l'altération et la fragmentation des habitats et impacter un grand nombre d'espèces telles que les chauves-souris (Stone *et al.*, 2009), les plantes (Bennie *et al.*, 2016), ou les insectes (Owens et Lewis, 2018). A cela s'ajoute également une pollution sonore ayant un impact négatif sur la communication,

l'utilisation de l'espace et la reproduction des amphibiens (Cunnington et Fahrig, 2010), oiseaux (Halfwerk *et al.*, 2011), reptiles (Mancera *et al.*, 2017), mammifères (Shannon *et al.*, 2016), poissons (Slabbekoorn *et al.*, 2010) et invertébrés (Bunkley *et al.*, 2017).

- **Espèces exotiques envahissantes** : il existe un lien direct entre commerce international et développement de ces espèces, l'accroissement des flux internationaux du fait des échanges commerciaux, du tourisme international et des flux de transports ayant grandement facilité leur dispersion (Nature France, 2021). Plus localement, les travaux et déplacements liés à l'activité d'un site industriel peuvent également participer à l'introduction et au développement de populations d'espèces exotiques envahissantes (Jones *et al.*, 2015).

3.2. Intérêt pour les entreprises de conserver la biodiversité

Depuis plusieurs années, les entreprises prennent conscience du rôle qu'elles doivent jouer dans la préservation de la biodiversité. Une étude menée en 2010 par le Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement auprès de 3 600 entreprises a notamment montré que 20 % des entreprises pensaient que la perte de biodiversité affectait déjà leurs activités et 40 % la considéraient comme un risque pour l'avenir (Serret, 2014). Si l'intégration des impacts environnementaux et de la biodiversité par les entreprises est une exigence réglementaire, elle peut également représenter pour celles-ci un réel intérêt et constituer des **enjeux stratégiques et parfois des risques financiers**. La perte de biodiversité et la dégradation des écosystèmes représenteraient ainsi un **coût économique**

annuel total de 2 à 4.5 billions de dollars (données de 2008), pouvant constituer un risque pour l'économie mondiale (Evison et Knight, 2010 ; Dempsey, 2013). La notion de « capital naturel » s'est d'ailleurs imposée aux côtés de celles de capital financier, humain, matériel et immatériel (Natureparif, 2011). La pérennisation de certaines activités nécessitant des matières premières issues des écosystèmes (sylviculture, agriculture, pêche, etc.) dépend directement du maintien en bon état de ces derniers. Par ailleurs, même sans cette dépendance, la prise en compte de la biodiversité peut bénéficier à une entreprise en termes d'**image**, de **relations aux territoires**, de **compétitivité et d'avantage concurrentiel**, de **maîtrise des coûts** ou d'**anticipation des réglementations** (Thuillier, 2020).

3.3. Les actions en faveur de la biodiversité mises en œuvre par les entreprises

Les entreprises peuvent prendre en compte la biodiversité dans leurs activités de différentes façons. Elles peuvent uniquement appliquer la réglementation et notamment la séquence **Eviter-Réduire-Compenser** introduite en 1976 dans le code de l'environnement, qui vise à minimiser les impacts écologiques relatifs à tout projet d'aménagement (Thuillier, 2020). Elles peuvent aussi engager des **démarches volontaires** et orienter leurs projets sur l'opérationnalité, avec des actions de terrain menées directement sur leur foncier, telles que l'intégration de la biodiversité au niveau des bâtiments (certifications environnementales), la gestion écologique des espaces verts ou des mesures de restaurations écologiques profitant directement à la biodiversité. Les actions des entreprises peuvent aussi viser à atténuer les effets du cœur d'activité de l'entreprise sur la biodiversité, que ce soit par une gestion plus durable des prélèvements de la ressource, une réduction des rejets de gaz à effet de serre ou mise en place de partenariats ou mécénats avec des organismes de recherche ou des associations par exemple (Serret, 2014). Certaines entreprises peuvent également structurer leurs engagements dans une stratégie, telle que la **Stratégie Nationale pour la Biodiversité** (SNB), lancée en 2004, concrétisation de l'engagement français au titre de la Convention sur la diversité biologique.

La SNB 2011-2020 vise à « produire un engagement important des divers acteurs, à toutes les échelles territoriales, en métropole et en outre-mer, en vue d'atteindre les objectifs adoptés. Elle fixe pour ambition commune de préserver et restaurer, renforcer

et valoriser la biodiversité, en assurer l'usage durable et équitable, réussir pour cela l'implication de tous et de tous les secteurs d'activité. Six orientations complémentaires réparties en vingt objectifs couvrent tous les domaines d'enjeux pour la société (MEEM, 2012). Dans la continuité de la SNB, l'association **Entreprises pour l'Environnement** (EpE) a lancé l'initiative **act4nature** en 2018, soutenue par de nombreux partenaires (réseaux d'entreprises, partenaires scientifiques, ONG environnementales). Soixante-cinq entreprises de divers secteurs économiques se sont ainsi publiquement engagées à intégrer la biodiversité dans leurs stratégies de développement afin d'atteindre les objectifs internationaux fixés par la CDB2. Actuellement, l'initiative « **Entreprises Engagées pour la Nature - Act4Nature France** », portée par le Ministère de la Transition écologique et pilotée par l'Office Français de la Biodiversité, compte **138 entreprises adhérentes** (Office Français de la Biodiversité, 2021).



Figure 6 : Exemple de gestion différenciée © Chloé Thierry

3.4. Intégration des réseaux écologiques dans la stratégie d'une entreprise

La question des **réseaux écologiques** mérite plus particulièrement d'être prise en considération à tous les niveaux de la stratégie d'une entreprise, dans l'objectif de limiter l'impact des activités et des usages sur les réseaux écologiques, et de réduire la fragmentation du paysage. Ceci peut donc se décliner au niveau de la **stratégie globale de l'entreprise**, mais les questions de fragmentation doivent aussi être considérées à **l'échelle d'un site**, que ce soit pour des raisons réglementaires, comme dans un contexte de bonnes pratiques en faveur de la biodiversité.

Une des grandes orientations de la **Stratégie Nationale pour la Biodiversité** est de préserver le vivant et sa capacité à évoluer. Ainsi, il s'agit de veiller sur l'état de conservation de toutes les formes du vivant,

en maintenant, renforçant ou restaurant la diversité des espèces et la qualité des écosystèmes. Mais il est également rappelé l'importance de permettre aux espèces de se déplacer par des aménagements adaptés, ainsi que l'enjeu clef de la mise en œuvre de la **Trame Verte et Bleue**.

La prise en compte des réseaux écologiques dans la stratégie d'entreprise est donc tout à fait pertinente et peut s'inscrire dans le cadre de ses engagements SNB. Elle contribue aux **stratégies d'aménagement, de gestion voire de restauration du foncier**, ainsi qu'à une **stratégie globale de gestion du foncier** en priorisant les actions et leurs localisations. Elle peut également permettre d'alimenter la **stratégie de connaissance**, en apportant de nouvelles données sur les milieux naturels et les espèces.

3.5. L'exemple du groupe SUEZ et sa stratégie biodiversité

SUEZ est un groupe français de **gestion de l'eau et des déchets**, présent aussi bien en France qu'à l'international avec en 2019 environ 89 000 salariés sur 5 continents, pour un chiffre d'affaires d'environ 18 milliards d'euros (*SUEZ, 2020*). Les activités de cette entreprise sont directement liées au fonctionnement des écosystèmes, et celle-ci cherche à inscrire son action dans les principes de **développement durable**. Acteur majeur du territoire, SUEZ intègre dans sa stratégie les problématiques environnementales, notamment la préservation de la biodiversité, en agissant à la fois sur son propre périmètre d'activités ou sur celui de ses clients.

Ainsi, SUEZ a inscrit depuis 2007 la biodiversité dans sa feuille de route « Développement Durable » et pris des engagements en faveur de la biodiversité au titre de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité 2011-2021 dès 2013. Dans la continuité de ces engagements, SUEZ a rejoint l'initiative « **Entreprises Engagées pour la Nature - Act4Nature France** ». Le groupe s'engage ainsi à respecter les principes communs suivants visant à agir concrètement en faveur de la **préservation de la biodiversité** (Act4nature, 2008 ; SUEZ, 2021) :

- Intégrer la biodiversité dans sa stratégie d'entreprise ;

INTRODUCTION

- Dialoguer avec l'ensemble des parties prenantes ;
 - Evaluer par des indicateurs les différentes composantes de la biodiversité qui le concernent ainsi que ses impacts et sa dépendance au bon fonctionnement des écosystèmes ;
 - Promouvoir l'intégration progressive de la biodiversité dans les décisions tout au long des chaînes de valeur ;
 - Eviter en premier lieu, réduire et en dernier lieu compenser les impacts, en visant au cas par cas au moins une absence de perte nette, voire un gain net de biodiversité ;
 - Développer en priorité des solutions fondées sur la nature ;
 - Intégrer la biodiversité dans le dialogue avec les pouvoirs publics, et contribuer aux stratégies nationales pour la biodiversité des pays dans lesquels il intervient ;
 - Sensibiliser et former les collaborateurs à la biodiversité et promouvoir, encourager et reconnaître leurs initiatives en faveur de la nature ;
 - Mobiliser les ressources et établir les partenariats appropriés pour le soutien et le suivi de ses actions ;
 - Rendre compte publiquement de la mise en œuvre de ses engagements et de ses plans d'actions volontaires individuels.
- SUEZ, sur le périmètre français, a en effet élaboré un **plan d'actions sur la période 2020 – 2025** qui se décline en plusieurs axes (*SUEZ, 2021*) :
- Indexer la part variable de rémunération du top management à des objectifs de développement durable incluant la protection du capital naturel, à l'horizon 2025 ;
 - Dès 2021, faire de la biodiversité un des critères participant à l'approbation des projets étudiés en comité opérationnel ;
 - Evaluer l'empreinte biodiversité des activités de SUEZ à travers un outil pertinent à l'horizon 2025 ;
 - Mettre en place un plan d'actions en faveur de la biodiversité sur 100 % des sites prioritaires de SUEZ à l'horizon 2025 ;
 - Réduire la pollution lumineuse de 100% des installations à enjeux pour la trame noire à l'horizon 2025 ;
 - Intégrer des recommandations en faveur de la biodiversité dans tous les projets validés par un comité opérationnel (COMOP), dès 2021 ;
 - Pendant la période d'engagement, promouvoir les Solutions Fondées sur la Nature et les opérations de renaturation ;
 - Promouvoir les approches de nature en ville dès 2021 et animer une démarche de réduction de l'artificialisation des sols à l'horizon 2025 ;
 - Poursuivre l'approche collaborative en faveur de la biodiversité avec les parties prenantes pendant la période d'engagement ;
 - Améliorer la connaissance de la biodiversité sur ses sites en mobilisant plus de 5 outils de sciences participatives naturalistes pendant la durée d'engagement ;
 - Poursuivre le programme de développement d'innovations appliquées à la biodiversité aquatique en mettant au point au moins deux nouvelles innovations à l'horizon 2025 ;
 - Sensibiliser les collaborateurs et les parties prenantes aux enjeux de biodiversité, en équipant tous les sites prioritaires d'un kit de sensibilisation à la biodiversité à l'horizon 2025 ;

INTRODUCTION

- Co-construire, avec les acteurs de référence sur la thématique Espèces Exotiques Envahissantes, un guide relatif à la gestion des déchets de Plantes Exotiques Envahissantes publié en 2021.

Depuis 2008, **SUEZ** collabore avec le **Muséum national d'Histoire naturelle**, et notamment **l'UMS PatriNat** (OFB/MNHN/CNRS) afin d'œuvrer pour la connaissance et la préservation de la biodiversité, à travers 3 conventions d'expertises successives avec SUEZ RVF. Depuis 2018, le Muséum poursuit ce partenariat avec le groupe SUEZ afin de

l'accompagner pour l'élaboration, la mise en œuvre et le suivi de sa démarche biodiversité, différentes entités étant désormais associées aux attendus de la convention : **Corporate** (stratégie globale du Groupe), **Recyclage & Valorisation France** (RVF) (gestion et valorisation des déchets non dangereux), **Eau France** (gestion et traitement de l'eau), **IWS Minerals France** (traitement et valorisation des déchets dangereux). Un des grands axes de cette collaboration concerne l'étude de l'intégration du foncier de SUEZ dans les **réseaux écologiques**, réalisée dans le cadre de cette thèse.



Figure 7 : Vue sur l'Installation de Stockage de Déchets de Villeneuve-sur-Verberie © Chloé Thierry

4. L'île de France : une région pilote pour l'étude des réseaux écologiques

4.1. Un territoire d'activités économiques

Au carrefour des échanges européens et mondiaux, **l'Île-de-France est la première région économique française** et l'une des premières au niveau européen. Composée de 8 départements, cette région est fortement et densément peuplée avec 12,3 millions d'habitants, et représente à elle seule 18,4 % de la population française métropolitaine sur seulement 2% de la surface du territoire français (12 012 km²). L'Île-de-France est également un véritable poumon économique, son Produit Intérieur Brut (PIB) représentant 31% de la richesse nationale et près de 4,6 % du PIB de l'Union Européenne. **Premier bassin d'emploi européen**, la région se démarque aussi par une main d'œuvre hautement qualifiée, avec 34 % des cadres français, et rassemble 23 % des universités françaises, 25 % des écoles d'ingénieurs (hors universités) et 22 % des écoles de commerce (CCI Paris Île-de-France *et al.*, 2020).

Très attractive pour les entreprises, l'Île-de-France est une région propice à leur étude, traditionnellement industrielle et caractérisée par un tissu dense de PME/PMI, une grande diversité d'activités et une forte densité d'entreprises technologiques (grands groupes, PME, start-ups), ainsi que des pôles de compétitivité de réputation internationale et une des plus fortes concentrations scientifiques et technologiques en Europe. Le taux de création d'entreprises y est légèrement supérieur au taux national (18,2% en Île-de-France et 14,7% en France en 2017). Cette région compte en 2018, 1 281 852 entreprises, dont 77,3% ne comportent pas de salariés, mais accueille également les groupes français les plus importants tels que Peugeot Citroën SA, EDF, Renault, Total ou SUEZ (CCI Paris Île-de-France *et al.*, 2020).

4.2. Un territoire fragmenté, soumis à la pression de l'artificialisation des sols

Le développement de la région Île-de-France depuis un demi-siècle a considérablement augmenté les surfaces dédiées aux activités économiques. Face à la saturation du centre parisien, la décentralisation et la dynamisation des villes périphériques sont devenues de forts enjeux, la volonté affichée étant de créer de l'emploi en installant les grandes

entreprises à la périphérie de Paris. Ceci amène à la construction de nombreuses zones d'activités en périphérie des villes nouvelles à partir des années 60, souvent le long des voies de transport rayonnant depuis la capitale, afin de répondre aux besoins d'espace et de faciliter d'accès (SDAURP, 1965).

INTRODUCTION

Les emprises affectées aux **activités économiques** sont ainsi en **constante augmentation** en Île-de-France. Les données du Mode d'occupation des sols dans la région montrent notamment que les surfaces dédiées aux activités se sont étendues sur 9410 ha entre 1982 et 2017, soit une augmentation de 48% (LAU-IDF, 2019) (Tableau 1). Ces dernières années,

l'achèvement des villes nouvelles, le développement du territoire autour de Roissy, le desserrement de l'habitat et des activités économiques ou le développement d'infrastructures de transport dans la région font plus généralement de l'Île-de-France un **territoire particulièrement marqué par l'artificialisation et la fragmentation des habitats naturels** (LAU-IDF, 2014).

Libellés	1982	1987	1990	1994	1999	2003	2008	2012	2017
1. Bois et forêts	291 015	289 291	288 550	288 043	288 235	287 216	287 027	287 332	287 691
2. Milieux semi-naturels	25 425	25 047	24 307	22 787	19 662	21 689	26 061	26 202	24 996
3. Espaces agricoles	655 136	648 841	641 940	634 238	624 441	618 428	607 723	604 546	602 238
4. Eau	13 240	13 642	13 995	14 499	14 835	15 133	15 503	15 614	15 835
5. Espaces ouverts artificialisés	63 298	64 810	66 272	70 987	72 600	73 895	74 987	74 350	74 495
6. Habitat individuel	75 360	80 135	81 919	84 559	89 172	91 157	93 628	94 832	95 764
7. Habitat collectif	20 032	20 750	20 966	21 462	22 185	22 615	23 318	23 869	24 663
8. Activités	19 504	20 862	21 930	23 348	25 007	26 142	27 545	28 328	28 914
9. Équipements	12 239	12 677	12 881	13 498	14 479	14 709	15 010	15 151	15 369
10. Transports	22 948	24 047	24 867	26 752	28 191	29 337	30 372	30 651	30 950
11. Carrières, décharges et chantiers	8 301	6 395	8 873	6 325	7 691	6 178	5 323	5 624	5 584

Tableau 1 : Surfaces (en hectares) par poste d'occupation du sol en Île-de-France de 1982 à 2017 (LAU-IDF, 2019)

Cependant, l'Île-de-France s'inscrit plus récemment dans une phase de **ralentissement** de la consommation foncière excessive, la limitation de la consommation des espaces agricoles et naturels par l'urbanisation étant une préoccupation depuis plusieurs années. D'abord énoncée par le schéma directeur de la région Île-de-France (Sdrif) de 1994, elle est également inscrite dans la loi SRU de décembre 2000, les lois de l'environnement (n° 210-788, juillet 2010) et de modernisation de l'agriculture et de la pêche (n° 2010-874, juillet 2010) et le nouveau schéma directeur de la région Île-de-France, entré en vigueur

fin 2013 (IAU-IDF, 2014). Plus récemment, le concept de « **zéro artificialisation nette** » (ZAN) est apparu en 2018 dans le plan biodiversité du gouvernement français. Ainsi, sur la période 2012-2017, le rythme annuel de la création d'espaces urbanisés en Île-de-France est **le plus faible depuis 30 ans**, avec 590 ha/an en moyenne. Les constructions privilégient le recyclage urbain et sont concentrées sur la petite couronne, tandis qu'une baisse de la consommation des espaces naturels, agricoles et forestiers se poursuit dans la grande couronne (LAU-IDF, 2019).

4.3. Un territoire multiple aux paysages hétérogènes

Malgré sa forte urbanisation, l'Île-de-France est un territoire composé majoritairement de zones rurales, les espaces agricoles représentant 50% de l'occupation des sols, auxquels s'ajoutent notamment 24% de bois et forêts (Figure 8). Cette composition paysagère varie beaucoup en fonction des échelles spatiales et de la distance par rapport à Paris, résultant en différentes formes d'urbanisation au fur et à mesure qu'on

s'éloigne du centre : le centre urbain, le périurbain, le suburbain et le périurbain (Clergeau, 2011 ; Serret, 2014).

L'Île-de-France est ainsi une région aux **paysages hétérogènes**, composée notamment de 12 Pays, correspondant à des unités paysagères de niveau régional ayant chacune leurs caractéristiques historiques et géographiques (Figure 9) (IAU-IDF, 2010).

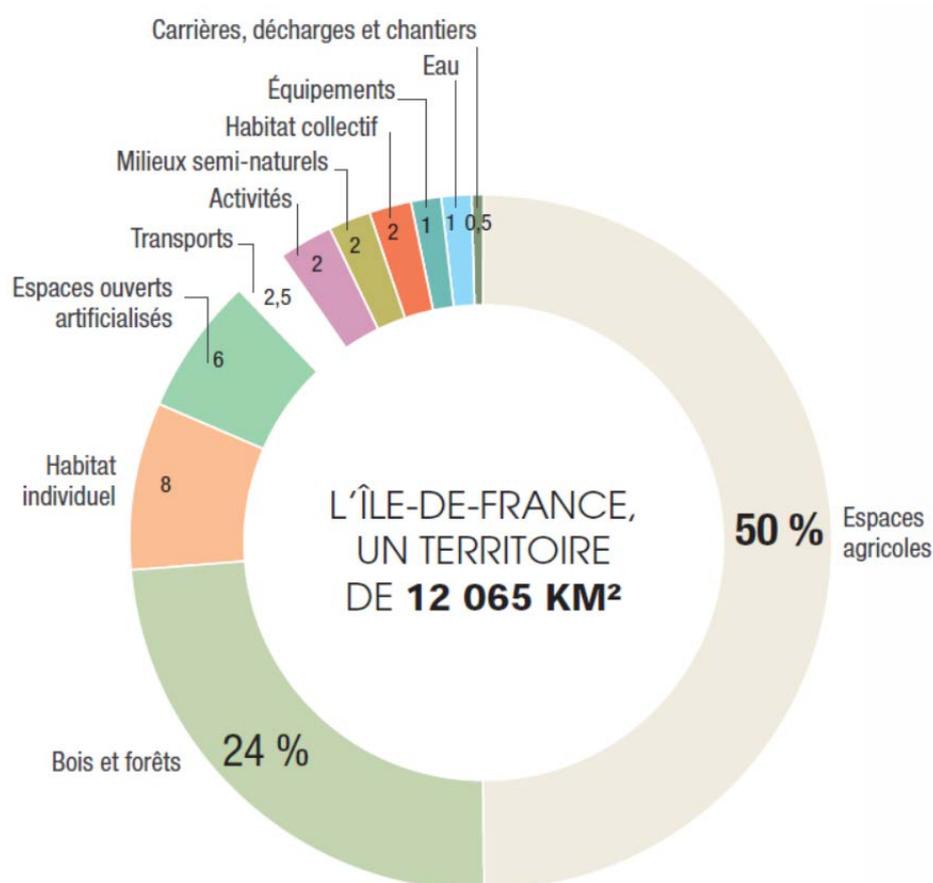


Figure 8 : Répartition des postes d'occupation du sol en Île-de-France en 2017 d'après les données du Mode d'occupation des sols (MOS) (IAU-IDF, 2019)

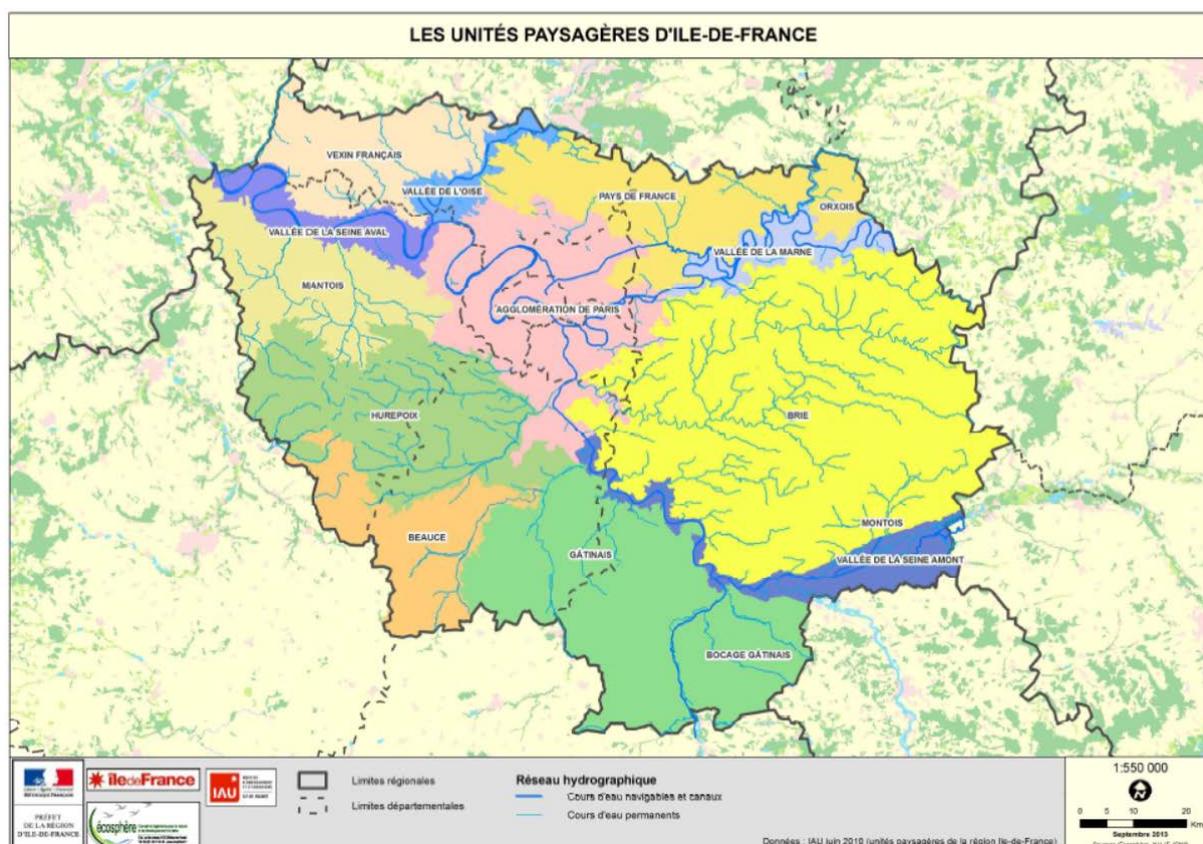


Figure 9 : Carte des unités paysagères d'Île-de-France (SRCE, 2013)

Parmi ceux-ci se retrouvent **sept « Pays » de plateaux ou de plaines**, débordant presque tous des limites de l'Île-de-France actuelle (Fernex *et al.*, 2015) :

- **Vexin français** : ce vaste plateau calcaire majoritairement cultivé est encadré par les vallées de l'Epte, de la Seine et de l'Oise. Il est entaillé de nombreux vallons et vallées et marqué de hautes buttes témoins acides et boisées.
- **Pays de France** : cette région située au nord de l'agglomération parisienne comprend différentes buttes boisées et un vaste plateau agricole. Elle présente à l'est vers l'Orxois de nombreux vallons et un paysage bocager, avec quelques milieux humides le long de l'Ourcq.
- **Brie** : cette vaste région s'étend à l'est de Paris sur un plateau traversé de vallées

peu profondes, et est marquée par des paysages d'openfields entrecoupés de massifs forestiers, dont certains comprennent des zones humides assez abondantes. Au nord-est, le paysage est plus bocager dans les vallées, mais le secteur reste principalement agricole. La Brie est un territoire de plus en plus soumis à la pression urbaine, en particulier à l'ouest.

- **Gâtinais** : Il s'étend sur un vaste plateau calcaire à l'ouest, sur un plateau sableux et argileux et sur des grès vers la forêt de Fontainebleau, et est plus vallonné avec des sols calcaires recouverts d'argiles et de sables à l'est. C'est une région propice à une grande variété de milieux (platières, dalles, pelouses calcaires, marais alcalins, landes, etc.) dont certains présentent un intérêt patrimonial important.

- **Beauce** : Dans le prolongement de la région Centre, ce territoire au climat sec est un plateau céréalier composé de calcaires recouverts de limons. Les milieux naturels résiduels sont surtout situés dans les vallées de l'Orge, de la Juine et de l'Essonne, les coteaux sont boisés ainsi que les fonds de vallons, également occupés par des prairies humides.
 - **Hurepoix-Yveline** : ce territoire est composé d'une région naturelle hétérogène s'étendant sur un plateau limoneux agricole riche en mouillères et entaillé de nombreux cours d'eau où se développent des boisements et des milieux humides ainsi que des pelouses. Elle comprend le massif de Rambouillet, vaste boisement aux sols acides riche en milieux humides et aquatiques préservés à forte valeur patrimoniale.
 - **Mantois-Drouai** : Le Mantois est une région agricole de plateau limoneux qui comprend quelques buttes acides boisées, ainsi que des coteaux calcaires et des vallons prairiaux. Le Drouai, plateau limoneux et marneux situé au nord du Massif de Rambouillet, est similaire au Mantois, peu urbanisé mais très agricole avec de rares boisements.
- A cela s'ajoutent **cinq « Pays » de vallées**, moins nettement identifiés mais formant tout de même des entités de paysage :
- **4 grandes vallées urbaines** : il s'agit de la Vallée de la Seine amont, la Vallée de la Seine Aval, la Vallée de l'Oise et la Vallée de la Marne. Ces vallées sont densément peuplées, avec des rives très souvent urbanisées ou industrialisées, même si quelques espaces ouverts et naturels persistent (IAU-IDF, 2010).
 - **Agglomération de Paris** : ce secteur présente la plus forte densité de population nationale, avec un cœur urbain qui n'accueille que de rares zones semi-naturelles. Plusieurs boisements se retrouvent également dans cette région, notamment sur d'anciennes buttes ou d'anciennes boucles de la Vallée de la Seine (Fernez *et al.*, 2015).

5. Objectifs de la thèse

Les questions principales posées dans le cadre de cette thèse sont les suivantes : **Quelle est la connectivité de la sous-trame herbacée en Île-de-France ? Quels rôles jouent les sites industriels au sein de cette sous-trame ? Comment la connectivité influence-t-elle la biodiversité par rapport à d'autres caractéristiques du paysage ?**

Pour répondre à ces questions, les sites de l'entreprise SUEZ, partenaire de cette thèse, ont été choisis comme modèles d'étude. Les stratégies de prise en compte de la connectivité devant s'appliquer à de multiples échelles, nous avons mené la réflexion à différentes échelles spatiales :

- **L'échelle régionale**, en utilisant l'Île-de-France comme région pilote ;
- **L'échelle territoriale**, plus locale tout en intégrant un réseau de sites, au travers d'une zone d'étude resserrée située dans les Yvelines ;
- **L'échelle d'un site industriel**, en étudiant individuellement certains sites ayant fait l'objet d'actions concrètes en faveur de la biodiversité et prenant en compte la connectivité.

Les travaux de cette thèse se structurent en trois principales étapes, détaillées au travers des trois chapitres suivants.

Dans le premier chapitre, nous avons proposé une méthodologie pour modéliser la connectivité des milieux herbacés en Île-de-France, en utilisant la théorie des graphes et la méthode des moindres coûts, pour trois groupes taxonomiques : la flore, les rhopalocères et les orthoptères. L'objectif est de mieux comprendre la fragmentation du territoire pour cette sous-trame et de faire

ressortir les différents secteurs à enjeux pour la connectivité. Les résultats ont été mis en perspective avec les réseaux écologiques définis dans la Trame Verte et Bleue par une comparaison avec les conclusions du Schéma Régional de Cohérence Ecologique d'Île-de-France.

Dans le deuxième chapitre, nous nous sommes intéressés plus particulièrement à la place des sites industriels au sein des réseaux écologiques, en étudiant comment s'intègre le foncier d'une entreprise dans ces réseaux et comment celle-ci peut prendre en compte la connectivité des milieux dans ses actions en faveur de la biodiversité. Sur la base des résultats des modélisations effectuées dans le premier chapitre, nous avons étudié dans un premier temps la position et l'intégration des sites de SUEZ dans la sous-trame herbacée francilienne. Dans un second temps, nous nous sommes intéressés à deux exemples d'actions menées à l'échelle d'un site industriel tel qu'une Installation de Stockage de Déchets : nous avons étudié comment ce type de site peut améliorer son intégration dans le paysage par la création d'une pelouse sèche grâce à l'utilisation du « Végétal Local », puis comment il peut prendre en compte la connectivité pour orienter les opérations d'aménagement en faveur d'une espèce à enjeux comme le Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*).

Dans le troisième chapitre, nous avons plus précisément exploré les liens entre biodiversité et connectivité. Si cette dernière, étudiée dans les précédents chapitres, est en effet considérée comme un enjeu fort dans la préservation de la biodiversité, ses différents liens avec celle-ci sont complexes et encore relativement peu connus. C'est pourquoi

INTRODUCTION

nous avons étudié dans ce chapitre comment la connectivité peut influencer les communautés d'espèces, leur diversité et leurs traits fonctionnels par rapport à d'autres caractéristiques du paysage et à des variables locales. Nous avons mené ici aussi des travaux à deux échelles spatiales : nous nous sommes intéressés dans un premier temps à l'échelle régionale avec l'étude d'une sous-

trame à enjeux en Île-de-France, celle des pelouses calcicoles. Dans un second temps, des travaux ont été menés à l'échelle plus locale d'un réseau de sites, avec l'exemple de sites de captage d'eau potable, afin de comprendre comment les caractéristiques du paysage ou des sites influencent leur biodiversité.



Milieux herbacés de la Vallée de Seine Aval © Chloé Thierry

CHAPITRE 1

Modélisation de la connectivité des milieux herbacés franciliens par la théorie des graphes

1. Modélisation des réseaux écologiques : de l'analyse de la connectivité structurelle à la théorie des graphes

De nombreuses méthodes et outils ont été développés pour modéliser et analyser la connectivité d'un réseau écologique à l'échelle d'un paysage. Un état des lieux des principaux outils existants pour l'analyse de la connectivité permet de mettre en évidence trois grands types d'outils : ceux orientés vers l'analyse de la **connectivité structurelle**, de la **connectivité fonctionnelle potentielle** ou de la **connectivité fonctionnelle réelle** (Calabrese et Fagan, 2004).

Connaitre la **connectivité fonctionnelle réelle** du paysage pour une espèce implique de pouvoir quantifier les événements de dispersion effective des gènes et individus ayant un impact sur la dynamique des populations, intégrant ainsi le succès reproducteur après dispersion (Villemey, 2015). L'influence du paysage sur la dispersion doit être alors évaluée grâce à des données d'espèces particulièrement précises, représentatives des déplacements réels des individus ou propagules, issues de méthodes directes telles que le suivi des animaux par télémétrie, radio ou capture-marquage-recapture (Cushman *et al.*, 2013), l'expérimentation (Stevens *et al.*, 2006) ou l'observation individuelle (Delattre *et al.*, 2013). Bien que les méthodes basées sur la mesure de la connectivité fonctionnelle réelle soient plus informatives et réalistes, elles sont néanmoins souvent onéreuses et chronophages (Avon et Bergès, 2014), et parfois impossibles à mettre en œuvre pour des raisons technologiques (poids des émetteurs de géolocalisation trop important pour beaucoup d'espèces d'invertébrés notamment). Par ailleurs, les

événements rares de dispersion à longue distance peuvent être sous-estimés (Schneider, 2003) et la dispersion effective mal renseignée (Zeller *et al.*, 2012). Si des modèles de populations spatialement explicites intégrant des paramètres comme la survie et la reproduction peuvent permettre d'évaluer l'influence du paysage sur la dynamique et le fonctionnement des populations et des communautés, ces modèles complexes sont rarement accessibles en biologie de la conservation et des méthodes alternatives ont été développées pour estimer la connectivité du paysage (Villemey, 2015).

D'autres types d'outils s'orientent vers une analyse de la **connectivité structurelle**. Celle-ci correspond à une analyse spatiale des éléments constitutifs du paysage, indépendamment du comportement de l'organisme étudié (Collinge et Forman, 1998). Cette approche, qui ne nécessite que des données d'occupation du sol, est relativement facile à mettre en œuvre et largement utilisée mais présente plusieurs limites (Flavenot, 2014). Ainsi, elle ne prend pas en compte l'impact spécifique de l'ensemble des éléments du paysage sur le comportement de dispersion de l'organisme (Vos *et al.*, 2001 ; Winfree *et al.*, 2005), et considère la matrice comme homogène, hostile ou neutre, alors qu'elle peut contribuer à la connectivité à des degrés variables (Ricketts, 2001). De nombreuses métriques et analyses permettent d'étudier les caractéristiques structurelles de la connectivité, telles que la mesure de la distance euclidienne séparant deux taches

d'habitat (Wright, 1943 ; Vekemans et Hardy, 2004 ; Meirmans, 2012), la surface et densité des taches ou la distance à la tache voisine la plus proche (e.g. Pascual-Hortal et Saura, 2006).

Enfin, l'approche **fonctionnelle potentielle**, que nous avons choisie dans cette thèse, est un compromis entre les deux approches précédentes, en représentant une vision plus réaliste de la connectivité que l'approche structurelle, tout en étant moins complexe à mettre en œuvre que les méthodes visant à déterminer la connectivité réelle. Intégrant à la fois des données de structure du paysage et de dispersion des espèces, elle permet de prendre en compte les variations de comportement d'un organisme en mouvement selon la structure et la composition du paysage, et mesure ainsi l'influence de ce dernier sur les déplacements d'individus ou de propagules (Calabrese et Fagan, 2004).

La **théorie des graphes** en écologie du paysage (Urban et Keitt, 2001) est de plus en plus utilisée pour modéliser la connectivité fonctionnelle potentielle du paysage mais

aussi pour connaître l'importance relative des taches d'habitat dans la connectivité du réseau étudié, permettant ainsi de définir des priorités d'aménagement et de conservation (Saura et Rubio 2010). Cette approche offre un bon compromis entre le nombre de données d'entrée nécessaires et la qualité du résultat obtenu (Avon et Bergès, 2014 ; Urban et Keitt, 2001 ; Foltête *et al.*, 2014). De nombreuses études se sont appuyées sur ces outils et ont démontré leur pertinence pour quantifier la connectivité d'un paysage (Foltête *et al.*, 2014 ; Galpern *et al.*, 2011 ; Minor et Urban, 2008). Les **graphes paysagers** obtenus sont constitués de **nœuds** (taches d'habitats favorables) et de **liens** (chemins où le déplacement est possible entre deux taches), calculés pour une espèce donnée (réelle ou fictive) (Figure 10). Ces outils permettent donc de rendre compte de l'importance potentielle d'une tache d'habitat pour la connectivité et la complexité de la dispersion entre les différentes taches. La modélisation des liens peut également prendre en compte l'hétérogénéité de la matrice, voire le comportement des individus (Galpern *et al.*, 2011).

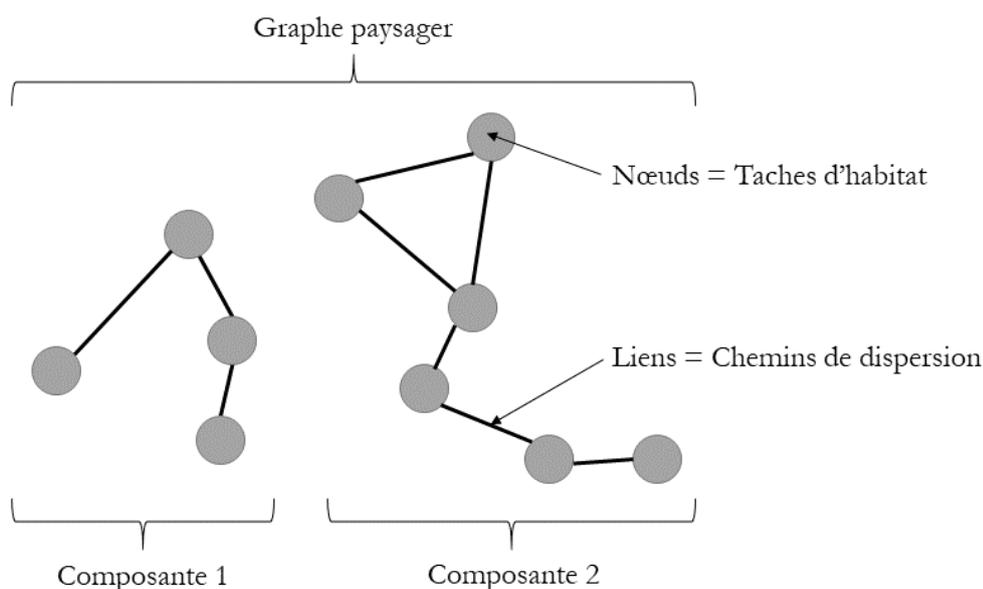


Figure 10 : Illustration des différents éléments d'un graphe paysager

En effet, la **méthode des moindres coûts** permet notamment d'intégrer la résistance des divers éléments de la matrice lors de la phase de transfert de la dispersion et d'améliorer l'estimation de la connectivité fonctionnelle (Kupfer, 2012). L'hétérogénéité de la matrice joue en effet un rôle dans la diversité des communautés (Öckinger *et al.*, 2012a ; Sweaney *et al.*, 2014) et sur les capacités de dispersion des individus entre populations (Eycott *et al.*, 2012 ; Kuefler *et al.*, 2010 ; Kupfer *et al.*, 2006 ; Taylor *et al.*, 1993). Cette méthode se base ainsi sur des « cartes de friction » ou « surfaces de résistance » traduisant la **résistance ou la perméabilité**

des divers éléments du paysage au déplacement d'une espèce cible. Pour chaque classe d'occupation du sol, un « **coefficient de rugosité** » est ainsi attribué selon la facilité qu'aura l'espèce étudiée de s'y déplacer et peut traduire le coût physiologique, la propension des individus à traverser le milieu, ou la probabilité de mortalité au cours du déplacement (Adriaensen *et al.*, 2003). Des **chemins de moindre coût**, correspondant à l'itinéraire dont le coût cumulé est le moins coûteux (Figure 11), peuvent alors être calculés entre les différentes taches d'habitat et caractériser les liens d'un graphe paysager.

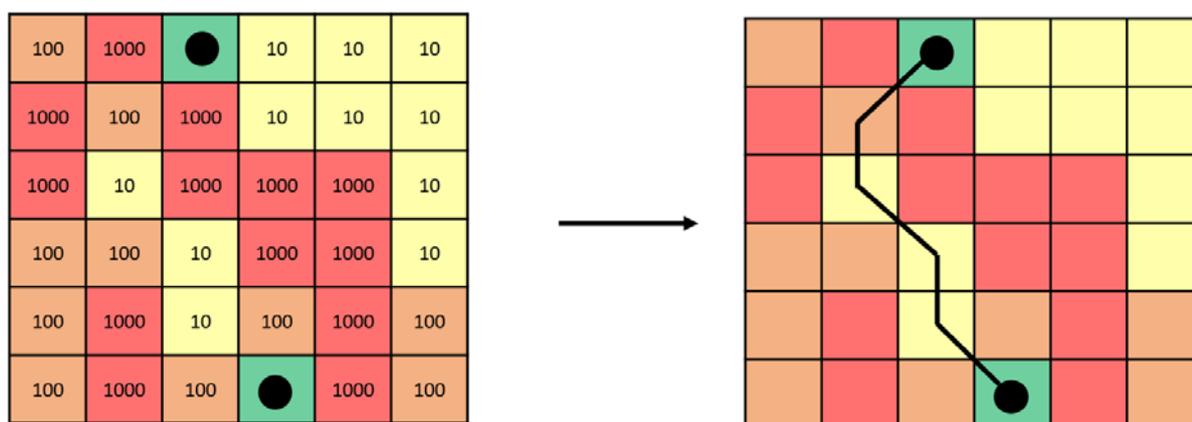


Figure 11 : Illustration de la détermination d'un chemin de dispersion potentiel par la méthode des moindres coûts

2. La cartographie, un préalable indispensable

En amont de toute démarche de modélisation des réseaux écologiques et de la connectivité, une étape de **cartographie d'occupation du sol** est indispensable. Cette étape préliminaire constitue la **base** à partir de laquelle vont être déterminés les taches d'habitat et les chemins potentiels de dispersion des espèces. Le niveau de précision de la cartographie peut avoir une influence forte sur les résultats et doit être adapté au degré de finesse souhaité, tout en prenant en considération les temps de calculs nécessaires. La cartographie du secteur étudié peut être établie en compilant les différentes couches de données cartographiques disponibles.

La **démarche méthodologique** permettant d'aboutir à une cartographie précise de l'occupation du sol en vue de modéliser les réseaux écologiques, avec un focus sur la région Île-de-France, a fait l'objet d'un **stage de Master 2 de Nicolas Lesieur-Maquin** en 2018 que j'ai co-encadré avec mes collègues **Olivier Delzons** et **Cindy Fournier** (UMS 2006 PatriNat (OFB/MNHN/CNRS)) :

Lesieur-Maquin N. 2018. Modélisation des réseaux écologiques : un cadre méthodologique pour la cartographie de l'occupation du sol. Rapport de stage. Master Géomatique et Projets Territoriaux. Université d'Avignon et des Pays du Vaucluse. 43 p.

L'article présenté ci-après fait suite à ce stage et est paru en 2020 dans la revue Sciences, Eaux & Territoires de l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) :

Article 1 :

Thierry, C., Lesieur-Maquin, N., Fournier, C., Delzons, O., Gourdain, P., Herard, K., 2020. Comment cartographier l'occupation du sol en vue de modéliser les réseaux écologiques ? Méthodologie générale et cas d'étude en Île-de-France. Science Eaux & Territoires. Article hors-série, 8 p. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.HS.05>

Sciences Eaux & Territoires

Article hors-série numéro 65

Comment cartographier l'occupation du sol en vue de modéliser les réseaux écologiques ? Méthodologie générale et cas d'étude en Île-de-France

Chloé THIERRY, Nicolas LESIEUR-MAQUIN, Cindy FOURNIER,
Olivier DELZONS, Philippe GOURDAIN et Katia HERARD

www.set-revue.fr



Sciences Eaux & Territoires

Article hors-série numéro 65 – 2020

Directeur de la publication : Philippe Mauguin
Comité éditorial : Stéphanie Gaucherand, Véronique Gouy, Alain Hénaut, Ghislain Huyghe, Emmanuelle Jannès-Ober,
Nicolas de Menthière, Sébastien Michel, Thierry Mougey, Christophe Roturier et Michel Vallance
Coordination éditoriale : Sabine Arbelle
Secrétariat de rédaction, mise en page et suivi d'édition : Valérie Pagneux
Infographie : Françoise Peyriguer
Conception de la maquette : CBat
Contact édition et administration : INRAE-DipSO
1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030
92761 Antony Cedex
Tél. : 01 40 96 61 21 – Fax : 01 40 96 61 64
E-mail : set-revue@inrae.fr
Numéro paritaire : 0511 B 07860 – Dépôt légal : à parution – N°ISSN : 2109-3016
Photo de couverture : © atermom - Adobe Stock

INRAE

Comment cartographier l'occupation du sol en vue de modéliser les réseaux écologiques ? Méthodologie générale et cas d'étude en Île-de-France

Une cartographie de l'occupation du sol est souvent essentielle aux décideurs et gestionnaires d'espace pour appréhender les enjeux de maintien et de restauration des continuités écologiques favorables au maintien de la biodiversité. Dans cet article, les auteurs présentent une démarche méthodologique qui, à partir des différentes bases de données cartographiques disponibles, a permis de réaliser une cartographie précise de l'occupation du sol pour mieux étudier la connectivité des espaces naturels sur le territoire fortement urbanisé de la région Île-de-France.

Enjeux des réseaux écologiques

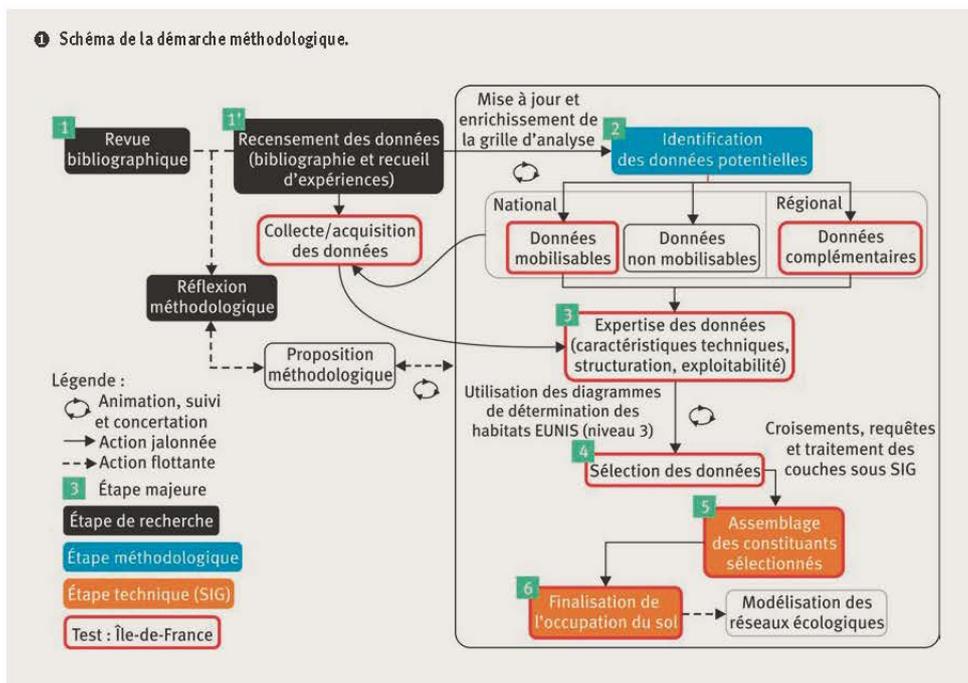
Les réseaux écologiques visent au maintien de la biodiversité et des processus écologiques par la protection des habitats et de leur connectivité. Celle-ci peut être définie comme le « degré à partir duquel le paysage facilite ou freine les déplacements entre les différentes taches d'habitat » (Taylor, 1993 in Bennett, 2003). Un territoire qui aura une bonne connectivité est un territoire qui favorisera la dispersion des espèces entre différents habitats, que ce soit pour chercher des ressources, se reproduire ou pour s'abriter. Le paysage est cependant perçu et utilisé différemment selon les espèces voire selon les communautés. Un même paysage peut donc avoir une bonne connectivité pour certaines espèces, et une faible connectivité pour d'autres (Bennett, 2003).

La question du maintien et de la restauration de continuités écologiques est devenue une préoccupation majeure ces dernières années. Agir contre la fragmentation et la destruction des habitats naturels, qui sont une des causes principales de l'érosion actuelle de la biodiversité, est désormais un objectif fort des politiques publiques en France. Afin de pallier les effets négatifs liés à la perte d'habitats et à leur fragmentation, les biologistes de la conservation ont en effet conseillé d'accroître la connectivité des habitats naturels dans le paysage, qui est devenue un enjeu majeur pour la conservation de la biodiversité (Bennett, 2003).

L'amélioration de la connectivité figure aussi à la première place des recommandations pour les stratégies d'adaptation au changement climatique en matière de gestion de la biodiversité. En effet, le changement climatique entraîne des changements géographiques des conditions bioclimatiques et une meilleure connectivité permettrait à de nombreuses espèces de se déplacer afin de conserver des conditions favorables à leur cycle de vie (Bergès *et al.*, 2010).

Modélisation des réseaux écologiques

Parmi les différents outils de modélisation des réseaux écologiques, ceux utilisant la théorie des graphes offrent un bon compromis entre le nombre de données d'entrée nécessaires et la qualité du résultat obtenu (Avon et Bergès, 2013 ; Foltête *et al.*, 2013). De nombreuses études se sont appuyées sur ces outils et ont démontré leur pertinence pour quantifier la connectivité d'un paysage. Il s'agit ici d'intégrer à la fois des données de structure du paysage et de dispersion des espèces, permettant ainsi l'analyse de la connectivité fonctionnelle potentielle. Les graphes paysagers obtenus sont constitués de nœuds (taches d'habitats favorables) et de liens (chemins où le déplacement est possible entre deux taches), calculés pour une espèce ou un groupe d'espèces (réelles ou fictives). Ces outils permettent de rendre compte de l'importance potentielle d'une tache d'habitat au sein



d'un réseau et de la diversité des déplacements possibles entre les différentes taches. Diverses métriques paysagères (flux, probabilité de connectivité, indice intégral de connectivité, etc.) peuvent être par la suite calculées pour rendre compte des propriétés fonctionnelles du réseau, mesurant non seulement sa connectivité potentielle globale, mais également l'importance de chaque tache d'habitat et de chaque lien au sein de ce réseau (Pascual-Hortal et Saura, 2006 ; Avon et Bergès, 2013). Ces métriques s'avèrent particulièrement intéressantes pour mesurer les changements de connectivité s'opérant dans le cas d'aménagements anthropiques ou d'opérations de restauration écologique. Elles fournissent de réels outils d'aide à la décision pour les gestionnaires en identifiant les taches ou les liens les plus importants pour maintenir ou améliorer la connectivité globale du réseau pour une espèce ou un groupe d'espèces.

L'occupation du sol, une base pour la modélisation

La base des travaux de modélisation *via* la théorie des graphes est la cartographie d'occupation du sol. À chaque catégorie d'occupation du sol et pour chaque espèce ou groupe d'espèces (guilde) considérée, des coefficients de rugosité sont attribués. Ce coefficient est proportionnel à la difficulté qu'aura la guilde ou l'espèce cible à traverser le milieu en question. La réalisation de la cartographie d'occupation du sol est une étape souvent très chronophage mais pourtant cruciale : de la qualité de la cartographie en amont dépendront les résultats de la modélisation des réseaux écologiques. Pour

avoir une bonne représentation de la connectivité d'un paysage pour une espèce ou un groupe d'espèces, la carte utilisée doit permettre de définir avec précision les contours et la surface des taches d'habitat et intégrer les éléments influençant le déplacement des espèces (barrières ou corridors). Cependant, les méthodologies pour aboutir à cette carte sont généralement peu détaillées, et consistent la plupart du temps à citer quelques bases de données cartographiques utilisées. C'est pourquoi nous nous proposons ici de détailler notre démarche et les différentes étapes qui aboutissent à la réalisation d'une cartographie détaillée de l'occupation du sol d'un territoire de France métropolitaine, en utilisant une sélection de bases de données cartographiques nationales disponibles. Un cas d'étude est par la suite présenté pour la région Île-de-France.

Démarche méthodologique pour cartographier l'occupation du sol

La démarche méthodologique, détaillée en figure ❶, repose sur les étapes décrites ci-après.

Revue bibliographique (1)

Une revue bibliographique a été menée pour identifier des expériences similaires de cartographie de l'occupation du sol en vue de la modélisation des réseaux écologiques. Des recherches plus ciblées sur les articles en écologie du paysage utilisant la théorie des graphes ont aussi été effectuées. Cette revue nous a permis de constater que les démarches de cartographie d'occupation du sol étaient peu documentées et détaillées.

1 DESCRIPTION DES BASES DE DONNÉES

Nom	Producteur	URL	1 ^{re} édition	Mise à jour	Échelle d'utilisation	Résolution sémantique	Couverture
BD TOPO	Institut national de l'information géographique et forestière (IGN)	http://www.ign.fr/	1994	2019 en continu (mais variable selon les classe d'objet)	1/5 000 ^e - 1/50 000 ^e	Subdivision en thèmes et classes d'une grande richesse sémantique	France métropolitaine
CLC	Institut national de l'information géographique et forestière (IGN) (depuis 2018, (auparavant IFEN, MEDDE)	https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/corine-land-cover-0	1985	2018 6 ans	1/100 000 ^e	44 classes	39 pays
ECOLINE	Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Île-de-France (IAU)	https://www.institutparisregion.fr/	2008	Aucune mise à jour prévue	1/2 500 ^e	7 classes ponctuelles, 46 linéaires et 39 surfaciques	Île-de-France
ECOMOS	Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Île-de-France (IAU)	https://www.institutparisregion.fr/	2000	2008 inconnue	1/10 000 ^e	124 classes	Île-de-France
MOS	Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Île-de-France (IAU)	https://www.institutparisregion.fr/mode-doccupation-du-sol-mos.html	1982	2017 4 à 5 ans	1/5 000 ^e	81 classes	Île-de-France
OSO	Centre d'étude spatiale de la biosphère (CESBIO ; CIRAD, COSTEL, CNRM, DYNAFOR, ICUBE, ISPA, MATIS...)	https://www.theia-land.fr/product/carte-doccupation-des-sols-de-la-france-metropolitaine/	2016	2019 annuelle	1/10 000 ^e 1/25 000 ^e	17-23 classes	France métropolitaine
RPG	Agence de services et de paiement (ASP)	https://www.data.gouv.fr/fr/	2006	2019 annuelle	1/5 000 ^e	310 classes regroupées en 24 groupes	France métropolitaine



Recensement des données (1')

Préalable indispensable à la production cartographique, le recensement des données doit fournir les éléments nécessaires à la caractérisation du territoire et à l'élaboration d'une cartographie de l'occupation du sol alliant finesse et homogénéité de l'information. Sur la base de la revue bibliographique et de la mise à jour des travaux menés par Suet en 2014 sur les données utilisables pour l'élaboration de projets en lien avec la politique Trame verte et bleue, une grille de synthèse et d'analyse des données disponibles a été réalisée. Elle compile des éléments descriptifs sur 115 données cartographiques (ex. : emprise géographique, résolution spatiale, etc.), et précise leur accès et leur utilisation possible dans le cadre de la modélisation des réseaux écologiques, *a fortiori* de la cartographie de l'occupation du sol.

Identification des données potentielles (2)

À partir de la grille d'analyse précédemment citée, les données disponibles et/ou rapidement mobilisables ont été préalablement sélectionnées ainsi que des données complémentaires – spécifiques à la région étudiée – qui seront utiles à la réflexion sur l'élaboration de la cartographie d'occupation du sol.

Ce choix a été effectué selon les critères suivants :

- une couverture homogène du territoire étudié ;
- l'utilisation des données les plus fiables en donnant la priorité aux données issues d'études plutôt qu'aux données résultant de modèles ;
- une bonne intégrité topologique ;
- une typologie harmonisée.

Expertise de l'exploitabilité des données (3)

À la suite de l'identification des données mobilisables pour l'étude, d'emprise nationale et/ou régionale, les données sélectionnées ont été analysées afin de vérifier leur exploitabilité pour la réalisation de la cartographie d'occupation du sol. Un travail d'expertise global des caractéristiques des différents produits, en termes de contenu, de précision géométrique et de qualité sémantique – qui vient enrichir la grille d'analyse et permet la construction d'une table de contenu des données – ainsi que de structuration des données est effectué. Enfin, chaque jeu de données est expertisé afin de vérifier son intégrité spatiale (sa topologie) et son exploitabilité pour la cartographie de l'occupation du sol. Une série de vérifications, essentiellement par comparaison avec la BD ORTHO et le SCAN 25 de l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN), est réalisée sur des zones de test sélectionnées pour leur représentativité géographique et écologique.

Sélection des données (4)

La mobilisation de différentes sources de données servant de support à la cartographie de l'occupation du sol amène à manipuler des nomenclatures très hétérogènes et nécessite souvent de sélectionner une partie seulement des données de chaque base exploitable (encadré 1). Certaines classes englobant par exemple des milieux différents en termes de biodiversité et de fonctionnalité sont ainsi retirées car elles ne permettent pas de définir la perméabilité du milieu (coefficient de rugosité). Par ailleurs, des informations peuvent être redondantes entre deux

bases de données sélectionnées, et certains attributs sont alors supprimés pour ne garder que l'information la plus pertinente ou la plus précise, des comparaisons avec la BD ORTHO pouvant guider les choix.

Assemblage des données (5)

Un travail de simplification et de compilation des objets graphiques (regroupements d'attributs par exemple), de transformation en données surfaciques des données linéaires et ponctuelles, ainsi que de découpage selon les contours du périmètre d'étude est préalablement réalisé. Le choix de l'ordre des couches lors de leur assemblage est déterminant pour l'exploitabilité de la carte finale et se fait principalement selon la précision spatiale des données, la date de la dernière mise à jour et/ou la référence temporelle et le détail des postes (tableau 5). Nous préconisons de placer en couche de fond les données d'occupation du sol (OSO) du Centre d'études spatiales de la biosphère (CESBIO) ou de CORINE Land Cover (CLC) de l'Agence européenne pour l'environnement qui

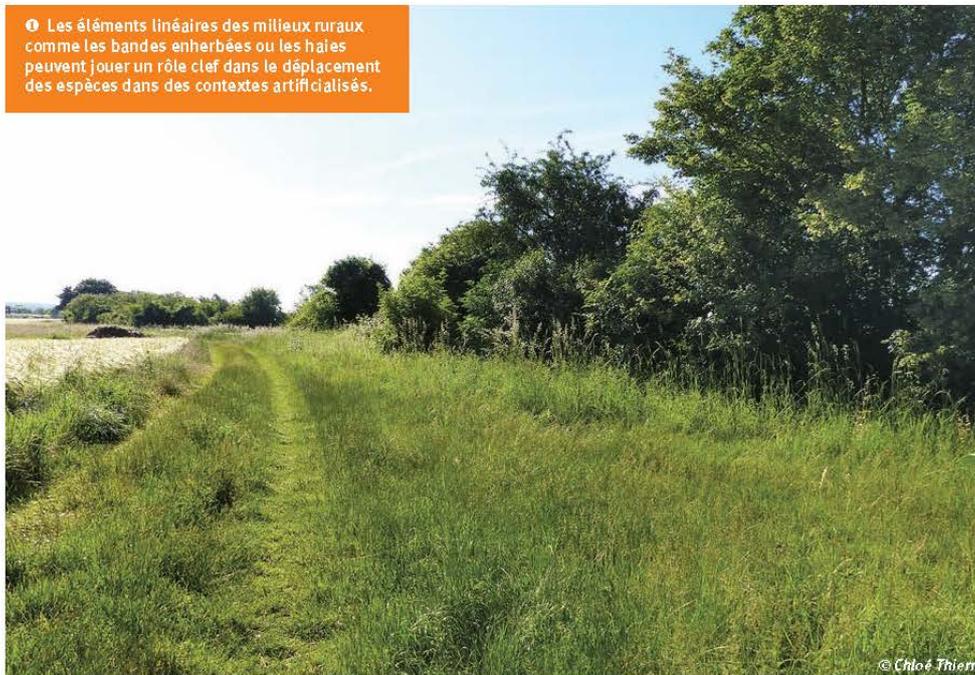
serviront de base pour combler les éventuels vides restant après intégration des principales surfaces artificialisées, agricoles ou naturelles, du réseau hydrographique et du réseau d'infrastructures linéaires de transport (issues notamment de la BD TOPO de l'IGN et du Registre parcellaire graphique (RPG) produit par l'Agence de services et de paiement (ASP). La couche OSO nous a semblé la plus pertinente pour être placée en couche de fond car, bien que comportant quelques erreurs liées à l'automatisation (12% de pixels mal classés par rapport à la donnée de référence), celle-ci est très précise spatialement et fait l'objet de mises à jour régulières tous les ans. La couche CLC peut également jouer ce rôle: elle n'atteint pas la même précision spatiale mais ses attributs ont l'avantage d'être plus détaillés. Dans notre cas d'étude, il nous a semblé préférable de privilégier la précision spatiale à celle des attributs. Les obstacles à la fonctionnalité des continuités écologiques ou les passages à faune peuvent être ajoutés à la fin si les

1 Tableau synthétique des données utilisées pour la réalisation de la cartographie de l'occupation du sol en Île-de-France. Les bases de données disponibles pour l'ensemble de la France métropolitaine sont précisées dans la colonne de gauche.

	Zone tampon 10 km France métropolitaine (mailles de 10 m)	Île-de-France (mailles de 10 m)	Secteur Yvelines (mailles de 2 m)
Routes et voies ferrées	BD Topo Réseau routier (Routes primaires uniquement) (2017) <i>(retirer tunnels et ponts, sauf au-dessus des cours d'eau, avec buffer selon largeur)</i> BD Topo Voies ferrées et autres Classe Tronçon_voie_ferrée (LGV et Principale) (2017) <i>(retirer tunnels et ponts, sauf au-dessus des cours d'eau, avec buffer selon nombre de voies)</i>	BD Topo Réseau routier (Routes primaires uniquement) (2017) <i>(retirer tunnels et ponts, sauf au-dessus des cours d'eau, avec buffer selon largeur)</i>	BD Topo Réseau routier Classe_route (Autoroute, Brette, Route à 2 chaussées, Route à 1 chaussée (2017) <i>(retirer tunnels et ponts, sauf au-dessus des cours d'eau, buffers)</i> BD Topo Voies ferrées et autres Classe Tronçon_voie_ferrée (Voie de service et Voie non exploitée) (2017) <i>(retirer tunnels et ponts, sauf au-dessus des cours d'eau, buffers)</i>
Milieux aquatiques et humides	BD Topo Hydrographie Classe Surface_eau (sans régime intermittent) (2017)	BD Topo Hydrographie Classe Surface_eau (sans régime intermittent) (2017)	BD Topo Hydrographie Classe Surface_eau, Tronçon_cours_eau (uniquement éléments non fictifs, permanents, position 0 par rapport au sol et hors Seine), Point_eau (Station de pompage) (2017) <i>(buffers)</i>
Petits éléments des milieux ruraux		ECOLINE (surfaciques uniquement) (2008)	ECOLINE (surfaciques puis linéaires et ponctuels) (2008) <i>(buffers)</i> BD Topo Réseau routier – Classe_route (Route empierrée, Chemin, Piste cyclable) (2017) <i>(retirer tunnels et ponts, sauf au-dessus des cours d'eau, buffers)</i>
Milieux artificiels, agricoles et naturels	BD Topo Bâti (uniquement Bâti indifférencié, industriel et remarquable, Construction légère, Réservoir ET Gares dans Voies_ferrées) (2017) RPG sans surface non agricole (2017)	BD Topo Bâti (uniquement Bâti indifférencié, industriel et remarquable, Construction légère, Réservoir ET Gares dans Voies_ferrées) (2017) RPG sans surface non agricole, sans estives et landes, avec détails poste divers (2017) MOS sans les postes 1 à 5, 7, 8, 13, 15 à 17, 21 à 25, 28 (2017) ECOMOS (2008)	BD Topo Bâti – Bâti indifférencié, industriel et remarquable, Construction légère, Construction ponctuelle (éolienne), Réservoir (2017) <i>(buffers)</i> BD Topo Voies ferrées et autres Classe Gare (2017) RPG sans surface non agricole, sans estives et landes, avec détails poste divers (2017) MOS sans les postes 1 à 5, 7, 8, 13, 15 à 17, 21 à 25, 28 (2017) ECOMOS (2008)
Occupation du sol en fond	OSO (2018)	OSO (2018)	OSO (2018)
Photographies aériennes	BD Ortho (2019) / SPOT (2017) (pour vérifier informations)	BD Ortho (2019) / SPOT (2017) (pour vérifier informations)	BD Ortho (2019) / SPOT (2017) (pour vérifier informations)

Ordre de superposition

❶ Les éléments linéaires des milieux ruraux comme les bandes enherbées ou les haies peuvent jouer un rôle clef dans le déplacement des espèces dans des contextes artificialisés.



© Chloé Thierry

▶ données sont disponibles. Les études de connectivité étant en grande majorité menées en deux dimensions, la superposition d'éléments doit être prise en compte, le choix dépendant beaucoup des espèces considérées. Le principal exemple est celui des ponts, qui peuvent être positionnés par-dessus les surfaces en eau lors de l'étude de la connectivité pour des espèces terrestres, mais ces surfaces en eau doivent être positionnées au-dessus dans le cas d'espèces aquatiques pour ne pas induire une barrière inexistante en réalité.

Finalisation de l'occupation du sol (6)

La dernière étape consiste à agréger l'ensemble des fichiers de forme produits pour disposer d'un fichier synthétique, avec des classes d'occupation du sol homogénéisées pour toutes les entités, définies selon l'espèce ou le groupe d'espèces cible. Il peut être utile de vérifier sur certains secteurs si la cartographie finale rend compte de la réalité du terrain, en ayant conscience que l'hétérogénéité réelle des habitats sera toujours supérieure à celle qui peut être représentée sur une carte. Dans le cas d'une modélisation grâce à la théorie des graphes, notamment avec le logiciel Graphab développé par le laboratoire ThéMA (UMR 6049) du Centre national de la recherche scientifique (Université de Franche-Comté), une rasterisation de la carte est nécessaire. Celle-ci consiste à convertir chaque polygone en semis de points (pixels) selon une résolution choisie en fonction de la largeur des plus petits éléments présents dans l'occupation du sol. Une attention particulière doit être portée aux éléments de forme linéaire tels que les routes ou les cours d'eau, qui peuvent être discontinus lors de la pixellisation s'ils sont trop étroits. Il peut alors être préconisé de les élargir artificiellement en amont grâce à une zone tampon.

Cas d'étude : la cartographie de l'occupation du sol en Île-de-France

Par rapport à d'autres régions, l'Île-de-France offre l'avantage de disposer de bases de données cartographiques considérables et régulièrement mises à jour. Territoire par ailleurs particulièrement morcelé par l'urbanisation croissante, l'Île-de-France est une région propice à l'étude de la connectivité des espaces naturels.

Données mobilisables à l'échelle nationale, et pour une zone tampon autour de la région Île-de-France

L'emprise de la carte a été élargie à une zone tampon de dix kilomètres autour des limites administratives de la région pour éviter un effet de bordure lors de la modélisation ou la définition des réseaux écologiques. Cette zone tampon recouvre plusieurs régions pour lesquelles nous ne disposons pas de bases de données spécifiques plus détaillées que les bases nationales, et utilise donc une méthode reproductible à l'ensemble des régions de la France métropolitaine (tableau ❶).

Comme nous l'avons précédemment expliqué, la couche OSO peut être placée en couche de fond pour combler les éventuels vides par la suite.

La première couche intéressante à superposer est le RPG, très précis pour renseigner les milieux agricoles, pour lequel nous avons retiré les surfaces non agricoles et l'attribut « estives et landes », mieux détaillés ou renseignés de manière plus instructive dans d'autres couches. Les différentes occupations du sol liées à l'attribut « divers » ont quant à elles été détaillées car cet attribut regroupe des milieux plus ou moins perméables pour les espèces étudiées.

La BD TOPO Bâti permet ensuite d'introduire de la précision sur le contour et la hauteur des bâtiments, utile pour définir par la suite des barrières au déplacement des espèces. Une hauteur seuil peut être choisie en fonction de l'espèce considérée.

Les informations de la BD TOPO Hydrographie (régime permanent uniquement) et de la BD TOPO Réseau routier sont finalement ajoutées. Dans l'exemple d'espèces terrestres, nous préconisons de supprimer tous les tunnels et les ponts à l'exception de ceux situés au-dessus de l'eau. Cela permet d'éviter de créer des barrières à des endroits où des espèces peuvent naturellement passer. Comme nous l'avons explicité précédemment, ces deux dernières couches peuvent être inter-changées dans le cas où les espèces étudiées seraient aquatiques par exemple.

Échelle de l'Île-de-France (pour une résolution spatiale de dix mètres)

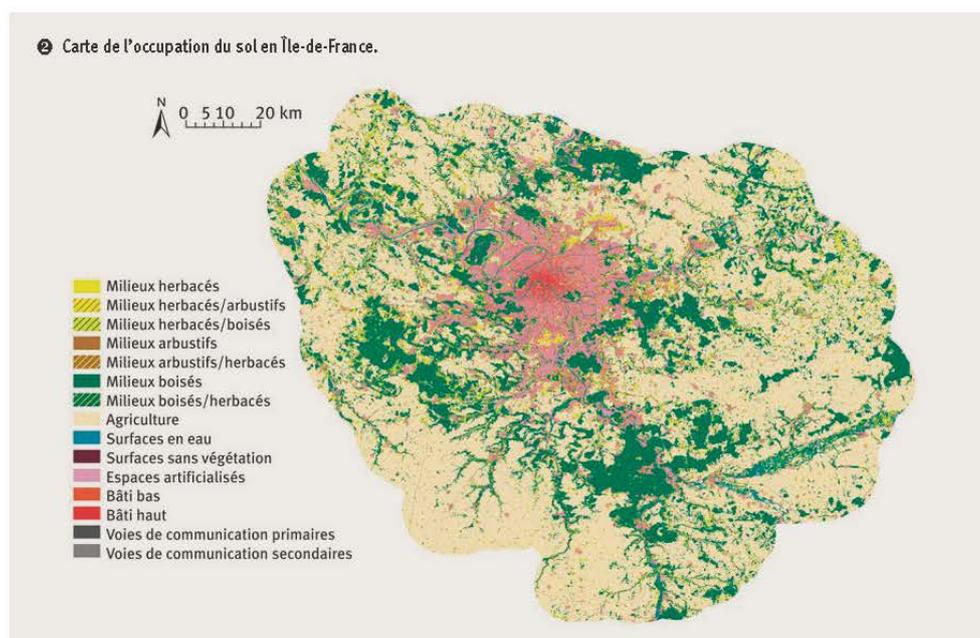
Les études réalisées à l'échelle régionale sont couramment effectuées à une résolution de dix mètres, bon compromis entre précision et taille des fichiers/temps de calcul. Pour cartographier l'occupation du sol de la région Île-de-France, nous avons repris la méthode précédemment décrite, en y intégrant des couches cartographiques spécifiques à l'Île-de-France et couvrant toute la région (tableau 1). L'ECOMOS (espaces naturels) a été ajouté au-dessus de la couche de fond OSO, puis le MOS (espaces artificialisés), plus récent. Ici aussi, une sélection de certains postes a été effectuée, des éléments ayant par exemple été retirés du MOS car mieux renseignés dans d'autres bases de données, notamment les postes naturels ou les postes combinant des milieux différents (les parcs urbains peuvent ainsi être constitués de pelouses ou d'arbres). Bien que plus anciennes, les données surfaciques d'ECOLINE ont été intégrées par la suite. Ces données cartographient en effet plus finement

les petits éléments linéaires des milieux ruraux de plus de dix mètres de largeur comme les haies et les bandes enherbées (photo 1), très utiles pour l'étude des réseaux écologiques.

Échelle plus locale au sein de l'Île-de-France (pour une résolution spatiale de deux mètres)

Enfin, nos études sur les réseaux écologiques devant être menées à plusieurs échelles, nous avons également fait l'exercice pour une résolution de deux mètres sur une zone test (secteur Yvelines), qui peut être utile à des échelles locales et pour des espèces réagissant à de petits éléments paysagers (bandes enherbées, éléments ponctuels du paysage tels que petits fourrés, arbres et arbustes isolés, etc.) ou à faible dispersion. Nous avons donc ajouté pour cela tous les éléments disponibles de plus de deux mètres de largeur (tableau 1). Cela incluait des éléments linéaires ou ponctuels, de la BD Topo et de la base ECOLINE qui n'avaient pas été pris en compte dans la méthode précédente pour la cartographie à l'échelle de l'Île-de-France, leur taille étant inférieure à dix mètres. Des tampons sont appliqués selon la largeur renseignée des infrastructures linéaires ou des éléments ponctuels. Dans le cas où cette largeur n'est pas connue, nous avons utilisé la moyenne de la largeur d'échantillons de trente éléments par attribut d'après les ortho-photographies disponibles. Nous nous sommes arrêtés aux éléments présents sur le secteur d'étude pour les attributs plus rares (moins de trente éléments).

La figure 2 montre le résultat de la carte d'occupation du sol en Île-de-France obtenue par compilation des données citées dans le tableau 1. Les classes d'occupation du sol ont été définies dans l'objectif d'obtenir une carte polyvalente pour les principales sous-trames et les guildes associées.



Conclusion

Cet article vise à faciliter le travail de chercheurs ou praticiens souhaitant s'engager dans la cartographie d'un territoire afin d'en modéliser les réseaux écologiques. L'utilisation seule de photographies aériennes étant trop chronophage, les données cartographiques préexistantes, nombreuses et variées, ont été examinées pour sélectionner et ordonner les couches de données et leurs éléments les plus pertinents. L'intérêt de notre démarche est de proposer une méthodologie pour réaliser une cartographie d'occupation du sol qui puisse fournir un résultat relativement précis et fiable de la connectivité paysagère pour une espèce ou un groupe d'espèces (ce qui n'aurait pas été le cas en utilisant uniquement CLC par exemple). Les choix méthodologiques pourront être adaptés en fonction des questions scientifiques et des espèces cibles. Ainsi, dans le cadre de recherches sur l'impact de la création d'une autoroute ou la localisation de passages à faune, les éléments fragmentant peuvent être accentués. Des données spécifiques peuvent aussi être ajoutées, comme des éléments aériens pour l'étude d'espèces volantes. Par ailleurs, il est à prendre en considération qu'une carte trop précise peut engendrer des calculs trop lourds lors de la modélisation. Des compromis doivent alors être trouvés entre finesse des résultats souhaitée et temps de calcul nécessaire. Par la suite, une comparaison des résultats obtenus en utilisant notre carte d'occupation du sol avec ceux se basant sur des cartes simplifiées serait intéressante pour mesurer la plus-value de ce travail. ■

Les auteurs

Chloé THIERRY, Nicolas LESIEUR-MAQUIN,
Cindy FOURNIER, Olivier DELZONS
et Philippe GOURDAIN

UMS 2006 Patrimoine Naturel,
Muséum national d'Histoire naturelle,
4 avenue du Petit Château, 91800 Brunoy, France.

✉ chloe.thierry@mnhn.fr
✉ nicolas.lesieur-maquin@mnhn.fr
✉ cindy.fournier@mnhn.fr
✉ olivier.delzons@mnhn.fr
✉ philippe.gourdain@mnhn.fr

Katia HERARD

UMS 2006 Patrimoine Naturel,
Muséum national d'Histoire naturelle,
CP 41, 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire,
75005 Paris, France.

✉ katia.herard@mnhn.fr

EN SAVOIR PLUS...

- AVON, C., BERGÈS, L., 2013, *Outils pour l'analyse de la connectivité des habitats*, Projet Diacofor, Convention Irstea-MEDDE DEB (2012-2014), 32 p.
- BENNETT, A.F., 2003, *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*, IUCN-the World Conservation Union, Gland, Suisse, 254 p.
- BERGES, L., ROCHE, P., AVON, C., 2010, Corridors écologiques et conservation de la biodiversité. Intérêts et limites pour la mise en place de la Trame Verte et Bleue, *Sciences, Eaux & Territoires*, numéro 3, Politiques publiques et biodiversité, p. 34-39, disponible sur : <http://www.set-revue.fr/corridors-ecologiques-et-conservation-de-la-biodiversite-interets-et-limites-pour-la-mise-en-place>
- FOLTETE, J.-C., GIRARDET, X., CLAUZEL, C., 2013, A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning, *Landscape and Urban Planning*, vol. 124, p. 140-150.
- PASCUAL-HORTAL, L., SAURA, S., 2006, Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation, *Landscape Ecology*, vol. 21, n° 7, p. 959-967.

La méthodologie présentée dans cet article pourra être progressivement enrichie en fonction des **misés à jour des jeux de données disponibles** ou de la **création de nouvelles couches cartographiques**. En particulier, notons qu'une nouvelle **base de données de haies linéaires** à l'échelle de la France métropolitaine est disponible depuis début 2021 et serait particulièrement intéressante à utiliser pour l'étude des réseaux

écologiques (Morin *et al.*, 2019). Ce jeu de données a été produit dans le cadre du projet de **Dispositif National de Suivi des Bocages** développé en partenariat entre l'IGN et l'OFB, et est issu de la fusion des haies surfaciques de la couche Zone de végétation de la BDTopo® et des haies surfaciques issues du Registre Parcellaire Graphique (RPG), suivi d'un processus de « squelettisation ».



Figure 12 : Paysage constitué de haies © Chloé Thierry

3. Etude des réseaux écologiques et de la connectivité en Île-de-France par la théorie des graphes : exemple de la sous-trame herbacée

3.1. Méthode

3.1.1. Choix de la sous-trame herbacée

Plusieurs grandes sous-trames sont régulièrement identifiées dans les études sur les réseaux écologiques (avec des adaptations selon les contextes), à savoir :

- La **sous-trame forestière**, qui comprend les formations arbustives et arborées ;
- La **sous-trame herbacée**, prenant en compte les formations herbacées semi-naturelles telles que les prairies ou les friches, et intégrant selon les cas des milieux herbacés artificialisés (jardins, parcs urbains et prairies labourées) ;
- La **sous-trame agricole**, composée des espaces cultivés ;
- La **sous-trame humide**, rassemblant les milieux aquatiques (plans d'eau, cours d'eau...) et les milieux humides (prairies humides, zones marécageuses...).

Nous nous sommes focalisés dans cette thèse sur la **sous-trame herbacée**. Cette sous-trame comprend toutes les végétations pérennes dominées par des plantes herbacées, à l'exception des cultures. Ces végétations sont très diversifiées et comprennent des formations à caractère naturel, semi-naturel ou plus artificiel : des landes et pelouses acides, des végétations de pelouses et ourlets

calcaires, diverses prairies (pâturées, fauchées, artificielles ou naturelles, sèches ou humides), des formations marécageuses (bas-marais, tourbières, roselières, mégaphorbiaies), des friches, des végétations se développant le long des chemins et en bordure des infrastructures (routes, voies ferrées, aérodromes), des espaces verts liés aux grands parcs et équipements sportifs (golfs), ainsi que des zones enherbées des grands ensembles urbains et des jardins (SRCE, 2013). La sous-trame herbacée est par ailleurs **particulièrement représentée sur les sites industriels** qui sont notre sujet d'étude. En effet, Serret (2014) a notamment montré que les espaces verts d'entreprises occupaient près de 9000 ha et représentaient 8 % de la sous-trame herbacée en Île-de-France. Enfin, les milieux herbacés d'Île-de-France sont marqués par la **fragmentation du territoire**, et certains, comme les friches, ont déjà diminué de plus de moitié ces trente dernières années dans Paris et sa petite couronne. Les espaces herbacés liés à des pratiques anciennes de pâturage sur des sols pauvres disparaissent aussi progressivement, formant des milieux résiduels éparpillés, à la biodiversité particulièrement riche mais menacée. Quant aux prairies, leur qualité est très variable, beaucoup d'entre elles étant semées, enrichies en azote, régulièrement retournées et fauchées à des dates précoces (Zucca *et al.*, 2019).

3.1.2. Choix des groupes taxonomiques

Le choix des groupes taxonomiques étudiés a été effectué en tenant compte des objectifs de l'étude qui sera présentée dans le Chapitre 3, pour laquelle nous avons notamment réalisé des inventaires de biodiversité sur des sites industriels. Nous avons donc repris ces taxons dans ce chapitre pour permettre une cohérence entre les différentes parties de la thèse et faciliter les comparaisons.

Nous avons ainsi restreint notre étude à trois groupes taxonomiques : **la flore, les rhopalocères et les orthoptères**. Ceux-ci nous ont semblé pertinents à étudier pour plusieurs raisons :

- 1) Ce sont de **bons indicateurs** de l'état écologique des milieux, particulièrement pour la sous-trame herbacée. Le concept de **bio-indicateurs** peut être défini comme une espèce ou un ensemble d'espèces qui est particulièrement bien adapté(e) aux caractéristiques spécifiques du paysage et / ou réagit aux impacts et aux changements (Paoletti, 1999) ;
- 2) Leurs traits de vie et préférences écologiques (domaine vital, modes et distances de dispersion, etc.) sont **cohérents avec la petite taille des sites industriels étudiés**.

Les caractéristiques propres à chacun des trois groupes d'espèces sélectionnés qui nous ont amenés à faire ce choix sont détaillées dans les paragraphes suivants.

La flore

Parce qu'elles sont à la **base des réseaux trophiques** et qu'elles constituent un **habitat** et une **ressource alimentaire** pour de

nombreuses espèces animales, les plantes occupent une place essentielle au sein des écosystèmes. Elles ont une importance primordiale en tant qu'**indicateurs de l'état général des milieux naturels**, en particulier des caractéristiques du sol, de la température ou de la pollution (Ellenberg *et al.*, 1992, Terwayet Bayouli *et al.*, 2021). L'étude de leur répartition nous informe sur la répartition d'autres taxons directement liés aux communautés végétales (Sætersdal *et al.*, 2004). Par ailleurs, la diversité de leurs stratégies de survie et de reproduction leur donne des caractéristiques de mobilité très variées, particulièrement **intéressantes pour l'étude des connectivités** (Penone, 2012).



Figure 13 : Hélianthème taché (*Tuberaria guttata*) © Chloé Thierry

Les rhopalocères

Les rhopalocères remplissent quant à eux la majorité des critères nécessaires pour être considérés comme d'**excellents bio-indicateurs** : ils sont actifs de jour, bien visibles, largement répandus, relativement divers sans l'être trop, spécialistes d'habitats au point d'être sensibles aux changements environnementaux, et ils répondent rapidement à ces changements (Thomas, 2005 ; Pe'er et Settele, 2008). De plus, les papillons peuvent être facilement observés et échantillonnés en milieu naturel et la

documentation les concernant est vaste (Pollard, 1977 ; Robbins et Opler, 1997 ; Pe'er et Settele, 2008 ; Van Swaay *et al.*, 2008). Les espèces diffèrent par leurs capacités de dispersion et par leurs exigences écologiques, les chenilles de certaines d'entre elles pouvant notamment dépendre d'une plante-hôte spécifique ou bien être plus généralistes et pouvant se nourrir de nombreux végétaux (Lafranchis *et al.*, 2015). Les rhopalocères sont présents dans de nombreux milieux, mais la plupart des espèces sont liées aux **milieux herbacés** tels que les prairies et les pelouses (Lafranchis *et al.*, 2015; van Swaay *et al.*, 2006). Ce sont de très bons sujets d'étude pour les questions de **connectivité** car ils sont sensibles à la composition et la configuration du paysage (Dover et Settele, 2009) et réagissent rapidement aux changements d'occupation des sols ainsi qu'aux modifications de leurs milieux (Van Dyck *et al.*, 2009).



Figure 14 : Cuivré des marais (*Lycaena dispar*)
© Chloé Thierry

Les orthoptères

Les orthoptères représentent également de **bons bio-indicateurs des milieux herbacés**. Ils sont notamment des éléments importants du budget énergétique des écosystèmes de prairie (Marini *et al.*, 2007) car ils constituent des sources de proies

essentiels pour de nombreux prédateurs tels que les oiseaux (Vickery *et al.*, 2001) et araignées (Belovski et Slade, 1993) et consommeraient 3 à 5 % de la production annuelle dans les prairies tempérées (Ingrisch et Köhler, 1998). Particulièrement sensibles à la **structure de la végétation**, ils répondent rapidement aux changements de pratiques, telles que la mise en place d'une fauche tardive par exemple. Ces espèces ectothermes sont également sensibles à l'**humidité** stationnelle et à la température moyenne du milieu qui peut varier en fonction de la biogéographie, l'altitude et l'exposition (Lacoeuilhe *et al.*, 2020). Les orthoptères peuvent aussi bien être phytophages que carnivores. Par ailleurs, la mobilité des espèces est très variable et dépend notamment de la présence d'ailes chez les individus, ce qui en fait un groupe pertinent pour étudier les effets de la fragmentation sur les communautés (Penone, 2012). Les orthoptères sont moins connus que les rhopalocères, et la diversité des espèces ainsi que leurs différentes capacités de dispersion les rendent globalement **intéressants pour l'étude des réseaux écologiques** et de la capacité d'accueil d'un site pour la biodiversité (Lacoeuilhe *et al.*, 2020).

3.1.3. Choix des distances de dispersion

Pour modéliser la connectivité fonctionnelle potentielle à l'aide de la théorie des graphes, des données sur les espèces cibles doivent être renseignées, et des distances de dispersion doivent notamment leur être attribuées. Les espèces étudiées peuvent être réelles, par exemple des espèces identifiées comme représentatives des enjeux TVB (Sordello *et al.*, 2013), des espèces

patrimoniales ou à enjeux, ou au contraire des espèces communes, potentiellement utilisatrices majoritaires des corridors. Cependant, en raison de la vision globale souhaitée, nous avons opté ici pour une **approche multi-espèces**, qui consiste à travailler sur des groupes d'espèces fictives représentatives d'un ensemble d'espèces partageant un même type d'habitat, des caractéristiques biologiques et des préférences écologiques similaires. Pour représenter au mieux les différentes situations, le choix a été fait d'identifier, pour chacun des taxons précédemment choisis, trois distances de dispersion correspondant à des **capacités de dispersion faible, moyenne et élevée**. Ces distances ont été sélectionnées sur la base des données disponibles dans la littérature et de discussions avec différents experts de ces groupes. Les paragraphes suivants détaillent les caractéristiques propres à chacun de ces taxons à propos de leurs modes et leurs capacités de dispersion, permettant ainsi de choisir des distances pertinentes à intégrer dans la modélisation.

La flore

Les capacités de dispersion des plantes sont souvent liées à leurs **modes de dispersion** qui sont très diversifiés. Ainsi, l'anémochorie (Vittoz et Engler, 2007) et la zoochorie (Gomez et Espadaler, 1998) sont plutôt des caractéristiques d'espèces mobiles, par rapport à la barochorie qui est généralement associée à des espèces peu mobiles (Penone *et al.*, 2012). Certaines études ont également constaté que les espèces dispersées par les animaux ont des distances de dispersion nettement plus élevées que les espèces dont les graines sont dispersées par le vent

(Thomson *et al.*, 2011). Par ailleurs, les distances de dispersion des graines sont davantage corrélées à la **hauteur des plantes** qu'à la masse des graines (Thomson *et al.*, 2011). Il est très difficile de catégoriser les traits de reproduction en fonction de leur mobilité, cependant les espèces à reproduction par graines peuvent généralement se disperser sur de plus grandes distances que les espèces à reproduction végétative uniquement (Winkler et Fischer, 2002).

De nombreux travaux ont été menés pour mieux comprendre les capacités de dispersion de la flore (e.g. Muratet *et al.*, 2013). Vittoz and Engler (2007) ont notamment estimé, en prenant en compte les différents modes de dispersion, des distances de 0,1 à 500 mètres comme limites supérieures auxquelles 50 % des graines d'une espèce pourront se disperser, et des distances de 1 à 5000 mètres si ce pourcentage est de 99 %. Thomson *et al.* (2011) ont quant à eux réalisé une synthèse bibliographique particulièrement détaillée qui répertorie les distances de dispersion d'environ 200 taxons en se basant sur plus de 148 études (Tableau 2).



Figure 15 : Fritillaire pintade (Fritillaria meleagris) © Chloé Thierry

CHAPITRE 1

Syndrome de dispersion	Distance de dispersion moyenne (m)				Distance de dispersion maximale (m)			
	<i>n</i>	Médiane (25 ^{ème} , 75 ^{ème})	Moyenne ± Ecart- type	Amplitude	<i>n</i>	Médiane (25 ^{ème} , 75 ^{ème})	Moyenne ± Ecart- type	Amplitude
Sans assistance	23	0.50 (0.07, 2.29)	2.43 ± 0.98	0.03-18.37	23	1.48 (0.88, 5.5)	8.24 ± 2.99	0.375-46
Vent	41	2.12 (0.51, 13.75)	8.51 ± 2.06	0.08-55.73	59	19.10 (4.00, 78.26)	52.72 ± 10.30	0.22-500
Eau	8	0.20 (0.15, 188)	537.64 ± 502.72	0.10-4050	4	100 (0.98, 350)	150.63 ± 95.42	0.71-400
Balistique	42	1.01 (0.56, 1.76)	1.40 ± 0.19	0.07-5.30	37	3.60 (2.06, 5.08)	6.63 ± 1.91	0.85-60
Ingestion	116	245 (28.25, 424)	311.66 ± 35.32	0.97-1999	77	288 (67.5, 688)	1008 ± 217	7.5-6500
Fixation	4	108 (23.87, 175)	102.58 ± 39.51	2.02-191	27	240 (120,660)	59484 ± 27849	3-400000
Cachette de graines	26	8.04 (4.94, 24.12)	22.99 ±9.92	1.1-263	29	45.20 (28.70, 83.45)	1004±76 4	5.3-22000
Fourmi	44	1.06 (0.61, 1.84)	3.61 ± 2.11	0.03-93.9	45	6.27 (3.33, 14.1)	14.58±4. 26	0.15-180

*Tableau 2 : Distances de dispersion moyennes et maximales recueillies dans la littérature (médiane (25^e et 75^e percentiles), moyenne (± l'écart-type) et amplitude) selon les différents syndromes de dispersion. Le nombre d'espèces avec des données de distance de dispersion est représenté par *n* (peu élevé pour les dispersions par l'eau ou par attachement) (Thomson et al., 2011).*

Ainsi, les distances de dispersion des espèces végétales, souvent mal connues, sont **très variables** selon les vecteurs de dispersion (vent, animaux, eau...), d'autres traits d'histoire de vie (hauteur de la plante, masse des graines, cycle de vie...), mais également l'hétérogénéité du paysage (Levey *et al.*, 2008). Comme nous souhaitons travailler sur un ensemble de taxons floristiques représentant au mieux la sous-trame herbacée, une solution pour couvrir une large gamme d'évènements de dispersion est d'utiliser plusieurs distances comme compromis entre les méthodes taxon-spécifiques et les

méthodes génériques paysagères. Ces distances représenteraient davantage un gradient de probabilité de dispersion des taxons, avec une probabilité plus forte pour les distances les plus faibles (Hernandez *et al.*, 2015). Les longues distances entre les taches d'habitat correspondraient quant à elles à des évènements de dispersion plus rares et stochastiques (Nathan, 2006). Cette approche a été utilisée notamment par le Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien (CBNBP) pour l'étude des continuités écologiques en Île-de-France, avec une étude

de cas pour la trame calcicole ouverte (Rambaud, 2018).

Sur la base de ces travaux, des recherches bibliographiques précédentes et des discussions avec des experts, nous avons finalement retenu les mêmes distances de dispersion pour la flore que celles utilisées par Hernandez *et al.* (2015) et Rambaud (2018), à savoir **150 m, 500 m et 1000 m**. Nous n'avons pas pris en compte certaines valeurs extrêmes de plusieurs kilomètres citées dans la bibliographie qui correspondaient majoritairement à des phénomènes de dispersion liés à la zoochorie, ce qui devra être pris en compte lors de l'interprétation des résultats. Ceux-ci sont en effet plus complexes à modéliser car les chemins de dispersion dépendent d'espèces animales aux préférences écologiques très variées et associées à différentes sous-trames.

Les rhopalocères

Comme chez d'autres groupes taxonomiques, la dispersion des papillons peut être associée à différents types de mouvements (Van Dyck et Baguette, 2005 ; Bergerot *et al.*, 2012). Les **mouvements "routiniers"** sont liés aux activités quotidiennes exploratoires telles que la recherche de nourriture ou la localisation des partenaires. Des auteurs ont montré que les mouvements de certaines espèces (e.g. *Maniola jurtina* et *Pyronia tithonus*) n'étaient pas aléatoires et suivaient une recherche systématique distincte, les papillons ayant tendance à voler en grandes ellipses dans une succession de boucles en forme de pétales autour de leur point de départ (Conradt *et al.*, 2000 ; 2001 ; Van Dyck et Baguette, 2005). Le deuxième type de mouvement est davantage un **mouvement de « déplacement »**, qui se caractérise quant à lui par des mouvements rapides et dirigés visant à effectuer un déplacement plus important et à s'installer en

dehors du site initial (Van Dyck et Baguette, 2005). Des **comportements migratoires** sont aussi observés chez certaines espèces qui peuvent alors parcourir de très grandes distances (Stefanescu *et al.*, 2016).

Les rhopalocères, taxons privilégiés pour l'étude de la dispersion, présentent de nombreuses **variabilités dans leurs capacités de dispersion** (Stevens *et al.*, 2010), qui sont influencées par différents facteurs. Ces capacités sont notamment dépendantes de la **taille des ailes**, fréquemment utilisée comme indicateur direct de la dispersion des papillons (par exemple, Fric *et al.*, 2006 ; Ockinger *et al.*, 2010), même si la puissance des prédictions qui peuvent être obtenues à partir de cette covariation est assez faible (Sekar, 2012 ; Stevens *et al.*, 2012). Par ailleurs, si le **sexe** des individus ne semble pas influencer les capacités de dispersion (Merckx et Van Dyck, 2002), des études effectuées sur le Myrtil (*Maniola jurtina*) montrent que les mâles ont des activités de vol supérieures aux femelles (Brakefield, 1982; Merckx et Van Dyck, 2002) et les recherchent activement pour se reproduire, tandis que la dispersion des femelles est dirigée par l'évitement du harcèlement des mâles et la recherche de sites de ponte adéquats (Hovestadt et Nieminen, 2012). Les femelles ont également tendance à franchir davantage les bordures de taches d'habitat (Kallioniemi *et al.*, 2014) et effectuent plus fréquemment des vols directs (Delattre *et al.*, 2010). La stratégie adoptée par les mâles d'une espèce pour localiser les femelles peut également affecter la capacité de dispersion. Celle-ci sera plus faible pour les espèces dont les mâles se perchent et défendent leur territoire que pour les espèces dont les mâles volent continuellement et patrouillent à la recherche de femelles (Ehlich, 1984). Les capacités de dispersion des espèces vont également être influencées

par le **paysage et sa configuration spatiale**, en particulier chez les espèces dont les adultes préfèrent un seul type d'habitat (Öckinger *et al.*, 2010) et dont les larves présentent une spécialisation alimentaire (Brommer et Fred, 1999). Ces deux traits sont en effet connus pour affecter la capacité de dispersion (Koh *et al.*, 2004 ; Kotiaho *et al.*, 2005). Ainsi, la flexibilité comportementale des papillons peut entraîner une dispersion contexte-dépendante (Delattre *et al.*, 2013 ; Mennechez *et al.*, 2004; Öckinger et Van Dyck 2012 ; Turlure *et al.*, 2011). La mobilité peut augmenter ou diminuer avec la fragmentation du paysage selon une balance coûts-bénéfices qui varie en fonction de l'échelle spatiale (Baguette et Van Dyck, 2007), de la distribution des ressources et du taux de dispersion des espèces considérées (Bonte *et al.*, 2012 ; Merckx et Van Dyck, 2006; Merckx *et al.*, 2003). Les individus sont généralement plus mobiles dans les paysages où les ressources en habitat sont fragmentées que dans ceux où elles sont plus localisées, mais seulement jusqu'à un certain seuil, au-delà duquel la mobilité aura tendance à l'inverse à diminuer (Merckx *et al.*, 2003 ; Schtickzelle *et al.*, 2006 ; Merckx et Van Dyck, 2007).



Figure 16 : Thécla de la ronce (*Callophrys rubi*)
© Chloé Thierry

Les **distances de dispersion** des rhopalocères sont **très variables** et peuvent aller de quelques **dizaines de mètres** pour les papillons sédentaires à **un ou plusieurs**

kilomètres pour les plus mobiles (Villemeay, 2015). La plupart des espèces ont une distance moyenne de dispersion aux alentours de 200 à 350 mètres, la moyenne totale des distances de dispersion étant de l'ordre de 200 mètres, et inférieure à 350 mètres pour 90% des espèces (Stevens *et al.*, 2013). Olivier *et al.* (2016) ont défini chez les rhopalocères trois niveaux de mobilité d'après la distance de dispersion moyenne décrite dans l'article de Stevens *et al.* (2013) : les espèces à **faible mobilité** pour lesquelles cette distance est plus petite que 200 mètres, les espèces à **moyenne mobilité** pour lesquelles elle est située en 200 et 500 mètres et les espèces à **mobilité élevée** pour lesquelles elle est supérieure à 500m.

D'après ces éléments, les trois distances de dispersion représentatives de la mobilité des rhopalocères qui ont été choisies sont **100 m, 300 m et 1000 m**.

Les orthoptères

Plusieurs facteurs peuvent influencer la dispersion des orthoptères, notamment des stimuli climatiques tels que **température, lumière polarisée dans le ciel** (Homborg, 2004), **direction du vent** (Narisu *et al.*, 1999) mais aussi des facteurs liés à **l'habitat**, y compris la **hauteur de la végétation** et la **topographie** (Richards et Waloff, 1954). Dans des milieux ouverts à végétation basse, des capacités de déplacement élevées sont globalement bénéfiques pour les orthoptères en cas de prédation, tandis qu'ils peuvent plus facilement se cacher dans des sites à végétation haute et dense. Mais les déplacements peuvent aussi être plus rapides dans des habitats inadéquats pour l'espèce considérée (Picaut et Petit, 2007). Des **déplacements saisonniers** ont également été observés, allant des sites d'éclosion à

végétation basse vers des habitats aux végétations plus hautes fournissant nourriture et abri (Uvarov, 1977). Les adultes peuvent par la suite retourner à la fin de l'été dans des zones comprenant des végétations basses et de la terre nue pour l'oviposition. Ces comportements sont **complexes** et dépendent des ressources nutritionnelles, mais aussi du microclimat et des stratégies de reproduction des espèces (Gardiner et Hill, 2004). Les distances de dispersion varient également selon les **individus** d'une même espèce et selon le **sexe**, les mâles parcourant souvent de plus grandes distances que les femelles. Le taux de dispersion peut également augmenter avec une densité de population plus élevée (Narisu *et al.*, 1999).

Les données métriques sur les distances de dispersion des orthoptères sont cependant encore **lacunaires et assez hétérogènes**. Les déplacements ordinaires des acridiens pour rechercher de la nourriture, des partenaires sexuels ou des sites de ponte se font globalement sur de **courtes distances** (Defaut et Morichon, 2015 ; Poniatowski et Fartmann, 2010). Les suivis d'individus ont ainsi montré des **distances de dispersion très faibles** chez la plupart des caelifères de la faune française. En particulier, les espèces inaptes au vol se déplacent en marchant sur de très faibles distances principalement dans une matrice de milieux favorables (Rothhaupt, 1994). Ingrisich et Köhler (1998) ont étudié la distance parcourue au cours de la vie totale d'individus préalablement marqués. La distance moyenne parcourue est ≤ 40 m chez *Oedipoda germanica*, *Euthystira brachyptera* mâle et femelle et *Chrysochraon dispar*, ≤ 30 m chez *Psophus stridulus*, *Chorthippus albomarginatus* mâle et *Chorthippus dorsatus* mâle, ≤ 20 m chez *Podisma pedestris*, *Stenobothrus lineatus* mâle et femelle, *Gomphocerippus rufus*, *Gomphocerippus brunneus* mâle, < 15 m chez *Chorthippus albomarginatus*

femelle et chez *Chorthippus dorsatus* femelle, = 10 m chez *Gomphocerippus biguttulus* mâle et *Pseudochorthippus p. parallelus* mâle et femelle (Defaut et Morichon, 2015). Des expériences de capture-marquage-recapture réalisées sur 50 individus d'*Omocestus viridulus* L. adultes (25 de chaque sexe) (Southwood et Waloff, 1967) ont montré que cette espèce pouvait être très sédentaire si l'habitat est favorable : 58% des adultes marqués recapturés s'étaient déplacés au bout d'une semaine en moyenne de 6,7 m pour les mâles et de 4,3 m pour les femelles (Gardiner et Hill, 2004). Une étude de capture-marquage-recapture en Allemagne sur le Criquet palustre (*Chorthippus montanus*) a montré quant à elle une moyenne de déplacements cumulés de 23,5 mètres. Près de 57 % des individus se sont déplacés de moins de 20 mètres. En une journée, 67 % se sont déplacés de moins de 2 mètres. Seuls 3 % des individus se sont déplacés de plus de 10 mètres en une journée. Ces distances de déplacement sont identiques chez les mâles et les femelles (Weyer *et al.*, 2011).



Figure 17 : *Conocéphale gracieux* (*Conocephalus fuscus*) © Chloé Thierry

Cependant, les orthoptères peuvent parcourir en réalité de **plus grandes distances**, permettant ainsi les flux de gènes entre populations et les conquêtes de nouveaux territoires. La distance maximale parcourue connue est alors plus significative et parfois sensiblement supérieure, même si elle reste

finalement assez modeste : elle atteint 700 m chez *Psophus stridulus* mâle, 515 m chez *Oedipoda germanica* mâle, 375 m chez *Pseudochorthippus p. parallelus* mâle, 315 m chez *Oedipoda germanica* femelle et 210 m chez *Gomphocerippus biguttulus* mâle (et d'après Malkus, 1997 : 625 m chez le mâle de *Stethophyma grossum*, 200 m chez la femelle) (Ingrish et Köhler, 1998). Rothhaupt (1994) a, pour sa part, observé un individu de Barbitiste ventru (*Polysarcus denticauda*) parcourir une distance maximale de 700 mètres pendant 3 semaines de suivi. Chez le Criquet palustre (*Pseudochorthippus montanus*), la distance maximale de déplacement observée est de 107 m (Weyer *et al.*, 2011). Pour les autres espèces précédemment citées, elle est inférieure à 160 m (Defaut et Morichon, 2015). Selon d'autres auteurs, la dispersion peut en réalité être nettement plus importante. Les orthoptères seraient capables de se disperser sur des distances de plusieurs kilomètres pour quelques espèces d'après certains auteurs (Ingrisch et Köhler, 1998 ; Merlet et Houard, 2012a). En effet, les acridiens non migrateurs sont capables de coloniser assez rapidement de nouveaux sites (Picaud, 1998). La capacité de dispersion des orthoptères dépend de la **longueur de leurs ailes** : les espèces à ailes courtes ou sans ailes sont moins mobiles car elles se déplacent en marchant ou sautant (Knop *et al.*, 2011 ; Rothhaupt, 1994). Mais chez certaines espèces, des femelles macroptères peuvent apparaître dans des populations habituellement microptères, et ainsi se disperser sur de plus grandes distances pour s'installer dans de nouveaux endroits, bien que leur fertilité soit réduite (Defaut et Morichon, 2015 ; Reinhardt *et al.*, 2005 ; Merlet et Houard, 2012b). Enfin, des dispersions passives peuvent également avoir lieu, les adultes, les larves ou les œufs pouvant être dispersés par les animaux ou se laisser flotter sur l'eau (Schouten *et al.*, 2007 ; Haupt,

1995 et Wagner, 2004 in Merlet et Houard, 2012c).

Pour les travaux de modélisation des réseaux écologiques des orthoptères de milieux ouverts, nous avons repris les 3 grands groupes de disperseurs décrits dans l'étude de Reinhardt *et al.* (2005) d'après les travaux précédents de Bruckhaus et Detzel (1997) et repris notamment par Marini *et al.* (2010) :

- **Espèces à faible dispersion** : espèces sédentaires, aptères ou brachyptères - ex : *Omocestus rufipes*

- **Espèces à moyenne dispersion** : disperseurs intermédiaires – ex : *Roeseliana roeselii*

- **Espèces à dispersion élevée** : espèces mobiles, volant facilement - ex : *Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus dorsatus*

Suite à l'étude de la bibliographie existante et à des discussions avec les experts, nous avons attribué pour chaque groupe une distance de dispersion qui puisse représenter au mieux la variabilité de la dispersion des orthoptères. Les distances métriques retenues sont finalement les mêmes que pour le groupe des rhopalocères, à savoir **100 m, 300 m et 1000 m**.

3.1.4. Construction des graphes paysagers

Suite à la création de l'occupation du sol et au choix des espèces cibles ainsi que de leurs distances de dispersion, plusieurs étapes sont nécessaires pour construire un **graphe paysager** (Figure 18). Chacune de ces étapes a été réalisée à l'aide du logiciel Graphab, développé par le laboratoire Théma de l'Université de Franche-Comté (Foltête *et al.*, 2012b).

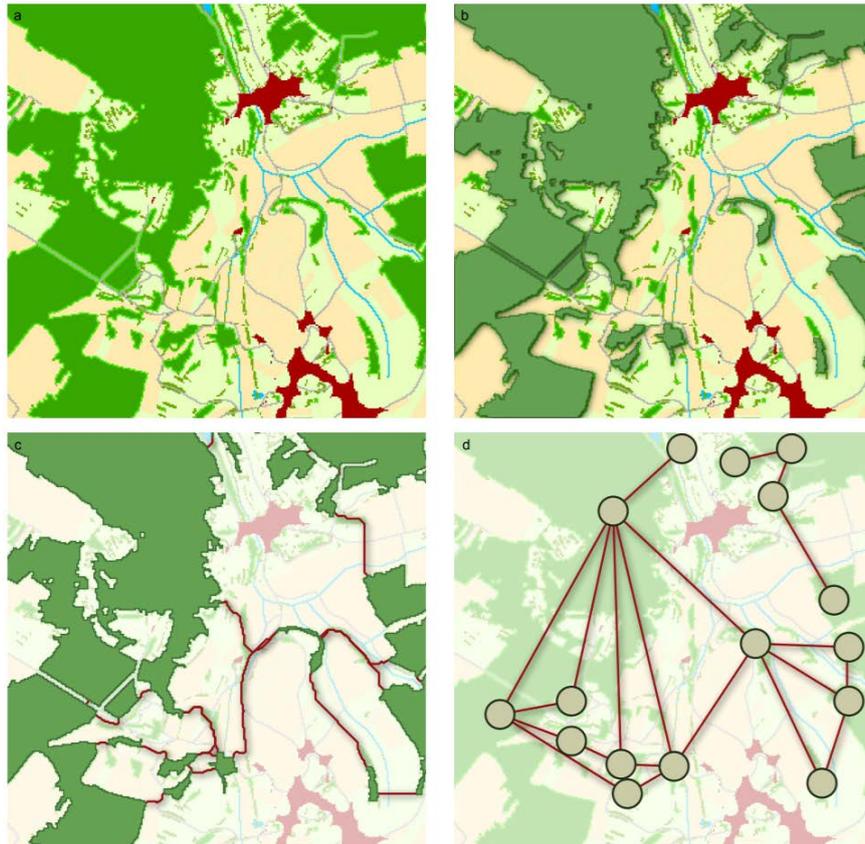


Figure 18 : Etapes de construction d'un graphe paysager : à partir d'une carte d'occupation du sol (a), identification des taches d'habitat (b) puis définition des liens avec visualisations réaliste (c) ou topologique (d) du graphe paysager, à partir duquel pourront être calculées des métriques de connectivité (Girardet et Clauzel, 2018)

Définition des nœuds du graphe

Les **nœuds** d'un graphe paysager correspondent aux **taches d'habitat** de l'espèce considérée. Ces taches sont souvent définies par l'agrégation des pixels appartenant à la catégorie de l'habitat préférentiel identifié dans la carte d'occupation du sol. La définition de ces taches peut également prendre en compte d'autres paramètres tels que l'effet de lisière, auquel cas une zone tampon peut permettre de réduire les taches d'habitat, si les lisières sont considérées comme des habitats dégradés pour l'espèce d'intérêt (par exemple une espèce forestière vivant dans les cœurs de forêts). Il est également possible de définir les taches d'habitat à partir de plusieurs classes d'occupation du sol. Par ailleurs, un

indicateur de potentiel démographique, traduisant la **capacité des taches** à accueillir une population, est généralement attribué aux taches d'habitat. Ce potentiel démographique est souvent lié à la surface de la tache, étant donné qu'il dépend en général de la quantité de ressources qui peut être considérée comme proportionnelle à la surface. Cet indicateur peut aussi être défini en tenant compte de la présence d'un habitat secondaire ou d'un autre élément important autour des taches d'habitat, par exemple dans le cas d'amphibiens associés aux mares forestières. Il est également possible de spécifier une taille minimum pour considérer une tache d'habitat comme un nœud du graphe en fonction de la taille du **domaine vital** des espèces cibles.

Dans le cadre de cette thèse, nous n'avons pas défini de critère de qualité dépendant de l'environnement des taches d'habitat, ni de seuil minimal de superficie pour leur sélection. Les pixels de la cartographie d'occupation du sol étant de 10 mètres, les taches d'habitat auront tout de même une surface minimale de 100 m². La capacité des taches à accueillir des individus tient compte de leur superficie. Pour les rhopalocères et les orthoptères, tous les milieux herbacés à caractère naturel ou semi-naturel ont été considérés comme des habitats potentiels (prairies, jachères, friches, pelouses calcaires, etc.), à l'exception des milieux herbacés trop artificialisés ou gérés de façon intensive (surfaces engazonnées des parcs et jardins, prairies dites « propres » dans la base de données Ecomos, etc.). Pour la flore, il nous a semblé intéressant de faire deux sous-groupes : un premier groupe d'espèces « peu exigeantes », pour lesquelles tous les espaces herbacés peuvent être des habitats potentiels, même s'ils sont parfois très artificialisés (groupe nommé par la suite « Flore NSNA »), et un deuxième groupe d'espèces

« exigeantes », dont les habitats seraient uniquement les espaces herbacés à caractère naturel ou semi-naturel (groupe nommé par la suite « Flore NSN »).

Définition des liens du graphe

Deux topologies de graphes spatiaux peuvent être utilisées pour un même ensemble de nœuds, les **topologies complète et planaire** (Galpern *et al.*, 2011) (Figure 19). Un **graphe complet** est un graphe dont tous les nœuds sont reliés deux à deux par des liens, représentant ainsi l'ensemble des déplacements possibles entre les taches d'habitat pour l'espèce ou le groupe d'espèce étudié(e). Le **graphe planaire** représente quant à lui une vision simplifiée d'un graphe complet, avec un nombre de liens réduit qui ne se superposent pas (Fall *et al.*, 2007). Sa construction se base sur la définition de polygones de Voronoï à partir des nœuds : seuls les nœuds dont les polygones de Voronoï sont adjacents sont alors reliés entre eux par des liens (Galpern *et al.*, 2011).

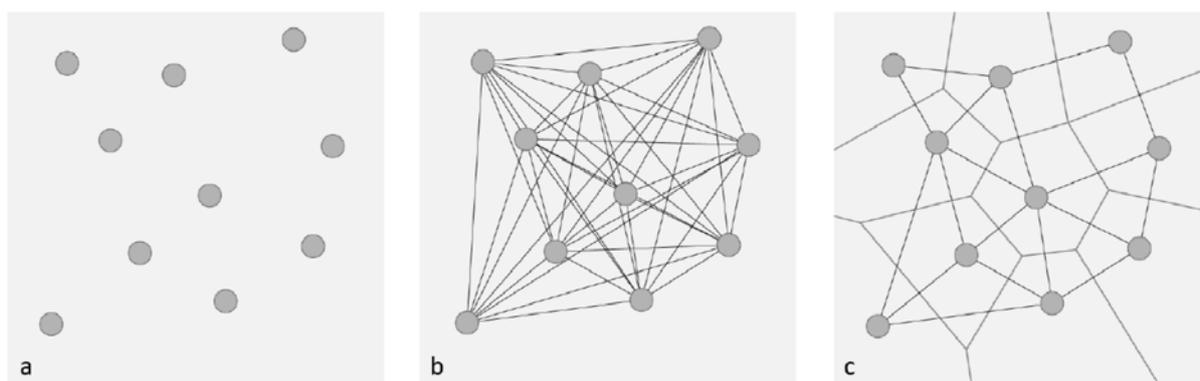


Figure 19 : Graphe complet (b) et graphe planaire (c) construits à partir d'un même ensemble de nœuds (a) (Sabraoui, 2016)

Un graphe peut être également **dirigé ou non-dirigé**, selon si ses liens ont une direction privilégiée ou non. L'utilisation d'un graphe dirigé peut être pertinente pour prendre en compte des flux d'individus qui se feraient préférentiellement de taches d'habitat « sources » vers des taches d'habitat « puits », ou pour étudier des espèces aquatiques qui suivraient les courants des cours d'eau par exemple. Enfin, les liens peuvent être définis en utilisant des **distances euclidiennes** ou des **distances de moindre coût**, selon si la matrice est considérée comme homogène ou hétérogène pour le déplacement des espèces.

Nous avons choisi pour cette étude d'utiliser une **topologie planaire**, afin de réduire les temps de calcul tout en conservant une pertinence écologique étant donné que la majorité des espèces effectuent leurs déplacements de proche en proche entre les taches d'habitat (Sahraoui, 2016). De plus, **nous n'avons pas donné de direction aux liens** du graphe, considérant ainsi une relation symétrique aux paires de taches reliées entre elles. Enfin, nous avons privilégié l'utilisation de la **méthode des moindres coûts** pour définir ces liens afin de prendre en compte l'hétérogénéité de la matrice et d'améliorer l'estimation de la connectivité fonctionnelle (Kupfer, 2012).

Les coûts attribués à chaque catégorie d'occupation du sol en fonction de sa résistance aux déplacements pour chaque groupe d'espèces ont été choisis sur la base de la littérature écologique et des avis d'experts. Si certains auteurs évaluent notamment les résistances grâce à des expériences (Coulon *et al.*, 2008) et les testent par des données génétiques (Stevens *et al.*, 2004 ; 2006), les dires d'expert sont le plus souvent utilisés, d'autant plus lorsqu'un ensemble d'espèces est étudié (Zeller *et al.*, 2012). Plusieurs échelles de valeurs numériques peuvent être utilisées pour attribuer les coûts mais notre

choix s'est porté sur une échelle logarithmique avec des valeurs de **1, 10, 100 et 1000**, très utilisée dans la littérature et qui offre un bon compromis dans le contraste des résultats (e.g. Clauzel *et al.*, 2015, Serret *et al.*, 2014).

Ainsi, nous avons utilisé les coûts de rugosité suivants pour les Rhopalocères et les Orthoptères des milieux herbacés : **1** pour leur **habitat**, **10** pour les **éléments favorables**, **100** pour les **éléments défavorables**, **1 000** pour les éléments considérés comme des "**barrières**", même si ces derniers ne sont pas totalement infranchissables. Dans le cas de petites mosaïques d'habitats, nous les avons regroupées en un seul habitat et avons attribué la valeur moyenne des habitats composites. La différence entre les coûts attribués pour les orthoptères et les rhopalocères réside principalement dans les surfaces sans végétation qui sont plus favorables aux orthoptères qu'aux rhopalocères, et dans les hauteurs des bâtis que ces deux groupes peuvent survoler relativement facilement. Suite à une consultation d'experts, un seuil de **2 mètres** a été choisi au-delà duquel les éléments sont considérés comme des barrières pour les orthoptères et **10 mètres** pour les rhopalocères. Pour les espèces végétales, étant donné que la dispersion dans les milieux herbacés est complexe et en grande partie déterminée par le vent, nous avons choisi une approche simplifiée considérant uniquement les forêts et les bâtiments de plus de **15 mètres** de haut comme des éléments de barrière (coût de 1 000) et les autres catégories d'occupation des sols (cultures, surfaces en eau, espaces artificialisés, etc.) se sont vu attribuer un coût de 10. Nous n'avons ainsi pas cherché à modéliser des phénomènes plus complexes de dispersion tels que ceux liés à la zoochorie, dépendant d'espèces animales

dont les préférences écologiques sont variables et qui peuvent être associées à différentes sous-trames.

Le détail des **coûts de rugosité** utilisés pour les modélisations figure dans le Tableau 3.

	Rhopalocères	Orthoptères	Flore "NSNA"	Flore "NSN"
Milieux herbacés semi-naturels ou naturels	1	1	1	1
Milieux herbacés artificiels	10	10	1	10
Milieux herbacés/arbustifs	10	10	10	10
Milieux herbacés/boisés	50	50	10	10
Milieux arbustifs	100	100	10	10
Milieux arbustifs/herbacés	50	50	10	10
Milieux boisés	1000	1000	1000	1000
Milieux boisés/herbacés	100	100	10	10
Cultures	100	100	10	10
Surfaces sans végétation	100	10	10	10
Surfaces en eau	100	100	10	10
Espaces artificialisés	100	100	10	10
Bâti jusqu'à 2 m	100	100	10	10
Bâti de 3 à 10 m	100	1000	10	10
Bâti de 11 à 15 m	1000	1000	10	10
Bâti à partir de 16 m	1000	1000	1000	1000
Voies de communication primaires	1000	1000	10	10
Voies de communication secondaires	100	100	10	10

Tableau 3 : Coûts de rugosité attribués par classe d'occupation du sol et par groupe taxonomique, pour des espèces associées aux milieux herbacés

Enfin, nous avons **seuillé** les différents graphes obtenus en fonction des **capacités de dispersion** des espèces précédemment choisies. Cette étape consiste à effectuer une **sélection sur les liens** en ne gardant que ceux considérés comme des chemins de déplacement potentiel, et en supprimant ainsi ceux dont la distance est supérieure aux capacités de dispersion des espèces cibles. Dans notre cas, les liens étant caractérisés par une distance coût, ce seuillage doit être réalisé à partir de la valeur des coûts cumulés des liens. Il est donc nécessaire d'effectuer une conversion des distances métriques (DistM) en distance coût (Dist), qui peut être estimée d'après le nuage de points en double logarithmique correspondant au jeu de liens utilisé, grâce à l'équation ci-dessous (Clauzel *et al.*, 2017) :

$$\text{Dist} = e^{\text{intercept} + \text{slope} \cdot \log(\text{DistM})}$$

Calcul de métriques de connectivité

Une fois les graphes paysagers construits, des **métriques de connectivité** peuvent être calculées afin de caractériser et chiffrer les propriétés de ces graphes. Ces métriques, issues de la théorie des graphes ou de l'écologie, sont très nombreuses et calculables à plusieurs niveaux d'analyse (Dale et Fortin, 2010 ; Galpern *et al.*, 2011 ; Rayfield *et al.*, 2011) : **au niveau du graphe entier** pour mesurer la connectivité globale du réseau écologique, **au niveau de ses composantes** pour caractériser les propriétés d'agrégats de noeuds connexes, et **au niveau local des noeuds et/ou liens**, pour mesurer leur position et importance au sein du réseau. Les métriques de connectivité peuvent aussi se distinguer selon leur type de calcul : les métriques strictement **topologiques** qui ne nécessitent pas de paramétrage, et les métriques **pondérées** intégrant les distances inter-taches et la capacité des taches qui

nécessitent un paramétrage adapté à l'espèce considérée (Rayfield *et al.*, 2011, Sahraoui 2016).

Dans le cadre de cette thèse, nous avons utilisé **l'indice de probabilité de connectivité (PC)** défini comme "la probabilité que deux organismes placés au hasard dans le paysage se retrouvent dans des zones d'habitat accessibles l'un à l'autre" (Saura et Pascual-Hortal, 2007). Cette métrique est très fréquemment utilisée dans la bibliographie (e.g. Serret *et al.*, 2014 ; Bourgeois, 2015 ; Fagan *et al.*, 2016) et permet de mesurer l'efficacité fonctionnelle des réseaux écologiques. Son calcul a intégré la superficie des taches pour estimer leur capacité, les distances de dispersion des espèces choisies précédemment ainsi qu'une probabilité de 0,05. Cette probabilité permet de prendre en compte la variabilité des capacités de déplacement entre les différents individus d'une même population, et d'estimer ici que seulement 5% d'entre eux iront au-delà de la distance de dispersion définie.

Le PC est calculé comme suit :

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}}{A^2}$$

où p_{ij} est la probabilité maximale de mouvement entre les patches i et j , a_i et a_j sont

les surfaces des patches i et j , A est la surface totale de la zone d'étude, et n est le nombre total de patches.

Une fonction exponentielle peut être utilisée pour calculer p_{ij} comme suit :

$$p_{ij} = e^{-k d_{ij}}$$

où p_{ij} est la distance de moindre coût entre les patches i et j , et k ($0 < k < 1$) exprime la réduction des probabilités de dispersion résultant de cette fonction exponentielle (Saura et Pascual-Hortal, 2007).

Afin d'évaluer la contribution de chaque tache d'habitat à la connectivité globale du réseau, et ainsi mettre davantage en évidence les secteurs à enjeux pour la connectivité dans la région étudiée, nous avons utilisé la méthode de retrait itératif des nœuds et calculé le Delta PC (Keitt *et al.*, 1997 ; Urban et Keitt, 2001 ; Pascual-Hortal et Saura, 2006 ; Rae *et al.*, 2007), tel que :

$$dPC = \frac{PC - PC'}{PC} \times 100$$

où PC est la valeur lorsque l'élément du paysage est présent dans le paysage et PC' est la valeur après la suppression de cet élément du paysage (par exemple, suite à la perte d'une parcelle d'habitat).

La Figure 20 synthétise les différentes étapes de la méthodologie présentée dans ce chapitre.

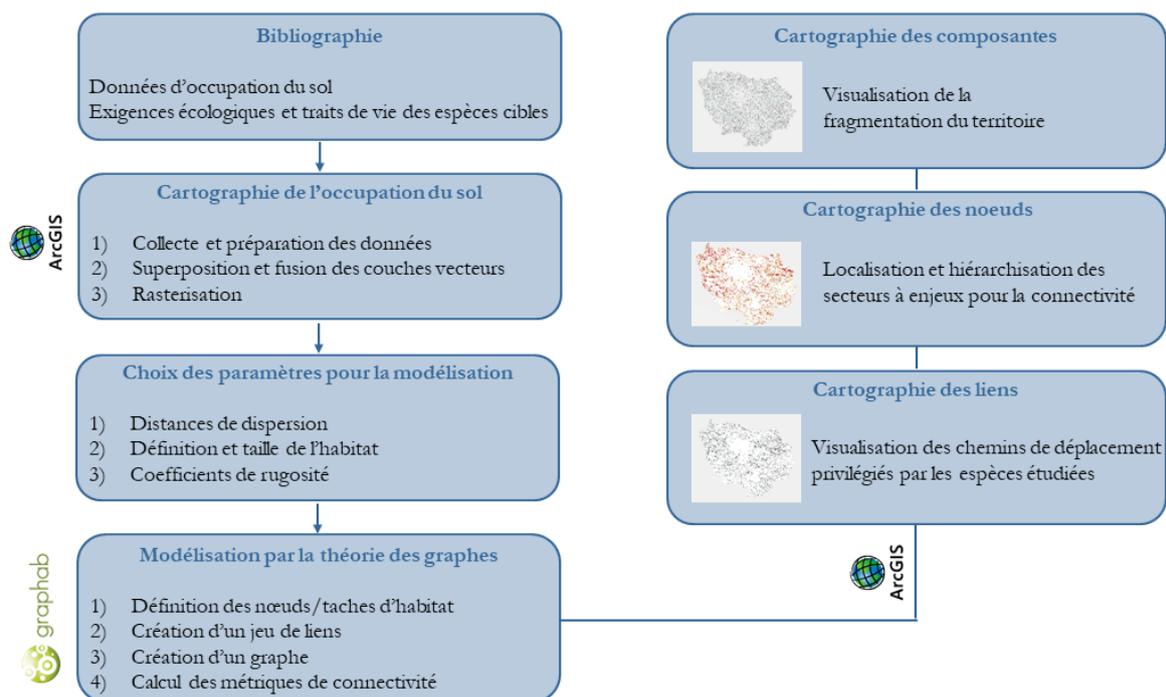


Figure 20 : Schéma méthodologique général (d'après Lesieur-Maquin et al., 2021)

3.2. Résultats

3.2.1. Les milieux herbacés identifiés en Île-de-France

Nous avons dénombré 71 388 taches d'habitats de milieux herbacés en Île-de-France, représentant 89 690 hectares et 7,43 % de l'occupation du sol du territoire régional. En retirant les milieux herbacés à caractère artificiel, le nombre de taches est réduit à 55 312, pour une surface de 53 794 hectares (4,46 % du territoire régional). Ces nombreuses taches d'habitat, aux surfaces souvent réduites d'une moyenne de 1 hectare environ, témoignent de la **fragmentation du territoire pour les milieux herbacés** (Tableau 4).



Figure 21 : Milieu herbacé francilien © Chloé Thierry

	Milieux herbacés naturels et semi-naturels	Milieux herbacés naturels, semi-naturels et artificiels
Nombre de taches d'habitat	55 312	71 388
Surface moyenne	0,97 ha	1,34 ha
Ecart-type	3,44 ha	5,56 ha
Minimum	0,01 ha	0,01 ha
Maximum	170 ha	318 ha
Surface totale	53 794 ha	89 690 ha
Proportion de l'Île-de-France	4,46 %	7,43 %

Tableau 4 : Données chiffrées sur les milieux herbacés d'Île-de-France. Les valeurs affichées ne prennent pas en compte la zone tampon de 10 km autour des limites administratives de l'Île-de-France.

3.2.2. Fragmentation du territoire

Les **cartes des composantes** permettent de visualiser la **fragmentation du territoire** pour les espèces étudiées (Figures 22 et 23). Elles délimitent les secteurs dans lesquels les taches d'habitat sont interconnectées. Ainsi, un individu ou propagule peut se déplacer entre les différentes taches d'une composante, mais il est peu probable qu'il puisse rejoindre une tache située dans une autre composante. Le réseau est d'autant plus fragmenté qu'il contient de composantes, mais leur nombre et leur taille dépend aussi beaucoup de la quantité et la superficie des taches d'habitat.

La **sous-trame herbacée** est globalement **représentée sur tout le territoire** de la région Île-de-France, mais les taches d'habitat forment un ensemble de **petits milieux herbacés éparpillés et très peu connectés pour les espèces floristiques de faible dispersion (150 m) ainsi que pour les espèces de rhopalocères et d'orthoptères de faible et moyenne dispersion (100 m et 300 m)**, pour lesquelles le territoire apparaît

très fragmenté. Les composantes qui se détachent alors légèrement correspondent pour la flore NSNA aux zones aéroportuaires de Roissy et Orly, ainsi qu'un secteur comprenant des golfs et des milieux herbacés autour du Parc Disneyland Paris. Les plus grandes composantes sont sinon situées pour tous les groupes taxonomiques sur les territoires sur lesquels les milieux herbacés ne sont pas présents, c'est-à-dire ceux majoritairement forestiers pour la flore NSNA, et ceux majoritairement forestiers ou urbanisés pour la flore NSN, les rhopalocères et les orthoptères.

Pour les espèces floristiques NSNA ayant une capacité de dispersion moyenne de 500 m, l'arc sud de la région apparaît alors le plus fragmenté (surtout vers le Gâtinais et la Beauce) mais le reste du territoire semble nettement plus connecté. Pour la flore NSN avec les mêmes capacités de dispersion, la fragmentation reste assez élevée sur l'ensemble de la région mais certaines zones permettent une meilleure circulation des

espèces, notamment sur le secteur rassemblant le Vexin français, la Vallée de la Seine Aval et le Mantois-Drouais ainsi que sur le secteur de la Vallée de la Marne et le nord-est de la Brie.

A l'inverse, l'Île-de-France apparaît comme un **territoire plutôt bien connecté pour les espèces de milieux herbacés à dispersion plus élevée** (1000 m), quels que soient les groupes taxonomiques. La circulation des espèces entre les parcelles se fait cependant surtout par des corridors en « pas japonais ».

La plupart des parcelles d'habitats herbacés semble ainsi accessible pour ces espèces, seuls les alentours des zones très urbanisées ou forestières, moins denses en espaces herbacés, apparaissant comme des zones plus fragmentées (vers l'agglomération de Paris et le massif de Fontainebleau notamment). En ce qui concerne la flore NSNA, pour laquelle les milieux herbacés artificiels ont été également considérés comme des habitats, même l'agglomération de Paris semble permettre une bonne circulation des espèces en offrant de nombreux relais possibles.

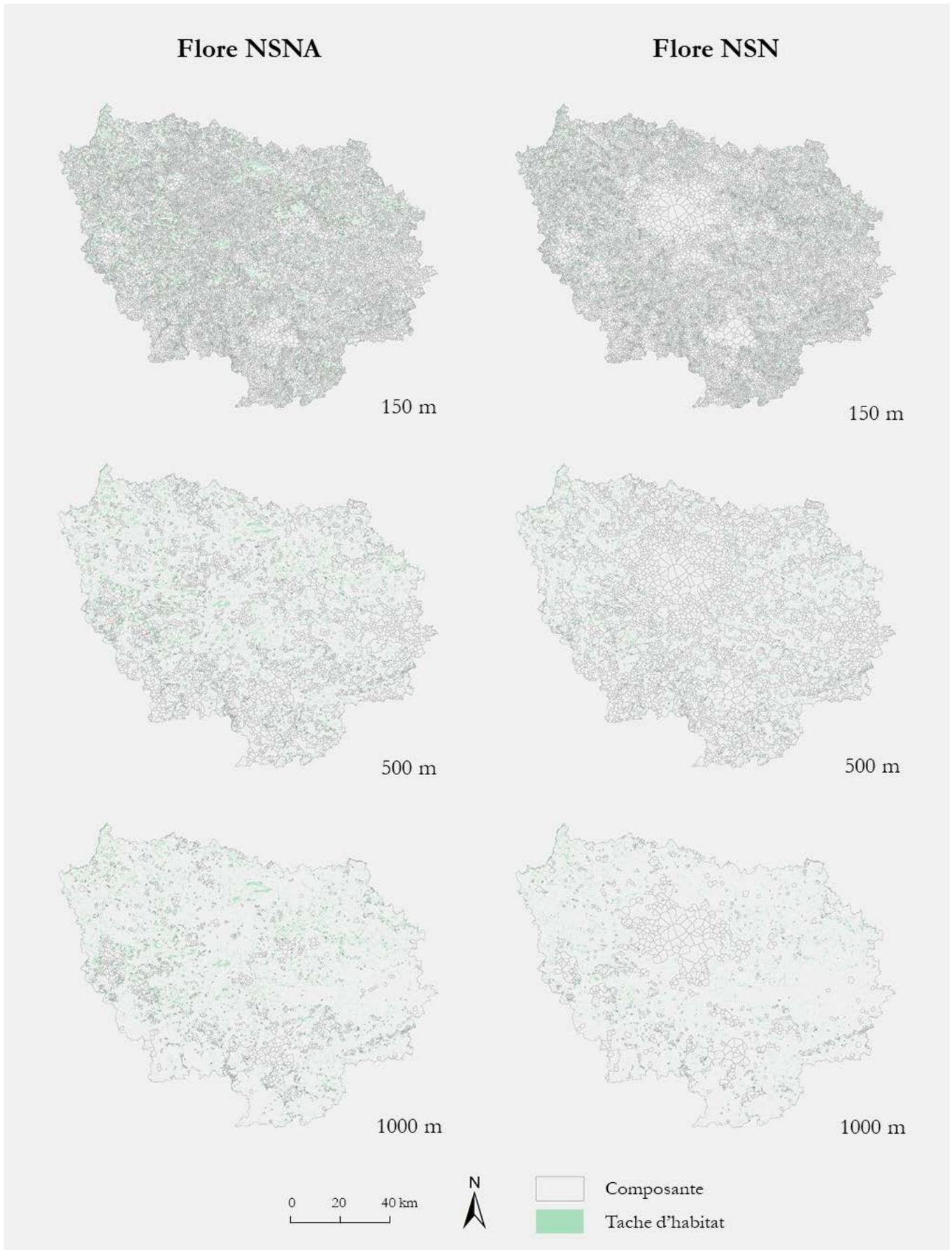


Figure 22 : Cartes des composantes, représentant la fragmentation du territoire de l'Île-de-France, pour la flore des milieux herbacés selon les distances de dispersion.

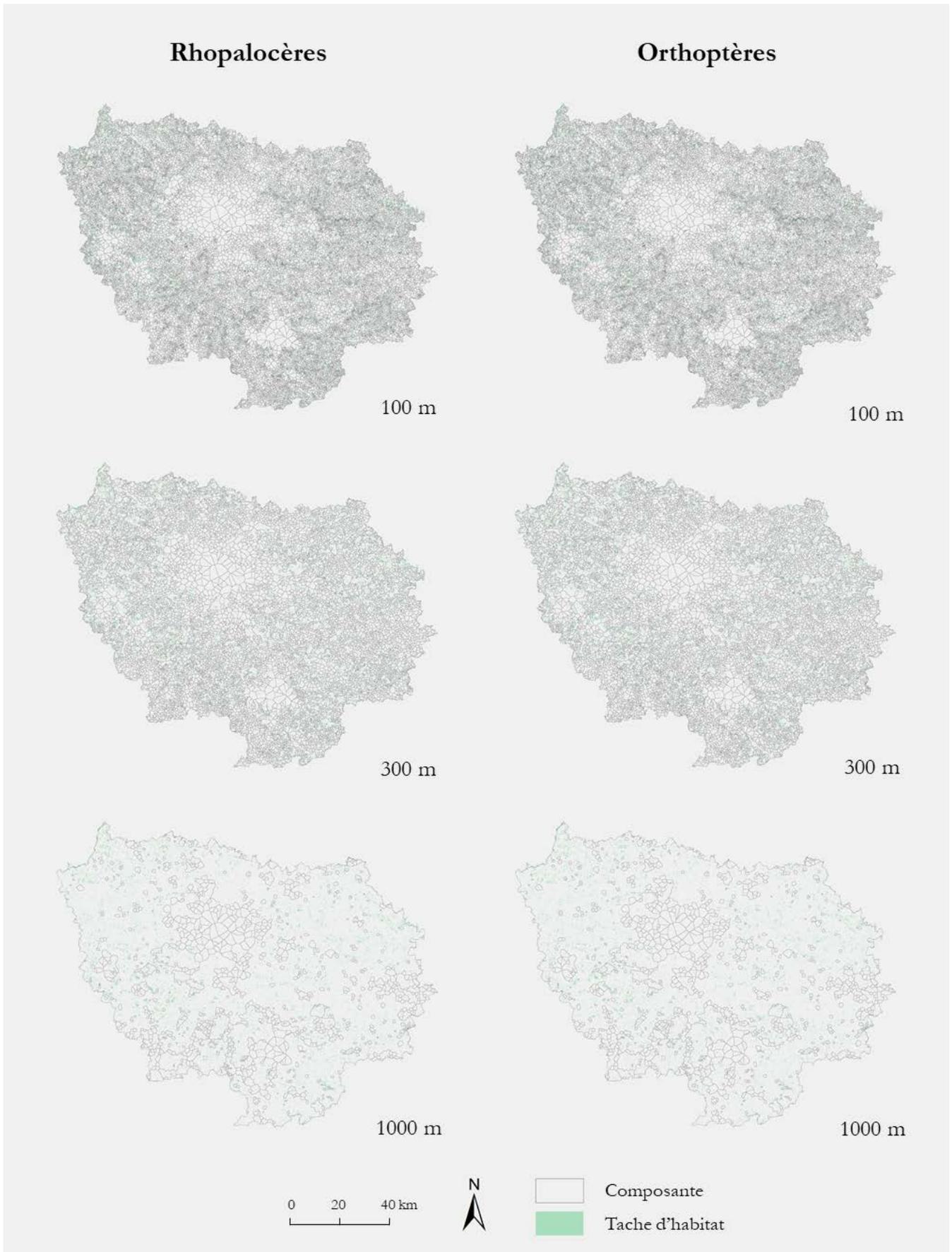


Figure 23 : Cartes des composantes, représentant la fragmentation du territoire de l'Île-de-France, pour les rhopalocères et les orthoptères des milieux herbacés selon les distances de dispersion.

Par ailleurs, l'analyse du **nombre de composantes en fonction des distances de dispersion** des espèces montre une évolution similaire pour les différents groupes taxonomiques étudiés (Figure 24). Le taux de fragmentation du territoire se stabilise à un faible niveau à partir d'une distance de 1000 mètres. En dessous de 500 mètres de dispersion, la fragmentation s'accélère plus nettement, et la moitié environ des taches

d'habitat herbacé présentes en Île-de-France se retrouve déconnectée des autres taches pour une distance de dispersion de 100 mètres. Les différentes distances de dispersion choisies pour les groupes taxonomiques étudiés semblent donc être assez **représentatives des différents degrés de fragmentation du territoire** possibles selon les espèces.

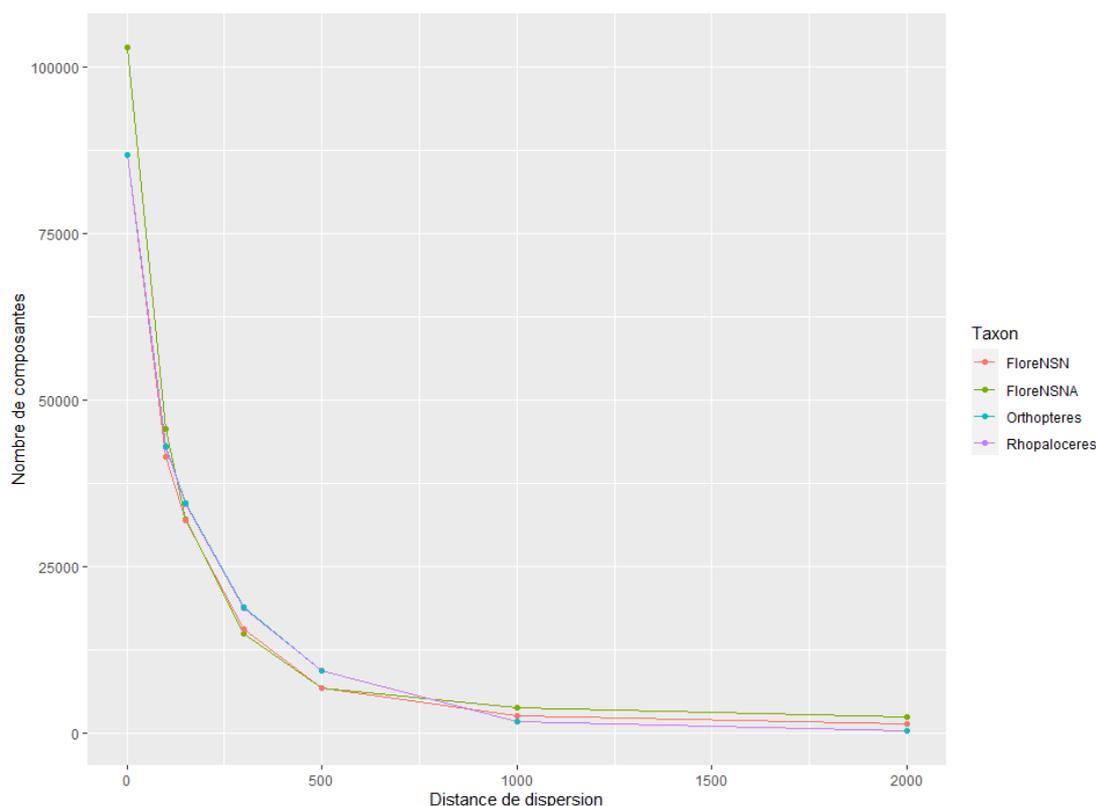


Figure 24 : Nombre de composantes en IDF en fonction des distances de dispersion des espèces des différents groupes taxonomiques étudiés.

3.2.3. Secteurs et taches d'habitat à enjeu pour la connectivité

Seules les cartes représentant les secteurs à enjeu pour la connectivité des milieux

herbacés en Île-de-France pour les **espèces de moyenne dispersion** de chaque groupe taxonomique étudié sont présentées ici (Figures 25, 26, 27 et 28). Les autres cartes réalisées pour les dispersions faibles et élevées sont disponibles en Annexe 1. Elles montrent des valeurs de connectivité légèrement

différentes mais les conclusions restent globalement les mêmes. Les cartes représentant l'ensemble des liens des graphes pour les différents groupes d'espèces étudiés figurent également en Annexe 2, de même qu'une carte des cours d'eau d'Île-de-France pour aider si besoin au repérage du lecteur (Annexe 3).

Les graphes paysagers obtenus mettent en évidence une **sous-trame des milieux herbacés en Île-de-France constituée d'espaces herbacés de surfaces assez faibles et disséminés sur le territoire**. La hiérarchisation des taches d'habitat selon leur importance dans la connectivité avec l'utilisation du dPC montre des résultats similaires à l'échelle régionale pour la flore NSN, les rhopalocères et les orthoptères. **Plusieurs grands secteurs contribuant particulièrement à la connectivité régionale** se détachent ainsi par leurs valeurs de dPC plus élevées :

- **Le Vexin, vers l'Epte** notamment, qui est riche en prairies, ainsi que le long de la **Vallée de la Seine Aval** sur laquelle se retrouvent des friches liées aux anciens champs d'épandages et aux carrières ;
- **Le nord-est de la Brie**, en particulier le **long des vallées du Petit Morin et du Grand Morin** qui comprennent de nombreuses prairies, ainsi que vers la **vallée de la Marne** (friches associées aux carrières) ;
- Les **pourtours de la Forêt domaniale de Rambouillet**, constitués également de nombreuses prairies ;
- Le **long de la Seine Amont** (friches liées aux carrières), et particulièrement vers la

Bassée qui abrite beaucoup de prairies et des zones humides relictuelles ;

- Le **bocage Gâtinais** autour des petites **vallées du Lunain et de l'Orvanne**, avec notamment de grandes parcelles herbacées vers la commune de **Thoury-Férotte**.

Pour la flore NSNA, d'autres secteurs d'importance pour la connectivité ressortent davantage et s'ajoutent à ceux précédemment cités tels que :

- Les **aéroports** qui abritent des surfaces en herbe conséquentes : le secteur comprenant l'aéroport de Roissy-Charles-de-Gaulle et de Paris-Le Bourget, ainsi que l'aéroport Paris-Orly ;
- Le secteur au **nord de la forêt de Ferrières**, comprenant notamment des golfs et des milieux herbacés autour du Parc Disneyland Paris ;
- Le secteur situé au **sud de la forêt de Sénart** (vers les communes de Brétigny-sur-Orge à Moissy-Cramayel).

Par ailleurs, les **milieux herbacés linéaires** le long des infrastructures de transport, que ce soient des autoroutes ou des voies ferrées, ressortent sur les cartes comme des **éléments importants pour la connectivité et le déplacement des espèces** associées à ces milieux en Île-de-France. En particulier, l'intérêt potentiel de plusieurs dépendances vertes est mis en évidence : celles de l'autoroute A5 et de la ligne TGV qui la longe, de la ligne TVG située sur la partie Est du Pays de France (en direction de Strasbourg), ainsi que de la Route Départementale 14 dans le Vexin français.

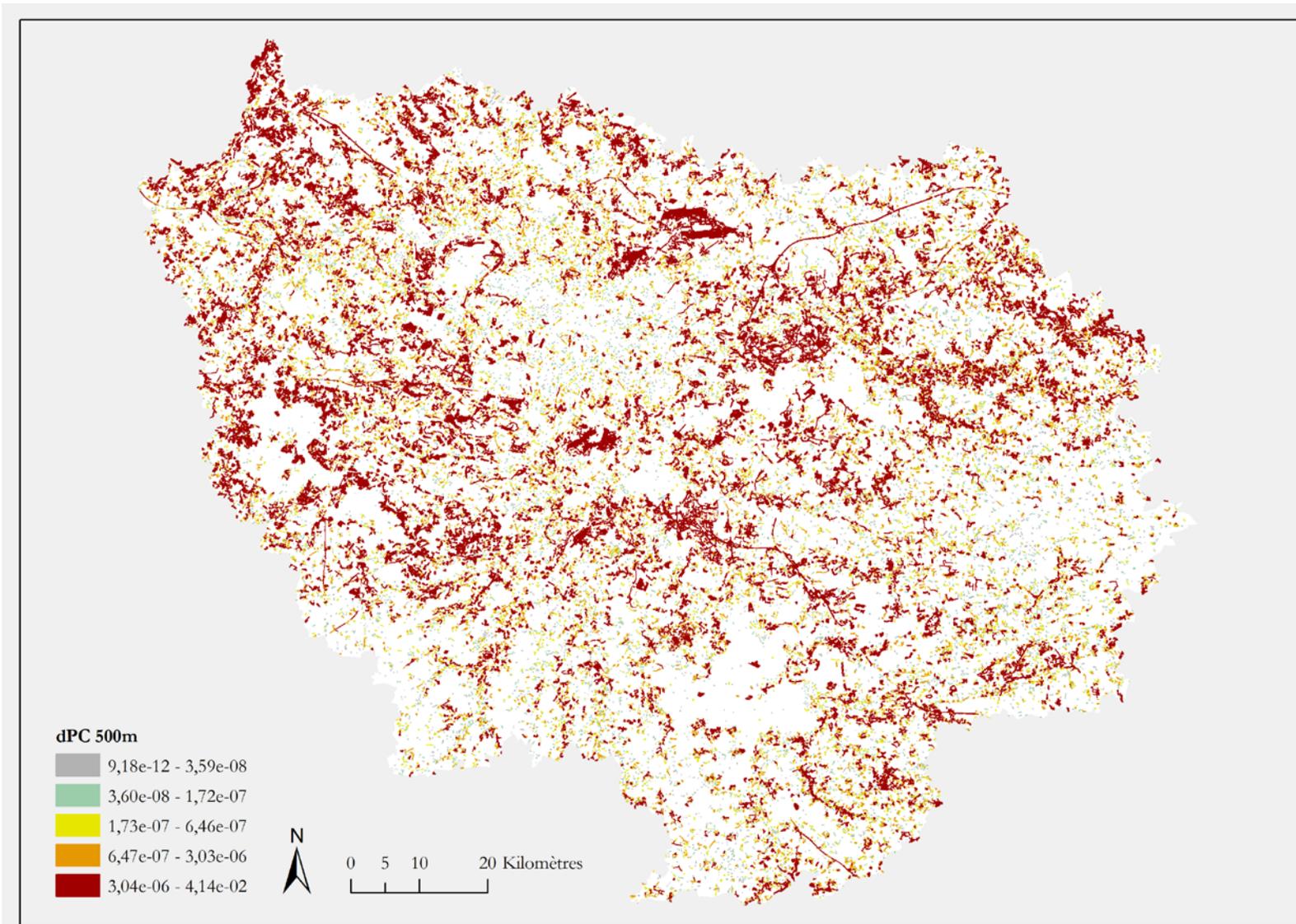


Figure 25 : Carte de la connectivité des milieux herbacés pour la flore inféodée aux espaces herbacés naturels, semi-naturels et artificiels ayant une capacité de dispersion de 500m.

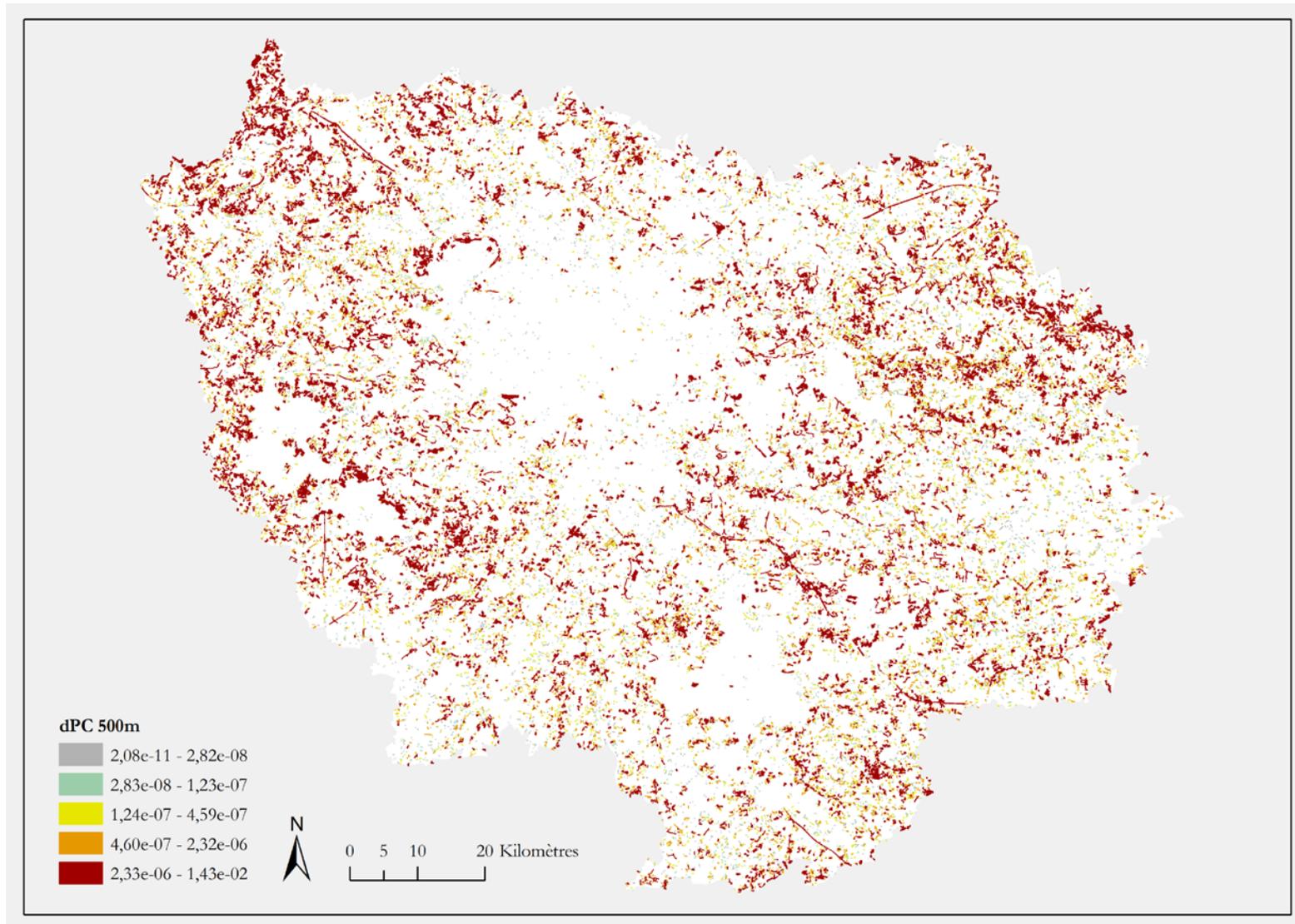


Figure 26 : Carte de la connectivité des milieux herbacés pour la flore inféodée aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 500m

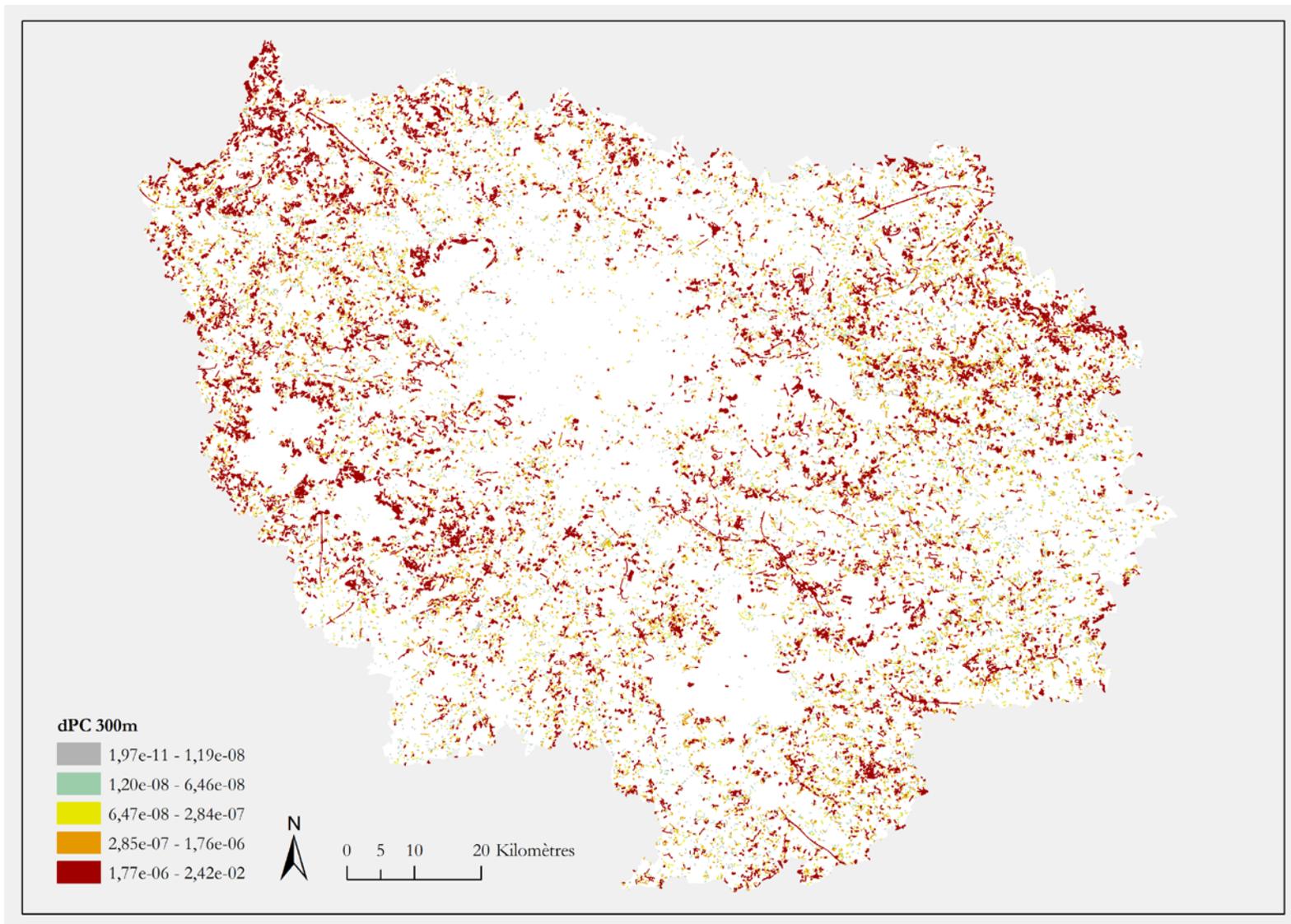


Figure 27 : Carte de la connectivité des milieux herbacés pour les rhopalocères inféodés aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 300m

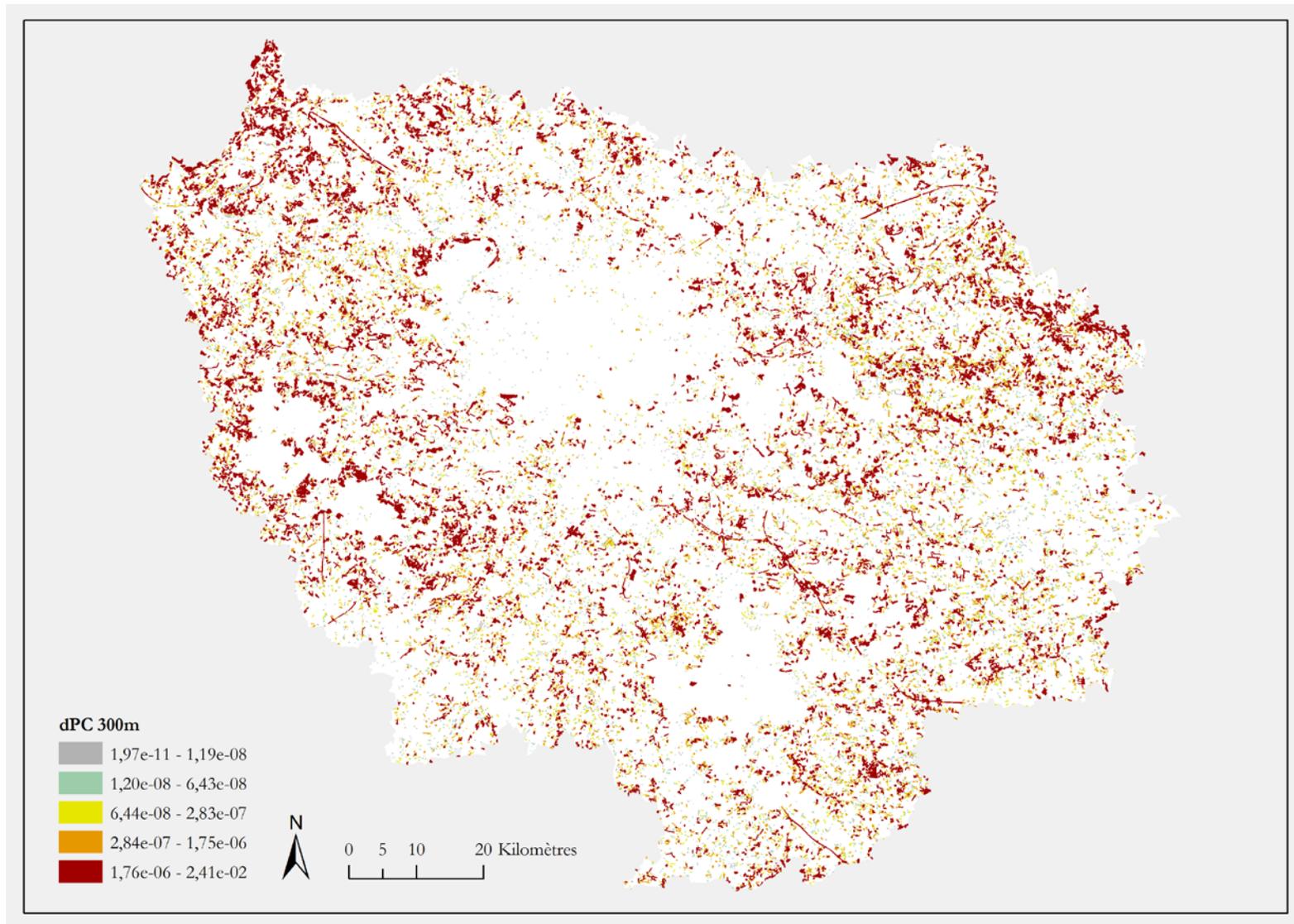


Figure 28 : Carte de la connectivité des milieux herbacés pour les orthoptères inféodés aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 300m

3.3. Mise en perspective avec le SRCE

Il nous a semblé intéressant de mettre en perspective les résultats obtenus précédemment avec le **Schéma régional de cohérence écologique (SRCE)**, volet régional de la **Trame verte et bleue**. Pour rappel, celui-ci contient :

- l'identification des différentes composantes de la Trame verte et bleue : réservoirs de biodiversité, corridors, cours d'eau et canaux, obstacles au fonctionnement des continuités écologiques ;
- l'identification des enjeux régionaux de préservation et de restauration des continuités écologiques, et la définition de priorités régionales grâce à un plan d'action stratégique ;
- la proposition d'outils adaptés pour mettre en œuvre ce plan d'action visant à préserver et restaurer les continuités écologiques.

Son principal objectif est donc la **préservation et la remise en bon état des continuités écologiques en vue de maintenir, améliorer ou rétablir leur fonctionnalité**. Le SRCE est un document cadre, décliné à toutes les échelles infrarégionales, qui oriente les stratégies et les projets de l'Etat et des collectivités territoriales et leurs groupements qui doivent le prendre en compte (SRCE, 2013). Si le SRCE étudie toutes les sous-trames présentes en Île-de-France, nous nous sommes concentrés ici sur la sous-trame herbacée pour permettre la comparaison avec nos résultats.

3.3.1. Différences de méthodologies et d'objectifs

L'étude des **différences dans les méthodologies et les objectifs** est un préalable indispensable pour la comparaison entre les résultats du SRCE et ceux des travaux menés dans le premier chapitre de cette thèse. Les principaux éléments méthodologiques sont synthétisés et mis en parallèle dans le Tableau 5.

3.3.2. Comparaison des principaux résultats

La sous-trame herbacée issue du SRCE, ainsi que les corridors et les éléments fragmentants sont présentés en Figures 29 et 30.

CHAPITRE 1

	SRCE	Thèse
Démarche globale et objectifs	Compilation des données d'occupation du sol, modélisations puis confrontation au dire d'expert pour aboutir à l'identification des réservoirs de biodiversité, corridors, cours d'eau et canaux, obstacles au fonctionnement des continuités écologiques, mais aussi des enjeux régionaux de préservation et de restauration des continuités écologiques, et d'un plan d'action stratégique.	Compilation des données d'occupation du sol puis modélisations visant à analyser la connectivité de la sous-trame herbacée en Île-de-France, et à hiérarchiser les différentes parcelles d'habitat identifiées selon leur importance dans cette connectivité.
Espèces et groupes cibles	<p>Approche multi-espèces reposant sur 6 guildes d'espèces en fonction des milieux :</p> <p><u>Total herbacé</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Guilde des petits mammifères des formations herbacées des friches, parcs et jardins (Hérisson d'Europe) ; - Guilde des reptiles des pelouses et autres milieux herbacés secs (Coronelle lisse, lézards) ; - Guilde des insectes des friches et milieux herbacés secs (Hespérie de l'alcée (<i>Carcharodus alceae</i>), Machaon (<i>Papilio machaon</i>), Paon de jour (<i>Inachis io</i>), Vulcain (<i>Vanessa atalanta</i>), Azuré de la Bugrane (<i>Polyommatus icarus</i>)). <p><u>Pelouses sur sols calcaires</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Guilde des insectes volants des pelouses sur sols calcaires (Azuré des coronilles (<i>Plebejus argyrognomon</i>), Azuré bleu-céleste (<i>Polyommatus bellargus</i>), Argus bleu-nacré (<i>Polyommatus coridon</i>), Fluoré (<i>Colias alfariensis</i>), Zygènes de l'Hippocrévide (<i>Zygaena transalpina subsp hippocrepidis</i>) et de la petite Coronille (<i>Zygaena fausta</i>), Point de Hongrie (<i>Erynnis tages</i>)) ; <p><u>Landes et pelouses sur sols acides</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Guilde des insectes volants des landes et pelouses sur sols acides (Gomphocère tacheté (<i>Myrmeleotettix maculatus</i>), Azuré de l'ajonc (<i>Plebejus argus</i>), Petit Collier argenté (<i>Clossiana selene</i>), Cuivré fuligineux (<i>Lycena tityrus</i>)). <p><u>Prairies humides et formations marécageuses</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Guilde des criquets des zones humides (Criquet ensablanté, Criquet des clairières, Conocéphale des roseaux (<i>Conocephalus dorsalis</i>)) ; <p>Les distances de dispersion utilisées pour chaque guilde ne sont pas précisées, mais elles semblent globalement très élevées (ex : 15000 km pour les insectes volants des pelouses calcaires).</p>	<p>Approche multi-espèces reposant sur 12 guildes d'espèces fictives des milieux herbacés, représentatives d'un ensemble d'espèces partageant un même type d'habitat et ayant des exigences écologiques similaires :</p> <ul style="list-style-type: none"> - 3 guildes de la flore des milieux herbacés naturels, semi-naturels et artificiels ayant une capacité de dispersion faible (150 m), moyenne (500 m) ou élevée (1000 m) ; - 3 guildes de la flore des milieux herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion faible (150 m), moyenne (500 m) ou élevée (1000 m) ; - 3 guildes des rhopalocères des milieux herbacés ayant une capacité de dispersion faible (100 m), moyenne (300 m) ou élevée (1000 m) ; - 3 guildes des orthoptères des milieux herbacés ayant une capacité de dispersion faible (100 m), moyenne (300 m) ou élevée (1000 m).
Données utilisées pour la carte de l'occupation du sol	MOS (2008), EcoMOS (2003), BD Topo (2008) de l'IGN (infrastructures de transport, bâtis et végétation boisée), référentiel pédologique (2003) de l'INRA, carte géologique du BRGM (2006-2007), BD Carto (2008) et BD Topo (2008) pour les surfaces en eau et la cartographie des cours d'eau, inventaire des mares d'Île-de-France (2001-2012) de la SNPN ainsi que les zones à dominante humide (2009) du SDAGE. Prise en compte également d'éléments issus de Ecoline (2011-2012), la BD Berges (2012), la BD Ongulés (1999) et le ROE (2011) de l'ONEMA.	OSO (2018), EcoMOS (2008), MOS (2017), RPG (2017), BD Topo (2017) de l'IGN (infrastructure de transport, bâtis, hydrographie), Ecoline (2008) (cf. Article 1 du Chapitre 1).

CHAPITRE 1

	SRCE (suite)	Thèse (suite)
Détails de la carte de l'occupation du sol	<ul style="list-style-type: none"> - 1 223 942 polygones répartis en 22 postes d'occupation du sol (simplifiés sur la base d'un regroupement de 75 attributs) ; - Tampon de 10 km autour des limites administratives de la région ; - Carte vecteur convertie au format raster (résolution non précisée). 	<ul style="list-style-type: none"> - 4 344 103 polygones répartis en 18 postes d'occupation du sol (simplifiés sur la base d'un regroupement de 340 attributs) ; - Tampon de 10 km autour des limites administratives de la région ; - Carte vecteur convertie au format raster avec une résolution de 10 m.
Définition des milieux herbacés	<ul style="list-style-type: none"> 6 postes retenus pour les formations herbacées : <ul style="list-style-type: none"> - Pelouses, friches herbacées et affleurements sur sable ; - Landes ; - Milieux humides, marais, friches humides ; - Prairies ; - Jardins et espaces verts ; - Autres espaces herbacés (délaissés urbains et ruraux). 	<ul style="list-style-type: none"> 2 postes retenus pour les formations herbacées : <ul style="list-style-type: none"> - milieux herbacés naturels ou semi-naturels ; - milieux herbacés artificiels.
Détermination des corridors écologiques et des chemins de déplacement	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisation des distances de moindre coût et des Aires de Migration Simulées (Spatial Analyst) ; - 8 coefficients de rugosité utilisés : 1, 2, 6, 14, 77, 185, 441 et 5999 ; - Calcul d'Aires de Migration Simulée pour les différentes guildes qui sont superposées pour définir des continuums ; - Hiérarchisation des continuums selon leur utilisation par une, deux ou trois guildes d'espèces ; - Sélection et détermination des corridors en fonction de la pertinence des continuums et de données réelles (points de passage connus, zones de collision, milieux relais...) dans le cadre d'un processus de concertation. <p>N.B. : Les principaux corridors définis in fine visent à relier des réservoirs de biodiversité qui regroupent différents milieux et qui sont identifiés d'après des zonages pré-existants (RNN, RNR, APPB, RBF, sites Natura 2000, réservoirs biologiques du SDAGE, ZNIEFF de type I et II).</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisation des distances de moindre coût et de la théorie des graphes (Graphab) ; - 5 coefficients de rugosité utilisés : 1, 10, 50, 100, 1000 ; - Création d'un jeu de liens avec une topologie planaire et des graphes seuillés selon les distances de dispersion des espèces pour obtenir les chemins de déplacements privilégiés ; - Calcul de métriques de connectivité afin d'identifier les taches de milieux herbacés à fort enjeu pour la connectivité, pour chaque guildes d'espèces étudiée. <p>N.B : Les jeux de liens créés relient des taches d'habitat constituées de milieux herbacés.</p>

Tableau 5 : Comparaison des méthodologies employées pour l'élaboration du SRCE et pour la thèse

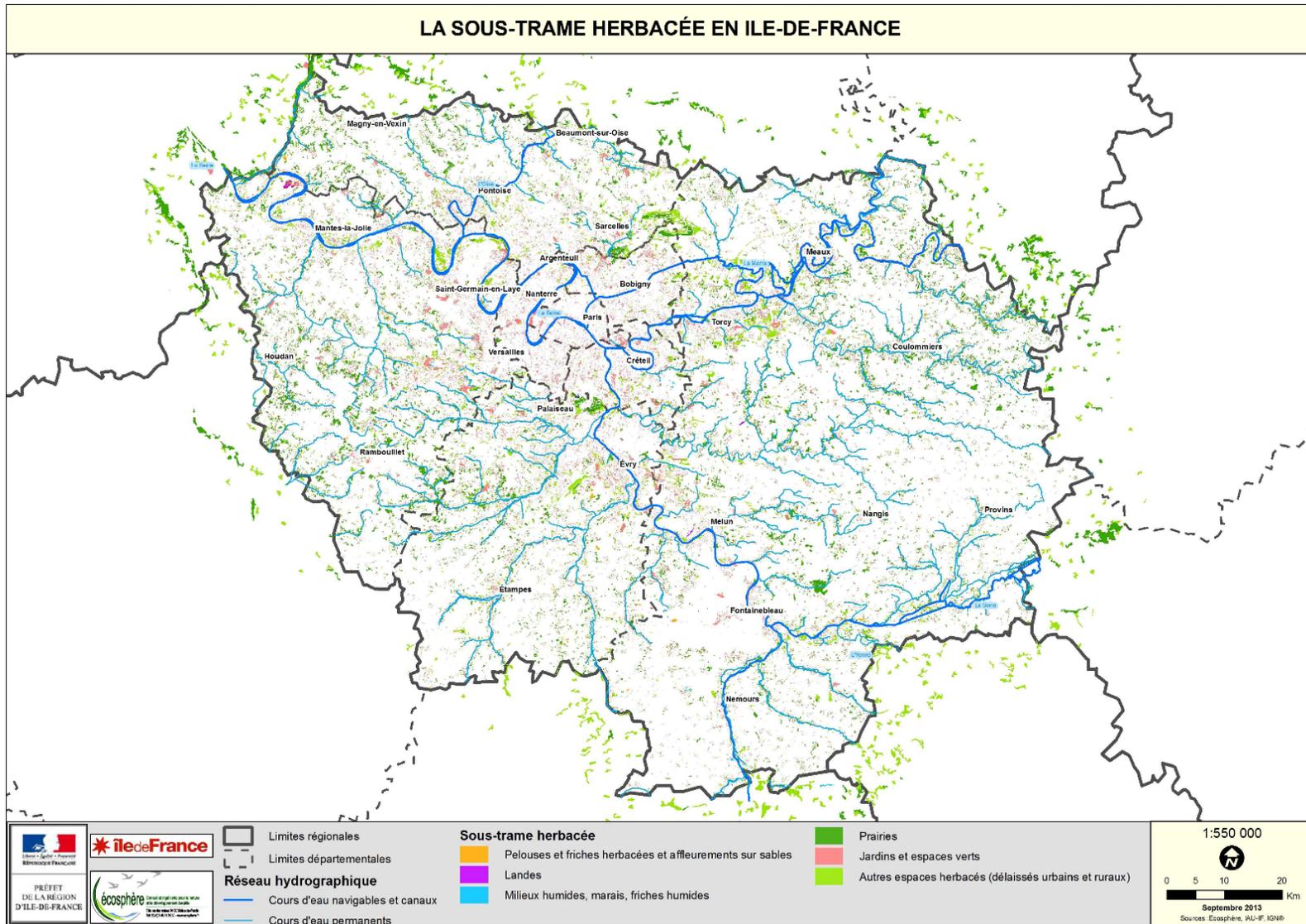


Figure 29 : Eléments de la sous-trame herbacée d'après le SRCE (2013)

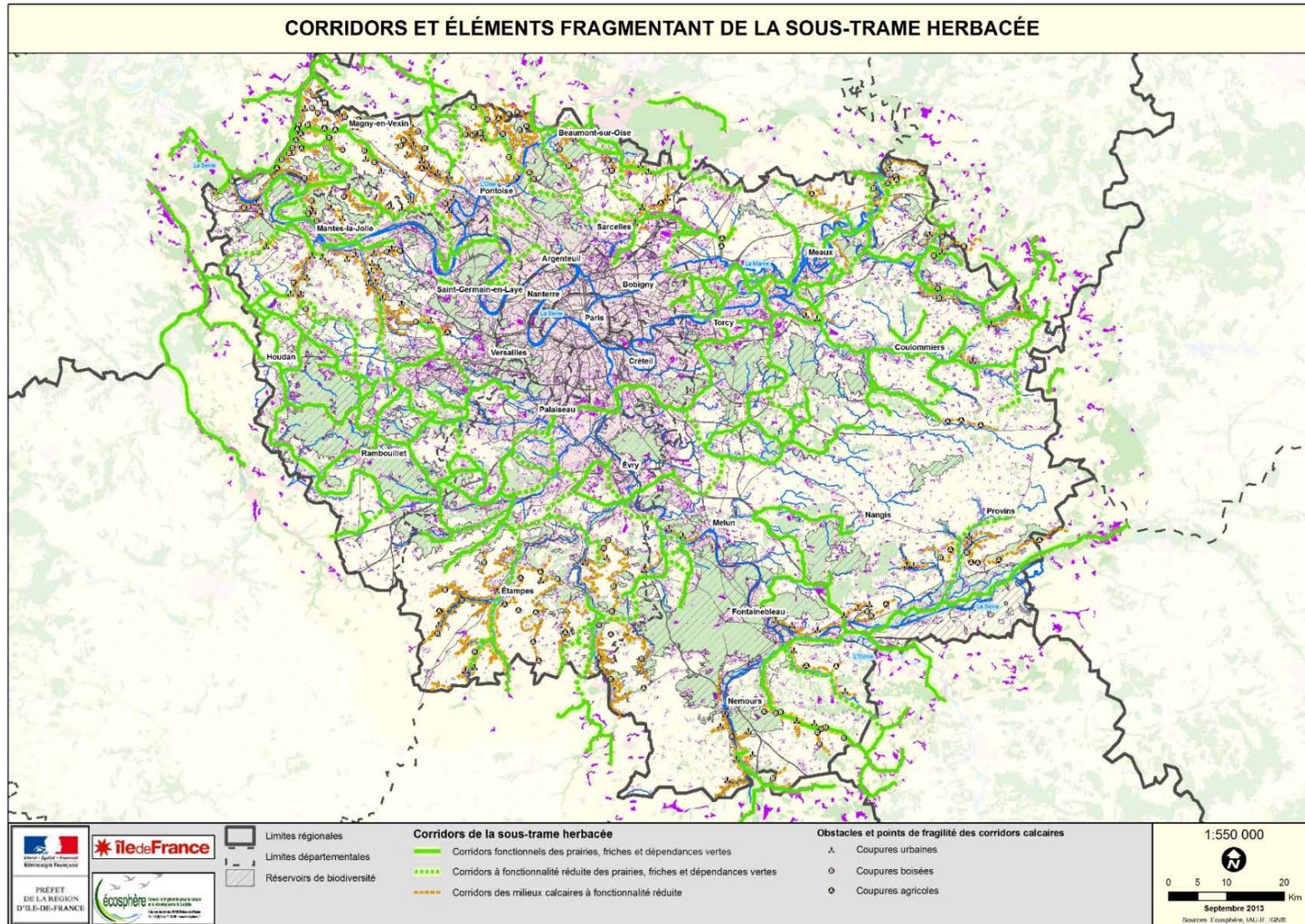


Figure 30 : Corridors et éléments fragmentants de la sous-trame herbacée d'après le SRCE d'Île-de-France (2013)

Les milieux herbacés ont des **surfaces similaires** quelle que soit la méthode employée (Tableau 6). Les surfaces légèrement supérieures observées dans le SRCE résultent sans doute surtout de la méthodologie, mais peuvent aussi être en partie liées à l'évolution de l'occupation du sol depuis 2013 (utilisation de données plus récentes pour la thèse). Les chemins de déplacement identifiés avec Graphab ont quant à eux des **longueurs cumulées** nettement plus élevées que la longueur totale des corridors herbacés identifiés dans le SRCE (Tableau 6). Ce résultat est logique car même si les distances de dispersion utilisées sont plus élevées, le tracé des corridors dans le SRCE vise à représenter de façon simplifiée les principaux axes de déplacement privilégiés par les espèces. Les liens issus de la théorie des graphes sont plus nombreux et permettent de visualiser les déplacements possibles entre les différentes taches d'habitat, sans étape de simplification par la suite.

Les objectifs de visualisation n'étant pas les mêmes, **le rendu cartographique diffère entre les deux projets mais ils sont complémentaires** : d'une part nous avons une **vision schématisée** des corridors principaux pour le SRCE et d'autre part, nous avons une **vision plus exhaustive** des parcelles herbacées à enjeux pour la thèse. Il est intéressant de noter que **les grands ensembles** qui ressortent dans le SRCE comme importants pour les réseaux écologiques **sont globalement les mêmes** que ceux que nous avons identifiés. Une première différence réside cependant dans les **dépendances vertes des routes et voies ferrées** qui ne ressortent pas aussi clairement comme des corridors dans le SRCE, les infrastructures de transport étant surtout prises en compte comme des éléments fragmentants. De plus, la distinction que nous

avons effectuée entre les milieux herbacés à caractère naturel ou semi-naturel et ceux à caractère artificiel met en évidence des changements assez conséquents dans l'utilisation possible de ces espaces par les espèces cibles. C'est le cas en particulier des **aéroports**, bien identifiés dans le SRCE comme des espaces à enjeux pour la sous-trame herbacée et mis en évidence en tant que corridors. Cependant, ils ressortent dans notre étude uniquement pour la flore NSNA, la gestion d'une grande partie de ces espaces ayant été considérée comme trop intensive pour servir d'habitat pour les orthoptères ou les rhopalocères notamment. A l'inverse, la **distinction des milieux calcaires** du reste des milieux herbacés dans le SRCE apporte un autre éclairage et prend en compte les exigences d'espèces plus spécialisées. En effet, nous nous sommes concentrés sur des groupes d'espèces fictifs associés aux milieux herbacés mais en les considérant plutôt généralistes pour avoir une vision globale et relativement simplifiée d'une sous-trame. Toutefois, cela masque le fait que des espèces spécialistes ne peuvent pas utiliser une grande partie des espaces herbacés mis en évidence et se retrouvent ainsi davantage isolées, avec des **réseaux beaucoup plus fragmentés**.

	SRCE	Thèse
Milieux herbacés	<p>La sous-trame herbacée représente 300754 polygones et occupe en Île-de-France 148130 ha (8,4% de la superficie régionale).</p> <ul style="list-style-type: none"> - pelouses, friches herbacées et affleurements sur sables : 3386 polygones occupant 1345 ha ; - landes : 503 polygones occupant 279 ha ; - zones humides, marais et friches humides : 2232 polygones occupant 617 ha ; - prairies : 55567 polygones occupant 66328 ha ; - jardins et espaces verts : 185594 polygones occupant 36698 ha ; - autres espaces herbacés : 53472 polygones occupant 42863 ha. <p>Les réservoirs couvrent 250449 ha (20,8%) de la région Île-de-France, dont 19476 ha (7,8%) sont représentés par des milieux herbacés : 2495 ha (1%) de végétation herbacée des zones humides, 8997 ha (3,6%) de pelouses sèches, landes et prairies mésophiles, et 7984 ha (3,2%) d'autres formations herbacées.</p>	<p>La sous-trame herbacée représente 149869 polygones et occupe en Île-de-France 134173 ha (7,5% de la superficie régionale).</p> <ul style="list-style-type: none"> - milieux herbacés naturels ou semi-naturels : 106809 polygones représentant 92024 ha ; - milieux herbacés artificiels : 43060 polygones représentant 42149 ha. <p>Au final, après compilation et rasterisation, 102893 taches d'habitat de milieux herbacés ont été identifiées, qui recouvrent 133006 ha.</p> <p>En ne gardant que les milieux herbacés naturels et semi-naturels, 86818 taches d'habitats ont été identifiées recouvrant 91110 ha.</p>
Corridors/liens	<p>Les corridors herbacés totalisent 3345 km linéaires (dont 38% sont considérés comme « fonctionnels », c'est-à-dire potentiellement utilisables par toutes les espèces de la sous-trame herbacée).</p>	<p>Les liens ou chemins de dispersion totalisent :</p> <ul style="list-style-type: none"> - pour la flore NSN : 6158 km (150 m), 36322 km (500 m) et 72214 km (1000 m) ; - pour la flore NSNA : 9106 km (150 m), 46433 km (500 m) et 84795 km (1000 m) ; - pour les rhopalocères : 5004 km (100 m), 19622 km (300 m) et 68866 km (1000 m) ; - pour les orthoptères : 4999 km (100 m), 19575 km (300 m) et 68868 km (1000 m).

Tableau 6 : Les milieux herbacés et les chemins privilégiés de déplacements identifiés en Île-de-France d'après les données issues du SRCE et de la thèse. Ces valeurs incluent la zone tampon de 10km autour des limites administratives de l'IDF.

3.4. Conclusions du chapitre

La méthodologie proposée dans ce chapitre, utilisant la **méthode des moindres coûts et la théorie des graphes**, nous a permis d'étudier la **fragmentation du territoire de la région Île-de-France** pour la sous-trame des **milieux herbacés** et de faire ressortir les **secteurs à enjeux en termes de connectivité** pour la **flore**, les **rhopalocères** et les **orthoptères**. La continuité d'un paysage relève cependant de phénomènes complexes qui s'interprètent à différentes échelles spatio-temporelles. Les modélisations effectuées dans ce chapitre visent à simplifier ces phénomènes et reposent sur beaucoup de choix méthodologiques, l'interprétation des résultats doit donc être effectuée en toute connaissance des biais qui en résultent, souvent dus aux lacunes actuelles de connaissances scientifiques.

Si nous avons pu mettre en évidence des continuités herbacées et des secteurs à plus forts enjeux de connectivité, **les milieux herbacés d'Île-de-France restent extrêmement morcelés, sous pression permanente de l'aménagement urbain et de l'artificialisation des sols**. Par ailleurs, la diversité des habitats associés aux milieux herbacés ainsi que leur caractère souvent très artificiel et parfois temporaire (friches ou jachères) rendent difficile l'analyse précise de la sous-trame herbacée. Les résultats obtenus concernent donc principalement des espèces peu exigeantes et assez généralistes. Les espèces les plus mobiles peuvent alors utiliser de petits territoires dispersés et se déplacer de proche en proche en supportant une urbanisation modérée. Les espèces les plus spécialisées se maintiennent quant à elles dans de rares secteurs aux milieux herbacés denses et en bon état de conservation. Elles forment

cependant pour la plupart des populations très isolées au sein de paysages fragmentés, marqués par l'artificialisation et les changements de pratiques comme l'abandon de l'élevage extensif et de pratiques agricoles traditionnelles à la faveur d'espaces urbains ou de boisements.

Par ailleurs, si les déplacements des espèces se font principalement par des corridors en pas japonais à cause du morcellement de la sous-trame herbacée, notre étude a mis en lumière l'importance des **dépendances vertes** le long des infrastructures de transport, notamment de la végétation des bernes routières et autoroutières et des bordures de voies ferrées, en tant que longs corridors linéaires à fort enjeu pour la connectivité à l'échelle régionale. D'autres petits éléments linéaires ressortent difficilement à l'échelle régionale mais sont très utiles au déplacement de beaucoup d'espèces à des échelles plus locales, notamment les bords de chemins ruraux, les lignes de transport d'électricité ou les bandes de servitude des gazoducs.

Ce travail a enfin permis de souligner **le fort enjeu que représentent les espaces herbacés à caractère plus artificiel dans le maintien de la connectivité et des réseaux écologiques**. Les nombreux **parcs ou jardins**, en bénéficiant d'une gestion plus favorable à la biodiversité, peuvent notamment jouer un rôle important en milieux urbains et péri-urbains en tant que zones relais. D'autres espaces herbacés recouvrent par ailleurs des **surfaces considérables** et sont des territoires clefs pour les continuités écologiques, en premier lieu ceux présents dans les **aéroports** qui constituent les plus grandes superficies en herbe de la région, mais aussi ceux rencontrés dans les **golfs** ou dans **certains grands sites**

industriels (carrières, installations de stockage de déchets, etc.). **Les actions de conservation doivent donc également prendre en considération ces espaces anthropisés** qui peuvent, s'ils bénéficient de mesures d'aménagement et de gestion adaptées, contribuer à l'accueil de la biodiversité et au maintien voire au

renforcement des réseaux écologiques. Enfin, ces résultats pourront être complétés par l'analyse de **sous-trames complémentaires** et par des **études plus locales** pour avoir une **vision plus complète et opérationnelle** des enjeux de connectivité sur le territoire francilien.



Inventaires floristiques sur l'ISD de Huiron © Chloé Thierry

CHAPITRE 2

Intégration du foncier des sites industriels dans les réseaux écologiques : l'exemple de SUEZ

Cette partie de la thèse repose sur des terrains d'étude correspondant **aux sites industriels français**, en prenant **l'exemple du groupe SUEZ**. La **région Île-de-France** a été choisie comme territoire d'étude pour les analyses globales sur le foncier exploité par SUEZ, et des comparaisons ont également été menées avec un **territoire restreint situé dans les Yvelines**. Nous disposons en effet pour ce secteur de données plus détaillées, sur l'occupation du sol notamment, car il fait l'objet d'une étude spécifique intégrée dans le Chapitre 3. Par ailleurs, **les sites pilotes** sur

lesquels ont été menées des expérimentations en faveur de la connectivité sont quant à eux issus de diverses régions françaises, en fonction des opportunités de travail. Dans ce chapitre, nous avons donc cherché à mieux comprendre **comment les sites industriels s'intègrent dans les réseaux écologiques**, en étudiant d'abord leurs **rôles dans la connectivité de la sous-trame herbacée francilienne**, puis en nous intéressant à deux **exemples concrets d'actions menées à l'échelle d'un site**.



Figure 31 : Site pilote de Retzwiller © Chloé Thierry

1. Introduction

1.1. Les potentialités écologiques des sites industriels

Les sites industriels contribuent souvent à la **fragmentation et à la destruction des habitats**, et peuvent être la source de divers types de **pollution** (Zeiss et Atwater, 1987 ; Krannich et Albrecht, 1995 ; Jones *et al.*, 2015), ces éléments ayant été détaillés dans l'introduction de cette thèse. Cependant, dans certains cas, ils sont constitués **d'habitats semi-naturels** et selon le contexte paysager, ils peuvent donc jouer un rôle clé en tant que **corridors en pas japonais, refuges ou habitats pour la biodiversité**, notamment lorsqu'ils sont **gérés de manière écologique** (Snep *et al.*, 2009 ; Serret *et al.*, 2014 ; Thuillier, 2020). Certains sites comme les carrières ou les Installations de Stockage de Déchets

abritent notamment des habitats remarquables, tels que des pelouses sèches calcicoles, des pelouses sèches sur sable ou certains milieux humides. Ils peuvent donc participer à des **réseaux d'habitats particulièrement rares** (Delzons et Thierry, 2017) et attractifs pour un grand nombre d'espèces spécialistes des milieux pionniers (Flavenot, 2014). Si ces derniers sont souvent présents lors de la phase d'exploitation des sites, les zones réaménagées permettent quant à elles de créer une **grande diversité de milieux**, souvent écologiquement fonctionnels, d'autant plus si ces zones bénéficient d'une **gestion adaptée** (ENCEM, 2007 ; Sievers, 2017).

1.2. Le groupe SUEZ et son foncier

Les activités de SUEZ dans le domaine de la **gestion des eaux** consistent à réaliser le captage, le traitement et la distribution d'eau, la collecte et l'épuration des eaux domestiques et industrielles, la valorisation biologique et énergétique des boues issues de l'épuration, la maintenance des réseaux ainsi que la réalisation d'études et la modélisation des ressources souterraines. Les activités liées à la **gestion des déchets** concernent quant à elles la collecte de tous les types de déchets (à l'exception des déchets radioactifs et nucléaires) et la propreté urbaine, le tri et le prétraitement des déchets, le recyclage, la valorisation de matière, biologique et énergétique des déchets valorisables, l'élimination par incinération ou

enfouissement des déchets résiduels, la dépollution et la réhabilitation de sites et sols pollués, et enfin le traitement et la valorisation de boues (SUEZ, 2021 ; Wikipédia, 2021).

Ces activités diverses et indispensables pour la population impliquent des **sites à la fois nombreux et variés**, couvrant tous les continents. En France métropolitaine, SUEZ est implanté sur environ 16 700 sites, dont la surface cumulée estimée pourrait être d'environ 20 000 hectares.

D'après les données de 2018 fournies par SUEZ sur son foncier, **1 596 sites** sont présents au sein de la région Île-de-France, recouvrant une surface d'environ **1 520 hectares** (Figure 32). Les sites industriels

considérés dans notre étude appartiennent à 3 unités (« Business Units ») de SUEZ : **Eau France** (gestion et traitement de l'eau), **Recyclage & Valorisation France (RVF)** (gestion et valorisation des déchets non dangereux) et **Industrial Waste Specialties (IWS) Minerals France** (traitement et valorisation des déchets dangereux). Ce sont des propriétés foncières de SUEZ ou bien des

sites gérés par l'entreprise pour le compte de ses clients, notamment collectivités, sur le long terme sans qu'elle en soit forcément propriétaire. Par ailleurs, des réserves foncières, parcelles acquises par l'entreprise en prévision du développement d'un site, sont également prises en compte. Nous avons en revanche retiré de nos analyses les sites souterrains (réseaux de tuyaux, bassins).

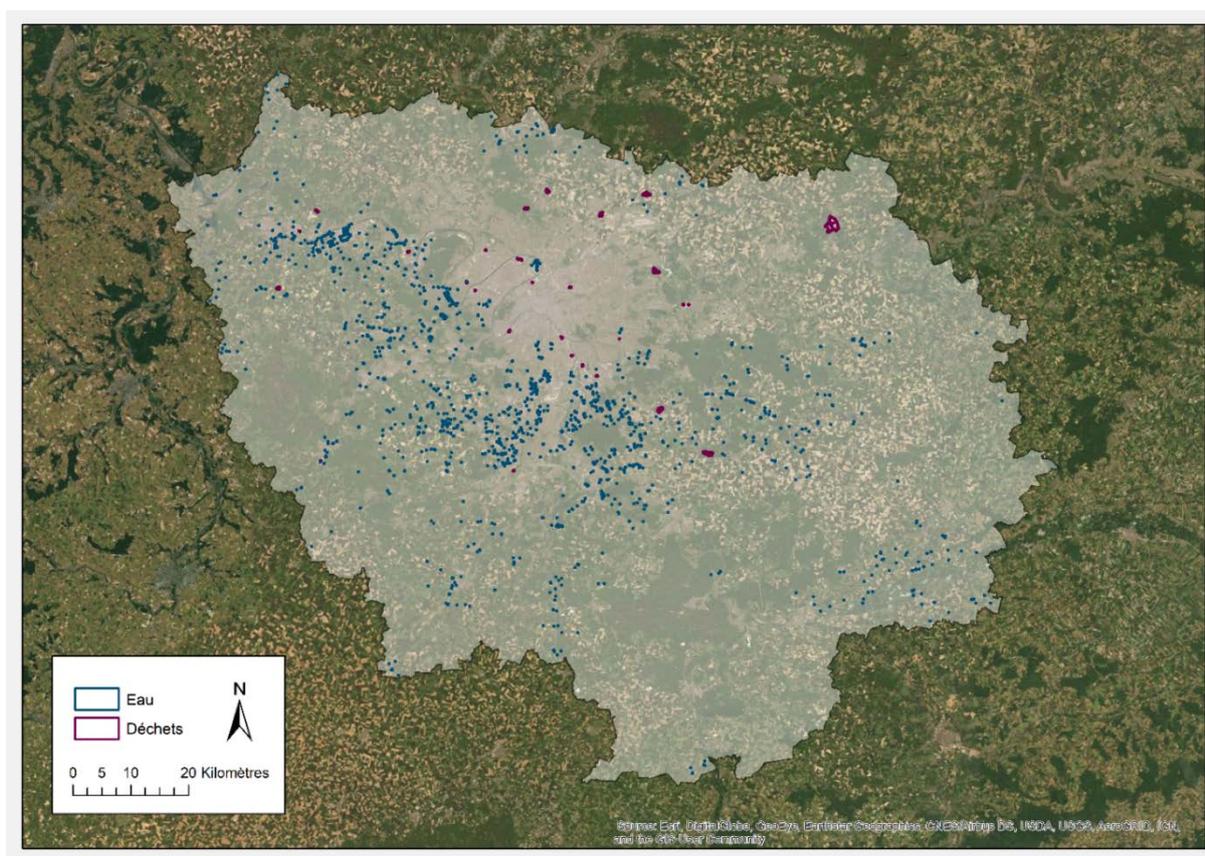


Figure 32 : Sites de SUEZ présents en Île-de-France en 2018, séparés en fonction de l'activité principale (gestion de l'eau ou des déchets)

1.3. Les différentes typologies de sites industriels

Différents types de sites sont présents dans la région Île-de-France. Ils sont décrits dans le Tableau 7, selon les activités principales de

l'entreprise SUEZ (et donc les « Business Units » précédemment citées).

Activité principale (<i>Business Unit</i>)	Type de sites	Description
Eau (<i>Eau France</i>)	Bassin STEP	Bassin de récupération des eaux pluviales Station d'épuration des eaux usées
	Usine d'eau potable	Usine de traitement de l'eau potable avec application de processus physico-chimiques (déferrisation, déminéralisation, dénitrification, précipitation, floculation, filtration, etc.)
	Forage Stockage	Sites de captage d'eau potable Château d'eau ou réservoir
Déchets non dangereux (<i>RVF</i>)	Tri	Plateforme de tri visant à identifier, séparer et préparer les matières destinées à être valorisées
	UVE	Unité de valorisation énergétique : unité d'incinération des déchets permettant de produire de l'énergie (électricité et chaleur)
	ISDND en exploitation	Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux en cours d'exploitation : centre de stockage de déchets ménagers par enfouissement dans le sol
	ISDND fermée	Installation de Stockage de Déchets qui n'est plus exploitée et qui a été végétalisée, dont les milieux peuvent bénéficier d'une gestion à vocation paysagère et écologique sur une durée d'au moins 25 ans
Déchets dangereux (<i>IWS Minerals</i>)	Agence de collecte	Base de départ des véhicules de collecte de déchets
	ISDD Plateforme terre	Installation de Stockage de Déchets Dangereux (déchets industriels, terres polluées, amiante...) Plateforme de stockage/traitement de terres polluées

Tableau 7 : Description des différents types de sites industriels de SUEZ en fonction de leur activité principale

2. Intégration du foncier exploité par SUEZ dans les réseaux écologiques : exemple de la sous-trame herbacée en Île-de-France

2.1. Méthode

2.1.1. Etude de la part du foncier exploité par SUEZ dans les réseaux écologiques et la connectivité des milieux herbacés d'Île-de-France

Une première étape de **compilation des informations géographiques disponibles** sur le foncier exploité par SUEZ a été réalisée par le groupe, l'emprise au sol des sites étant une donnée nécessaire pour analyser leur intégration dans les réseaux écologiques. Les géolocalisations ponctuelles présentes dans la base de données initiale ont été transformées en polygones. Un travail de détournage des sites en Île-de-France a été effectué sur la base de la connaissance de ces sites, les orthophotographies et les parcelles cadastrales. Les sites appartenant aux typologies « bassins », « forages » et « stockage » (Eau France) sont assez similaires, très nombreux et de petite taille. Il a donc été choisi de leur appliquer une zone tampon, définie sur la base d'un échantillon de 30 sites par typologie, choisis au hasard en Île-de-France, dont la surface a été calculée sous SIG en se basant sur l'orthophotographie et le cadastre.

Une étude de la **position des sites de SUEZ** par rapport aux **secteurs à enjeux pour la connectivité** identifiés dans le Chapitre 1 a d'abord été effectuée, puis nous avons

analysé la position de ces sites par rapport au **Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique** (SRCE) en utilisant la **Boîte à Outils Biodiversité** (BOB) en cours de développement par l'UMS PatriNat (Fournier *et al.*, 2019). À partir de la cartographie du foncier de sites, cet outil permet de récupérer et analyser automatiquement un grand nombre de données environnementales cartographiques standardisées au niveau national. Ici, nous nous sommes principalement intéressés aux données issues de la base de données nationale des composantes de la **Trame Verte et Bleue** à partir des données SIG des SRCE (Billon *et al.*, 2016). Nous avons ainsi pu comparer la présence de réservoirs de biodiversité et de corridors écologiques à 3 échelles différentes : le **parcellaire du site**, le **voisinage du site** (tampon de 1 km) et le **territoire autour du site** (tampon de 5 km).

Pour calculer la **part de la connectivité de la sous-trame herbacée** représentée par le foncier exploité par SUEZ en Île-de-France, nous nous sommes basés sur la cartographie d'occupation du sol et les graphes paysagers élaborés dans le Chapitre 1. La variation de **l'indice de Probabilité de Connectivité (PC)** sur le territoire étudié a par la suite été calculée en intégrant les espaces herbacés inclus dans des sites de SUEZ dans un premier temps, puis en les considérant comme des espaces non herbacés. Dans ce dernier cas, nous leur avons attribué un coefficient de rugosité intermédiaire de 100,

correspondant à des surfaces artificialisées. Le PC global a donc été calculé pour les 4 groupes taxonomiques choisis et leurs 3 distances de dispersion (identiques au chapitre 1), les milieux herbacés au sein des sites de SUEZ étant inclus dans les taches d'habitat puis exclus.

Cette analyse a également été effectuée sur un secteur local présent dans les Yvelines, et territoire d'étude du Chapitre 3, à titre de comparaison. Sur ce secteur, la cartographie à la base de la modélisation est plus fine, avec une résolution de 2m au lieu de 5m, et prend davantage en compte les éléments linéaires du paysage (voir article 1 du chapitre 1). Des sites exploités par SUEZ et leurs habitats y ont aussi été délimités avec plus de précision, suite au travail de terrain qui sera présenté dans l'article 3 du chapitre 3.

2.1.2. Comparaison entre les taches d'habitats herbacés selon leur position par rapport au foncier exploité par SUEZ

Nous avons **comparé les valeurs de différentes métriques de connectivité** afin de vérifier si les taches d'habitat herbacé présentes sur les sites exploités par SUEZ ont globalement les mêmes caractéristiques que l'ensemble des autres taches d'Île-de-France. Chaque tache a été catégorisée selon sa position par rapport au foncier exploité par SUEZ. Lorsque certaines étaient superposées à plusieurs sites, ou bien situées en partie seulement sur un site SUEZ, nous avons attribué la valeur de la tache à la catégorie dans laquelle elle était majoritaire. Suite à l'examen des sites exploités par SUEZ et de leurs taches d'habitat herbacé, un site a été

retiré des analyses dans cette partie et la suivante (2.2.3) car les données le concernant nous ont semblé peu fiables pour effectuer des comparaisons de taches d'habitat, leur utilisation risquant de conduire à des conclusions erronées. Il s'agit d'une ISD fermée pour laquelle les données cartographiques disponibles représentent le site lorsqu'il était encore en activité et très artificialisé. De plus, la rasterisation de la carte a découpé un ancien élément herbacé linéaire en un grand nombre de petites taches très proches les unes des autres, dont l'intégration dans les analyses aurait sous-estimé ou surestimé l'importance de ce site dans la connectivité selon les métriques étudiées. Au total, ce sont donc 16 taches qui ont été retirées pour les milieux herbacés à caractère naturel, semi-naturel ou artificiel (NSNA) et 15 taches pour les milieux herbacés à caractère naturel ou semi-naturel (NSN).

Dans un premier temps, nous avons effectué des **tests statistiques de comparaison de moyennes** entre les taches présentes à l'intérieur et celles présentes à l'extérieur du foncier exploité par SUEZ. Les données ne suivant pas de loi normale, l'homoscédasticité des échantillons n'étant pour la plupart pas vérifiée et leur taille étant très différente, nous avons effectué des **test t avec permutation** (en précisant lorsque les variances étaient égales) à l'aide du logiciel R (version 4.0.4, 2021) et du package MKinfer (Kohl, 2020). Dans un second temps, nous avons utilisé la même méthode que Crouzeilles *et al.* (2013) et Serret *et al.* (2014) consistant à **classer l'importance des taches des graphes** selon leurs valeurs pour différentes métriques calculées. **Quatre classes** ont ainsi été définies d'après les ruptures naturelles dans les données en utilisant la méthode de Jenks, de 1 (niveau d'importance le plus élevé pour une métrique donnée) à 4 (niveau d'importance le plus faible). Pour chaque

niveau d'importance, nous avons compté le pourcentage de tâches situées majoritairement sur les sites de SUEZ.

Pour effectuer ces différentes comparaisons, nous nous sommes basés sur le calcul, à l'aide du logiciel Graphab (version 2.4 ; Kohl M, 2020), de plusieurs métriques complémentaires renseignant sur la connectivité des tâches d'habitat. Pour notre territoire d'étude situé dans les Yvelines, nous avons utilisé le **delta PC décomposé**, qui correspond à la décomposition de la valeur du dPC (taux de variation entre la valeur de l'indice PC et la valeur PC' représentant la suppression de la tâche i, voir Chapitre 1) en **trois fractions (dPCarea, dPCflux et dPCconnector)** (Saura et Rubio, 2010 ; Figure 33), tel que :

$$dPC_i = \frac{(PC - PC'_i)}{PC}$$

$$dPC_i = dPC_{area} + dPC_{flux} + dPC_{connector}$$

$$dPC_{area} = \frac{\alpha_i^{2\beta}}{A^2 PC}$$

$$dPC_{flux} = \frac{FPC_i}{PC} - dPC_{area}$$

$$\text{si } FPC_i = \frac{1}{A^2} \sum_{j=1}^n \alpha_i^\beta \alpha_j^\beta e^{-ad_{ij}}$$

avec α_i qui correspond à la capacité de la tâche i (ici sa surface), β étant un exposant permettant de pondérer plus ou moins la capacité (1 par défaut), d_{ij} étant la distance entre les tâches i et j (la distance de moindre coût qui les sépare) et A la surface de la zone d'étude.

- **dPCarea** correspond ainsi à la variation de PC due à la perte seule de la surface suite à la suppression de la tâche focale, et permet d'évaluer la contribution à la connectivité intra-tâche, c'est-à-dire la capacité d'habitat.

- **dPCflux** correspond à la variation due à la perte des interactions entre la tâche focale et les autres tâches, et permet d'évaluer la contribution aux flux entre tâches, c'est-à-dire la capacité d'émettre ou recevoir des individus.

- **dPCconnector** correspond à la variation due à la modification des chemins reliant les autres tâches et passant initialement par la tâche focale, et permet d'évaluer la contribution comme relais (« pas japonais »), c'est-à-dire le rôle de la tâche comme relais dans la dispersion (Girardet et Clauzel, 2018).

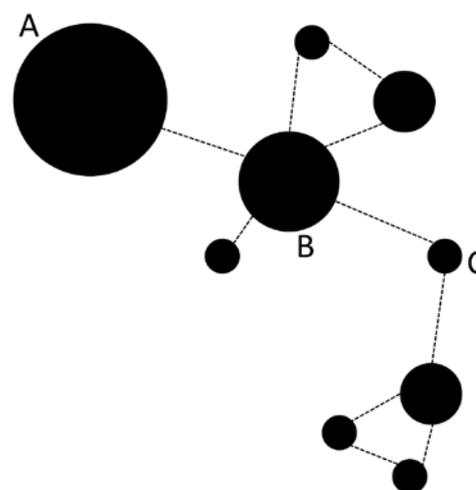


Figure 33 : Graphe simplifié illustrant les différentes fractions du dPC (Serret et al., 2014 ; Saura et Rubio, 2010). Dans cet exemple, la taille des nœuds est proportionnelle à leur surface. La tâche A a la valeur de dPCarea la plus élevée étant donnée sa surface mais ses valeurs de dPCflux et dPCconnector sont plus faibles. La tâche B a la valeur de dPCflux la plus élevée du fait de sa surface et de la quantité de liens partagés avec d'autres tâches. Sa position dans le graphe lui confère également une valeur de dPCconnector élevée. La tâche C est quant à elle caractérisée par une valeur de dPCconnector élevée car elle est un élément clef pour la traversabilité du graphe. Sa valeur de dPCarea est par contre faible à cause de sa petite superficie, et sa valeur de dPCflux est intermédiaire.

Le calcul du dPC décomposé étant trop lourd à effectuer pour toutes les taches d'habitat à l'échelle de l'Île-de-France, nous avons opté pour l'utilisation du dPC associée à celle de 2 autres métriques :

- **Le Flux (F)**, qui est un indicateur de la dispersion potentielle depuis une tache d'habitat ou vers cette tache. Pour la tache focale i , la valeur du Flux est calculée comme la somme des capacités des taches différentes de i et pondérée en fonction de leur distance minimale à la tache focale à travers le graphe (Urban and Keitt, 2001 ; Saura et Torné, 2009 ; Foltête *et al.*, 2012a ; Clauzel *et al.*, 2017) :

$$F_i = \sum_{j=1}^n \alpha_j^\beta e^{-\alpha d_{ij}} \text{ avec } j \neq i$$

avec α_j qui correspond à la capacité de la tache j , β étant un exposant permettant de pondérer plus ou moins la capacité, d_{ij} étant la distance entre les taches i et j .

- **L'Indice de Centralité Intermédiaire, ou « Betweenness Centrality » (BC)**, permet de déterminer les nœuds du graphe ayant le plus d'importance pour le maintien de la connectivité en identifiant ceux par lesquels passent de nombreux déplacements, c'est-à-dire ceux qui ont une position centrale dans le réseau. Il est calculé en faisant la somme des plus courts chemins passant par la tache focale i , chaque chemin étant pondéré par le produit des capacités des taches reliées et de leur probabilité d'interaction (Bodin et Saura, 2010 ; Foltête *et al.*, 2012a, Clauzel *et al.*, 2017) :

$$BC_i = \sum_j \sum_k \alpha_j^\beta \alpha_k^\beta e^{-\alpha d_{jk}} \text{ avec } j \neq i$$

$j, k \in \{1..n\}, k < j, i \in P_{jk}$

avec α_j qui correspond à la capacité de la tache j , α_k qui correspond à la capacité de la tache k , β étant un exposant permettant de pondérer

plus ou moins la capacité, d_{jk} étant la distance entre les taches j et k , et P_{jk} correspondant à l'ensemble des taches traversées par le plus court chemin entre les taches j et k .

Pour ces deux métriques, nous avons choisi un paramétrage de $\beta = 0$, afin que la surface des taches n'ait pas d'influence.

2.1.3. Analyse des différences selon les typologies de sites

Une **analyse des milieux présents dans chaque type de site** a tout d'abord été menée par superposition de l'emprise au sol des différents sites de SUEZ avec la cartographie d'occupation du sol réalisée dans le chapitre 1. Les milieux ont été regroupés en **5 grandes classes** pour plus de lisibilité : Surfaces en eau, Milieux agricoles, Milieux boisés, Milieux arbustifs, Milieux herbacés, Surfaces artificialisées. Dans le cas des habitats constitués en réalité de deux habitats imbriqués, dits 'en mosaïque', la moitié de leur surface a été répartie dans les 2 classes concernées.

En attribuant à chaque tache située dans le foncier exploité par SUEZ un type de site, nous avons par la suite cherché à étudier plus précisément l'intérêt de chaque type pour la connectivité de la sous-trame herbacée en Île-de-France. Cette étape s'est basée sur les résultats du calcul du **dPC, du Flux et du BC** pour chaque tache d'habitat identifiée en Île-de-France pour les 4 groupes et les 3 distances de dispersion étudiés dans le Chapitre 1. Nous avons également comparé les valeurs des **dPCarea, dPCflux et dPCconnector** calculées pour les sites du territoire restreint des Yvelines, pour les mêmes taxons mais uniquement pour des dispersions faibles ou moyennes étant donnée l'échelle d'étude réduite.

Le **nombre de taches d'habitat** incluses dans chaque type de site a dans un premier temps été répertorié. Certains types, pour lesquels ce nombre était nul ou trop faible (1), ont été retirés des analyses : cela concerne les sites de stockage, les plateformes de tri, les UVE, les plateformes de stockage de terre ainsi que les agences de collecte. Afin de faciliter les analyses et les comparaisons, nous avons également regroupé certains types de sites, dont la taille et l'activité ont été considérées comme similaires, pour constituer in fine 3 groupes :

- **Forage/Bassin** : sites petits et nombreux liés au captage et à la récupération de l'eau ;
- **Eau potable/STEP** : sites moyennement nombreux et de taille intermédiaire, liés à l'épuration et au traitement de l'eau ;
- **ISD (= ISDND/ISDD/ISD fermées)** : sites de grande taille et peu nombreux, liés à

la gestion des déchets ménagers ou dangereux, en activité ou fermés.

Nous avons effectué des analyses selon les trois mêmes groupes pour les sites présents dans le secteur des Yvelines bien que tous les types de sites ne soient pas présents sur ce territoire.

Les données ne suivant pas de loi normale et l'homoscédasticité des échantillons n'étant pas vérifiée, des **tests non paramétriques de Kruskal-Wallis** ont été effectués. Lorsque la p-value était inférieure à 0,05, des **tests de comparaisons multiples de Steel-Dwass-Critchlow-Fligner** ont été réalisés à l'aide du package PMCMRplus (Thorsten, 2021) dans le logiciel R (version 4.0.4, 2021), pour vérifier si des différences dans les valeurs des métriques de connectivité étaient observées selon la localisation des taches d'habitat herbacé.



Figure 34 : ISDD de Jeandelaincourt © Chloé Thierry

2.2. Résultats

2.2.1. Etat des lieux des sites de SUEZ en IDF

Au sein de la région Île-de-France, **1 596 sites** gérés par SUEZ ont été recensés. Le **nombre et la surface moyenne** calculés en fonction des types de sites figurent dans le Tableau 8.



Figure 35 : ISD en activité © Chloé Thierry

Activité principale (<i>Business Unit</i>)	Types de sites	Nombres de sites en IDF	Surface moyenne en ha (\pm écart-type)
Eau (<i>Eau France</i>)	Bassin	722	0,05 \pm 0 (buffers)
	STEP	91	1,14 \pm 2,18
	Usine d'eau potable	27	11,19 \pm 28,02
	Forage	251	0,13 \pm 0 (buffers)
	Stockage	474	0,28 \pm 0 (buffers)
Déchets non dangereux (<i>RVF</i>)	Tri	9	3,16 \pm 4,08
	UVE	8	3,59 \pm 1,39
	ISDND en exploitation	3	131,66 \pm 182,03
	ISDND fermée	6	29,89 \pm 15,58
	Agence de collecte	3	0,96 \pm 0,14
Déchets dangereux (<i>IWS Minerals</i>)	ISDD	1	49,49
	Plateforme terre	1	3,01

Tableau 8 : Nombre et surface moyenne des différents sites de SUEZ selon leur typologie

Les sites liés au secteur de l'eau sont **cinquante fois plus nombreux** que ceux liés au traitement des déchets en Île-de-France, mais ils sont également en général **beaucoup plus petits**. Ainsi la surface totale des sites « Eau France » en Île-de-France est de 831 hectares, et celle des sites « RVF » et « IWS Minerals » est de 687 hectares. Les sites liés à la gestion des déchets concernent en majorité des déchets non dangereux, seuls deux sites liés aux déchets dangereux étant présents en Île-de-France (Tableau 8). Les sites SUEZ d'Île-de-France retenus pour l'étude représentent ainsi une surface totale de **1518 hectares**, correspondant à **0,13 %** de la superficie régionale.

2.2.2. Part du foncier exploité par SUEZ dans les réseaux écologiques et la connectivité des milieux herbacés en IDF

Les sites exploités par SUEZ se retrouvent répartis à divers endroits de la région Île-de-France mais sont plus denses dans la **vallée de Seine Aval** ainsi qu'au **sud** et à l'**ouest de l'agglomération parisienne** (est du Hurepoix et ouest de la Brie) (cf. Figures 9 et 32). D'après les modélisations effectuées dans le Chapitre 1, ces sites se retrouvent donc

majoritairement **plutôt à l'écart des zones les plus à enjeux** pour la connectivité des milieux herbacés, mis à part certains secteurs, notamment en **vallée de Seine Aval** et au **sud de la forêt de Sénart** (Figures 25 à 28, chapitre 1).

Par ailleurs, des **réservoirs de biodiversité**, identifiés d'après le SRCE, sont présents dans 14,30 % des 1596 sites de SUEZ étudiés en Île-de-France et représentent 21,03 % de la surface totale du foncier exploité par SUEZ dans cette région. En considérant un rayon de 1000 mètres autour des sites, ce sont alors 59 % d'entre eux qui sont concernés par ces réservoirs (13,08 % de la superficie totale des

sites et leur voisinage), et en augmentant ce rayon à 5000 mètres, ce chiffre atteint 97,90 % des sites (18,44 % de la superficie totale des sites et leur paysage environnant). Par ailleurs, 25,94 % des sites de SUEZ sont traversés par des **corridors identifiés dans le SRCE**, 90,66 % ont des corridors identifiés dans un rayon de 1 000 mètres et 100 % dans un rayon de 5 000 mètres. Les corridors les plus représentés sont les corridors multitrames, les corridors liés uniquement à la trame herbacée ne traversent quant à eux que 2,69 % des sites (44,42% en considérant un rayon de 1000 mètres autour de ceux-ci) (Figure 36).

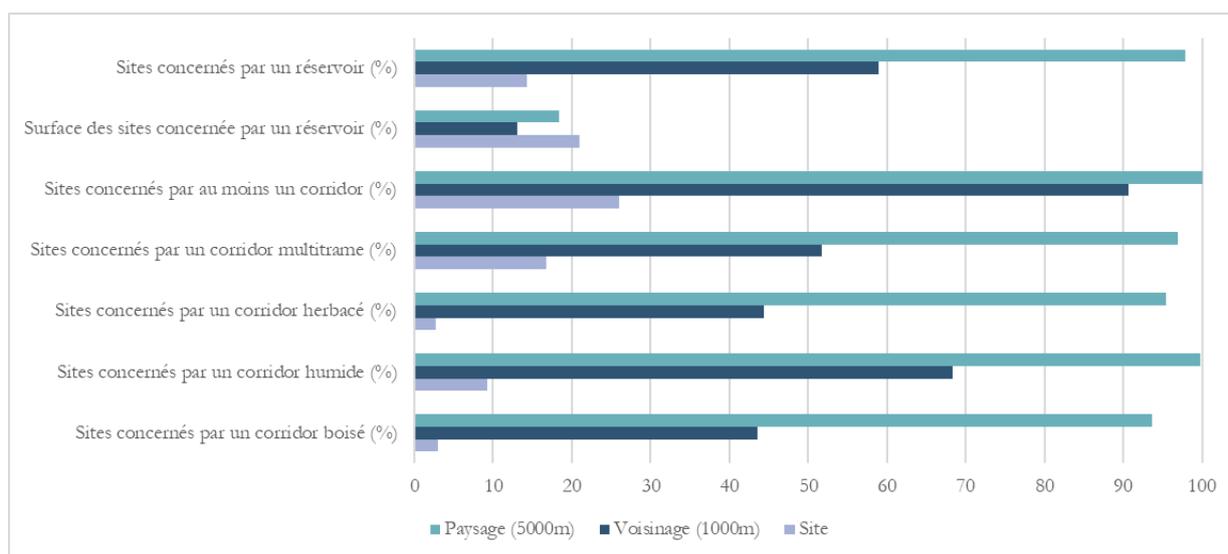


Figure 36 : Pourcentages des sites SUEZ concernés par des éléments de la Trame verte et bleue en Île-de-France (sur un total de 1596 sites pris en compte dans l'étude)

En incluant les milieux herbacés à caractère artificiel, puis en les excluant, les milieux herbacés présents dans les sites de SUEZ représentent respectivement **0,33 % et 0,29 % de la surface des milieux herbacés franciliens**. Parmi les 71 388 taches de milieux herbacés identifiées dans la région, 143 sont situées dans les sites de SUEZ, soit 0,20 %. En ne considérant pas les milieux herbacés les plus artificiels, les sites de SUEZ

représentent alors 79 taches sur 55 312, soit 0,14 %. En fonction des groupes étudiés, le taux de variation du PC montre que le foncier exploité par SUEZ soutient entre **0,4 et 0,8 % de la connectivité des espaces herbacés d'Île-de-France** (Figure 37). Toujours dans cette région, les 364 hectares de milieux herbacés situés à l'intérieur du foncier exploité par SUEZ représentent 4,2 % des 8700 hectares d'espaces verts d'entreprises

présents en Île-de-France, qui correspondent quant à eux à 8% des espaces verts urbains participant à la trame herbacée régionale (Serret *et al.*, 2014). Si l'on concentre l'analyse sur le secteur restreint des Yvelines, 76 taches sur 5058 sont retrouvées dans les sites de SUEZ et 79 sur 3955 si les milieux herbacés à caractère artificiel ne sont pas pris en compte. Le pourcentage de connectivité soutenue par les sites de SUEZ sur ce territoire est quant à lui compris entre **1,0 et 2,2 %**. Dans tous les cas, l'ensemble des sites

de SUEZ en Île-de-France semble globalement peser davantage dans la connectivité des milieux herbacés pour les **espèces à moyenne et forte dispersions**, en particulier pour les orthoptères et les rhopalocères, les résultats étant plus homogènes pour la flore associée aux espaces herbacés naturels, semi-naturels et artificiels (NSNA) ou pour la flore uniquement associée aux milieux herbacés naturels et semi-naturels (NSN) (Figure 37).

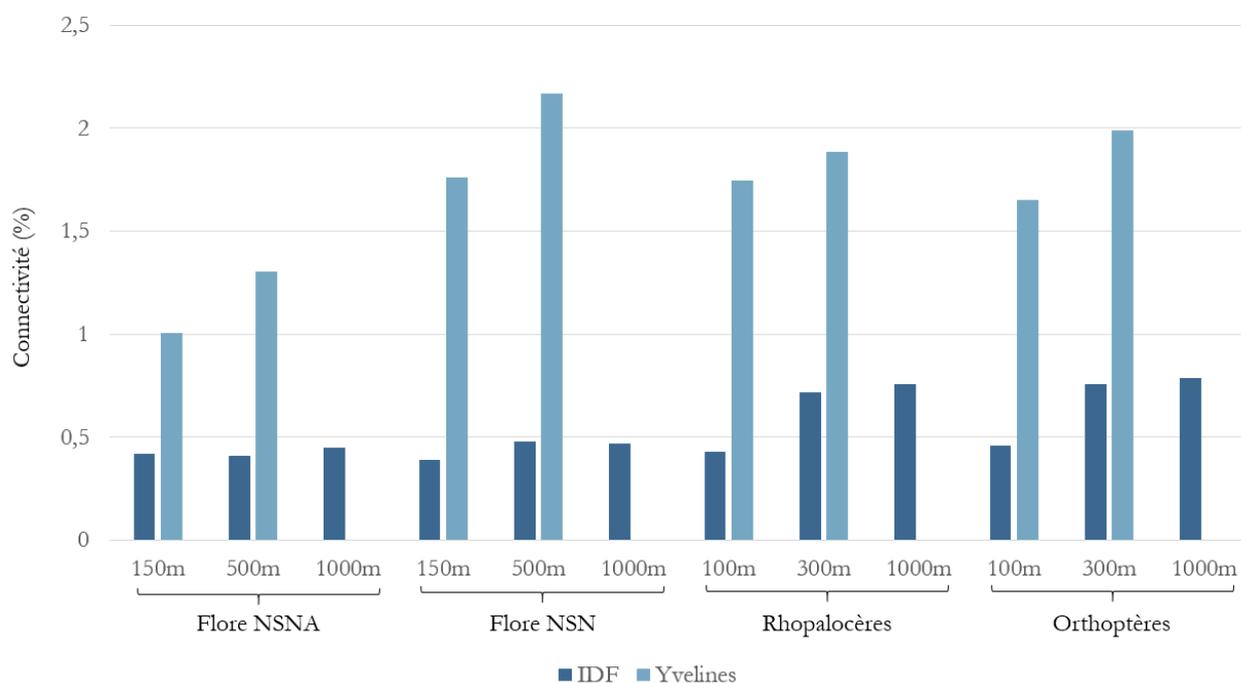


Figure 37 : Pourcentage de la connectivité des milieux herbacés inclus dans le foncier exploité par SUEZ en Île-de-France (IDF) et dans le secteur d'étude des Yvelines (Yvelines) d'après le calcul du PC. Flore NSNA : flore associée aux espaces herbacés naturels, semi-naturels et artificiels. Flore NSN : flore associée aux milieux herbacés naturels et semi-naturels.

2.2.3. Spécificités des taches d'habitats herbacés incluses dans les sites de SUEZ

Les parcelles herbacées situées dans le foncier exploité par SUEZ ont en moyenne des

valeurs de dPC similaires à celles des autres parcelles herbacées d'Île-de-France. Les **valeurs de Flux** des parcelles herbacées de SUEZ ont quant à elles tendance à être **en moyenne plus faibles**, en particulier pour la flore. De même, les **valeurs de BC** semblent aussi **en moyenne plus faibles** pour les taches herbacées incluses dans les sites de SUEZ par rapport aux taches herbacées

situées à l'extérieur, et ce quels que soient les groupes taxonomiques, sauf pour les rhopalocères et les orthoptères peu dispersifs (Tableau 9). A l'échelle plus locale du secteur d'étude des Yvelines, **aucune différence significative dans les valeurs des dPCarea, dPCflux et dPCconnector** n'a été observée selon la localisation des taches d'habitat par rapport au foncier exploité par SUEZ. Par ailleurs, si les sites de SUEZ représentent au global 0,12 à 0,18 % des taches herbacées d'Île-de-France (chiffres prenant en compte la suppression d'un site, expliquée dans la partie 2.2.2.), **aucune tache** incluse dans le foncier de cette entreprise ne fait partie des taches **de première ou deuxième importance pour les valeurs de dPC et de BC**. En revanche, certaines

parcelles herbacées de SUEZ ont des **valeurs de Flux appartenant aux deux premières catégories** : c'est le cas en particulier pour les **orthoptères et les rhopalocères ayant des capacités moyennes de dispersion**, pour lesquels les milieux herbacés de SUEZ représentent 0,18 % des taches de première importance. Pour les espèces de ces deux groupes ayant de **faibles capacités de dispersion**, ces milieux représentent alors 0,17% des taches de deuxième importance. A l'échelle plus locale du secteur d'étude des Yvelines, les taches se trouvant dans les sites de SUEZ appartiennent globalement aux classes de troisième et quatrième importance en ce qui concerne les valeurs des dPCarea, dPCflux et dPCconnector (Annexe 4).

Métrique	dPC			Flux			BC		
	Faible	Moyenne	Elevée	Faible	Moyenne	Elevée	Faible	Moyenne	Elevée
Flore NSNA	ns	ns	ns	<0.001***	<0.001***	ns	<0.001 ***	0.014 *	0.024 *
Flore NSN	ns	ns	ns	0.008 **	0.001 **	0.002 **	0.013 *	0.006 **	0.023 *
Rhopalocères	ns	ns	ns	ns	ns	0.049 *	ns	0.04 *	0.022 *
Orthoptères	ns	ns	ns	ns	ns	0.085 .	ns	0.025 *	0.02 *

Tableau 9 : P-values des tests t avec permutations effectués pour comparer les valeurs des différentes métriques de connectivité selon la localisation des taches d'habitat herbacé par rapport au foncier exploité par SUEZ. Les p-values non significatives sont notées « ns ». Les p-values significatives apparaissent en gras. Pour toutes les p-values significatives, la moyenne des valeurs est moins élevée pour les taches situées dans le foncier exploité par SUEZ.

Métrique	Dispersion	dPC			Flux			BC		
		Faible	Moyenne	Elevée	Faible	Moyenne	Elevée	Faible	Moyenne	Elevée
% taches de 1ère importance	Flore	0	0	0	0,06	0,04	0,07	0	0	0
	Flore2	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0
	Orthoptères	0	0	0	0	0,18	0,05	0	0	0
	Rhopalocères	0	0	0	0	0,18	0,05	0	0	0
% taches de 2ème importance	Flore	0	0	0	0,06	0,12	0,13	0	0	0
	Flore2	0	0	0	0,08	0,01	0,09	0	0	0
	Orthoptères	0	0	0	0,17	0,02	0,03	0	0	0
	Rhopalocères	0	0	0	0,17	0,02	0,03	0	0	0
% taches de 3ème importance	Flore	0	0	0	0,21	0,18	0,19	0,10	0,11	0,12
	Flore2	0,50	0,34	0	0,11	0,12	0,09	0,83	0,04	0,07
	Orthoptères	0,85	0,41	0	0,10	0,13	0,17	0,19	0,06	0,05
	Rhopalocères	0,43	0,41	0	0,09	0,11	0,12	0,23	0,09	0,05
% taches de 4ème importance	Flore	0,18	0,18	0,18	0,21	0,20	0,19	0,19	0,19	0,19
	Flore2	0,11	0,11	0,12	0,14	0,15	0,16	0,12	0,12	0,13
	Orthoptères	0,11	0,11	0,12	0,12	0,12	0,11	0,11	0,12	0,12
	Rhopalocères	0,11	0,11	0,12	0,12	0,13	0,14	0,11	0,12	0,12

Tableau 10 : Pourcentages des taches d'habitat herbacé situées au sein du foncier exploité par SUEZ en Île-de-France selon les 4 classes d'importance définies d'après les ruptures naturelles dans les données (jenks).

2.2.4. Des sites aux rôles différents selon leur typologie

Variabilité des sites dans leur occupation du sol

Les proportions de chaque classe d'occupation du sol présentes sur les sites de SUEZ sont très variables selon leur typologie (Figure 38). A l'exception des ISD qui ne sont plus exploitées, les sites de SUEZ sont

globalement marqués par une **forte artificialisation**, en comparaison avec l'ensemble de la région. Cependant, il est intéressant de noter la part de **milieux plus naturels** qui n'est pas négligeable, voire prépondérante sur certains sites. En particulier, ces sites accueillent beaucoup de **milieux herbacés** en comparaison avec la moyenne de la région Île-de-France. Les espaces agricoles constituent l'occupation du sol majoritaire dans la région, mais sont logiquement nettement moins présents sur les sites de SUEZ.

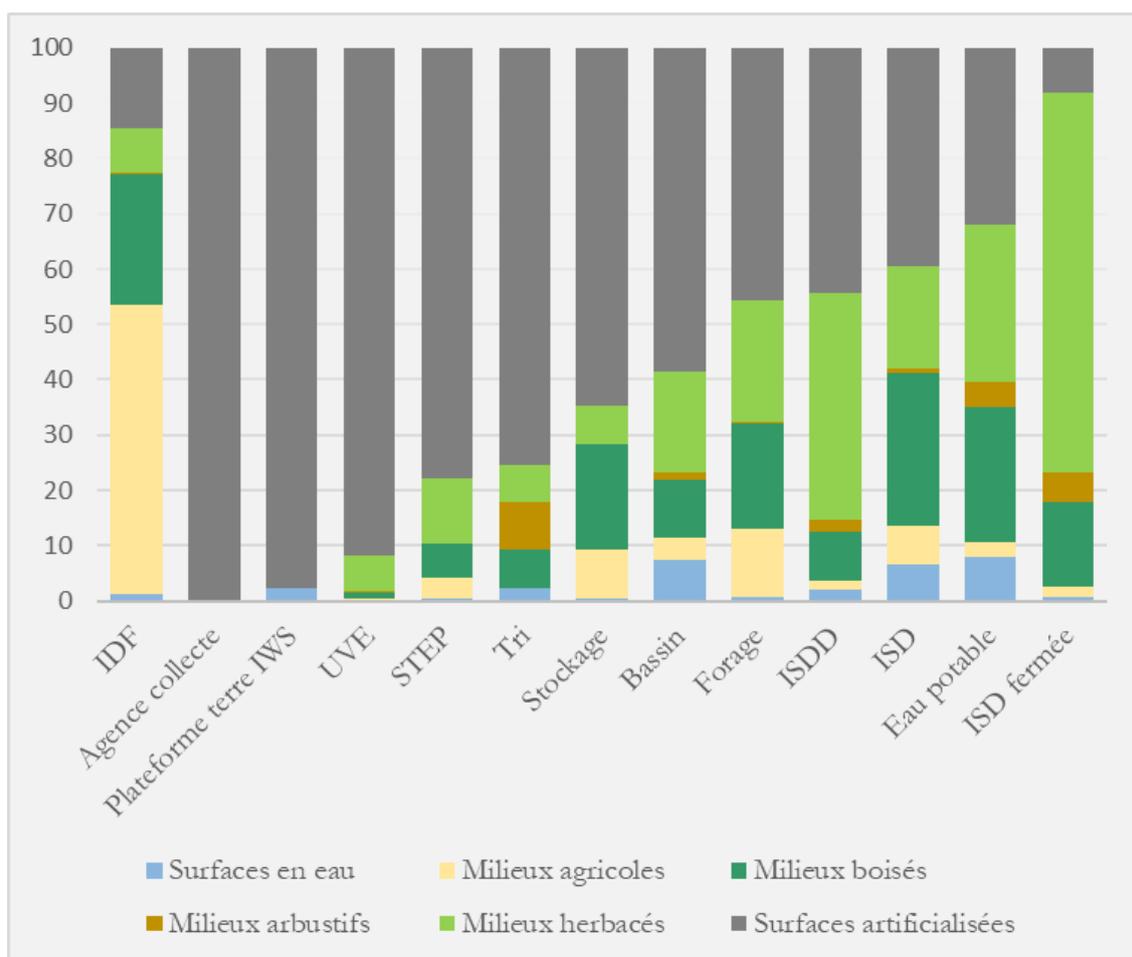


Figure 38 : Pourcentages d'occupation du sol selon les types des 1595 sites de SUEZ étudiés

Variabilité des sites dans leur importance pour la connectivité des milieux herbacés

Le **nombre de taches d'habitat** présentes au sein du foncier exploité par SUEZ est **très variable en fonction des types de sites** (Tableau 11).

	Région IDF			Territoire Yvelines		
	Nombre de sites	Nombre de taches (NSNA)	Nombre de taches (NSN)	Nombre de sites	Nombre de taches (NSNA)	Nombre de taches (NSN)
Hors SUEZ	-	71245	55233	-	4982	3876
Bassin	722	40	12	18	4	1
Stockage	474	1	0	30	3	1
Forage	251	16	3	47	29	34
STEP	91	12	9	3	2	3
Eau potable	27	27	15	4	26	28
Tri	9	1	0	1	0	0
UVE	8	1	0	0	0	0
ISD fermée	5	6	4	3	12	12
ISD	3	20	18	0	0	0
Agence collecte	3	0	0	0	0	0
ISDD	1	3	3	0	0	0
Plateforme terre	1	0	0	0	0	0

Tableau 11 : Nombre de sites de SUEZ en fonction de leur type et nombre de taches d'habitat associées à ces sites, incluant les milieux herbacés artificiels (NSNA) ou non (NSN), selon le territoire d'étude.

Ainsi, les sites de stockage qui sont très nombreux, n'accueillent quasiment pas de taches d'habitat herbacé identifiées. A l'inverse, les ISD sont peu nombreuses sur le territoire mais semblent avoir un intérêt pour l'accueil ou la dispersion des espèces de milieux herbacés car elles comprennent en comparaison plus de taches d'habitat.

Les comparaisons basées sur les regroupements de taches par typologies de sites similaires (Tableau 12) montrent des **résultats variables selon les groupes taxonomiques, les métriques de connectivité, les distances de dispersion et les échelles.**

A l'échelle de l'ensemble des sites en Île-de-France, si les **valeurs de BC sont similaires** pour toutes les typologies et les groupes taxonomiques (Annexe 5), les **valeurs de dPC et de Flux sont quant à elles différentes.** Les figures 39 et 40 présentent des exemples de résultats pour des distances de dispersion élevées, les autres résultats étant accessibles en Annexe 5. Ainsi, pour tous les taxons étudiés, la comparaison des valeurs de **dPC** selon les typologies de sites met en

évidence des valeurs **plus élevées pour les ISD** par rapport aux forages et aux bassins. Les usines d'eau potable et les STEP ont tendance à avoir des valeurs de dPC intermédiaires pour la flore NSNA quelles que soient les dispersions, et uniquement pour les espèces à faible dispersion des autres groupes (Annexe 5). Pour des dispersions plus élevées, ces sites ont des valeurs de dPC similaires à celles des forages et bassins et donc plus faibles que celles des ISD (Figure 39). En ce qui concerne les valeurs de Flux, seules des différences significatives sont remarquées entre les typologies de sites pour la Flore NSN et les rhopalocères (Figure 39, Annexe 5). Ainsi pour ces 2 groupes, les **valeurs de Flux sont plus élevées pour les forages et les bassins** par rapport aux ISD (Figure 39). Les usines d'eau potable et les STEP se retrouvent ici aussi globalement dans une position intermédiaire, sauf pour la flore NSN ayant de faibles capacités de dispersion. Dans ce cas, ces sites ont des valeurs de Flux similaires à celles des ISD, plus faibles que celles des forages et bassins (Annexe 5).

CHAPITRE 2

	Région IDF			Territoire Yvelines		
	Nombre de sites	Nombre de taches (NSNA)	Nombre de taches (NSN)	Nombre de sites	Nombre de taches (NSNA)	Nombre de taches (NSN)
Hors SUEZ	NA	71 245	55 233	NA	4 982	3 876
Forage/Bassin	973	56	15	65	33	35
Eau potable/STEP	118	39	24	4	26	28
ISD (tous types)	9	29	25	3	12	12

Tableau 12 : Sites et regroupements retenus pour l'analyse du rôle des sites de SUEZ dans la connectivité en fonction de leur typologie. Forage/Bassin : sites liés à la gestion de l'eau de petite taille et nombreux, Eau potable/STEP : sites liés à la gestion de l'eau

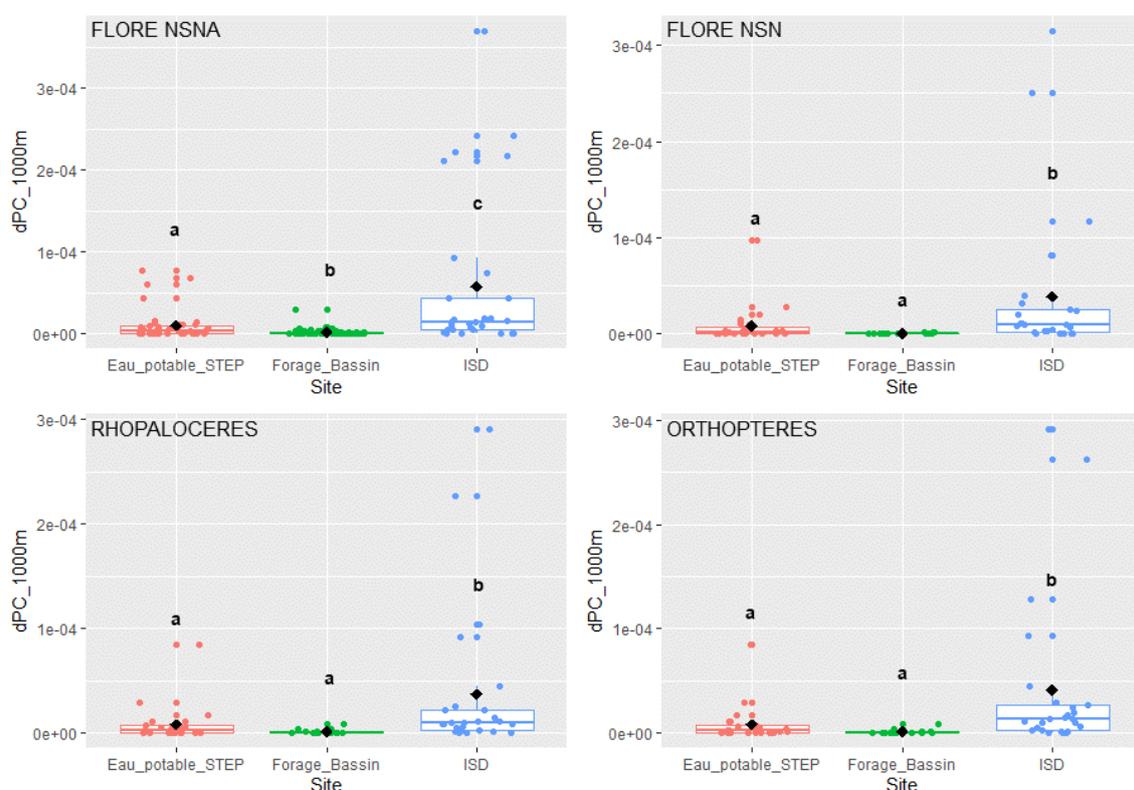


Figure 39 : Comparaison des valeurs du dPC en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à dispersion élevée pour les sites SUEZ d'Île-de-France. Les lettres de significativité sont issues des tests de Steel-Dwass-Critchlow-Fligner suite à des p -values $< 0,05$ pour le test de Kruskal-Wallis.

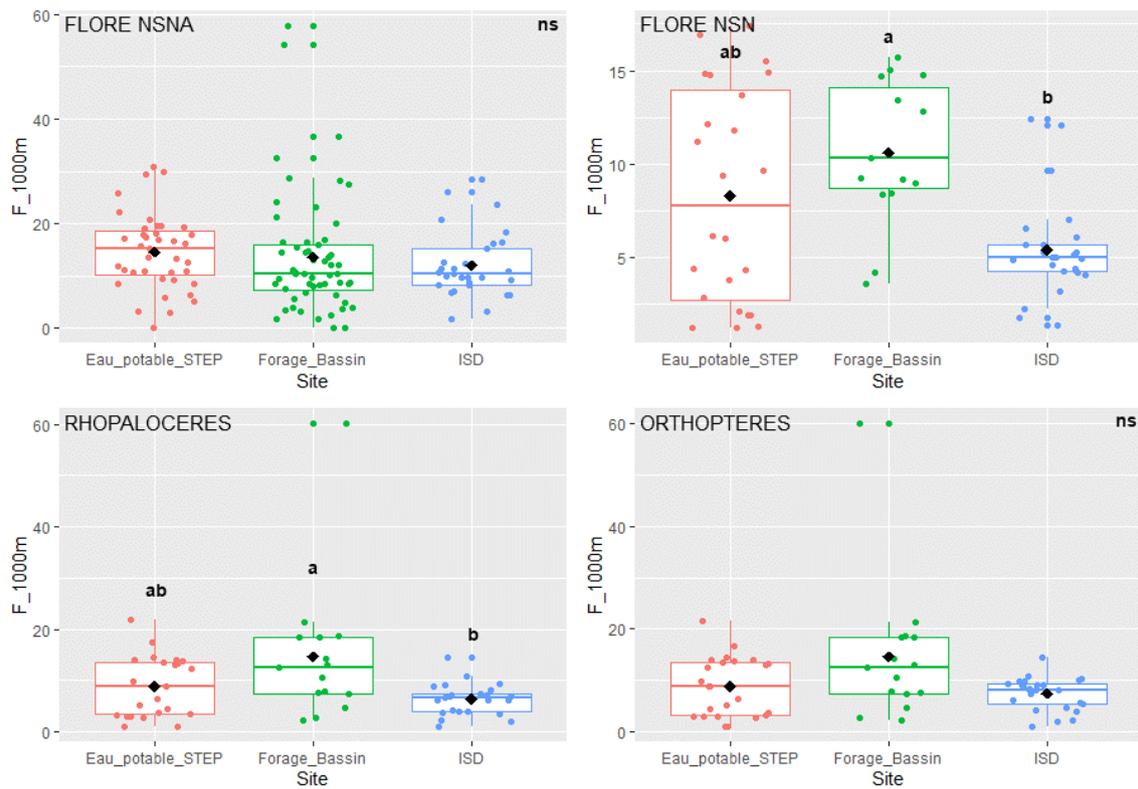


Figure 40 : Comparaison des valeurs du Flux en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques et pour des espèces à dispersion élevée, pour les sites SUEZ d'Île-de-France. Les lettres de significativité sont issues des tests de Steel-Dwass-Critchlow-Fligner suite à des p-values < 0,05 pour le test de Kruskal-Wallis. ns (non significatif) est noté si la p-value > 0,05.

A l'échelle du territoire situé dans les **Yvelines**, nous n'avons **pas trouvé de différences** entre les typologies de sites quelles que soient les métriques (dPCarea, dPCflux et dPCconnector) et les taxons (p-

values des tests de Kruskal-Wallis > 0,05 ; Annexe 5). Cependant, les analyses ont été effectuées sur des sites moins variés, certains types n'étant pas présents sur ce secteur (Tableau 11).

2.3. Discussion

2.3.1. Une entreprise au foncier diversifié

Le foncier exploité par SUEZ, par sa **diversité** et son **étendue** sur la région francilienne, constitue un bon exemple pour étudier la manière dont une entreprise peut jouer un rôle dans la connectivité et les réseaux écologiques.

Ainsi, une proportion non négligeable (14,50 %) des sites industriels étudiés comprend des **réservoirs de biodiversité**, ceux-ci recouvrant un cinquième du foncier exploité par SUEZ. Il est en effet assez courant que des espaces naturels d'intérêt se retrouvent en partie au sein du foncier d'un site industriel. Certains grands sites tels que les ISD disposent de réserves foncières importantes, souvent laissées en libre évolution et riches en biodiversité (Thierry et Delzons, 2014). D'anciens sites industriels, en particulier dans le domaine de l'extraction de matériaux, peuvent aussi devenir a posteriori des **espaces naturels d'intérêt, parfois protégés** (Espace Naturel Sensible du Carreau Franc, Réserve Naturelle Régionale des Seiglats, Arrêté de Protection de Biotope du Plan d'eau de Cannes-Ecluse ou Réserve Naturelle Régionale de Limay par exemple). Des petits sites, notamment les captages d'eau potable, peuvent par ailleurs s'implanter au sein de milieux préservés considérés comme des réservoirs de biodiversité. Enfin, plusieurs sites ayant été délimités par des zones tampons appliquées aux données ponctuelles disponibles, il est possible qu'une petite partie de ces résultats soit due à des délimitations erronées.

Les chiffres obtenus sur la part de la connectivité de la sous-trame herbacée

soutenue par le foncier exploité par SUEZ en Île-de-France (0,4 à 0,8 %) peuvent paraître assez faibles mais **ne sont pas non plus anodins pour une seule entreprise** sur un territoire vaste tel que celui de l'Île-de-France. Par ailleurs, **les sites de SUEZ ne sont pas répartis de façon homogène** en Île-de-France et cette entreprise peut localement avoir un foncier plus ou moins important pour la connectivité en fonction des territoires. La nette différence entre les résultats obtenus dans le taux de variation du PC à l'échelle régionale et à l'échelle plus locale du secteur d'étude des Yvelines peut ainsi s'expliquer par la plus forte représentation du groupe SUEZ sur ce territoire. D'autre part, la finesse de la cartographie et des analyses de connectivité à cette échelle permet de mieux prendre en considération les petits sites, dont la contribution a pu être sous-estimée à l'échelle régionale. Plus globalement, certains habitats herbacés présents sur les sites industriels étudiés en Île-de-France sont aussi souvent considérés à tort dans la cartographie de l'occupation du sol comme étant artificiels, alors qu'ils sont en réalité plutôt semi-naturels, ce qui peut également **sous-estimer l'importance de ces sites** dans la connectivité de ces milieux.

Cependant, les milieux herbacés présents sur le foncier exploité par SUEZ semblent en moyenne avoir **moins d'intérêt par rapport aux autres milieux herbacés d'Île-de-France** en termes de contribution aux **flux** entre taches d'habitat et de contribution comme **relais dans la dispersion** des espèces étudiées (Flux et BC). Ceci pourrait s'expliquer par les localisations relativement **isolées** des sites d'étude, qui sont souvent implantés à proximité d'espaces agricoles ou de zones artificialisées. Si des réservoirs de

biodiversité peuvent être présents autour des sites, les industriels auront tout de même tendance à privilégier des secteurs assez éloignés d'espaces naturels à enjeux pour la biodiversité, notamment pour limiter les impacts sur la biodiversité de leurs projets et les contraintes réglementaires associées. Par ailleurs, certains sites sont entourés de haies ou petites zones boisées pour améliorer leur intégration dans le paysage ou bien éviter des nuisances pour les riverains (bruit, poussières, pollution...), ce qui pourrait limiter la dispersion de certaines espèces de milieux herbacés entre les milieux ouverts présents sur les sites de SUEZ et ceux du paysage environnant. **Localement, certains sites industriels peuvent toutefois accueillir des taches d'habitat importantes pour le flux des espèces et densifier leurs déplacements possibles.** Rappelons aussi que la comparaison des valeurs de dPC à l'échelle régionale a montré que la contribution à la connectivité d'ensemble, prenant en compte notamment la capacité d'accueil des taches, était globalement similaire, que les taches soient situées dans le foncier exploité par SUEZ ou en dehors.

2.3.2. Des sites aux enjeux de connectivité variables

L'exemple de SUEZ montre que des **sites industriels peuvent être très diversifiés**, notamment par leur activité, leur densité, leur surface, leur occupation du sol ou leur localisation dans le paysage. Cette hétérogénéité doit sans doute dépendre aussi des entreprises considérées, celles liées à la production et la distribution d'énergie ou à l'extraction de matériaux ayant sans doute un foncier plus diversifié que certaines entreprises logistiques ou artisanales par

exemple. Quoi qu'il en soit, ces différentes caractéristiques dans les sites industriels engendrent des **enjeux variables en termes de potentialités écologiques et de connectivité.**

Si la sous-trame herbacée est globalement bien représentée au sein du foncier exploité par SUEZ, certains des sites industriels étudiés sont particulièrement artificialisés et montrent peu d'intérêt pour la connectivité de ces milieux à l'échelle de notre étude, et peuvent même participer à la **fragmentation du paysage**. C'est par exemple le cas des plateformes de tri, des unités de valorisation énergétique, des sites de collecte de déchets ménagers ou des plateformes de stockage et traitement des terres polluées (ces types de sites ne représentent cependant que 1 % du nombre de sites étudiés et environ 4% de leur surface).

A l'inverse, certains sites comportent davantage de milieux herbacés et peuvent alors **jouer un rôle dans la connectivité** de cette sous-trame. **Les ISD**, qu'elles soient en activité ou non, sont les sites étudiés aux **surfaces les plus conséquentes** et sont ceux dont les **valeurs de dPC sont les plus élevées**, cette métrique de connectivité étant particulièrement liée à la capacité d'accueil des taches et donc à leur taille. Certains de ces sites peuvent aussi à eux seuls former un réseau d'habitats herbacés, comme c'est le cas pour le très grand site d'Isles-les-Meldeuses, une ISDND de plus de 340 hectares implantée sur d'anciennes carrières. **Les sites les plus petits**, à l'image des **forages et des bassins**, ont quant à eux des caractéristiques différentes dans le rôle qu'ils peuvent jouer dans la connectivité. Si leurs valeurs de dPC sont globalement plus faibles, ces petits sites ont cependant tendance à avoir des **valeurs de Flux plus élevées**, et pourraient ainsi recevoir ou émettre davantage d'individus que les ISD. Finalement, les sites ont donc

des **intérêts complémentaires** : si les **plus grands améliorent la connectivité en termes de superficie totale**, les **petits sites vont surtout jouer un rôle dans la densité des déplacements possibles entre eux et les autres milieux herbacés du paysage environnant**.

Notons cependant que les analyses effectuées portent uniquement sur les sites pour lesquels des taches d'habitat herbacé ont été identifiées, ce qui n'est pas le cas notamment pour beaucoup de forages et de bassins. Si certains d'entre eux sont situés en contexte forestier, la cartographie d'occupation du sol joue ici un rôle non négligeable dans ces résultats. **Ces très petits sites sont en effet particulièrement mal cartographiés** dans les bases de données SIG disponibles car les habitats de petite taille ne sont souvent pas individualisés, et la plupart de ces sites sont de plus considérés à tort comme étant

entièrement artificialisés alors qu'ils sont souvent principalement constitués de milieux herbacés. Les **sites de stockage**, qui n'ont pas été pris en compte dans les analyses car ils ne comportaient pas de tache d'habitat herbacé, souffrent aussi d'un **manque de précision des données cartographiques**. Très nombreux, ils accueillent souvent de petits espaces herbacés qui passent inaperçus et ne sont pas cartographiés (quelquefois inclus dans des taches d'habitat plus grandes qui sont alors considérées comme extérieures au foncier exploité par SUEZ). De plus, la délimitation de l'ensemble des nombreux petits sites de SUEZ par l'application de zones tampons augmente l'imprécision des résultats. **Le rôle potentiel dans la connectivité de ces sites industriels, qui parsèment le territoire, pourrait donc être largement sous-estimé**.

3. Applications à l'échelle d'une Installation de Stockage de Déchets

3.1. Améliorer l'intégration des sites industriels dans le paysage : exemple de l'utilisation du végétal local sur une ISD et implications pour la trame des pelouses sèches

Cette partie se base sur des études menées depuis 2019 sur l'Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux de Huiron située dans la Marne. Elle reprend largement le rapport de **stage de Master 2 de Sandra Robert** que j'ai co-encadré avec mon collègue **Olivier Delzons** (UMS 2006 PatriNat (OFB/MNHN/CNRS)) :

Robert S. 2020. Création d'une pelouse sèche sur une Installation de Stockage de Déchets : étude de l'insertion du site dans les réseaux écologiques et test de l'efficacité du semis de Végétal Local ®. Rapport de stage. Master IEGB. Université de Montpellier. 68 p.

Ce travail a également fait l'objet d'une **communication orale** :

Delzons D., Thierry C., Robert S., Roquinarç'h O., Lacoëuilhe A., Latour M., Gourdain P. 2021. Création de couverts herbacés à partir de semences d'origine locale dans des contextes anthropisés - Application sur un parcours de golf et une Installation de Stockage de Déchets : contraintes et opportunités. Colloque REVER 11, Gap, 29 juin-1^{er} juillet 2021.

3.1.1. Introduction

Renaturation spontanée ou végétalisation active

La **restauration écologique** vise le rétablissement d'un écosystème dégradé vers un écosystème de référence, historique ou local (Gann *et al.*, 2019). En fonction de l'état du site, de son contexte et des moyens à disposition, la restauration peut être **passive** ou **active**. Les écologues choisissent selon les situations : – d'intervenir uniquement initialement pour soustraire du site les facteurs empêchant sa restauration, puis de s'appuyer sur la résilience de l'écosystème dont la végétalisation se fera de manière spontanée, à partir des sources de propagules disponibles (Török *et al.*, 2011) ; – d'assister le rétablissement naturel par des mesures de gestion et des méthodes d'ingénierie écologique (Török *et al.*, 2018). La revégétalisation spontanée d'un site est cependant soumise à la **théorie des filtres**, qui sont au nombre de trois : les conditions biotiques, les conditions abiotiques et les capacités de dispersion des espèces (Tonn *et al.*, 1990) (Figure 41). Dès lors, la **revégétalisation passive** peut être envisagée lorsque la dégradation d'un site n'a pas atteint un seuil critique, avec une efficacité variable selon le contexte (Prach *et al.*, 2019). Dans le

cas contraire, et lorsque de surcroît le site se trouve dans un environnement particulièrement anthropisé et qu'il a subi d'importants remaniements du sol, la **revégétalisation active**, par exemple par le semis ou le transfert de foin, est préférable. En effet, sa banque de graines peut être considérée comme nulle et les sources de graines environnantes pauvres. De plus, les capacités de dispersion des plantes sont globalement très faibles et disparates (Vittoz et Engler, 2007) et les communautés d'arthropodes, notamment de fourmis, participant à la diaspore sont également perturbées sur ces sites (Arruda, 2019). Par

ailleurs, une grande partie de la dispersion des espèces, notamment de pelouses sèches, se faisait historiquement par zoochorie grâce aux troupeaux mais l'abandon progressif du pastoralisme rend ce mode de dispersion plus improbable (Piqueray *et al.*, 2011). Cet ensemble de facteurs rend ainsi la réussite d'une revégétalisation spontanée encore moins probable. Un ensemencement approprié permet donc d'accélérer le processus de restauration, d'éviter de laisser le sol à nu, ainsi que le champ libre à l'érosion et à l'installation d'espèces exotiques envahissantes.

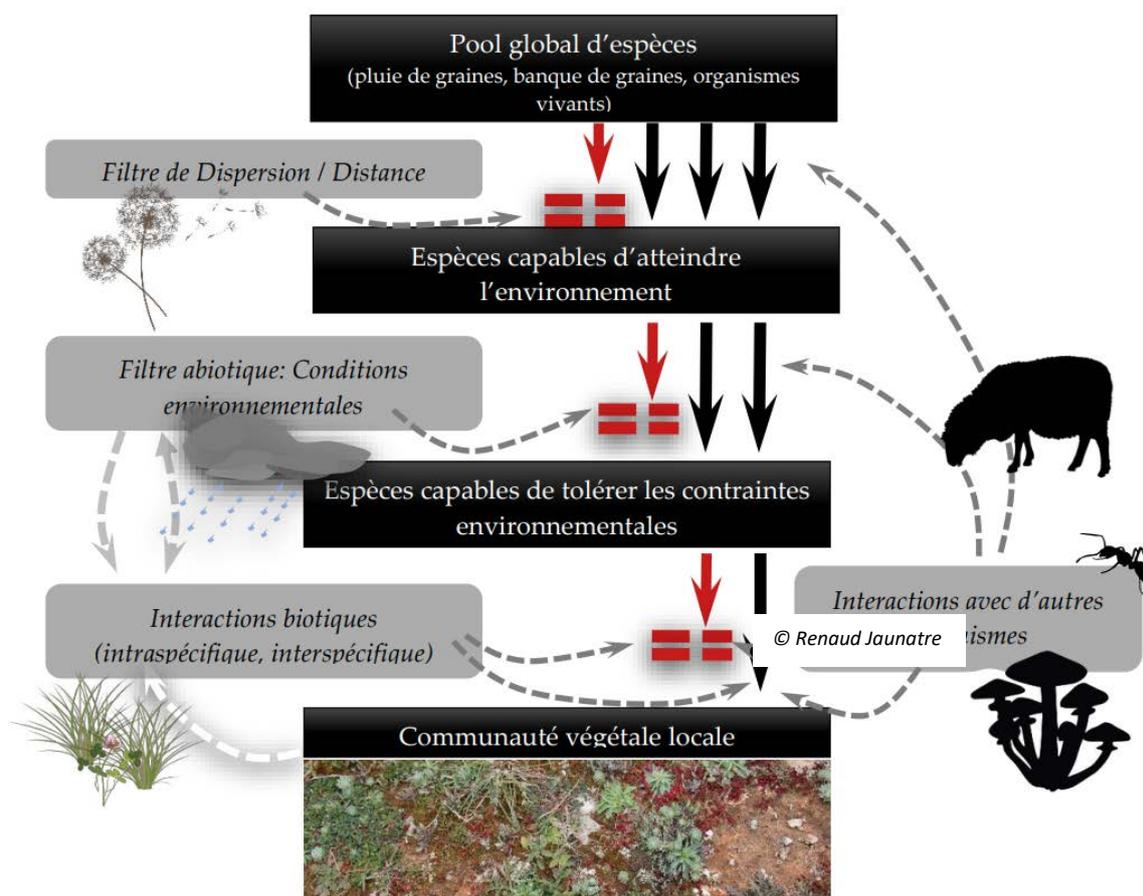


Figure 41 : Règle d'assemblage des communautés végétales selon la théorie des filtres (Chenot, 2018). L'assemblage d'une communauté a été conceptualisé comme un ensemble de filtres excluant des espèces à partir d'un pool régional d'espèces, formant des pools d'espèces de plus en plus restreints pour finalement aboutir au pool d'espèces observées localement : il s'agit du modèle des filtres (Lortie *et al.*, 2004). La revégétalisation d'un site est soumise à la théorie des filtres, qui sont au nombre de trois : les conditions biotiques, les conditions abiotiques et les capacités de dispersion.

Le choix des semences

Historiquement, plusieurs types de semences ont été utilisés pour la revégétalisation active. Les aménageurs ont d'abord eu recours à des **semences de cultivars horticoles et agricoles, parfois exotiques**, qui restent encore largement utilisées pour des raisons de facilité d'approvisionnement. Plus récente est l'utilisation de **semences locales d'espèces indigènes**, plus à même de s'intégrer au sein des écosystèmes régionaux et dont le patrimoine génétique est adapté aux conditions locales et la phénologie en adéquation avec la faune sauvage associée (Vander Mijnsbrugge *et al.*, 2010 ; Chamard, 2018). Cependant, la volonté grandissante d'utiliser des semences locales se heurte à des **limites législatives** (Abbandonato *et al.*, 2018) **et techniques**, dont la première est la disponibilité des graines. La demande dépasse la quantité qui peut être collectée de façon durable dans les populations naturelles (Nevill *et al.*, 2018). La multiplication des semences indigènes par leur mise en culture est actuellement un secteur émergent, dans plusieurs endroits du monde (Pedrini *et al.*, 2020). En France, la marque **Végétal Local**®, portée aujourd'hui par l'Office français de la biodiversité, a été lancée en 2015 à l'initiative de la Fédération des conservatoires botaniques nationaux (FCBN), l'AFAC-Agroforesteries et Plante & Cité, afin d'impulser le développement de la filière de conservation et production des espèces indigènes (Malaval *et al.*, 2018). Actuellement, 70 producteurs fournissent des semences et plants d'origine locale, sous le label Végétal Local®, pour 705 espèces (~10,5% de la flore de France métropolitaine) (Végétal Local, 2021). L'approvisionnement en semences locales est plus coûteux et incertain qu'en semences horticoles. Des études affichant de meilleurs résultats en termes

d'implantation et d'efficacité à recréer des habitats naturels, prouvant ainsi le retour sur investissement, pourraient inciter à utiliser plus fréquemment du végétal local. La dernière stratégie, plus contestée, est d'utiliser des **semences adaptées au changement climatique**, par anticipation (Breed *et al.*, 2013). En effet, dans une étude conduite en 2011, Chen *et al.* ont estimé le déplacement des populations d'organismes vivants à 16,9 km par décennie suite au changement climatique. Pour les plantes, cette distance à parcourir paraît déjà élevée au regard des capacités moyennes de dispersion connues (Thomson *et al.*, 2011), la fragmentation accentuant la dette d'extinction de certaines espèces. Les populations de certaines plantes ayant de très faibles capacités de dispersion pourraient se maintenir en bon état seulement en apparence, mais en étant en sursis pour quelques décennies dans leurs taches d'habitat (Guimaraes *et al.*, 2008). La question de savoir si le rôle de l'Homme est de les assister par une « dispersion artificielle » est débattue. Un moyen moins interventionniste d'accroître les déplacements des espèces est de défragmenter le paysage, afin de faciliter les déplacements des individus, les échanges génétiques entre les populations et les ajustements d'aires de répartition des espèces (Gilbert-Norton *et al.*, 2010).

Fonctionnement des Installations de Stockage de Déchets et enjeux écologiques associés

Les **Installations de Stockage de Déchets (ISD)** sont des **Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE)**, soumises à un arrêté préfectoral et encadrées par des réglementations et des contrôles stricts (SITA France, 2014). Les Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) accueillent les déchets ultimes

provenant des déchets ménagers et assimilés, ou des déchets d'activités économiques, qui ne peuvent plus faire l'objet d'aucune valorisation pour des raisons techniques ou économiques. Par leur emprise foncière et leurs activités, ces sites industriels lourdement aménagés peuvent jouer un **rôle important, aussi bien défavorable que favorable, vis-à-vis de la biodiversité**. Certains éléments fréquemment retrouvés sur ces sites (clôtures, bassins de gestion des eaux pluviales et de lixiviats ayant un substrat artificiel bâché, voiries, bâtiments, éclairages, déchets accessibles) peuvent **limiter le déplacement des espèces ou les perturber (effet « puits »)** (Klein, 2018).



Figure 42 : Triton alpestre (*chthysaura alpestris*) traversant une route sur une ISD © Chloé Thierry

Au contraire, **les ISD gérées de façon favorable à la biodiversité peuvent abriter un cortège diversifié d'espèces**. Des inventaires menés sur 53 sites de SUEZ RVF ont permis de recenser 1615 espèces, une moyenne de 4,3 espèces patrimoniales par ISD et de 74% d'espaces à caractère naturel (Delzons *et al.*, 2016). Les milieux créés sur une ISD sont donc susceptibles de participer aux **réseaux écologiques**, et parfois à des **réseaux d'habitats rares**. La végétalisation des ISD est toutefois limitée par certaines **contraintes réglementaires et techniques**. Sur les alvéoles de stockage, il est par exemple impossible d'envisager un boisement ou la création de zones humides, qui risqueraient d'endommager les membranes géotextiles étanches intercalées entre le sol et les couches de déchets et donc d'engendrer une pollution par libération dans le milieu naturel des lixiviats issus des déchets (Marie-Louise-Henriette, 2015) (Figure 43). Par contre, après avoir recouvert les casiers de terre de couverture, la restauration de **formations végétales rases, de type pelouse sèche, est envisageable et intéressante du point de vue de la biodiversité**. Ce sont des habitats adaptés aux conditions particulières des ISD, notamment par leurs espèces stress-tolérantes.

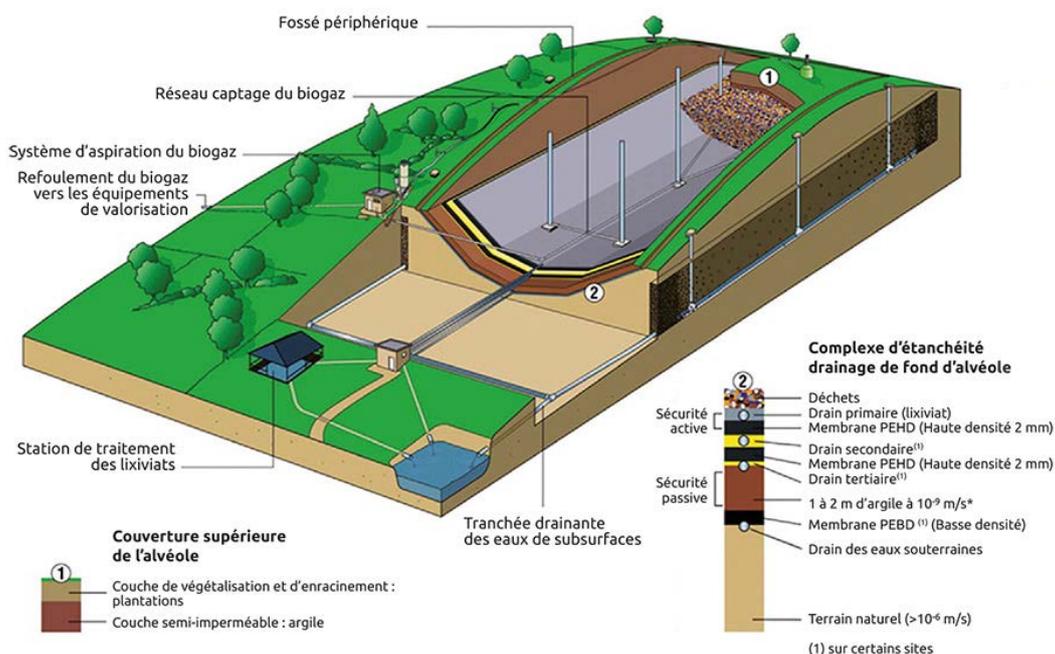


Figure 43 : Schéma d'une ISD (SIMER, 2021). Une ISD contient des réseaux de captage pour récupérer le biogaz, et une membrane imperméable recouvre les déchets : ce sont deux contraintes à prendre en considération dans un projet de revégétalisation.

Les pelouses sèches

En Champagne-Ardenne, comme dans le reste de l'Europe, **les surfaces de pelouses sèches ont fortement diminué**. Souvent situées dans une matrice paysagère intensément cultivée, elles sont devenues **de plus en plus fragmentées** (Poniatowski *et al.*, 2018). Ces **milieux ouverts, à formations herbacées basses**, apparaissent sur des sols oligotrophes à mésotrophes, et se différencient des prairies par un sol nu par endroits (Bensettiti *et al.*, 2005). La majorité sont dites **secondaires** : d'origine anthropique, elles constituent souvent un stade transitoire au sein d'une succession de végétations (WalliesDeVries *et al.*, 2002). La plupart des espèces de pelouses sèches ayant de **faibles capacités de dispersion**, elles sont principalement dispersées **via les moutons, dans les systèmes de pâturage** (Piqueray *et al.*, 2011). Leur **grande richesse biologique** (30% des espèces végétales et

26% des plantes protégées en France) en fait des **habitats d'intérêt communautaires** (DHFF 92/43/CEE).

3.1.2. Objectifs de l'étude

Ce travail s'inscrit dans l'objectif global d'**améliorer l'intégration des sites industriels dans le paysage**, avec l'exemple d'une **expérimentation de revégétalisation avec des semences locales de pelouses sèches sur l'ISDND de Huiron dans la Marne (51)**. Des semis de mélanges pour prairies agricoles, pauvres en espèces et comprenant des cultivars, sont généralement choisis pour la végétalisation des ISDND. Ce sont souvent des terres végétales importées et riches en nutriments qui sont utilisées, conduisant principalement au développement de prairies mésophiles voire eutrophes, avec une colonisation spontanée

faible et parfois la présence d'espèces exotiques envahissantes. Dans cette étude, un **test de semis d'espèces locales** a été effectué, sur des terres pauvres en nutriments, extraites lors de la création de l'installation et mises en stock dans l'attente de leur utilisation pour le réaménagement, afin **d'essayer de créer des prairies sèches proches des milieux ouverts patrimoniaux des environs**. Ceci vise *in fine* à reconstituer des **habitats fonctionnels**, tout en luttant contre **l'érosion des sols** et en permettant une bonne **intégration paysagère** de l'ISDND.

Le premier objectif est d'analyser la place et le potentiel de l'ISDND dans la sous-trame herbacée thermophile locale. Pour cela, nous chercherons à répondre aux questions suivantes :

- Dans quelle mesure l'installation d'une pelouse sèche fonctionnelle sur cette ISD améliorerait-elle la connectivité de la sous-trame herbacée thermophile locale ?
- Les milieux naturels autour du site peuvent-ils participer à la création d'une pelouse sèche sur le site ?

Le deuxième objectif est de déterminer les modalités de revégétalisation les plus adaptées à la création d'une pelouse sèche fonctionnelle. Pour cela, nous chercherons à répondre aux questions suivantes :

- La revégétalisation active est-elle nécessaire ?
- L'usage de semences d'espèces d'origine locale apporte-t-il un bénéfice significatif par rapport aux semences agricoles classiques ? Ce bénéfice varie-t-il selon les modalités de semis ?

3.1.3. Matériels et méthodes

Présentation du site d'étude et de ses environs

Le site d'étude est une **Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND)** exploitée par SUEZ Recyclage et Valorisation. En activité depuis 2005, il couvre une trentaine d'hectares, dont 17 sont dédiés au stockage des déchets. L'expérimentation porte en particulier sur **deux casiers en fin d'exploitation**, prêts à être réaménagés. Cette ISD, installée sur une ancienne parcelle agricole, se situe dans la région Grand-Est et le département de la Marne, dans un **contexte d'agriculture intensive** (Figure 44). Les **anciens savarts**, pelouses sèches calcaires et pâturages entrecoupés de boisements et de broussailles, dominants au sortir de la seconde guerre mondiale, ont en effet presque totalement laissé place à un **paysage homogène de grandes monocultures** (betteraves et céréales principalement). Aux alentours de l'ISD, **trois ZNIEFF** (210001136 - Savarts et pinède de la forêt domaniale de Vauhalaise, incluant la réserve biologique dirigée de Vauhalaise ; 210002024 - Pelouses des talus de l'ancienne voie ferrée de Huiron à Sompuis ; 210009498 - Savarts et Pinèdes du camp militaire de Mailly, incluant le site Natura 2000 "Savart du camp militaire de Mailly-le-Camp"), conservent une certaine naturalité avec notamment des **pelouses sèches remarquables** (Annexe 6). Ces trois sites ont été identifiés comme **sites de référence** dans le cadre de l'expérimentation de revégétalisation.

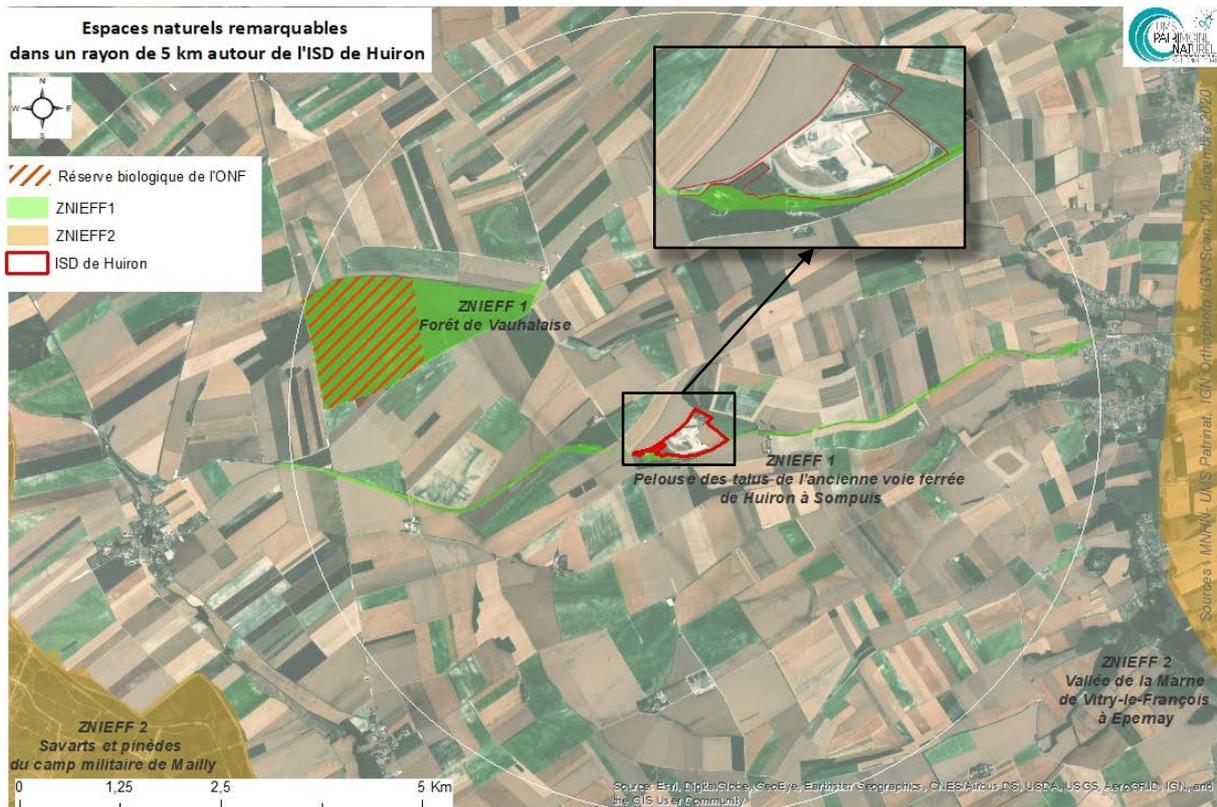


Figure 44 : Espaces naturels remarquables dans un rayon de 5 km autour de l'ISD de Huiрон

Evaluation du potentiel de colonisation naturelle par les espèces et de l'effet du projet de végétalisation sur les réseaux écologiques

L'évaluation de la place de l'ISD dans la sous-trame herbacée thermophile locale et du potentiel de colonisation naturelle par les espèces provenant des espaces semi-naturels à proximité de l'ISD a été réalisée en se basant sur la **méthodologie décrite dans le chapitre 1.**

Une première analyse a été effectuée à **l'échelle du paysage dans un rayon de 10 km autour du site.** Pour cela, une cartographie de l'occupation du sol a été réalisée d'après Thierry *et al.*, 2020, avec une résolution de 5 mètres.

L'ensemble des paramètres utilisés dans Graphab est présenté dans le tableau 13.

Étape	Paramètre	Choix	Précisions
Définition des tâches	Taille minimale des tâches	0 ha	Cas le plus simple : les tâches sont les polygones de la catégorie représentant l'habitat, sans autre critère sélectif.
	Connexité	8	Une tâche est constituée du pixel central et de ses 8 voisins s'ils ont la même valeur.
Définition des liens	Critères de pondération	Moindre coût	Les liens ne sont pas calculés en distance euclidienne mais en distance coût. L'hétérogénéité de la matrice est prise en compte en assignant des valeurs de résistance (ou friction) aux classes paysagères.
	Echelle des coûts	1, 10, 100, 1000	Coûts attribués par catégories d'occupation du sol, avec une échelle numérique géométrique.
	Impédance	Coût cumulé	L'impédance est égale à la somme des coûts de tous les pixels du chemin parcouru.
Création des graphes	Topologie	Planaire	Le graphe obtenu permet une visualisation plus facile des liens entre tâches « voisines » (graphe "minimaliste"). Le calcul est plus léger (privilégié quand la carte d'OS comprend de nombreux pixels).
	Sélection	Graphes seuillé et non seuillé	- seuillé : sélectionne les liens inférieurs ou égaux à une distance-clé pour l'espèce - non seuillé : pour visualiser l'ensemble des nœuds et liens, quelle que soit leur distance.
	Distances de dispersion étudiées	3 principales : 150, 500 et 1000 mètres 6 supplémentaires retenues : 50, 1500, 5000, 7000, 9000 et 10000 mètres	3 distances principales issues de la biblio + des distances testées facultativement et empiriquement, pour approfondir les informations sur la zone d'étude (notamment pour observer à quelle distance se créent certains liens).
Calcul des métrique	Probabilité de mouvement	0,05	Pour les longues distances entre zones nodales, la dispersion des taxons et leur établissement dans la matrice paysagère sont considérés comme des événements rares et stochastiques.

Tableau 13 : Paramètres utilisés dans Graphab

Nous avons choisi d'utiliser les mêmes distances de dispersion que dans le chapitre 1 pour représenter les différentes espèces végétales cibles de la sous-trame herbacée thermophile : **150m, 500m et 1000m**. D'autres distances ont été testées (notamment 50m, 100m, 300m, 1500m, 3000m, 5000m, 7000m, 9000m et 10000m), afin d'affiner la compréhension du réseau. L'analyse des graphes seuillés obtenus a permis d'identifier les éventuels flux de propagules pour la colonisation spontanée de l'ISD.

De la même façon que dans la première partie de ce chapitre, nous avons utilisé l'**Indice de Probabilité de Connectivité (PC)** comme métrique pondérée globale pour cette étude. Afin d'évaluer l'intérêt pour la connectivité du réseau local de créer une pelouse sèche sur

le site, nous avons comparé les valeurs du PC pour la situation antérieure à l'opération de végétalisation – sans tache d'habitat de pelouse sèche sur l'ISD, et pour la situation recherchée par l'opération de végétalisation – avec une pelouse sèche présente sur l'ISD. La fraction de **delta PC** a été choisie comme Delta-métrique, pour étudier plus finement (au niveau des nœuds et des liens) le réseau.

Une seconde analyse a été menée à une **échelle plus locale**, en utilisant un **rayon de 1500 mètres autour de l'ISD**. Celle-ci vise à apporter davantage de précision sur la contribution de la pelouse sèche de l'ISD au réseau local, et à avoir une connaissance plus fine des pelouses à proximité du site pouvant jouer un rôle dans la végétalisation spontanée de l'ISD. Pour cela, nous avons réutilisé la cartographie d'occupation du sol précédente,

mais en détournant plus finement les pelouses sèches autour du site, en se basant sur des orthophotographies et notre connaissance du territoire (issue des missions de terrain).

Test de l'efficacité des semences locales pour la création d'une pelouse sèche

Plan d'expérimentation

L'expérimentation de l'efficacité du Végétal Local pour la création d'un habitat de type

pelouse sèche a été mise en place en octobre 2019. L'aménagement a été réalisé sur un casier en fin d'exploitation de l'ISD, soit 4700m². Cette zone correspond à une part du massif de déchets, étanchéifiée et recouverte d'une couche d'argile puis d'un mélange, prélevé sur le site, composé de terre végétale crayeuse (60%) et de craie (40 %), sur une épaisseur de 30 cm. **Le plan d'expérimentation mis en place comporte 5 modalités et 5 répétitions par modalité** (Figure 45).



Figure 45 : Disposition des placettes sur l'ISD.

Le contour de la parcelle expérimentale est délimité en rouge. En marron : les placettes N (sol laissé à nu, libre colonisation spontanée) ; en beige : les placettes A (semées avec un mélange agricole prairial classique) ; en vert : les placettes L (semées avec le mélange VL). Autour, en bleu, dans la surface restante de la parcelle expérimentale (semée de VL en hydroseeding), des placettes H (hydroseeding) ont été positionnées. Les placettes Z situées sur les pelouses de référence dans les ZNIEFF ne sont pas visibles ici. La zone hachurée grise correspond à la construction imprévue d'un passage nécessaire pour les engins de chantier, qui a détruit une petite partie de l'expérimentation.

Trois modalités sont réparties sur le casier de façon aléatoire randomisée, chacune comportant 5 placettes de 100m² :

- '**N**' : **sol laissé à nu** (libre à la colonisation spontanée) : placettes N1 à N5 ;
- '**A**' : semis avec un **mélange agricole prairial** classique : placettes A1 à A5 ;
- '**L**' : semis avec un **mélange composé en majorité de semences d'espèces de pelouses calcaires sèches labellisées Végétal Local** : placettes L1 à L5.

Ces semis ont été réalisés à la main le 26/11/2019, à 5g/m², soit 500 g par placettes. Autour, le reste de la parcelle (soit 3200 m²) a été semé avec le même mélange **Végétal local, en hydroseeding** (10g/m²) (modalité notée 'H'). L'hydroseeding est une méthode plus rapide que le semis à la main, utilisée principalement pour favoriser l'implantation des semences là où il y a des risques d'érosion, mais elle n'est pas adaptée au semis de précision sur de petites superficies.

Les mélanges Végétal Local et agricole classique sont présentés en Tableau 14. Le mélange « Végétal Local » (VL) est composé d'une majorité de semences d'espèces de pelouses calcaires sèches labellisées Végétal

Local, complétée par des semences non labellisées.



Figure 46 : Zones semées sur l'ISD de Huiron
© Olivier Delzons

La dernière modalité ('**Z**') concerne les 5 **placettes témoins**, positionnées dans les **sites de référence** (les ZNIEFF) : placettes V1 et V2 dans la forêt de Vauhalaise, placettes M1 et M2 dans le camp militaire de Mailly et placette T1 sur les talus de l'ancienne voie ferrée. L'emplacement des 5 placettes 'Z' a été déterminé suite à un repérage par interprétation de photos aériennes sur Géoportail et par consultation des données issues de l'inventaire réalisé par le Conservatoire d'Espaces Naturels de Champagne Ardenne en 2003 sur la ZNIEFF du Camp de Mailly (Thivillier *et al.*, 2012).

Mélange Végétal Local	Mélange agricole prairial
<p>Fournisseur : Nungesser Semences</p> <p>Référence : Pagny-sur-Meuse</p> <p>Description : Mélange de type 'PELOUSE SECHE SOL CALCAIRE' Le mélange est composé de 50% graminées sauvages et de 50% fleurs sauvages pour reconstituer une pelouse calcaire sèche.</p> <p>La majorité espèces est labellisée Végétal local 'Zone Nord Est' (*).</p>	<p>Fournisseur : Hydrogreen</p> <p>Référence : SP Hydrogreen Biodiversité</p> <p>Description : Semences pour un usage non fourrager</p>
<p>Fleurs sauvages (50%): <i>Achillea millefolium</i>* <i>Anthyllis vulneraria</i> <i>Centaurea jacea</i>* <i>Centaurea scabiosa</i>* <i>Coronilla varia</i> <i>Daucus carotta</i>* <i>Echium vulgare</i> <i>Galium verum</i>* <i>Leucanthemum ircutianum</i>* <i>Lotus corniculatus</i> <i>Medicago lupulina</i> <i>Onobrychis viciifolia</i>* <i>Origanum vulgare</i> <i>Petrorhagia prolifera</i>* <i>Plantago coronopus</i> <i>Plantago lanceolata</i> <i>Salvia pratensis</i>* <i>Poterium sanguisorba</i>*</p> <p>Graminées sauvages (50%): <i>Koeleria macrantha</i>* <i>Festuca rubra</i>* <i>Bromopsis erecta</i>* <i>Festuca ovina</i>*</p>	<p><i>Achillea millefolium</i> (1%) <i>Schedonorus arundinaceus</i> (20%) <i>Festuca ovina</i> (10%) <i>Festuca rubra</i> (20%) <i>Lolium perenne</i>(20%) <i>Lotus corniculatus</i> (2%) <i>Medicago lupulina</i> (2%), <i>Onobrychis viciifolia</i> (5%) <i>Phleum pratense</i> (10%) <i>Plantago lanceolata</i> (7 %) <i>Poterium sanguisorba</i> (2%), <i>Trifolium subterraneum</i>(1%)</p>

Tableau 14 : Description des deux mélanges utilisés pour la revégétalisation

Le mélange « Végétal Local » est composé de 14 espèces de pelouses calcaires sèches labellisées Végétal Local : ces espèces, en violet avec un astérisque dans le Tableau 14, sont notées 'VL' par la suite. Huit autres espèces ne sont pas labellisées « Végétal local », mais correspondent au cortège végétal visé.

Protocole de suivi floristique

Sur chaque placette, deux types de relevés ont été réalisés lors d'un passage sur site les 24 et 25 juin 2020 :

- 1/ Des **relevés floristiques selon le protocole Vigie Flore** : 10 quadrats de 1 m² par placette. Les quadrats sont disposés en rectangle de façon contiguë, orientés au Nord et placés au centre de la placette (Figure 47).
- 2/ Un **inventaire complémentaire et exhaustif** des espèces végétales présentes sur la totalité de la placette.

Les principales observations notées sont :

- A l'échelle du quadrat : le nom de l'espèce observée, ainsi que sa présence ou absence dans chaque quadrat. L'abondance d'une

espèce est déduite du nombre de quadrats dans lesquels la plante est notée présente.

- A l'échelle de la placette : le recouvrement total de la végétation et la hauteur moyenne de la végétation.

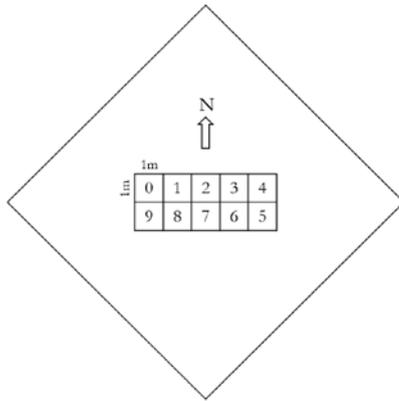


Figure 47 : Schéma de la disposition des quadrats sur les placettes

Méthodes descriptives et statistiques

Les logiciels Excel (v.2007) et R (R Development Core Team, 2017) ont été utilisés pour réaliser les analyses descriptives et statistiques des données récoltées sur le terrain. Afin d'évaluer l'efficacité d'implantation des mélanges A et L, les abondances moyennes des espèces dans chaque modalité expérimentale ont été calculées. Pour décrire l'effet des modalités de revégétalisation sur la végétation observée, les moyennes par placette et par modalité de six statistiques descriptives ont été calculées : **la richesse spécifique, l'abondance, l'indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver, l'indice d'équitabilité de Pielou, le recouvrement et la hauteur de végétation.** Les tests de Shapiro-Wilk et Bartlett ont été utilisés pour vérifier la normalité et l'homoscédasticité des données. Les conditions pour réaliser les ANOVA sont respectées pour la grande majorité des données, l'ANOVA étant par ailleurs robuste

à des écarts mineurs (Rakotomalala, 2012). **Des ANOVA ont donc été réalisées, suivies d'un test de Tukey HSD,** afin de rechercher des différences significatives, en testant successivement les indices précédemment calculés (en tant que variables), avec pour facteur les modalités de revégétalisation. Afin d'étudier la **composition floristique** des placettes expérimentales et d'évaluer sa similarité aux sites de référence, la méthode de **Gradation Non Métrique Multidimensionnelle (Non-Metric Multidimensional Scaling, NMDS)** a été mise en œuvre à l'aide du package R, Vegan. Les compositions floristiques des placettes expérimentales ont été étudiées et comparées avec la composition visée (des sites de référence) en intégrant des informations sur l'habitat caractéristique des espèces.

3.1.4. Résultats

Les potentialités de l'ISD pour l'amélioration de la sous-trame herbacée thermophile locale

Avec celle de l'ISD, **380 taches de pelouses**, d'une taille moyenne de 0,7 ha ont été identifiées sur le secteur d'étude. Ces milieux représentent au total 273 hectares, **soit 0,9% seulement du territoire étudié**, et sont répartis de façon **très hétérogène**. La zone du **camp militaire de Mailly concentre le plus grand nombre de taches** (322 taches) et la plupart des taches de grande surface (96 % des taches de plus de 0,8 ha). **Les autres pelouses sont disséminées** au centre de la zone d'étude, dans la forêt de Vauhalaise et vers l'ISD, ainsi qu'à l'Est, vers la ville de Vitry-le-François.

Les **valeurs de dPC sont très contrastées**, et montrent que la connectivité globale de la zone semble dépendre en grande partie du

camp de Mailly, qui concentre les taches d'habitat et les liens ayant le plus d'importance dans la connectivité (Figure 48). En comparaison, les pelouses et chemins potentiels de dispersion du secteur de l'ISD et Vitry-Le-François ont une importance minimale. Dans la ZNIEFF de la forêt de Vauhalaise, la valeur du dPC des deux pelouses est principalement due à leur surface, et donc leur capacité d'habitat, car elles apparaissent peu connectées. Quelle que

soit la distance de dispersion considérée, à cette échelle d'étude, **la pelouse expérimentale de l'ISD a une faible importance dans la connectivité globale de la zone étudiée et est relativement déconnectée des autres taches**. Sur ce territoire d'étude, la création de la pelouse sèche sur l'ISD ne fait d'ailleurs augmenter la valeur du PC global que d'environ **0,09%**, cette valeur augmentant légèrement avec la distance de dispersion choisie (Tableau 15).

Distance de dispersion (en mètres)	PC du réseau sans la pelouse de l'ISD [1]	PC du réseau avec la pelouse de l'ISD [2]	Gain en connectivité [2-1]	Gain de connectivité (en %)
150	4,28687E-05	4,29031E-05	0,0008	0,0788
500	5,81223E-05	5,81681E-05	0,0009	0,0899
1000	7,32457E-05	7,33116E-05	0,0010	0,0992

Tableau 15 : Gain de connectivité apporté par la création de la pelouse sèche sur l'ISD, selon les distances de dispersion

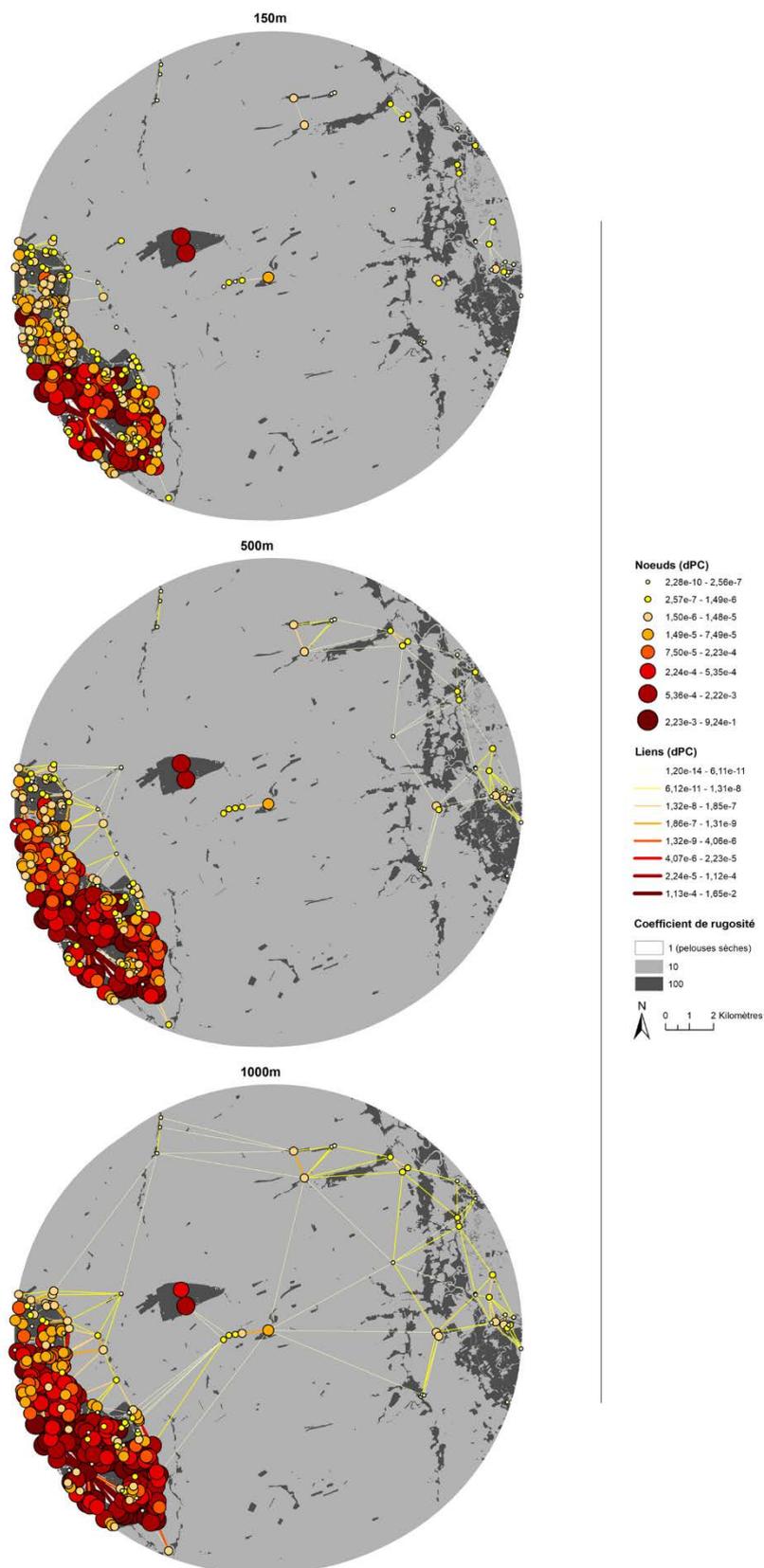


Figure 48 : Graphes du réseau de la flore herbacée thermophile, dans un rayon de 10 km autour de l'ISD (tache centrale). Les nœuds et liens sont représentés en vue topologiques, par une symbologie figurant leur importance dans la connectivité du réseau. De haut en bas, les dPC sont calculés pour des distances de dispersion de 150, 500 et 1000 mètres.

Le resserrement de l'étude à une **échelle plus locale**, avec un détournage affiné des pelouses, montre que celle créée sur le site **peut**

toutefois contribuer de façon intéressante au réseau local de pelouses sur les talus de l'ancienne voie ferrée (Figure 49).

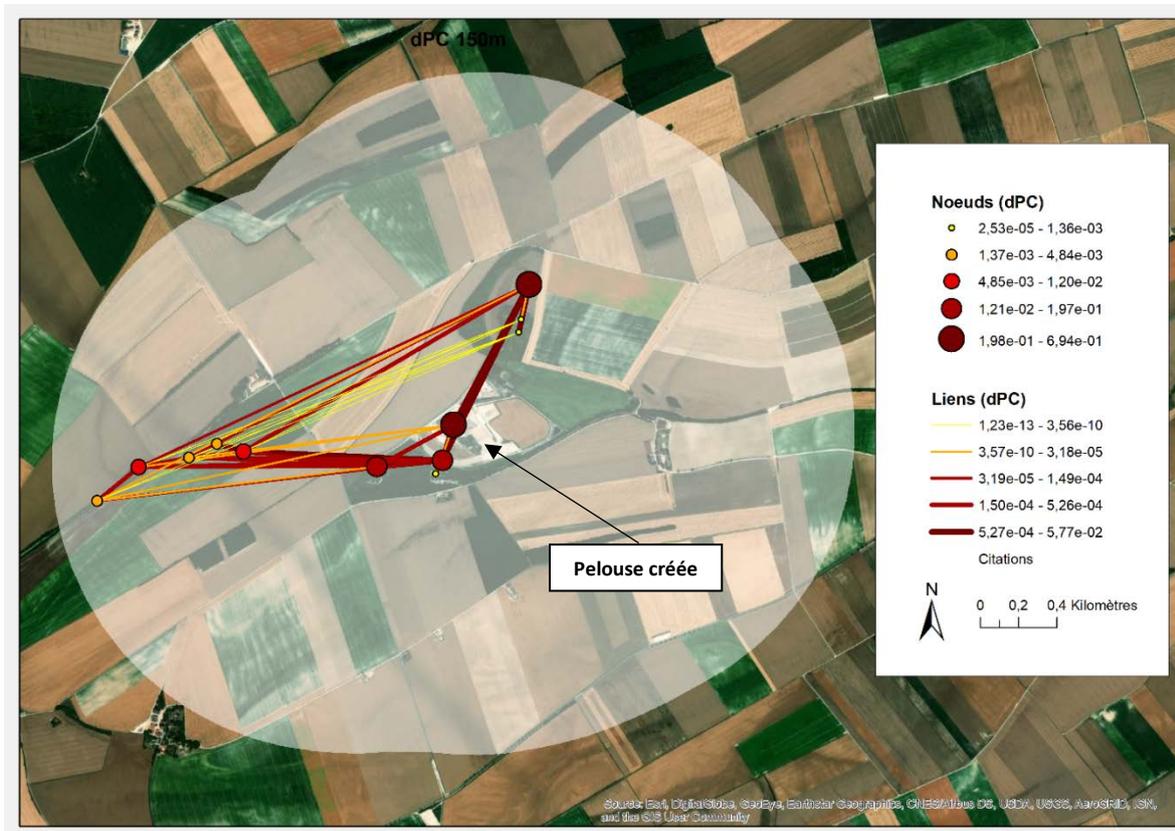


Figure 49 : Graphe du réseau de la flore herbacée thermophile, dans un rayon de 1500 mètres autour de l'ISD. Les nœuds et liens sont représentés en vue topologique, par une symbologie figurant leur importance dans la connectivité du réseau, les dPC étant calculés pour une distance de dispersion de 500 mètres.

Colonisation potentielle de l'ISD de Huiron par les espèces herbacées thermophiles des pelouses sèches environnantes

L'observation des chemins de dispersion en utilisant des graphes seuillés à de multiples distances permet de visualiser de façon simplifiée les **flux potentiels de propagules**, depuis les pelouses environnantes jusqu'à la pelouse expérimentale de l'ISD (Figure 50). **L'ISD apparaît difficilement accessible pour les espèces de pelouses sèches à faible dispersion**, si ce n'est pour celles

présentes dans les petites pelouses à proximité du site détaillées à l'échelle plus locale (Figure 49). La colonisation spontanée de la pelouse créée pourrait sinon surtout se faire par des espèces provenant des **pelouses sèches de la ZNIEFF des Talus de l'ancienne voie ferrée** ayant une distance de dispersion de 1000m ou plus. Par ailleurs, les liens reliant l'ISD à la ZNIEFF du camp de Mailly n'apparaissent qu'à partir d'une capacité de dispersion de 5000m, cette distance allant jusqu'à 7000m pour le secteur de Vitry-le-François et 9000m pour les pelouses de la forêt de Vauhalaise.

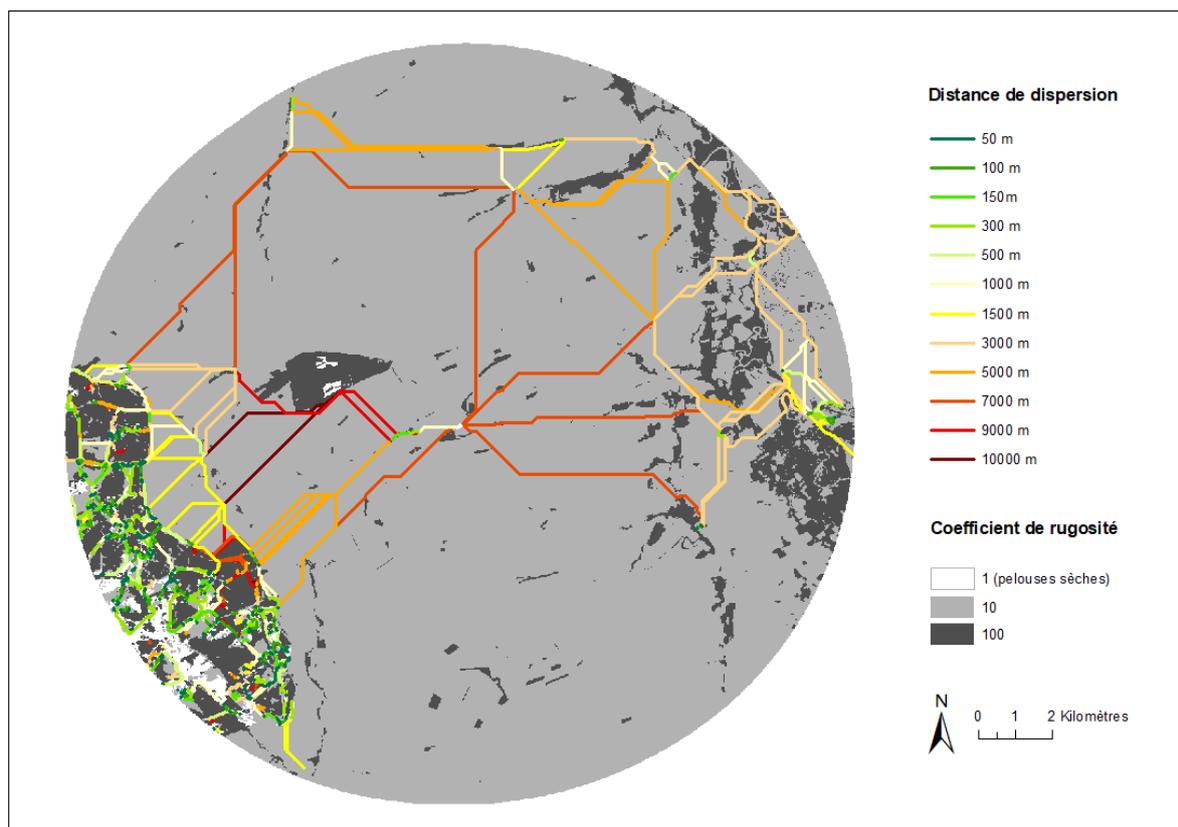


Figure 50 : Carte des principaux chemins de dispersion potentiels selon les distances de dispersion

Evaluation du bénéfice du semis d'espèces végétales d'origine locale pour la revégétalisation active d'une pelouse sèche

Structure des couverts végétaux

La **hauteur de la végétation** est globalement la même pour toutes les modalités, soit environ 30 cm (Figure 51). Le **recouvrement**

observé dans les ZNIEFF (Z) est significativement plus dense que celui observé sur toutes les placettes expérimentales. Entre les modalités expérimentales, une seule différence apparaît comme significative : le recouvrement est plus dense avec le Végétal Local en hydroseeding (H) (60%), comparé à celui sur sol nu (N) (40%) ($p=0.00087$).

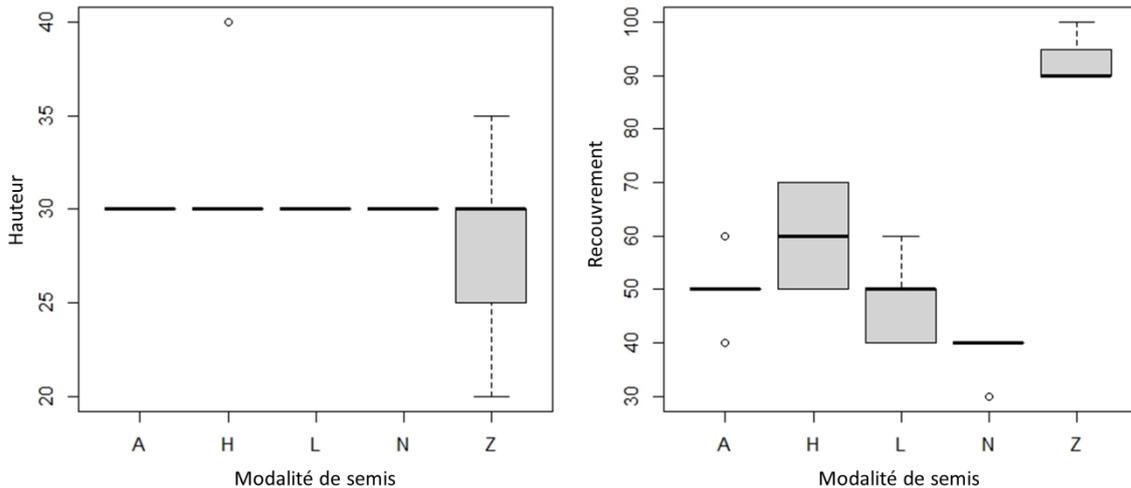


Figure 51 : Hauteur et recouvrement des végétations selon les modalités expérimentales. A : mélange agricole prairial semé à la main ; H : mélange Végétal Local® semé par hydroseeding ; L : mélange VL Végétal Local® semé à la main ; N : sol laissé à nu ; Z : placettes de référence dans les ZNIEFF.

Richesse écologique des végétations obtenues

La richesse spécifique, l'abondance et la diversité sont apparues **significativement différentes** entre les cinq modalités (p -value des ANOVA respectivement égales à $4.74e-07$, $7.20e-07$ et $1.62e-08$) (Figure 52). D'après les tests de Tukey, **les relevés effectués sur les ZNIEFF (Z) sont toujours très significativement supérieurs aux autres modalités, en richesse, abondance et diversité. Les relevés effectués sur les placettes semées de Végétal Local (L) se démarquent de ceux du semis agricole (A) par une richesse spécifique moyenne de $29 \text{ espèces} \pm 2,5$ (contre $23,2 \pm 3,6$) et une diversité de $3.11 \pm 0,11$ (contre $2,82 \pm 0,13$) significativement plus élevées ($p=0.047$ et 0.0035). Sur les placettes semées en hydroseeding (H), l'abondance ($159 \pm 17,8$)**

et la diversité ($3,10 \pm 0,10$) sont significativement plus élevées que sur les placettes semées avec le mélange agricole (A) ($p=0,0019$ et $0,0037$). Il n'y a par ailleurs aucune différence significative sur ces trois indices, entre les deux modalités de semis de Végétal Local (semis classique (L) ou en hydroseeding (H)). En outre, les valeurs de richesse, diversité et abondance sont plus élevées dans les placettes semées de Végétal Local (L) que dans les placettes de sol nu (N), mais ces différences n'apparaissent pas significatives (mise à part l'abondance significativement supérieure dans les placettes H). Cependant, les valeurs de test obtenues pour la diversité ne sont pas très élevées ($p=0,051$ et $0,053$). Enfin, la comparaison entre les placettes 'Agricole' et les placettes 'Sol Nu' ne montre pas non plus de différence significative.

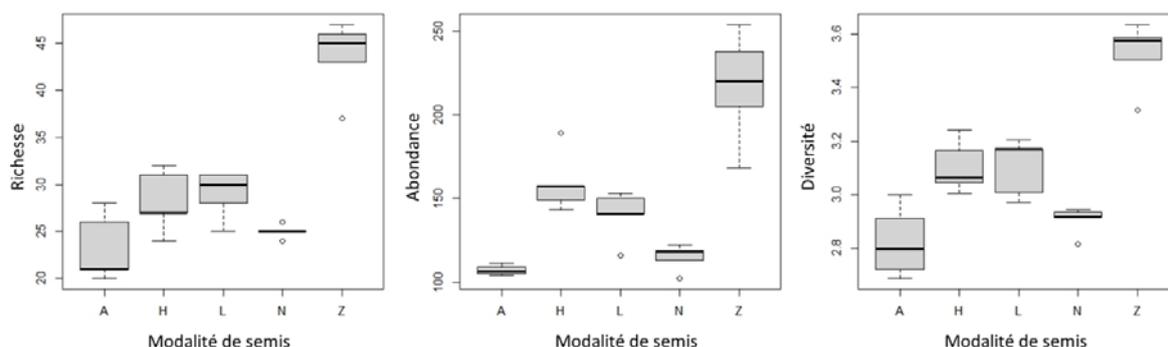


Figure 52 : Indicateurs de richesse écologique des végétations selon les modalités expérimentales.

Box-plots des moyennes de richesse spécifique, abondance et indice de diversité spécifique (de gauche à droite), par modalité. A : mélange agricole prairial semé à la main ; H : mélange Végétal Local ® semé par hydroseeding ; L : mélange VL Végétal Local ® semé à la main ; N : sol laissé à nu ; Z : placettes de référence dans les ZNIEFF.

Comparaison de la composition floristique des placettes expérimentales et des sites de référence

Cette partie est une **exploration préliminaire** de la direction prise par les communautés végétales qui commencent seulement à s'établir sur l'ISD, **huit mois après le semis**.

Comparaison globale de la composition floristique des placettes expérimentales et des placettes de référence

La NMDS (Figure 54) permet de mettre en évidence une **grande différence entre la composition floristique des végétations obtenues sur le casier de l'ISD et celle des végétations en place sur les ZNIEFF**. En outre, les végétations des 5 sites témoins apparaissent plus différentes entre elles que ne le sont les végétations des modalités expérimentales sur l'ISD.



Figure 53 : Végétalisation de Huiron en 2019
© Chloé Thierry

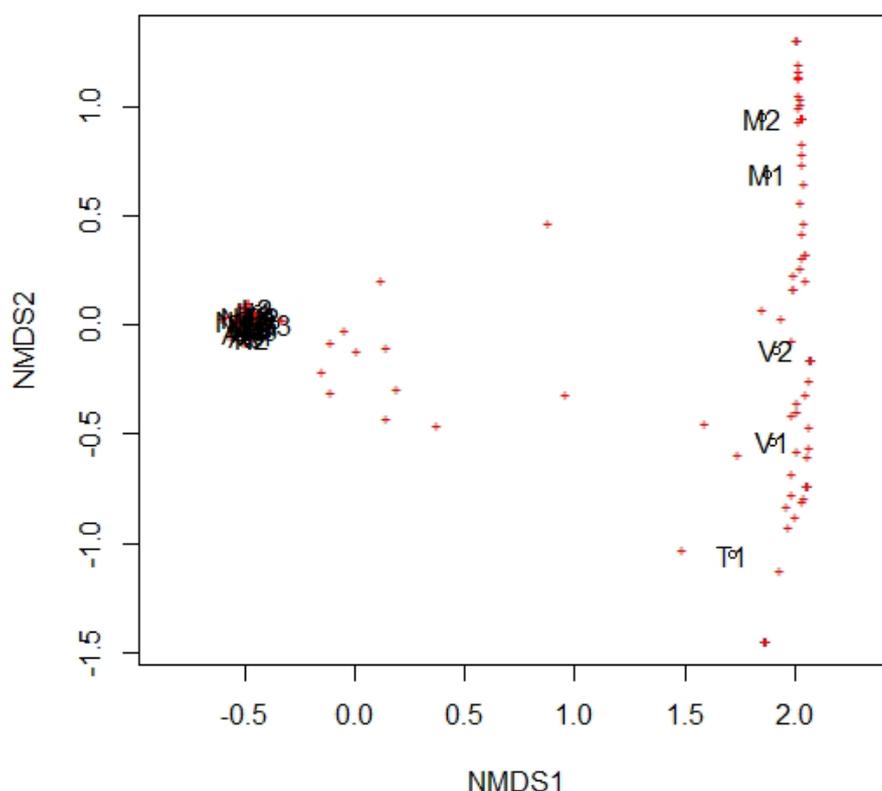


Figure 54 : Composition floristique des placettes expérimentales et des sites de référence (T1, V1, V2, M1, M2) par la méthode de la Gradation Non-Métrique Multidimensionnelle

Cette NMDS, effectuée sur les relevés floristiques, sans intégrer de variable explicative, permet de visualiser les similarités relatives entre les compositions floristiques des placettes et des sites témoins. Ces derniers apparaissent plus différents entre eux que ne le sont les placettes expérimentales entre elles (le long de l'axe 2), dont ils apparaissent très éloignés dans la composition (le long de l'axe 1).

Composition floristique des pelouses sèches de référence

Les relevés floristiques effectués sur les sites de référence montrent une certaine **diversité dans la composition des différents sites témoins** (Figure 55). La pelouse étudiée sur la **ZNIEFF des talus de l'ancienne voie ferrée** (T1) comporte 48 espèces, dont 20 espèces cibles (espèces typiques de pelouses sèches ou espèces annuelles des tonsures, cf. Robert, 2020), et dont seulement 2 sont typiques des anciens savarts (*Briza media*, *Linum catharticum*), d'après Thévenin et Royer (2001). Les relevés montrent cependant que

les espèces cibles dominent dans cette pelouse car elles représentent 10 espèces parmi les 13 espèces les plus abondantes.

Les deux relevés effectués sur les **pelouses de Mailly** (M1 et M2) comportent au total 57 espèces dont 27 espèces cibles. Parmi celles-ci, 6 sont typiques des savarts champenois (Thévenin et Royer, 2001) : *Bromopsis erecta*, *Cirsium acaulon*, *Coronilla varia*, *Ononis natrix*, *Linum catharticum* et *Ononis spinosa*. Cependant les relevés comportent également de nombreuses espèces indicatrices d'une « pelouse-ourlet » dense à Brachypode penné, s'approchant éventuellement d'une forme juvénile de *Brachypodium pinnati* (Thévenin et

Royer, 2001) : *Coronilla varia*, accompagnée de *Brachypodium pinnatum*, *Poterium sanguisorba*, *Carex flacca*, *Cirsium acaulon*, *Hypericum perforatum*, *Leucanthemum vulgare*, *Rubus sp.*, *Arrhenatherum elatius* et *Euphorbia cyparissias*. La présence de *Agrimonia eupatoria*, *Bupleurum falcatum* et *Inula conyza* confirment l'ourlification, avec une accumulation de litière qui peut conduire à terme à la recolonisation forestière.

Les deux relevés effectués à **Vauhalaise** (V1 et V2) comportent au total 28 espèces cibles, dont 5 typiques des savarts champenois : *Bromopsis erecta*, *Genista pilosa*, *Coronilla varia*, *Teucrium montanum*, *Linum catharticum*. Cette pelouse est également accompagnée par les espèces précédemment citées qui tendent à indiquer une pelouse-ourlet (avec *Fragaria viridis* en plus ; *Cirsium acaulon* et *Ononis natrix* en moins).

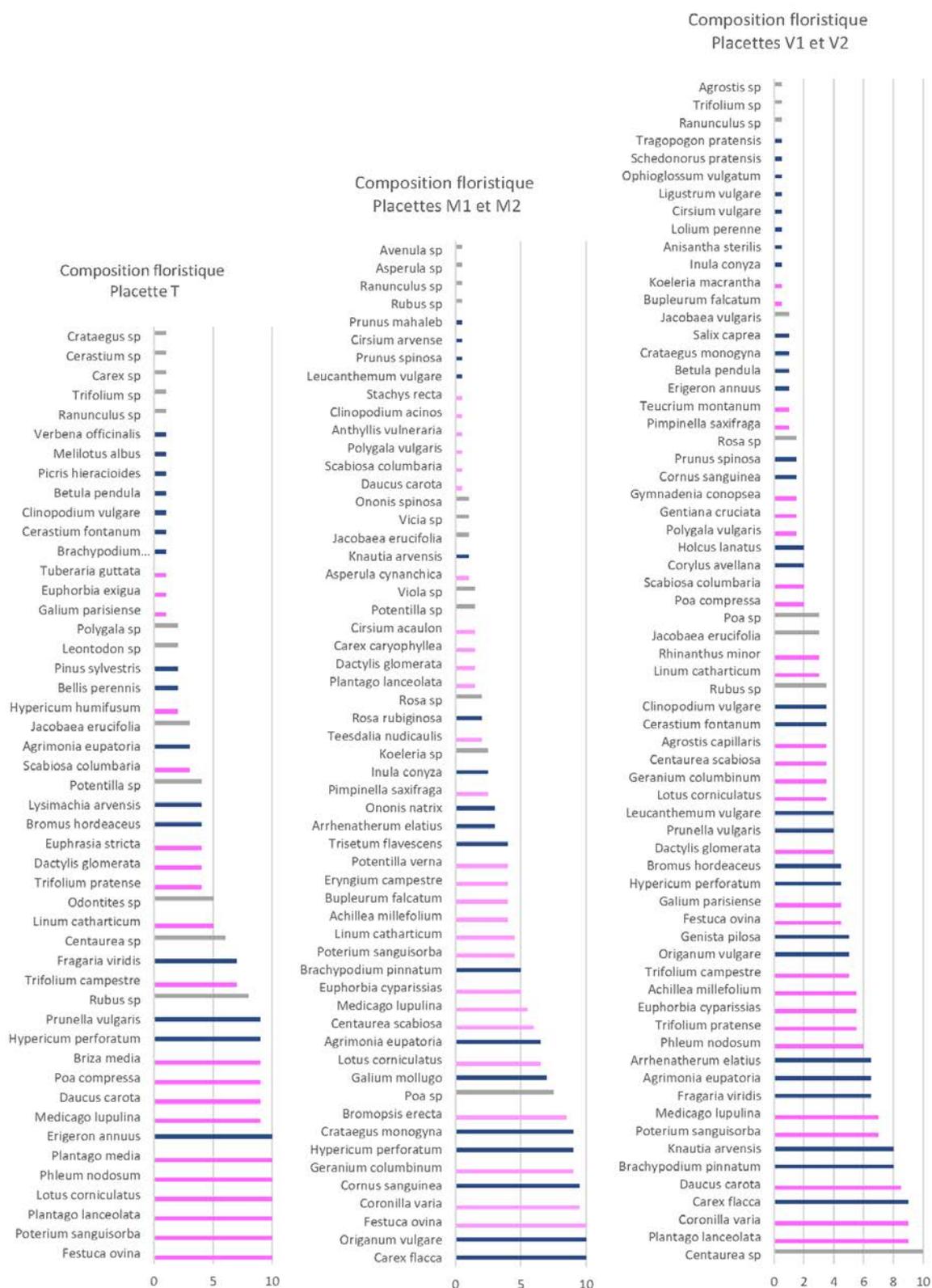


Figure 55 : Composition floristique des placettes dans les sites de référence.

Les histogrammes présentent les espèces notées sur les placettes de référence Z ('T' pour la placette sur la ZNIEFF des Talus de l'ancienne voie ferrée, M1 et M2 pour les 2 placettes sur la ZNIEFF de Mailly-le-Camp, V1 et V2 pour les placettes sur la ZNIEFF de la forêt domaniale de Vaubalaise). Les espèces sont rangées en fonction de leur abondance (qui varie de 1 à 10) et de leur intérêt présumé pour la revégétalisation (espèce définie comme cible en rose ; non cible en bleu ; inconnu en gris).

Composition floristique des placettes expérimentales

Sur les **placettes expérimentales** (Figure 56), 10 espèces cibles ont été observées : *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata*, *Anthyllis vulneraria*, *Medicago lupulina*, *Daucus carota*, *Poterium sanguisorba*, *Onobrychis viciifolia*, *Phleum nodosum*, *Silene latifolia*, *Trifolium pratense*. Respectivement 6, 8, 6 et 7 espèces cibles ont été observées sur l'ensemble des placettes N, A, H et L ; elles sont 10 fois plus abondantes là où elles ont été semées. On ne retrouve pas d'espèces cibles autres, telles que celles observées dans les ZNIEFF. Cependant, les 7 espèces cibles présentes dans le mélange Végétal Local, dont 4 à 6 se sont bien implantées, font partie des 10 espèces cibles

les plus abondantes dans les placettes des ZNIEFF. Au total, le mélange Végétal Local de 22 espèces contient 18 espèces cibles, dont 13 sont retrouvées sur les sites témoins. Les autres espèces dominantes dans les placettes expérimentales semblent relativement communes aux 4 modalités. Il s'agit principalement de Poacées (*Triticum sp.*, *Vulpia sp.*, *Festuca sp.*, *Lolium perenne* et *Anisantha sterilis*), complétées par des espèces provenant des environs, notamment des annuelles commensales des cultures dont *Matricaria chamomilla* et *Papaver rhoeas*. **La composition floristique des placettes activement revégétalisées est donc, à ce stade, très différente de celle des sites de référence.**

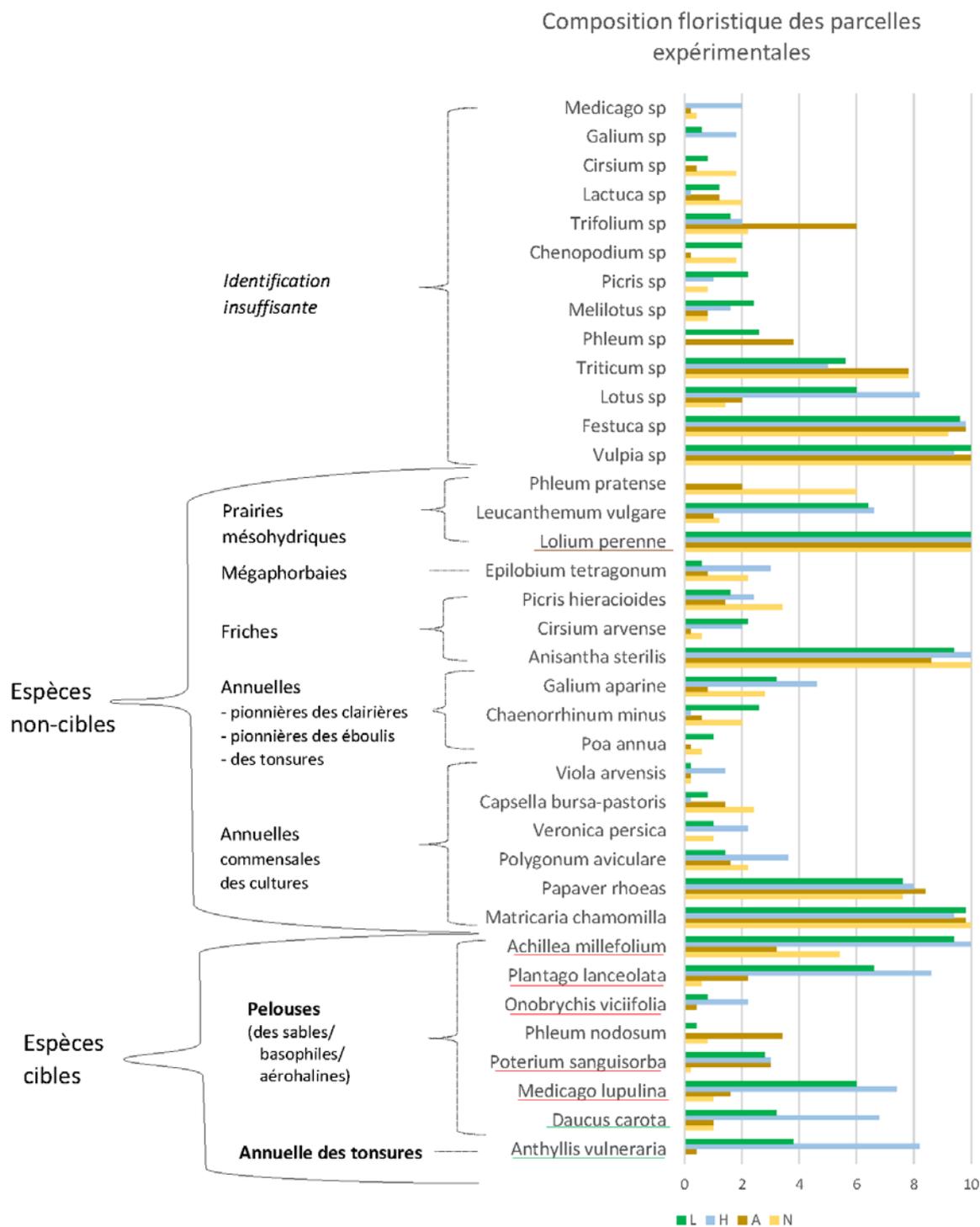


Figure 56 : Composition floristique des placettes expérimentales. Les espèces ayant une abondance moyenne inférieure à 1/10 dans l'ensemble des modalités ne sont pas incluses pour plus de clarté. Les regroupements par habitat ont été faits à l'aide de la base de données Baseflor (Julve, 1998). Les espèces soulignées sont présentes dans le mélange Végétal Local (en vert), ou le mélange agricole (en marron), ou dans les deux mélanges (en rouge).

3.1.5. Discussion

Une contribution à la connectivité dépendante des paramètres choisis et de l'échelle d'étude

Les résultats des modélisations montrent que la végétalisation de l'ISD aura un **faible impact sur tout le réseau** dans la zone étudiée, mais qu'elle peut **renforcer la connectivité localement**, notamment au niveau du réseau de la ZNIEFF des Talus de l'ancienne voie ferrée. Ces analyses de connectivité pourraient être également utiles pour **prioriser des zones d'actions** visant à restaurer la sous-trame des pelouses sèches sur le secteur d'étude. Les résultats dépendent cependant largement de la cartographie de départ, ainsi que de l'échelle spatiale prise en compte et de la faible emprise du site. Les analyses complémentaires menées à une échelle plus rapprochée ont d'ailleurs permis de mieux connaître les environs proches de l'ISD et de la ZNIEFF voisine, notamment en intégrant **certains éléments linéaires** du paysages (bords de route, fossés, etc.) (Favre-Bac, 2015). Dans les zones d'agriculture intensive, ces éléments peuvent constituer **l'essentiel des habitats semi-naturels relictuels** (Smart *et al.*, 2006). Des espèces de pelouse peuvent y persister de façon relictuelle et la colonisation de l'ISD pourrait se faire par le biais d'un réseau de ce type, non détecté à l'échelle des dix kilomètres. Par ailleurs, les paramètres choisis pour réaliser les graphes ont été fixés sur la base des connaissances actuelles, qui sont limitées, notamment en ce qui concerne la perméabilité des milieux et les capacités de dispersion des espèces (McConkey *et al.*, 2012). L'analyse par guildes d'espèces est très simplifiée par rapport à ce que serait une analyse par espèce, plus chronophage. Les résultats des modélisations effectuées doivent

donc être **interprétés avec précaution**. Nous avons notamment utilisé de forts coefficients de rugosité pour les milieux boisés, permettant d'obtenir des résultats contrastés, mais ce choix rend par exemple les pelouses de Vauhalaise, enclavées au sein d'un massif forestier dense, quasiment inatteignables pour les espèces. Ce paramétrage, s'il semble pertinent pour des espèces anémochores, rend cependant peu compte des déplacements possibles de certaines espèces par zoochorie. Rappelons que dans la région d'étude, la dispersion des espèces de pelouses sèches se faisait historiquement en grande partie grâce aux moutons (Piqueray *et al.*, 2011), mais que ce mode de dispersion n'est désormais plus possible avec l'abandon du pastoralisme.

Colonisation spontanée et mode de dispersion des espèces

D'après la modélisation, ce sont surtout des espèces à **capacités de dispersion très élevées qui pourraient coloniser l'ISD** depuis les ZNIEFF environnantes, mise à part la ZNIEFF des Talus de l'ancienne voie ferrée qui semble être une source de propagules plus accessible. Sur les 20 espèces cibles recensées dans celle-ci, les modes de dispersion majoritaires sont la **barochorie** qui correspond souvent à des distances de dispersion faibles, et la **zoochorie** qui correspond en moyenne à des distances plus élevées (Thomson *et al.*, 2011). Parmi ces espèces cibles, on retrouve sur les placettes expérimentales une espèce zoochore, *Phleum nodosum*, présente sans avoir été semée. Cette espèce pourrait donc avoir colonisé les placettes de façon spontanée ; cependant elle pourrait aussi provenir de la **banque de graines du sol** remanié qui a été utilisé. Dans tous les cas, d'après ces résultats, **la revégétalisation passive semble en partie**

possible, mais les faibles capacités de dispersion de la moitié des espèces cibles identifiées rendraient plus compliquée l'installation d'une pelouse sèche fonctionnelle. Etant donné le coût élevé d'une révégétalisation assistée, il pourrait être judicieux de privilégier dans le mélange semé des espèces aux capacités de dispersion limitées.

Le substrat utilisé : une influence non négligeable

D'après les résultats de l'expérimentation, encore très jeune, des espèces de pelouses sèches ont colonisé l'ISD, mais en abondance très faible (10 fois inférieure aux placettes de semis de Végétal Local). Il semblerait donc que l'intérêt principal du semis de Végétal Local soit la dominance des espèces de pelouse dans le peuplement végétal ; ce peuplement aurait alors plus de chance d'évoluer vers la pelouse souhaitée. Néanmoins, le sol remanié utilisé ne provient pas d'une pelouse sèche mais du site industriel lui-même. **Les caractéristiques physico-chimiques du sol vont fortement influencer l'évolution du milieu** et la **banque de graines** qu'il contient est probablement très similaire aux **milieux agricoles** des environs. Cela pourrait ainsi conférer un avantage aux semences agricoles pour coloniser le site, comparativement aux semences de pelouses pouvant arriver sur le site uniquement par les pluies de graines (depuis la ZNIEFF voisine). Le fort recouvrement, sur toutes les placettes de l'ISD, d'espèces comme *Phleum nodosum*, *Matricaria chamomilla*, *Triticum sp* ou *Papaver rhoeas*, peut venir corroborer cette hypothèse. Le sol utilisé a pu ainsi induire un biais dans l'évaluation de la colonisation spontanée. Une étude complémentaire de la **banque de graines** initiale, par un test d'émergence en

laboratoire, et surtout, une étude de la **pluie de graines** (Chabrierie et Alard, 2005) pourraient apporter un éclairage.

Un mélange perfectible, mais plutôt bénéfique

L'expérimentation aurait peut-être permis de mieux mettre en valeur l'intérêt du Végétal Local si le mélange 'Végétal local' avait été constitué uniquement de semences réellement d'origine locale et si toutes les déterminations avaient pu être conduites jusqu'à l'espèce (impossibles pour certaines plantules trop peu développées). **Il semble que les semences d'origine locale aboutissent à un couvert végétal plus intéressant que les semences agricoles, mais à une composition floristique, à ce stade, très éloignée des pelouses de référence.** Cela pourrait s'expliquer en partie par la grande diversité d'espèces observées sur les ZNIEFF, y compris d'espèces non-cibles : ces pelouses, étant dans un **état de conservation** que l'on peut qualifier comme étant « **altéré** », n'ont pas forcément la composition attendue théoriquement pour une pelouse. Au final, le semencier a composé ce mélange de façon empirique, mais relativement satisfaisante dans le choix des espèces de base avec beaucoup d'espèces définies comme cibles, même si d'autres espèces du mélange sont moins pertinentes pour l'expérimentation. Ce **choix d'espèces est une étape primordiale qui influence durablement la suite de la réussite d'une revégétalisation**, notamment par les effets de priorité (Young *et al.*, 2001 ; Fukami *et al.*, 2005), et doit se faire de façon méthodique. En principe, les espèces semées sont choisies après avoir défini les espèces cibles sur la base des sites de référence. A posteriori, en se basant sur les relevés dans les sites de référence, ce mélange aurait gagné à être enrichi notamment de *Geranium columbinum*,

Phleum nodosum, *Euphorbia cyparissias*, *Linum catharticum*, *Trifolium campestre* ou *Trifolium pratense*. Un travail d'élaboration de palettes de semences locales par habitat, conçu spécifiquement pour la région, tel que celui effectué par le CBNSA (Chammard, 2018), sera intéressant à réaliser pour guider les aménageurs dans leur choix de semences.

Un suivi sur le long terme nécessaire

Si ces premiers résultats sur l'utilisation de semences locales pour obtenir des pelouses sèches sont intéressants, **nous manquons cependant du recul nécessaire pour l'étude de ces systèmes dynamiques**. Nos observations ont été effectuées seulement huit mois après les semis, ce qui correspond à un **temps très court à l'échelle de la dynamique évolutive des milieux** et il est difficile de prévoir comment la composition floristique va évoluer. Une étude relativement similaire, menée pendant dix ans sur une ISD à Ouessant en contexte de pelouse et de lande de hauts de falaises littorales, a par exemple montré de fortes variations de la dynamique de la végétation dans l'espace et dans le temps (Sawtschuk *et al.*, 2021). Il est possible que dans plusieurs années, des espèces de pelouses sèches deviennent de plus en plus abondantes et supplantent les espèces rudérales ou les espèces semées, mais **il sera nécessaire de poursuivre les suivis temporels sur le long terme pour confirmer nos hypothèses**.

3.1.6. Conclusion

« Laisser faire la nature ou restaurer les écosystèmes dégradés ? » est la première question qui se pose dans les projets de

restauration, même pour les écosystèmes anthropiques lourdement dégradés. Vingt ans d'études ont prouvé que des carrières abandonnées pouvaient devenir des sanctuaires de biodiversité sans nécessiter d'intervention (Chenot, 2018).

Sur l'ISD de Huiron, le pool de graines nécessaire à la colonisation spontanée semble être partiellement accessible. De façon générale, le rétablissement de la végétation par la pluie de graines est décrit comme faible dans les pelouses (Buisson *et al.*, 2021). **Sur les sites lourdement perturbés, les filtres anthropiques facilitent l'installation précoce des espèces rudérales** (Gilardelli *et al.*, 2015), comme cela a été le cas sur l'ISD, **mais celles-ci peuvent par la suite laisser place aux espèces stress-tolérantes typiques des pelouses sèches** (Pitz, 2018). Les recherches en cours sur les successions végétales permettront d'élaborer des mélanges contenant des espèces clefs, qui faciliteront l'établissement des espèces cibles (Muller, 2013).

Pour une résilience sur le long terme, un site restauré doit être connecté. Aujourd'hui, **l'ISD semble faiblement connectée** avec quelques pelouses sèches relictuelles et dégradées, et contribue faiblement à la connectivité globale à l'échelle du paysage. Cependant, la revégétalisation de l'ISD peut être vue comme **une première initiative pour la restauration de la continuité écologique de la sous-trame herbacée thermophile** de Mailly à Huiron, qui pourrait être poursuivie par des actions de restauration des pelouses dégradées existant le long de la voie ferrée.

L'expérimentation est trop jeune pour pouvoir conclure sur l'efficacité du mélange de végétal local pour la recréation d'une pelouse sèche fonctionnelle (e.g. Sawtschuk *et al.*, 2021). Néanmoins, les

premiers résultats doivent **encourager les aménageurs à investir dans des semences locales**, qui permettent d'atteindre leurs objectifs minimums (verdissement, lutte contre l'érosion), et qui sont plus à même d'aboutir à un cortège floristique de pelouse sèche, avec un coût financier assez minime. Il sera cependant nécessaire de **maitriser la qualité des sols** mis en place pour qu'ils soient adaptés à ces semences (Freschet *et al.*, 2018).

Peu d'études se sont intéressées aux ISD et à leurs contraintes particulières. Si la revégétalisation peut mener à un cortège floristique proche de celui des pelouses alentours, **reconstituer une pelouse sèche résiliente et fonctionnelle reste un défi**. Les caractéristiques des sols (remaniés, tassés, reposant sur une strate hyper-imperméable), l'enclavement du site dans un paysage

agricole intensif très simplifié et les impacts de l'activité industrielle (potentiels effluents de biogaz, interactions avec les massifs de déchets, etc.), peuvent constituer des freins difficiles à lever.

Une année ne suffit évidemment pas pour comprendre la trajectoire que va suivre la revégétalisation. Ces premiers résultats sont donc encore très partiels et **il sera nécessaire de poursuivre le suivi de cette expérimentation sur plusieurs années pour évaluer son succès**. L'analyse de la composition floristique pourra notamment être complétée en intégrant les traits de vie des espèces et leurs habitats caractéristiques. De même, **l'étude de la faune associée et du sol sera nécessaire pour évaluer la fonctionnalité de la pelouse** nouvellement créée.

3.2. Utilisation de la modélisation en tant qu'outil d'aide à la décision pour les gestionnaires de sites : exemple de scénarios d'aménagement et de création de mares pour le Sonneur à ventre jaune

Cette partie se base sur une précédente étude effectuée sur l'**Installation de Stockage de Déchets de Retzwiller** (Figure 57), située en Alsace, qui a fait l'objet d'un **stage de Master 2 d'Honorine Baldenweck** en 2017 que j'ai coordonné avec mes collègues **Olivier Delzons** et **Cindy Fournier** (UMS 2006 PatriNat (OFB/MNHN/CNRS)) :

Baldenweck H. 2017. La modélisation des réseaux écologiques au service des gestionnaires de site - Etude de l'ISD de Retzwiller. Rapport de stage. Master

Environnement, Ecotoxicologie, Ecosystèmes, Spécialité GEMAREC, parcours CRB. Université de Lorraine. 95 p.

L'article présenté à la fin de cette partie fait suite à ce stage et est issu d'une communication orale effectuée lors de la journée « Retour d'expérience sur Graphab » du 27 juin 2017. Il est intégré dans le livret « Graphab : 14 réalisations à découvrir », paru en 2018, dont la coordination a été assurée par Xavier Girardet (Laboratoire ThéMA) et Céline Clauzel (LADYSS).



Figure 57 : Vue aérienne de l'ISD de Retzwiller © A. Guillaume

3.2.1. Focus sur l'espèce étudiée : le Sonneur à ventre jaune

Si dans les travaux précédents, nous nous sommes intéressés à des sous-trames et des groupes d'espèces fictifs, l'étude présentée ici se focalise sur une espèce d'amphibien en particulier : le **Sonneur à ventre jaune** (*Bombina variegata*) (Figure 58).

Cette espèce, **protégée** sur tout le territoire français, **d'intérêt européen** (annexe 2 de la Directive Habitat-Faune-Flore), est inscrite comme étant « **Vulnérable** » sur la liste rouge nationale (UICN France *et al.*, 2015) et « **Quasi-menacée** » sur la liste rouge régionale d'Alsace (BUFO, 2014). **Ce crapaud en déclin** apprécie les petites pièces d'eau peu végétalisées et ensoleillées pour se reproduire, telles que des ornières, des mares temporaires ou des fossés.

Le **site de Retzwiller** est connu pour accueillir cette espèce, qui a fait l'objet de **mesures compensatoires, avec la création de 4 mares** à l'extérieur du site pour assurer sa reproduction, dont l'emplacement a été choisi à dire d'expert et en fonction du foncier disponible. Par ailleurs, des mares de chantier qui représentaient un certain attrait pour cette espèce pionnière ont fait l'objet **d'opérations de sauvetage** avant d'être comblées lors des aménagements du site.

Les **capacités de déplacement** du Sonneur à ventre jaune sont relativement élevées pour un amphibien. La littérature mentionne des distances variables : Pichenot (2008) estime que sa capacité de dispersion est comprise entre 300m et 450m tandis qu'elle est de

plusieurs kilomètres selon d'autres auteurs (Foltête *et al.*, 2014 ; Chemin, 2011). D'après Trochet *et al.* (2014), les distances de dispersion et de migration maximales pour cette espèce atteignent 3800 à 4000 mètres. Enfin, des études génétiques ont permis de détecter des déplacements sur des distances d'environ 11 kilomètres chez les sonneurs, dans la zone d'hybridation avec *Bombina bombina* (Szymura et Barton, 1991 ; Pichenot, 2008). Par ailleurs, près de 50% des individus des espèces d'anoures ne se disperseraient pas au-delà d'1 km (Smith et Green, 2005). D'après ces divers éléments, nous avons estimé la capacité de dispersion moyenne du Sonneur à ventre jaune à **1500m**, distance choisie pour notre étude.



Figure 58 : Sonneurs à ventre jaune (*Bombina variegata*) observés sur le site de Retzwiller ©
Chloé Thierry

3.2.2. Objectifs de l'étude

Ce travail s'inscrit dans l'objectif global de **favoriser l'insertion des sites industriels dans les réseaux écologiques**, en étudiant comment les travaux de modélisation des réseaux écologiques peuvent constituer des **outils d'aide à la décision** pour les gestionnaires de site. L'objectif est ici d'utiliser la modélisation afin de tester **différents scénarios d'aménagements** pour analyser celui le plus favorable (ou le moins défavorable) aux continuités écologiques, à l'échelle très locale d'un site industriel.

Plus précisément, nous cherchons à répondre à 2 questions : **Les mares créées** en tant que mesures compensatoires à l'extérieur du site de Retzwiller **sont-elles connectées au réseau de mares** existant sur ce site ? **Où serait-il le plus intéressant de créer de**

nouvelles mares pour cette espèce du point de vue de la connectivité ?

La méthodologie présentée dans l'article suivant diffère légèrement de celle proposée dans le premier chapitre, notamment pour la cartographie de l'occupation du sol. Cet article est en effet paru avant que les travaux méthodologiques présentés précédemment dans la thèse n'aient été menés. D'autre part, certaines couches géographiques n'étaient pas encore disponibles.

Article 2 :

Thierry C., Fournier C., Delzons O., Baldenweck H. 2018. Apport de la modélisation pour la prise en compte des réseaux écologiques à l'échelle d'un site, in Girardet X, Clauzel C. (dir.), Graphab. 14 réalisations à découvrir. Actes de la journée "Retour d'expérience sur Graphab" du 27 juin 2017. France. Théma / Ladyss, 2018.

5 Apport de la modélisation pour la prise en compte des réseaux écologiques à l'échelle d'un site

Chloé Thierry ^{o*}
Cindy Fournier ^o
Olivier Delzons ^o
Honorine Baldenweck ^o

Problématique

La fragmentation et la destruction des habitats naturels sont une des causes majeures de l'érosion actuelle de la biodiversité (Barbault, 2006; Vitousek *et al.*, 1997). Le maintien et la restauration de continuités écologiques sont donc nécessaires pour limiter les impacts des activités humaines sur la biodiversité. Afin de préserver des communautés naturelles viables et l'intégrité des processus écologiques, les stratégies de conservation doivent permettre de maintenir une connectivité effective sur un large éventail d'échelles spatiales (Bennett, 1999; Noss, et Harris, 1986). L'échelle du site est une échelle opérationnelle qui correspond au territoire sur lequel un gestionnaire peut agir grâce à un aménagement et à une gestion écologique pertinente. C'est à cette échelle locale que s'inscrivent les actions menées notamment par des entreprises qui, du fait de leur vaste emprise foncière incluant souvent des espaces verts ou des zones naturelles, peuvent jouer un rôle clef dans la préservation de la biodiversité (Rubino, 2000; Serret, 2014).

L'étude engagée vise à évaluer l'intégration des sites industriels au sein des réseaux écologiques mais également à connaître et préserver ou améliorer leur connectivité fonctionnelle potentielle. Les travaux, basés sur la théorie des graphes et le logiciel Graphab (Foltête *et al.*, 2012), doivent permettre de fournir un outil d'aide à la décision à destination des gestionnaires de sites. Ces derniers pourront ainsi orienter leurs choix d'aménagement ou de gestion et anticiper leurs conséquences potentielles sur les réseaux écologiques. Cet article présente une analyse de l'influence de la création de mares sur le réseau de déplacement du Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*) dans un site industriel d'Alsace. Il vise également à illustrer la contribution des outils de modélisation dans une démarche experte.

Zone d'étude

Le site d'étude correspond à une installation de stockage de déchets (ISD) exploitée par SUEZ à Retzwiller, dans le Haut-Rhin en Alsace. D'une surface de 37 ha, elle est située dans la région naturelle du Haut-Sundgau, région de collines du sud de l'Alsace traversée par le cours de la Largue. L'ISD se place au sein d'un paysage d'agriculture intensive (céréales, colza), de quelques prairies, d'espaces boisés, de ripisylves et d'espaces urbanisés (Figure 1). Elle occupe un positionnement stratégique vis-à-vis des réseaux écologiques car elle surplombe la vallée alluviale de l'Elbaechlein. Cette vallée est identifiée comme un corridor écologique d'intérêt régional « à renforcer » d'après le SRCE d'Alsace (Ecoscop, 2014). Le site de Retzwiller fait l'objet de mesures compensatoires pour certaines espèces à enjeux, intégrant les questions de connectivité, telles que la création en 2015 de 4 mares en chapelet pour le Sonneur à ventre jaune venant compléter le réseau existant. La zone d'étude correspond à l'emprise du site ainsi qu'à une zone tampon de 600 mètres autour de celui-ci. Une analyse à une échelle plus large a également été réalisée mais les résultats ne sont pas présentés dans cet article.

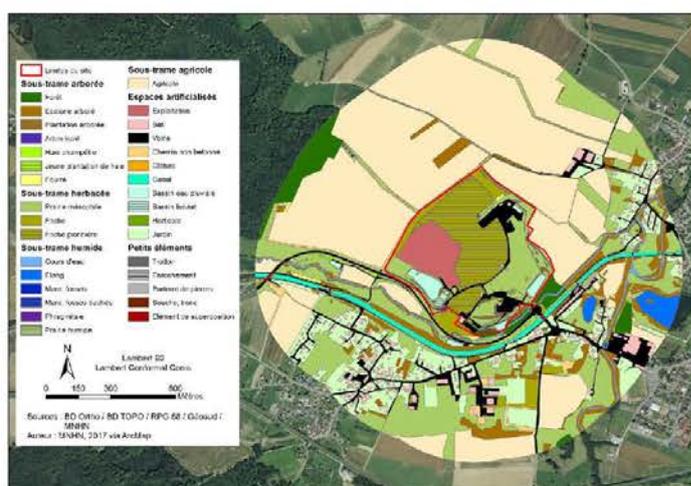


Figure 1 : Cartographie de l'occupation du sol de la zone d'étude située dans le Haut-Rhin en Alsace

Graphab : 14 réalisations à découvrir

Données utilisées

Les données utilisées pour établir la cartographie d'occupation du sol proviennent principalement de la BD TOPO (2012). Celle-ci a servi à la création des couches liées à la sous-trame forestière, aux différents types de bâtis, au réseau hydrographique ainsi qu'au réseau routier. Le Registre Parcellaire Graphique (68) de 2012 a quant à lui été utilisé pour créer les couches liées à la sous-trame ouverte. La zone d'étude a également fait l'objet d'un recueil de données, basé notamment sur le protocole IQE (Indicateur de Qualité Ecologique) (Delzons *et al.*, 2012), qui a permis de récolter des éléments plus précis sur les habitats présents, leur fonctionnalité ainsi que leur richesse en espèces.

Méthode

Dans le but de tester la réponse des outils de modélisation à une échelle très locale, la cartographie a été réalisée avec beaucoup de finesse (mailles de 50 cm) et s'est basée sur les couches SIG disponibles et sur un travail de terrain visant à recenser les micro-habitats, les petits éléments nuisant à la perméabilité ou les éléments de superposition.

L'espèce cible de cette étude est le Sonneur à ventre jaune, pour lequel la distance de dispersion choisie pour alimenter le modèle est de 1500 m (Pichenot, 2008; Smith, et Green, 2005; Trochet *et al.*, 2014). Les nœuds du graphe correspondent aux mares et aux fossés favorables à la reproduction de l'espèce.

Paramètres utilisés dans Graphab

Connexité	8
Taille minimale des taches	0 ha
Distance	1 500 m
Type de distance	Dispersion
Probabilité de mouvement	0,5
Impédance	Coût
Echelle des coûts	1, 5, 10, 100, 1000
Topologie	Complet

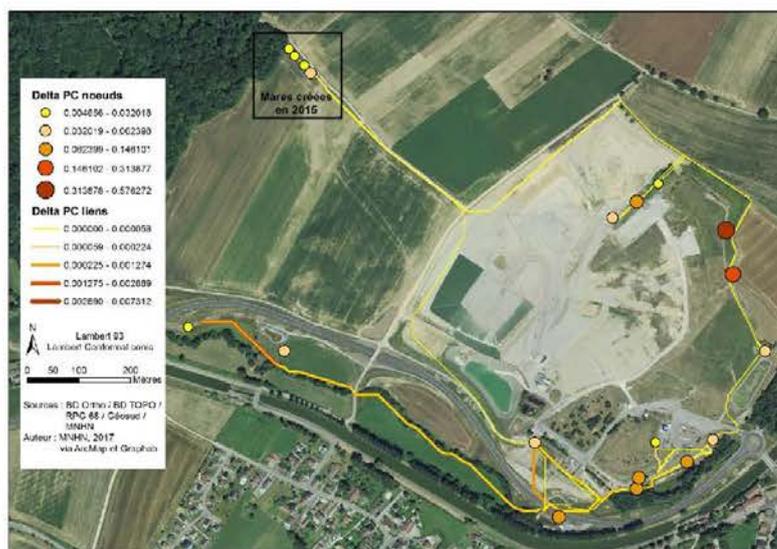


Figure 2 : Graphe du réseau du Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*) intégrant les 4 mares créées en 2015 au nord-ouest du site d'étude. Les nœuds sont représentés en vue topologique (cercle) et les liens en vue réaliste (chemin). Cela permet de faire ressortir les taches d'habitat souvent très petites ou linéaires (mares ou fossés) et de mieux visualiser les déplacements possibles sur la zone d'étude

Deux graphes ont été réalisés avec les mêmes paramètres, l'un basé sur la carte d'occupation du sol sans les quatre mares créées en 2015 et l'autre avec ces mares (Figure 2). Afin de mesurer leur influence sur la connectivité, cette dernière a été évaluée pour les deux graphes, à partir du calcul de la Probabilité de Connectivité (PC).

Trois secteurs, chacun comprenant trois mares de 20 m² séparées de 10 m, ont été déterminés géographiquement à dire d'experts en vue d'orienter la création de nouvelles mares autour du site. La valeur du PC a de nouveau été calculée pour trois graphes incluant chacun les mares d'un secteur différent, l'objectif visé étant d'identifier celui permettant un gain de connectivité le plus élevé. Un graphe supplémentaire a également été créé en ajoutant l'ensemble des 9 mares potentielles pour visualiser leur impact global sur le réseau du Sonneur à ventre jaune.

Résultats

Evaluation de la connectivité des mares créées en 2015

Le travail de comparaison de la connectivité avec et sans les 4 mares créées montre un gain de connectivité de 13 % (valeur du PC). Le réseau du sonneur est étendu et deux nouvelles connexions reliant les mares créées et celles présentes sur le site ressortent des modélisations. La présence d'individus dès la première année dans les mares confirme leur fonctionnalité.

Choix des emplacements pour la création de nouvelles mares

Les résultats de la modélisation ont permis de hiérarchiser les 3 secteurs proposés à dire d'experts pour la création de nouvelles mares selon le gain de connectivité qu'ils engendrent. Si les résultats sont globalement peu discriminants, le secteur I est tout de même celui qui renforce le plus la valeur du PC, avec un gain de 3,47 %. Il permet principalement de conforter des liens déjà existants (Figure 3). Les secteurs II et III engendrent une augmentation moindre de la valeur du PC (+2,81% et +2,65% respectivement) mais permettent d'élargir l'emprise du réseau en créant de nouveaux chemins potentiels pour l'espèce considérée. L'ensemble des 3 secteurs permet un gain de connectivité de 9,04 %, ce qui indique qu'ils sont complémentaires.

L'usage de la modélisation, en complément du dire d'experts, peut donc être un outil d'aide à la compréhension de phénomènes complexes et à la décision en matière de gestion et d'aménagement de sites industriels. Cette étude montre en effet que des outils de modélisation, tels que Graphab, peuvent permettre de tester plusieurs scénarios et d'orienter les aménagements pour un gain de connectivité optimal

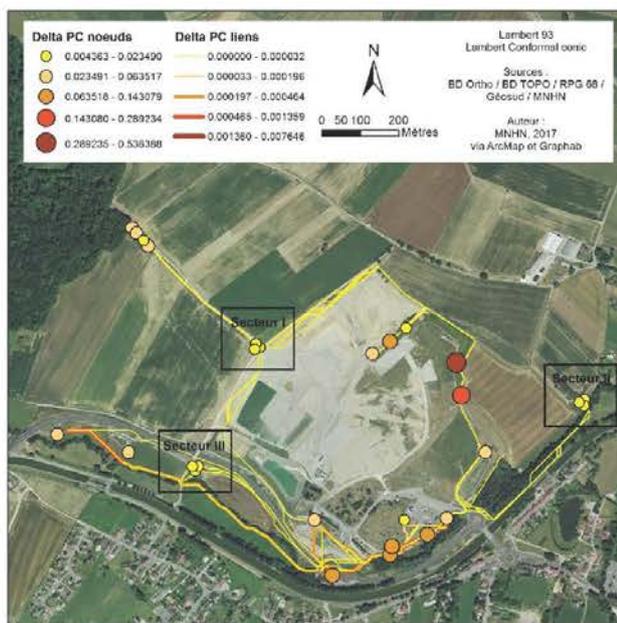


Figure 3 : Graphe du réseau du Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*) intégrant les 9 mares potentielles des secteurs I, II et III.

ou un moindre impact, mais aussi de mieux analyser sur un secteur donné les points de rupture potentiels pour une espèce ou un groupe d'espèces considéré(e). Cependant, le recours à la modélisation, qui peut s'avérer chronophage, doit se faire en examinant en amont sa plus-value au regard des questions posées, des réponses apportées par les experts et des données mobilisables. L'étude engagée se poursuivra avec de nouveaux tests portant sur d'autres espèces cibles et sur d'autres sites d'étude.

© MNHN-UMS 2006 PATRINAT
* chloe.thierry@mnhn.fr



4. Conclusion générale du chapitre

Ce chapitre a permis de mieux comprendre les rôles que peuvent jouer les sites industriels au sein des réseaux écologiques, en étudiant comment s'intègre le foncier d'une entreprise au sein de la sous-trame herbacée francilienne, de quelle façon les sites industriels peuvent participer à la connectivité et comment prendre en compte celle-ci dans les actions menées en faveur de la biodiversité sur les sites. Les travaux effectués à **différentes échelles spatiales**, en menant une démarche globale par l'étude du réseau de sites d'une entreprise ou bien en ayant une approche plus locale site par site, permettent de faire ressortir plusieurs conclusions.

Les résultats montrent tout d'abord la **complexité des rôles que peuvent jouer les sites industriels**, du fait notamment de leur grande **hétérogénéité** en termes d'activité, de densité, de surface, d'occupation du sol et de contexte paysager. Ces différentes caractéristiques engendrent des **enjeux variables en termes de potentialités écologiques et de connectivité**, qui dépendent des groupes taxonomiques étudiés et de leurs distances de dispersion, mais aussi des métriques de connectivité choisies et des secteurs d'étude. Certains sites industriels participent fortement à **l'artificialisation des sols et à la fragmentation du territoire** tandis que d'autres peuvent jouer des **rôles complémentaires dans la connectivité des milieux herbacés, les plus grands sites tels que les ISD améliorant la connectivité**

en termes de superficie totale, et les plus petits ayant davantage un intérêt dans la densité des déplacements d'espèces auxquels ils peuvent contribuer. Les sites industriels ne doivent donc pas être systématiquement considérés comme des sites totalement artificialisés et peu intéressants pour la biodiversité. Ils accueillent pour la plupart des espaces naturels et **doivent faire partie intégrante des réflexions sur les réseaux écologiques et la connectivité.**

Si certaines actions sont menées dans le cadre de démarches réglementaires, les sites industriels peuvent également participer de façon volontaire à la conservation de la biodiversité. L'utilisation de la **modélisation** des réseaux écologiques, par la **théorie des graphes** notamment, peut être un **outil d'aide à la décision pour la gestion et l'aménagement** de ces sites. Il faudrait cependant s'assurer de la **fonctionnalité** des habitats identifiés. Tout en prenant en considération les contraintes liées à ces espaces, diverses mesures en faveur de la biodiversité et des réseaux écologiques peuvent être mises en place, à l'image de l'utilisation de **semences d'origine locale** pour recréer des milieux fonctionnels pour les espèces. La généralisation de ce type de mesure et plus globalement de la **gestion écologique des sites** (gestion différenciée par exemple) pourrait ainsi avoir un **impact positif significatif** à l'échelle d'un réseau de nombreux sites industriels.



Inventaire naturaliste sur un site de captage d'eau potable © Philippe Gourdain

CHAPITRE 3

Liens entre biodiversité et connectivité : influence du paysage sur les traits fonctionnels et la composition des communautés

1. Connectivité, biodiversité et traits fonctionnels

1.1. Distribution des espèces au sein du paysage

L'étude de l'influence de la connectivité du paysage sur les communautés d'espèces, en termes de composition et de diversité spécifique, repose notamment sur la **théorie de la biogéographie insulaire** (MacArthur et Wilson, 2016). Celle-ci prédit, en considérant un paysage fragmenté composé d'îles océaniques et d'un continent, que la richesse spécifique au sein des fragments résulte d'un équilibre entre la taille des îles (probabilité d'extinctions d'espèces) et leur distance au continent (probabilité de colonisation). Ainsi, la richesse spécifique d'une île sera d'autant plus élevée que celle-ci est grande et/ou proche du continent. Par analogie entre île-océan et taches d'habitat favorable au sein d'une matrice paysagère homogène et hostile, cette théorie a pu être adaptée aux milieux continentaux (Whitcomb *et al.*, 1977). La **théorie des métapopulations** (Levins, 1969) considérera par la suite que la dispersion est possible entre toutes les taches d'habitat qui sont soumises à une dynamique d'extinction-colonisation, la présence d'un continent source n'étant plus nécessaire. La **théorie des métacommunautés** élargit quant à elle ce concept en intégrant l'ensemble des métapopulations d'un paysage, qui échangent des individus de plusieurs espèces entre différentes taches d'habitat. La variabilité dans la composition et la diversité des espèces

est alors dépendante de facteurs locaux comme la contrainte et l'hétérogénéité environnementales, et de facteurs régionaux comme l'organisation des habitats (Mouquet et Loreau, 2003).

Les travaux menés en **écologie** se sont surtout concentrés sur une **échelle locale** (tache d'habitat) pour expliquer les processus au niveau des populations et des communautés tandis que ceux menés en **biogéographie** se sont davantage focalisés sur des **échelles plus larges** (régionale à globale) pour étudier la distribution des espèces (Burel et Baudry, 2003). Celle-ci a alors pu être expliquée par un ensemble de facteurs, variant selon les échelles considérées, tels que les caractéristiques biotiques et abiotiques, la compétition interspécifique, les limites à la dispersion ou les limites climatiques (Villemey, 2015). Le **modèle en « filtres emboîtés »** de Lortie *et al.* (2004) met ainsi en évidence différents filtres intervenant dans la sélection des espèces et les assemblages de communautés observées au niveau local. Le pool d'espèces global est ainsi filtré par le **contexte biogéographique**, par la **tolérance des espèces aux conditions abiotiques** puis par les **interactions intra- et interspécifiques**.

1.2. Variabilité des réponses individuelles et spécifiques

Si **l'approche taxonomique** est couramment employée pour étudier les communautés d'espèces, l'utilisation d'une approche basée sur les **traits fonctionnels** a permis de nouvelles perspectives et une interprétation plus fine des processus sous-jacents à l'assemblage des espèces (Cochard, 2017). Un **trait fonctionnel** est défini comme « toute caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique mesurable au niveau d'un individu, de la cellule à l'organisme entier, sans qu'il soit fait référence à aucun autre niveau d'organisation ni à aucun facteur du milieu » (Violle *et al.*, 2007). La **diversité fonctionnelle** correspond ainsi à l'étendue des différences fonctionnelles des espèces composant une communauté (Tilman, 2001).

La **variabilité des traits individuels engendre différentes réponses comportementales et adaptatives**. La sélection de l'habitat par un individu peut notamment être influencée par sa tolérance physiologique aux conditions abiotiques, ses performances compétitives, ses expériences passées ou son sexe (Davis et Stamps, 2004 ; Petit *et al.*, 2001). Les espèces ne sont donc pas affectées de la même façon par la fragmentation selon leurs traits fonctionnels (Henle *et al.*, 2004, Ewers et Didham, 2006) et leurs capacités sensorielles. La taille corporelle, la mobilité, le degré de spécialisation et le niveau trophique (Barbaro et van Halder 2009 ; Hambäck *et al.*, 2007 ; Tischendorf *et al.* 2003) peuvent influencer la **sensibilité à la fragmentation** : les organismes de grande taille, spécialistes, de niveau trophique élevé ou possédant des

capacités intermédiaires de mouvement par rapport à la distribution spatiale de leur ressources (Ewers et Didham, 2006 ; Tschardtke *et al.*, 2012) sont alors les plus vulnérables. L'impact des différentes composantes de la fragmentation est aussi variable selon les traits biologiques : la réduction de la surface d'une tache d'habitat affectera davantage une espèce aux capacités de dispersion élevées que l'isolement (Ewers et Didham, 2006). Cependant, les **relations entre traits biologiques et sensibilité à la fragmentation du paysage sont complexes** (Ewers et Didham, 2006 ; Prugh *et al.*, 2008), des résultats contradictoires étant parfois observés (Fahrig, 2007), et les seuls traits fonctionnels ne sont pas suffisants pour expliquer pleinement cette sensibilité.

À l'échelle inter-populationnelle, des différences dans les réponses des espèces à la fragmentation peuvent être observées selon le **contexte paysager** (Fahrig, 2007 ; Swift et Hannon, 2010). La flexibilité comportementale peut notamment entraîner une **dispersion contexte-dépendante**, donnant lieu dans les paysages fragmentés à des variations de la mobilité en fonction d'une balance coûts-bénéfices, variable selon l'échelle spatiale à laquelle la fragmentation intervient, la distribution des ressources et le taux de dispersion des espèces (Baguette et Van Dyck, 2007 ; Bonte *et al.*, 2012 ; Cote *et al.*, 2017 ; Fahrig, 2007 ; Merckx et Van Dyck, 2006 ; Merckx *et al.*, 2003). Les effets de la fragmentation sur les populations pourront être amoindris ou accentués avec la sélection génétique s'exerçant sur la dispersion (Schtickzelle *et al.*, 2006).

2. Echelle régionale : effets du paysage sur la biodiversité des communautés végétales des pelouses calcicoles d'Île-de-France

Cette partie fait suite au **stage de Master 2 d'Alexandrine Daniel** réalisé en 2020 avec le Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien (CBNBP) et le CESCO, co-encadré par **Jeanne Vallet** et **Nathalie Machon** :

Daniel A. 2020. Effets des connectivités paysagères sur la biodiversité des communautés végétales des pelouses calcicoles d'Île-de-France. Rapport de stage.

Master Biodiversité, Ecologie, Evolution. Parcours ECIRE. Université Paris-Saclay. 46 p.

Nous avons étudié, à l'échelle de la région Île-de-France, comment le paysage peut influencer les **communautés d'espèces, leur diversité et leurs traits fonctionnels**, en se focalisant sur la sous-trame des **pelouses calcicoles**.

2.1. Les pelouses calcicoles, un habitat d'intérêt en Île-de-France

Les **pelouses calcicoles** sont des formations végétales rases, principalement herbacées, qui se développent sur des sols calcaires et pauvres en éléments nutritifs (Fernez *et al.*, 2015). Dans notre étude, elles correspondent aux végétations de pelouses sèches à très sèches ou encore sablo-calcicoles, d'ourlets calcicoles xérothermophiles, ainsi que les végétations d'affleurement et de dalles calcaires. Souvent retrouvées le long des vallées sur les coteaux calcaires ensoleillés, ces pelouses forment naturellement des corridors écologiques. Derniers témoins de pratiques agro-pastorales traditionnelles extensives et **très riches en espèces remarquables**, elles ont également une **grande valeur écologique et patrimoniale** (Azuelos et Renault, 2013). Les pelouses calcicoles sont cependant **fortement menacées** à cause de l'abandon de ces pratiques pastorales entraînant la fermeture progressive des

milieux, ainsi que de l'augmentation des pressions agricoles et urbaines. Ces végétations voient ainsi leur surface se réduire de plus en plus, et se retrouvent isolées au sein des cultures et des forêts (Rambaud, 2018). D'après le SRCE, la trame herbacée calcaire ne posséderait d'ailleurs plus de continuité fonctionnelle à grande échelle mais uniquement des corridors à fonctionnalité réduite (Zucca et Bernard, 2016). Certaines pelouses font d'ailleurs l'objet de **mesures de protection**, à l'image des pelouses de la Haute Vallée de la Juine en Essonne qui bénéficient du statut Natura 2000, ou bien de celles des coteaux de la Seine qui sont classées en réserve naturelle nationale et dont certaines font l'objet d'un Arrêté Préfectoral de Protection de Biotope (Daniel, 2020). Tous ces éléments rendent cette sous-trame particulièrement intéressante pour notre étude.

2.2. Objectifs et hypothèses de l'étude

Notre objectif est d'étudier **l'influence de la connectivité des pelouses calcicoles par rapport à celle de l'hétérogénéité du paysage, sur la diversité des communautés végétales de ces pelouses et les traits fonctionnels des espèces.**

Il existe trois hypothèses alternatives qui sont encore sujets à débats et controverses :

- l'hypothèse "**composition du paysage**" considère que la composition du paysage a un effet plus important sur les populations que sa configuration qui joue alors un rôle négligeable (Fahrig, 2003) ;
- l'hypothèse "**configuration du paysage**" suggère quant à elle un effet de la configuration indépendant de celui de la composition (Villard *et al.*, 1999 ; Betts *et al.*, 2006) ;
- l'hypothèse "**seuil de composition**" intègre l'existence d'un seuil de perte d'habitat en dessous duquel la configuration commence à jouer un rôle important (Ritchie *et al.* 2009).

Ce seuil pourrait correspondre à une proportion inférieure à 20-30% de l'habitat dans le paysage (Fahrig, 1998 ; Flather et Bevers, 2002) et des résultats de revue

confirment cette hypothèse (Andrén, 1994) mais les preuves empiriques sont encore insuffisantes (Janin, 2011).

La trame calcicole étant peu représentée en Île-de-France, **nous supposons que l'augmentation à la fois de la connectivité de l'habitat et de l'hétérogénéité du paysage pourrait favoriser la diversité à l'échelle de la communauté.** Nous nous attendons également à ce que **certains traits fonctionnels** soient favorisés selon le contexte paysager. Une meilleure connectivité du paysage pourrait ainsi favoriser les **espèces spécialistes** des pelouses calcicoles, peu dispersives, ainsi que celles **dépendantes des pollinisateurs** (Brückmann *et al.*, 2010 ; Schleicher, 2011 ; Rathcke, 1993). Ces dernières pourraient être également favorisées par une hétérogénéité du paysage supérieure, qui peut jouer un rôle important dans le maintien de communautés de pollinisateurs diversifiées (Senapathi, 2017). Nous faisons également l'hypothèse qu'une **connectivité plus élevée favoriserait l'homogénéisation spécifique entre les communautés végétales** (Piessens *et al.*, 2004 ; Tscharncke *et al.*, 2012 ; Uroy *et al.*, 2019a ; Uroy *et al.*, 2019b).

2.3. Méthodes

2.3.1. Données floristiques

Depuis 2006 et le lancement du programme de cartographie régionale des végétations naturelles et semi-naturelles (Ferreira *et al.*, 2015), des **relevés phytosociologiques** ont été régulièrement réalisés en Île-de-France

dans différents milieux, dont les **pelouses calcicoles**. De plus, un état des lieux des pelouses calcicoles présentes en Île-de-France a été effectué par le CBNBP en 2017 et 2018 en partenariat avec la DRIEE, ce qui a conduit à compléter le jeu de données phytosociologiques sur les pelouses calcicoles

de la région. Ainsi, les inventaires floristiques associés à ces relevés réalisés entre 2006 et 2019 (dont la moitié en 2017 et 2018) ont donc été utilisés pour notre analyse. Du fait de **l'hétérogénéité de l'aire de pelouse** inventoriée entre les différents relevés, nous n'avons retenu pour nos analyses que les 291 relevés réalisés sur des aires comprises entre **15 et 50 m²**. Nous avons également retiré 14 relevés pour lesquels moins de trois espèces de pelouses calcicoles ont été recensées, l'échantillon final étudié étant donc constitué de 277 relevés en pelouses calcicoles. Les inventaires floristiques qui leur sont associés recensent les données de présence-absence de 461 espèces, dont **109 définies comme spécialistes des pelouses calcicoles** d'après le CBNBP (Perriat, 2018), sur lesquelles nous avons focalisé nos analyses.



Figure 59 : *Iberis amara* (*Iberis amara*) © Chloé Thierry

2.3.2. Données cartographiques

Pour réaliser la carte d'occupation du sol servant de base à notre étude, nous avons utilisé la **méthode décrite dans le Chapitre 1** (Thierry *et al.* 2020), en y intégrant des **données supplémentaires du CBNBP** nous permettant d'affiner et d'adapter notre carte à l'étude des pelouses calcicoles. Nous avons ainsi récupéré les données cartographiques sur les milieux calcicoles franciliens issues du programme du CBNBP visant à cartographier l'ensemble des habitats naturels et semi-naturels en Île-de-France (Ferreira *et al.*, 2015) et des mises à jour ultérieures (CBNBP, 2018). Nous avons inséré les **données cartographiques concernant les pelouses calcicoles** ainsi que les différents habitats écologiquement proches et donc potentiellement plus favorables aux espèces de ces pelouses : **les ourlets calcicoles thermophiles, les ourlets calcicoles mésophiles, les fourrés calcicoles, les autres végétations herbacées en contexte calcicole et les forêts calcicoles**. Les pelouses calcicoles recouvrant pour la plupart de petites surfaces, nous leur avons au préalable appliqué un **tampon de 5 mètres** afin qu'elles soient visibles sur la carte finale rasterisée à 10 mètres.

Le tableau 16 précise l'ordre de superposition des différentes couches SIG utilisées pour cartographier l'occupation du sol.

Routes et voies ferrées	BD Topo Réseau routier (Routes primaires uniquement) (2017) (sans tunnels et ponts, sauf au dessus des cours d'eau, avec tampon selon largeur)
Milieux aquatiques et humides	BD Topo Hydrographie – Classe Surface_eau (sans régime intermittent) (2017)
Petits éléments des milieux ruraux	ECOLINE (surfaciens uniquement) (2008)
Données du CBNBP spécifiques aux pelouses calcicoles	Pelouses calcicoles (tampon 5m) (2006-2019) Ourlets calcicoles thermophiles, ourlets calcicoles mésophiles, fourrés calcicoles, autres végétations herbacées en contexte calcicole et forêts calcicoles (2006-2019)
Milieux artificiels, agricoles et naturels	BD Topo Bâti (uniquement Bâti indifférencié, industriel et remarquable, Construction légère, Réservoir ET Gares dans Voies_ferrées) (2017) RPG sans surface non agricole, sans estives et landes, avec détails poste divers (2017) MOS sans les postes 1 à 5, 7, 8, 13, 15 à 17, 21 à 25, 28 (2017) ECOMOS (2008)
Occupation du sol en fond	OSO (2018)

Tableau 16 : Données SIG utilisées, par ordre de superposition (du bas vers le haut), pour constituer la carte d'occupation du sol servant de base à l'étude des pelouses calcicoles

2.3.3. Modélisation de la connectivité

La connectivité du paysage pour la flore des pelouses calcicoles franciliennes a été modélisée grâce à la **théorie des graphes et à la méthode des moindres coûts**, en utilisant le **logiciel Graphab**, en suivant la même méthodologie que celle décrite dans le Chapitre 1.

Nous avons ainsi choisi les mêmes distances de dispersion que pour la flore associée aux milieux herbacés : **150, 500 et 1000 mètres**. Ces distances ont également été utilisées par le CBNBP lors d'une première analyse de la trame calcicole, en considérant que les

distances les plus faibles entre les taches d'habitat représentent des événements de dispersion plus fréquents, notamment pour les espèces à capacités de dispersion limitées (Rambaud, 2018).

Par ailleurs, **toutes les pelouses calcicoles** ont été considérées comme des **taches d'habitat** pour la construction des graphes paysagers. Les données cartographiques utilisées pour ces pelouses étaient constituées de polygones, parfois adjacents, pour lesquels nous disposons du pourcentage de recouvrement effectif par des pelouses calcicoles. La **capacité des taches d'habitat** a donc été définie comme la surface réellement occupée par ces pelouses sur

l'ensemble des polygones adjacents constituant une tache, telles que :

$$\text{Capacité} = \sum_1^n (S * r)$$

n représentant le nombre de polygones adjacents, S la surface du polygone et r le pourcentage de recouvrement de la pelouse calcicole sur ce polygone.

Les **liens du graphe paysager** ont été définis par la **méthode des chemins de moindre coût** en utilisant une **topologie planaire**. Nous avons défini des **coefficients de rugosité** prenant en compte plus précisément les capacités de dispersion et d'accueil des espèces calcicoles selon les différents milieux (Annexe 7). Ces coefficients ont été évalués à dire d'expert, en fonction du degré de fermeture du milieu (fourrés et forêts), des conditions écologiques des sols dans lesquelles se développent les végétations (végétations plus mésophiles, moins calcicoles) ou du niveau de perturbation des habitats (ex : friches calcicoles) (Daniel, 2020). Ainsi, les **ourlets calcicoles thermophiles et mésophiles** ont été considérés comme **très favorables** à la dispersion (coût de 10), tandis que les **fourrés calcicoles et végétations herbacées en contexte calcicole** ont été considérés comme **favorables** (coût de 50). **Tous les autres types de milieux** sont considérés comme **neutres** (coût de 100) sauf les **éléments les plus hauts** du paysages (bâti de plus de 15 m et milieux boisés) qui ont été considérés comme **défavorables** à la dispersion des graines des espèces de pelouses calcicoles (coût de 1000).

Afin d'obtenir une valeur de connectivité pour chaque pelouse calcicole, nous avons par la suite calculé le **dPC pour toutes les taches d'habitat identifiées** et pour les **trois**

distances de dispersion préalablement définies (voir Chapitre 1).

2.3.4. Estimation de l'hétérogénéité du paysage

L'hétérogénéité du paysage a été définie comme la diversité des milieux « naturels » dans une **zone tampon de 150, 500 ou 1000 mètres** autour des relevés, correspondant aux distances de dispersion choisies. Nous n'avons pas considéré les cultures et les espaces urbanisés, quatre grands types d'occupation du sol ayant été pris en compte dans le calcul : **les espaces herbacés, arbustifs, boisés et les surfaces en eau**. Dans le cas des mosaïques, nous avons considéré que les deux milieux occupaient chacun la moitié de la surface. **L'indice d'hétérogénéité** a été calculé comme un **indice de diversité de Shannon**, intégrant la proportion de chacun des quatre types de milieux « naturels » dans la zone tampon, tel que :

$$\text{Hétérogénéité} = \sum_{i=1}^4 p_i * \ln(p_i)$$

avec i le type d'occupation du sol (1- espaces herbacés ; 2- espaces arbustifs ; 3- espaces boisés ; 4- surfaces en eau), et p_i la proportion du type d'occupation i dans la zone tampon.

2.3.5. Traits fonctionnels

Nous avons dans un premier temps étudié la **dispersion des espèces des pelouses calcicoles** en utilisant la hauteur maximale de libération des graines issue de la base de données LEDA (Kleyer *et al.*, 2008), tel que proposé par Thomson *et al.* (2011). Nous nous sommes également intéressés à la

dépendance de ces espèces à la pollinisation par les insectes en combinant les informations sur les vecteurs du pollen provenant des bases de traits CATMINAT (Julve, 1998), Ecoflora (Fitter et Peat, 1994) et Bioflor (Klotz *et al.*, 2002 ; Kühn *et al.*, 2004) selon la méthode décrite dans Martin (2018).

Les différents traits fonctionnels étudiés et leurs caractéristiques sont décrits dans le Tableau 17.

Nous avons par la suite calculé les **traits moyens des communautés** à partir des valeurs des traits fonctionnels de l'ensemble des espèces présentes dans chaque relevé (Garnier *et al.*, 2004).

Trait	Description	Moyenne (± écart- type)	Min- Max	Espèces avec information disponible/ Espèces inventoriées	Observations avec information (%)	Sources
Dispersion	Hauteur maximale de libération des graines en tant qu'indicateur de dispersion (augmente avec la dispersion)	0.63 (±1.17)	0.1-12	105/109	97,3%	LEDA de Kleyer <i>et al.</i> , 2008 ; Thomson <i>et al.</i> , 2011
Dépendance à la pollinisation	Pourcentage de fois auquel les insectes apparaissent comme vecteurs du pollen pour une espèce donnée d'après plusieurs bases de données	73 (±45)	0-100	108/109	97,9%	CATMINAT de Julve, 1998 ; Ecoflora de Fitter et Peat, 1994 ; Bioflor de Klotz <i>et al.</i> , 2002 et Kühn <i>et al.</i> , 2004 ; Martin, 2018

Tableau 17 : Caractéristiques des traits fonctionnels utilisés pour les 109 espèces de pelouses calcicoles étudiées

2.3.6. Similarité des communautés

Nous avons également étudié la **diversité entre les communautés (diversité bêta)**, en termes de **composition en espèces**, en calculant la **similarité moyenne des relevés** avec les autres grâce à l'utilisation de **l'indice de similarité de Lennon** (Lennon *et al.*, 2001, Koleff *et al.*, 2003) (package simba sur le logiciel R version 4.0.4, 2021). Cet indice est recommandé en première approche pour

des données de présence-absence (Koleff, 2003). Il est calculé comme suit :

$$sim = \frac{2|b - c|}{2a + b + c}$$

Avec a : le nombre d'espèces partagées

b : le nombre d'espèces uniquement retrouvées dans un des relevés

c : le nombre d'espèces uniquement retrouvées dans les autres relevés

2.3.7. Analyses statistiques

Nous avons étudié **l'influence de l'hétérogénéité et de la connectivité du paysage**, pour trois distances de 150 m, 500 m et 1000 m, sur les **espèces spécialistes des pelouses calcicoles**, et plus particulièrement sur la variation de leur **richesse**, de leur **dispersion**, leur **dépendance aux pollinisateurs** et sur la **similarité des communautés**. Nous avons donc retiré de ces analyses les données d'espèces non inféodées aux pelouses calcicoles.

Pour les quatre variables à expliquer précédemment citées, nous avons effectué des **modèles linéaires** en prenant en compte une variable d'hétérogénéité et une variable de connectivité (Tableau 18) selon la structure suivante :

Variable à expliquer ~ Hétérogénéité + Connectivité

Les variables explicatives, continues, ont été mises à l'échelle pour améliorer l'interprétation des coefficients (Schielzeth, 2010). L'absence de colinéarité a été vérifiée graphiquement, les variables hétérogénéité et connectivité présentant un coefficient de corrélation $< 0,3$ (Zuur *et al.* 2009, 2010). L'étude des corrélations montrant des résultats similaires quelles que soient les distances (Annexe 8), nous avons choisi de concentrer nos analyses sur la distance de 150 mètres car les modèles incluant ces variables avaient de meilleurs AIC (critère d'information d'Akaike, 1973) et les variables hétérogénéité et connectivité à cette distance étaient moins corrélées (Figure 60).

Nom	Description	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
	Indice de diversité de Shannon intégrant la proportion de quatre types de milieux « naturels » dans un rayon de 150m	0,54	0,29	0	1,21
Hétérogénéité	Indice de diversité de Shannon intégrant la proportion de quatre types de milieux « naturels » dans un rayon de 500m	0,64	0,29	0	1,19
	Indice de diversité de Shannon intégrant la proportion de quatre types de milieux « naturels » dans un rayon de 1000m	0,69	0,28	0,02	1,27
	dPC calculé pour la flore des pelouses calcicoles avec une dispersion de 150m	0,01	0,04	1,01e⁻¹⁰	0,21
Connectivité	dPC calculé pour la flore des pelouses calcicoles avec une dispersion de 500m	0,01	0,04	8,72 ⁻¹¹	0,20
	dPC calculé pour la flore des pelouses calcicoles avec une dispersion de 1000m	0,01	0,03	1,17 ⁻¹⁰	0,19

Tableau 18 : Description des variables explicatives considérées dans l'étude des 277 relevés de pelouses calcicoles. Les variables en gras sont celles qui ont été retenues.

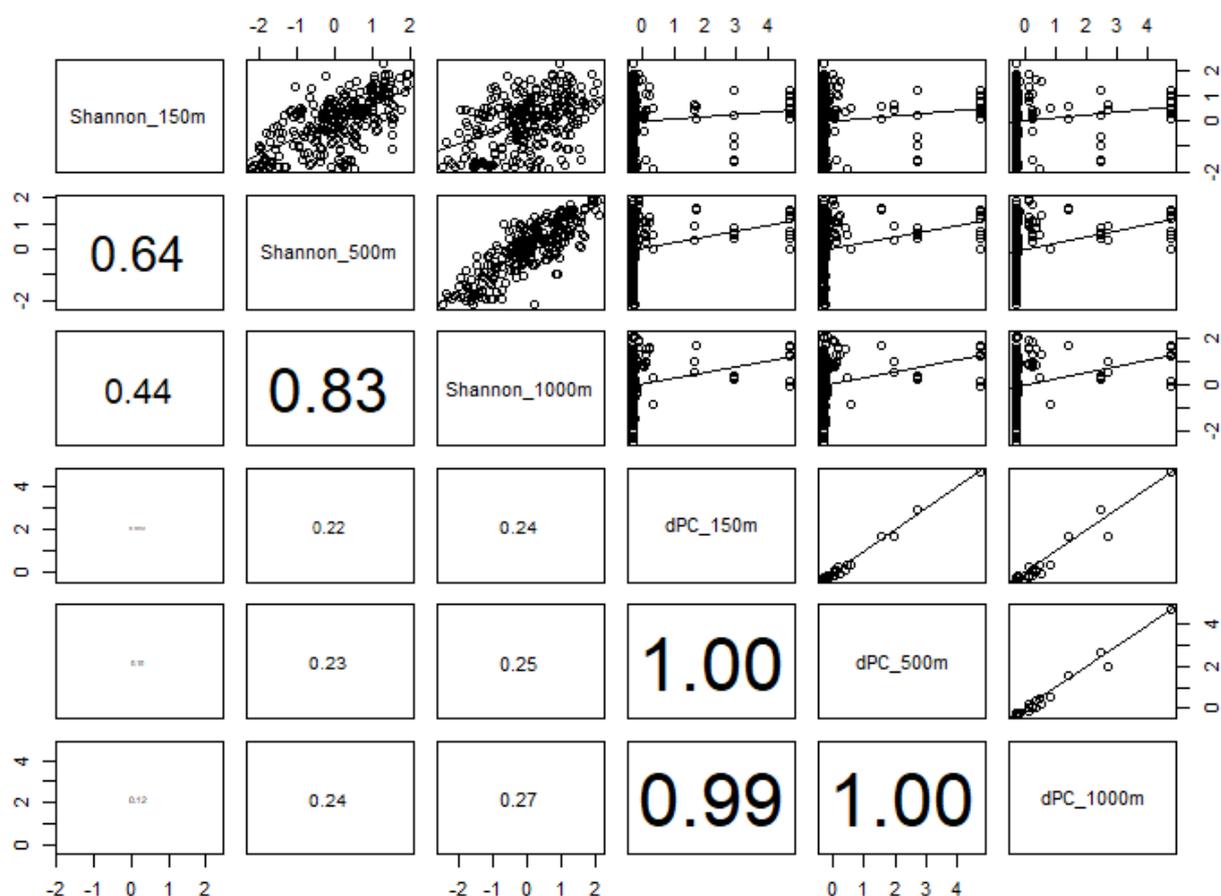


Figure 60 : Corrélations entre les différentes variables paysagères explicatives

Un **modèle linéaire généralisé** a été effectué pour étudier l'influence du paysage sur la richesse en espèces spécialistes des pelouses calcicoles, avec une distribution des données de comptage d'espèces selon une loi binomiale négative. Cette distribution permet de corriger la surdispersion des données par rapport à une distribution de Poisson. Les autres modèles ont été exécutés avec une erreur gaussienne pour la dépendance aux pollinisateurs, et avec une erreur gamma (avec une fonction de lien log) pour l'étude de la

dispersion moyenne des communautés et de l'indice de similarité. Enfin, afin d'améliorer la compréhension des résultats, nous avons effectué une **régression linéaire** entre la connectivité et la proportion d'espèces non spécialistes des pelouses calcicoles sur l'ensemble des espèces du relevé. L'homogénéité de la variance, l'absence de points influents et l'absence d'autocorrélation spatiale ont été vérifiées graphiquement (Zuur *et al.* 2009, 2010).

2.4. Résultats

2.4.1. Connectivité de la sous-trame calcicole francilienne

La modélisation de la connectivité des pelouses calcicoles en Île-de-France fait ressortir **le caractère fragmenté et relictuel de cette sous-trame** (Figure 61). Situées à l'écart des zones urbanisées, elles sont pour la plupart de **petite taille et relativement**

isolées au sein de matrices principalement agricoles ou forestières. Ces pelouses se retrouvent essentiellement dans le sud de la région (Gâtinais, coteaux de la Seine-amont tels que les coteaux de Tréchy, Platières de Meun au sud du Massif de Fontainebleau, calcaire d'Etampes à Chauffour-lès-Etréchy...), et vers la vallée de la Seine Aval située au nord-ouest (boucle de Guernes, etc.).

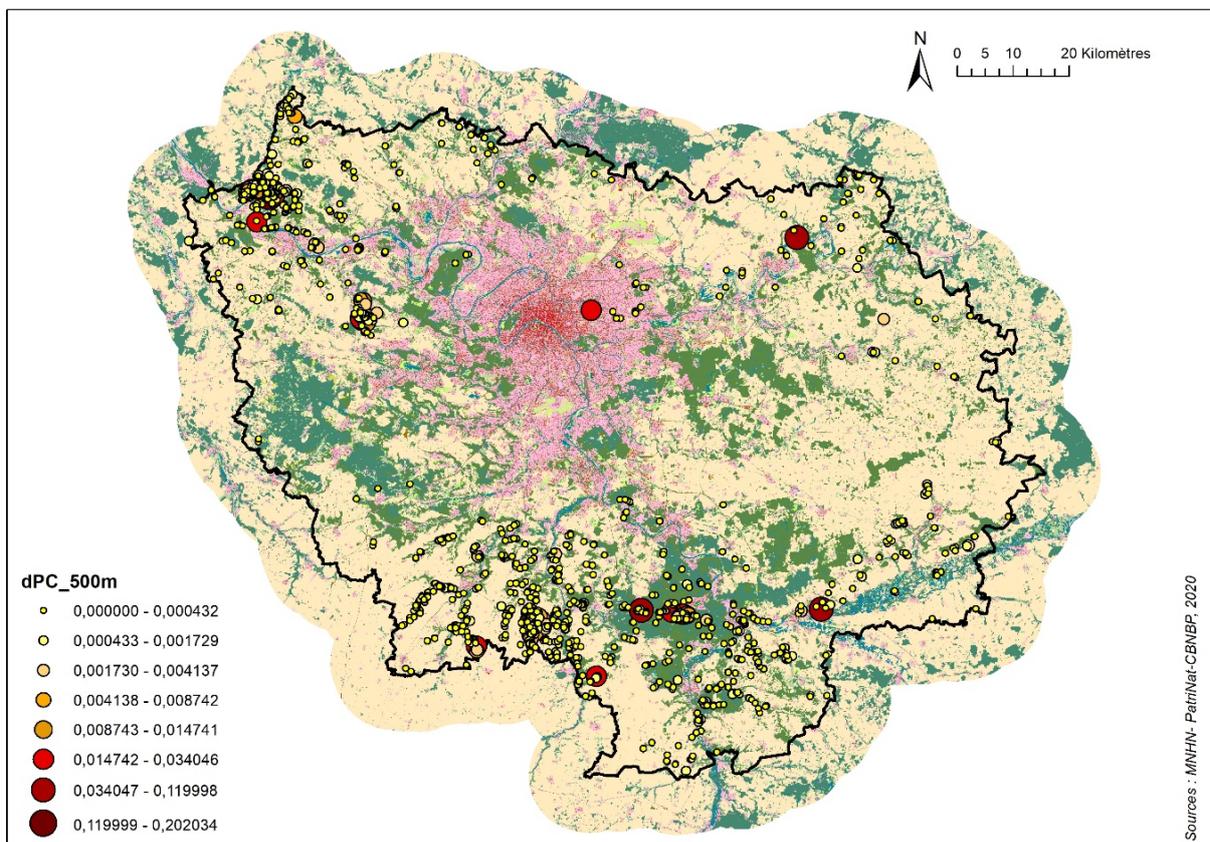


Figure 61 : Carte de la connectivité des pelouses calcicoles en Île-de-France, d'après le calcul du dPC pour une distance moyenne de dispersion de 500m.

2.4.2. Effets des facteurs paysagers sur la diversité alpha

L'étude de l'influence du paysage sur la diversité en espèces spécialistes des pelouses calcicoles montre que des pelouses situées dans des paysages aux **habitats naturels**

plus hétérogènes accueillent **une plus grande diversité d'espèces** (Tableau 19, Figure 62). A l'inverse, **les sites les plus connectés** accueillent des **communautés d'espèces de pelouses calcicoles moins riches**. Ces sites sont également ceux dont la proportion d'espèces non spécialistes des pelouses calcicoles dans les relevés est la plus importante ($p = 0,016 *$) (Tableau 19, Figure 63).

Variable à expliquer	Variabes explicatives	Estimate	p-value	Variance expliquée
Richesse en espèces des pelouses calcicoles	Hétérogénéité (150 m)	0,092	<0,001***	6,8 %
	Connectivité (150 m)	-0,096	0,002**	

Tableau 19 : Résultats du modèle linéaire explorant l'influence de l'hétérogénéité et de la connectivité sur la richesse en espèces des pelouses calcicoles

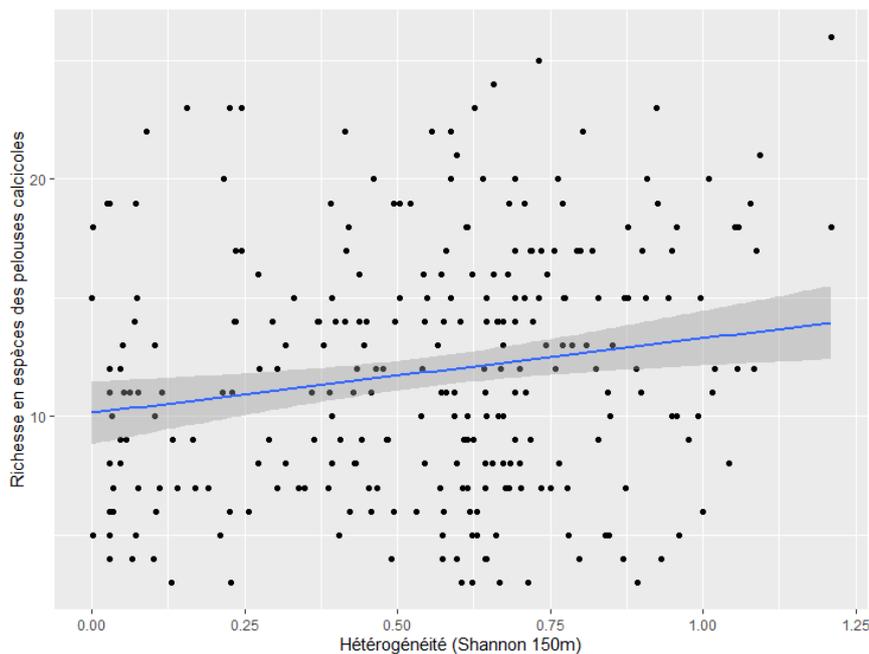


Figure 62 : Corrélation entre l'hétérogénéité du paysage et la richesse en espèces des pelouses calcicoles. La droite de régression est en bleu et l'intervalle de confiance en gris foncé.

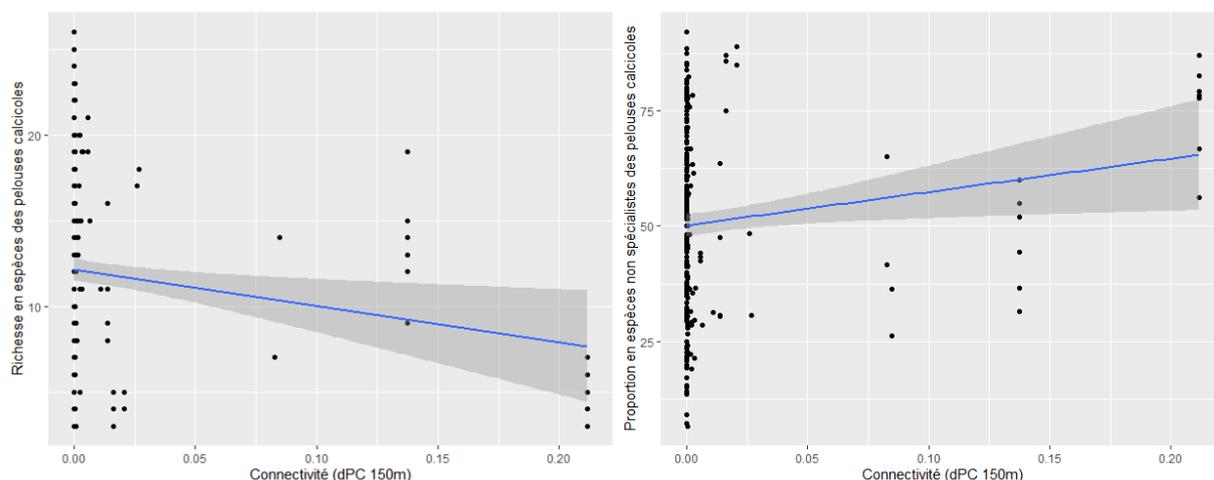


Figure 63 : Corrélations entre la connectivité et 1) la richesse en espèces des pelouses calcicoles (à gauche), 2) la proportion en espèces non spécialistes des pelouses calcicoles (à droite). La droite de régression est en bleu et l'intervalle de confiance en gris foncé.

2.4.3. Variation dans l'influence de la connectivité selon les traits fonctionnels

L'étude de l'influence du paysage sur la dispersion des espèces des pelouses calcicoles montre que **les sites les plus connectés** accueillent des communautés dont les

espèces sont en moyenne **moins dispersives** (Tableau 20, Figure 64). Par ailleurs, l'analyse de la dépendance aux pollinisateurs de ces espèces met en évidence le fait que des sites situés dans des **paysages aux habitats naturels plus hétérogènes** accueillent des espèces floristiques qui, en moyenne, **dépendent davantage des pollinisateurs** (Tableau 20, Figure 65).

Variable à expliquer	Variabes explicatives	Estimate	p-value	Variance expliquée
Capacité de dispersion des espèces des pelouses calcicoles	Hétérogénéité (150 m)	-0,022	0,317	12,2 %
	Connectivité (150 m)	-0,127	<0,001 ***	
Dépendance à la pollinisation des espèces des pelouses calcicoles	Hétérogénéité (150 m)	0,020	0,003 **	4,1%
	Connectivité (150 m)	0,009	0,187	

Tableau 20 : Résultats des modèles linéaires explorant l'influence de l'hétérogénéité et de la connectivité sur la dispersion et la dépendance à la pollinisation des espèces des pelouses calcicoles

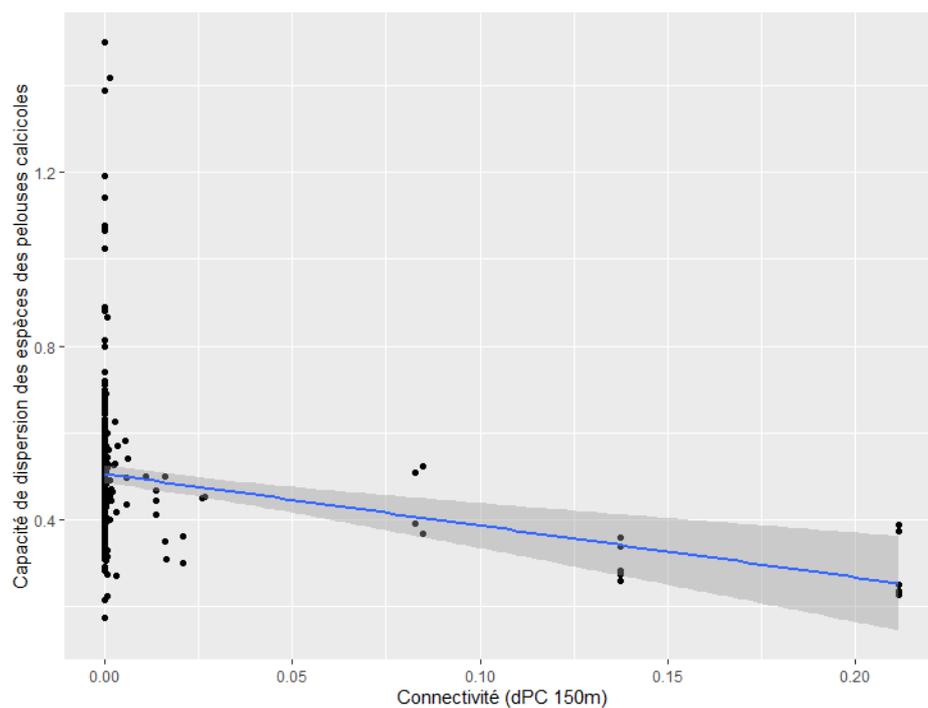


Figure 64 : Corrélation entre la connectivité et la capacité de dispersion des espèces des pelouses calcicoles. La droite de régression est en bleu et l'intervalle de confiance en gris foncé.

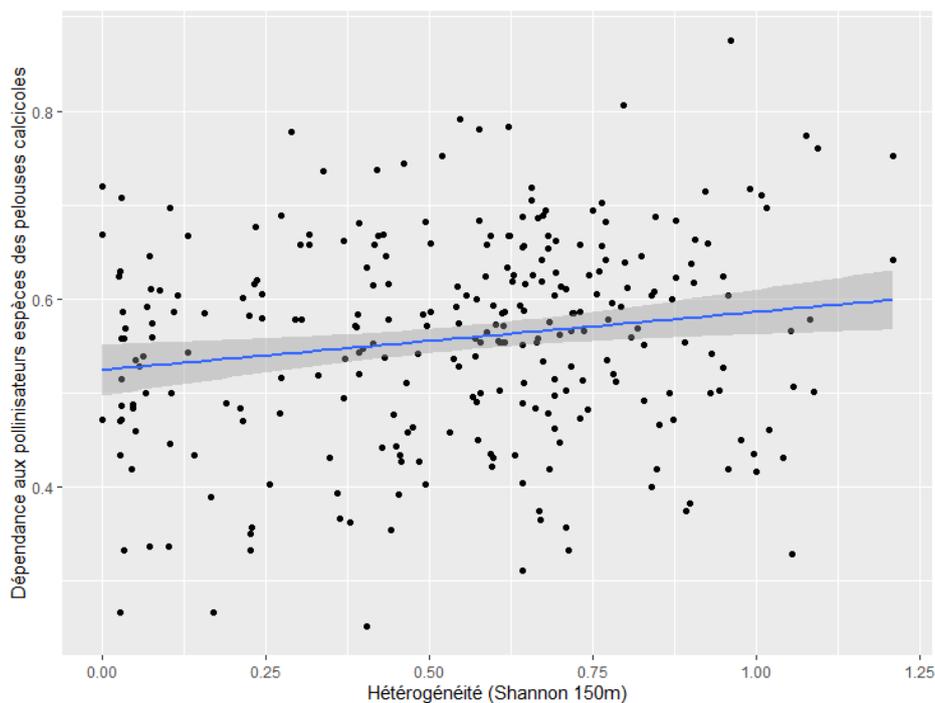


Figure 65 : Corrélation entre l'hétérogénéité du paysage et la dépendance aux pollinisateurs des espèces des pelouses calcicoles. La droite de régression est en bleu et l'intervalle de confiance en gris foncé.

2.4.4. Effet des facteurs paysagers sur la diversité bêta

L'étude de l'influence du paysage sur la similarité des communautés d'espèces des

pelouses calcicoles montre une **tendance** des communautés à avoir des **compositions plus similaires** lorsqu'elles sont situées sur des **pelouses bien connectées**, mais les résultats ne sont **pas significatifs** ($p\text{-value} = 0.066$) (Tableau 21, Figure 66).

Variable à expliquer	Variabes explicatives	Estimate	p-value	Variance expliquée
Similarité des communautés d'espèces des pelouses calcicoles	Hétérogénéité (150 m)	0.239	0.811	1.7%
	Connectivité (150 m)	0.034	0.066	

Tableau 21 : Résultats du modèle linéaire explorant l'influence de l'hétérogénéité et de la connectivité sur la similarité des communautés d'espèces des pelouses calcicoles

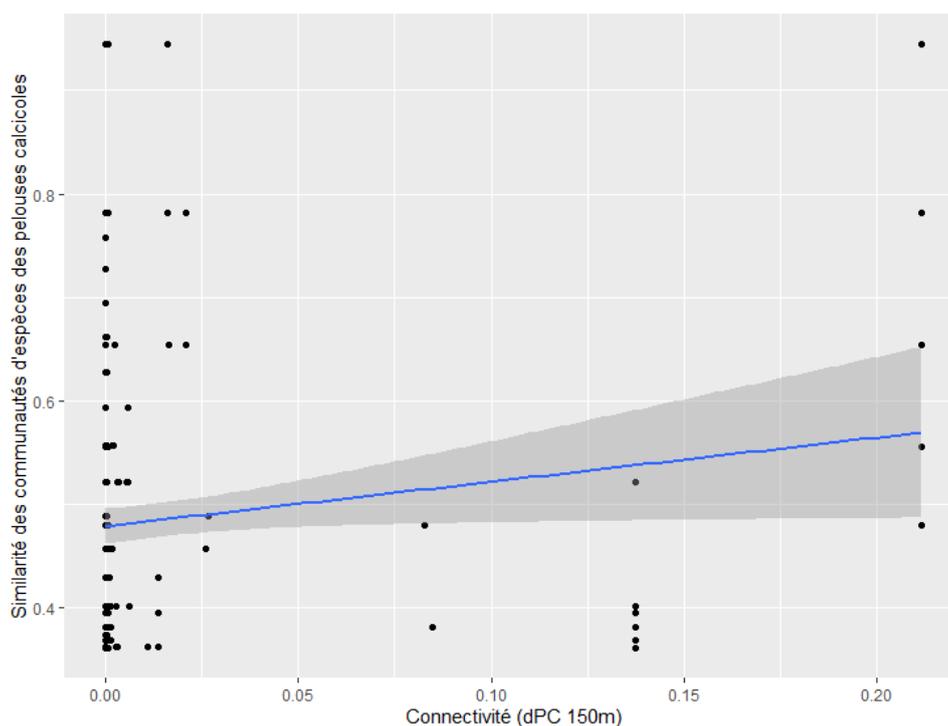


Figure 66 : Corrélation entre la connectivité du paysage et la similarité des communautés d'espèces des pelouses calcicoles. La droite de régression est en bleu et l'intervalle de confiance en gris foncé.

2.5. Discussion

2.5.1. Effet de la connectivité et de l'hétérogénéité du paysage sur la diversité alpha

Nos résultats ont montré que **plus un relevé était situé dans un paysage aux milieux naturels hétérogènes, plus sa richesse en espèces spécialistes des pelouses calcicoles était élevée**. Cet effet positif de l'hétérogénéité de la matrice pourrait être lié à des phénomènes de **complémentation de ressources** favorables aux vecteurs biotiques des graines ou aux pollinisateurs (Öckinger *et al.*, 2012b). En revanche, nous avons observé un **effet négatif de la connectivité des relevés sur leur richesse en espèces des pelouses calcicoles**, ce qui est plutôt contraire à la littérature qui montre souvent un effet positif ou une absence d'effet (Miller *et al.*, 2015 ; Uroy *et al.*, 2019a). Dans notre cas, les sites les moins connectés sont isolés au sein de massifs forestiers et pourraient de ce fait être **protégés contre l'impact négatif des pesticides** contrairement aux pelouses situées dans des contextes plus agricoles. Cet isolement pourrait également constituer un **filtre pour des espèces très compétitives**, voire des espèces exotiques envahissantes, dont le développement dans des pelouses calcicoles peut réduire fortement leur richesse. **Les espèces généralistes, présentes en plus forte proportion dans les pelouses les plus connectées**, ont ainsi pu être favorisées par la connectivité et représenter un frein à l'installation des espèces de pelouses calcicoles moins compétitives. Par ailleurs, il est possible que les communautés d'espèces isolées, plus riches en apparence, soient en fait en sursis

pour quelques décennies dans leurs taches d'habitat. Étant donné que les plantes sont sessiles, l'effet de la connectivité sur les communautés d'espèces floristiques pourrait en effet dépendre du temps nécessaire pour qu'elles atteignent un nouvel équilibre après une perturbation environnementale (Diamond, 1972 ; Kuussaari *et al.*, 2009 ; Uroy *et al.*, 2019a).

Les résultats montrent en outre une **forte dispersion des données de richesse**, dont seulement 6,8% peuvent être expliqués par les facteurs paysagers étudiés. Si des études ont mis en évidence que la diversité floristique était davantage **liée au paysage passé qu'à l'actuel** (Lindborg et Eriksson, 2004 ; Tappeiner *et al.*, 2021), plusieurs variables autres que l'hétérogénéité et la connectivité du paysage pourraient donc également participer aux variations de la richesse spécifique. **Certains facteurs locaux** pourraient potentiellement avoir un effet confondant avec la variable de connectivité mesurée. La proportion d'espèces généralistes plus importante sur les pelouses les plus connectées pourrait ainsi indiquer des **conditions locales moins favorables** à l'installation des espèces de pelouses calcicoles et une **qualité altérée de l'habitat** pour ces espèces. Diverses études montrent en effet que les facteurs locaux pourraient expliquer une plus grande partie de la diversité des communautés que les facteurs paysagers (Brudvig, 2016 ; Calabrese et Fagan, 2004). **Plusieurs facteurs locaux abiotiques** peuvent ainsi influencer la richesse des espèces calcicoles et n'ont pas été pris en compte dans nos analyses, tels que les **pratiques de gestion des pelouses** (pâture, fauche, absence de gestion, etc.) ou les **itinéraires techniques des milieux situés à**

proximité, par exemple l'utilisation de pesticides sur les parcelles agricoles voisines. Les pelouses calcaires sont d'autant plus soumises aux perturbations périphériques qu'elles sont de faibles surfaces. Par ailleurs, la diversité des communautés des pelouses calcicoles, qui sont souvent implantées le long de vallées, est susceptible d'être influencée par des **microclimats locaux** (altitude, exposition, hygrométrie, etc.). Toutes ces modalités pourraient jouer un rôle sur la qualité de l'habitat et donc impacter la richesse spécifique (Brudvig, 2016). Une partie de la variance non expliquée peut également être due à des **facteurs locaux biotiques**, la **compétition interspécifique** pouvant largement influencer la richesse des pelouses. Au sein des pelouses calcicoles, le brachypode (*Brachypodium rupestre*) est notamment connu comme une espèce très compétitrice (Butaye *et al.*, 2005). Typique des pelouses calcicoles, il tend en l'absence de pâturage ou de fauche à s'étendre et à évincer les autres espèces spécialistes de ces habitats. Cette espèce traduit aussi souvent une fermeture progressive du milieu.



Figure 67 : Pelouse calcicole © Chloé Thierry

2.5.2. Effet de la connectivité et de l'hétérogénéité du paysage sur les traits fonctionnels

Nos résultats ont montré que **la connectivité du paysage favorisait les espèces à faibles capacités de dispersion**, ce qui est en accord avec la bibliographie qui met en évidence une plus grande sensibilité de ces espèces à l'isolement de leur habitat (Lindborg *et al.*, 2012). **L'hétérogénéité du paysage est quant à elle favorable aux espèces dépendantes des pollinisateurs**. Une plus grande diversité de milieux naturels pourrait ainsi être bénéfique à une plus grande diversité d'insectes. Villemey *et al.* (2015) ont notamment montré qu'une mosaïque de prairies et de boisements était plus efficace que la connectivité des habitats pour conserver les papillons dans les paysages agricoles français. Les milieux boisés à proximité des habitats influenceraient en effet positivement les communautés de papillons, indiquant des **mécanismes potentiels de supplémentation et de complémentarité des ressources**. Des paysages plus homogènes et artificialisés pourraient impacter les interactions plantes-pollinisateurs, et ainsi affecter le succès reproducteur des populations et donc la richesse des communautés végétales, d'où les résultats précédents obtenus sur l'influence positive de l'hétérogénéité du paysage sur la richesse en espèces spécialistes des pelouses calcicoles. En effet, 83% des espèces floristiques étudiées dépendent au moins en partie des pollinisateurs, et 44% en dépendent totalement. Cette **forte proportion d'espèces dépendantes de la pollinisation dans les espèces spécialistes des pelouses calcicoles** pourrait aussi expliquer en partie le résultat précédent sur l'influence de la connectivité sur la richesse des communautés

étudiées. Nous avons en effet considéré lors de la modélisation de la connectivité les milieux boisés non calcicoles comme des éléments défavorables aux déplacements des espèces, mais ces habitats et leurs écotones pourraient, par le biais des pollinisateurs ou d'autres animaux favorisant la dispersion des espèces zoochores, jouer un rôle particulier dans la connectivité des pelouses. Plusieurs études ont ainsi mis en évidence **l'importance des milieux boisés**, qui facilitent le déplacement des animaux et donc la connectivité des communautés végétales (Uroy *et al.*, 2019b ; Damschen *et al.*, 2008). Pour approfondir cette étude, il faudrait étudier séparément les espèces anémochores et les espèces zoochores, et adapter selon le groupe ciblé les coefficients de rugosité attribués aux différentes catégories d'occupation du sol pour la modélisation de la connectivité.

2.5.3. Effet de la connectivité et de l'hétérogénéité du paysage sur la diversité bêta

Nous nous sommes intéressés à l'impact de la connectivité sur la diversité bêta avec l'hypothèse que la fragmentation du paysage peut conduire à une divergence de la composition des communautés supportées par des taches d'habitat de plus en plus isolées, et dont les conditions environnementales peuvent évoluer différemment avec l'hétérogénéité de la matrice et la stochasticité de l'environnement (Tschardtke *et al.*, 2012). A l'inverse, deux pelouses bien connectées devraient favoriser les échanges de graines, et donc entraîner une composition en espèces plus similaire. **Si une tendance à une augmentation de la**

similarité des communautés avec la connectivité a été observée, nous n'avons cependant pas pu confirmer notre hypothèse. Intégrer davantage de données sur les pelouses calcicoles franciliennes pourrait peut-être permettre de préciser ces résultats. Plusieurs études ont ainsi mis en évidence un effet de la connectivité du paysage sur la composition des communautés, leur similarité augmentant avec la connectivité (Piessens *et al.*, 2004 ; Tschardtke *et al.*, 2012 ; Uroy *et al.*, 2019a ; Uroy *et al.*, 2019b). Dans tous les cas, **la variance expliquée du modèle est particulièrement faible** (seulement 1,7 %). Tout d'abord, il est possible que les **métriques paysagères** utilisées ne soient pas les plus appropriées pour l'échelle régionale. La connectivité calculée n'est sans doute pas la plus adaptée pour expliquer une part de la variance de la composition spécifique sur l'ensemble des relevés. Ceux-ci sont en effet parfois distants de plusieurs dizaines de kilomètres alors que la connectivité pour les espèces végétales se joue à l'échelle de quelques centaines de mètres. Il serait donc préférable d'analyser l'influence de la connectivité sur la similarité des communautés à une **échelle plus fine**, avec l'hypothèse que des relevés connectés au sein d'une fenêtre paysagère restreinte de l'ordre du kilomètre devraient avoir des compositions plus homogènes, et non pas que tous les relevés associés à une forte valeur de connectivité présentent la même composition à l'échelle de l'Île-de-France. Les zones les plus connectées accueilleraient ainsi des clusters de relevés similaires entre eux. Enfin, d'autres mécanismes n'ayant pas été pris en compte dans les analyses doivent sans aucun doute entrer en jeu pour expliquer la composition des communautés, en particulier des **variables locales comme la gestion des pelouses ou les caractéristiques du sol** (pH par exemple) (Dupré et Ehrlén, 2002).

2.5.4. Limites liées au jeu de données

La taille du jeu de données utilisé dans cette étude, compilé par le CBNBP, offre une puissance statistique intéressante. Ces données présentent par ailleurs l'avantage de couvrir toute l'Île-de-France et permettent ainsi de travailler à une échelle régionale moins étudiée et plus intégrative que l'échelle locale. Cependant, **plusieurs limites** quant à leur utilisation pour notre étude sont à noter. En effet, elles n'ont **pas été récoltées selon un protocole adapté** à notre problématique mais sont issues de divers programmes d'échantillonnage réalisés depuis 2006. Les

données utilisées sont donc **très hétérogènes**, l'aire des relevés et les dates d'échantillonnage étant très variables. Ainsi, nos analyses reposent sur les hypothèses fortes que l'occupation du sol n'a pas évolué en 15 ans et que la saturation aire-espèce est obtenue à partir de 15m² sur les habitats considérés. Enfin, la localisation des relevés phyto-sociologiques n'a pas été sélectionnée selon un échantillonnage aléatoire car **leur emplacement a été orienté** afin que le cortège d'espèces soit représentatif d'une végétation donnée. Des précautions sont donc nécessaires lors de l'interprétation des résultats car **la structure et la composition du jeu de données utilisé sont susceptibles d'avoir altéré la portée de notre étude.**

2.6. Conclusion

Il existe actuellement peu de consensus sur l'effet du paysage, et en particulier de la connectivité, sur la biodiversité des communautés végétales. Cette étude a permis d'apporter de **nouveaux éléments de connaissance sur l'influence du paysage sur la flore des pelouses calcicoles**, habitats en déclin et menacés par la fragmentation du territoire en Île-de-France. Ainsi, la **diversité spécifique et fonctionnelle** des communautés d'espèces spécialistes de ces pelouses est à la fois **influencée par la connectivité et l'hétérogénéité du paysage**. Ces travaux ont aussi mis en évidence les précautions à prendre avant de mettre en œuvre des mesures en faveur de la connectivité de ces pelouses, qui pourraient notamment favoriser des espèces généralistes plus compétitives dont le développement serait néfaste aux espèces spécialistes de ces habitats. Par ailleurs, nous avons vu qu'un paysage plus

connecté et hétérogène pouvait **favoriser des espèces aux capacités de dispersion plus faibles et dépendantes des pollinisateurs**. Il est aussi probable que la persistance et la dispersion des individus sur les pelouses calcicoles soient principalement déterminées par des **vecteurs anthropogéniques**. Le déplacement des troupeaux ovins entre les prairies pâturées ou les mouvements des machines agricoles entre les prairies fauchées pourraient ainsi jouer un rôle important dans la dispersion des espèces. De ce fait, leurs distributions seraient davantage influencées par le **contexte local de gestion et d'impact anthropique** que par des traits fonctionnels et des facteurs paysagers. Rappelons ici que les effets de la connectivité et de l'hétérogénéité du paysage n'ont expliqué qu'une faible part de la diversité observée sur les pelouses. Si ces variables paysagères restent importantes à prendre en considération, **plusieurs facteurs locaux**

pourraient ainsi impacter plus directement la biodiversité de ces communautés végétales. Il est donc nécessaire de **poursuivre et d'améliorer la gestion conservatoire de**

ces habitats et leur restauration, afin de lutter notamment contre leur fermeture et leur dégradation par des paramètres divers (influence de la céréaliculture intensive, etc.).

3. Echelle locale : effets du paysage sur la biodiversité des sites de captage d'eau potable

Nous avons utilisé dans cette partie **les sites de captage d'eau potable** de SUEZ présents sur le secteur d'étude situé dans les **Yvelines**, comme sites pilotes pour étudier les **liens entre biodiversité et connectivité**, et comprendre notamment comment la connectivité peut influencer les communautés d'espèces, leur diversité et leurs traits fonctionnels par rapport à d'autres caractéristiques du paysage (utilisation d'herbicides) et à des variables locales.

Ce travail a fait l'objet d'un article accepté en 2021 dans la revue *Ecology & Evolution* (en cours de publication) :

Article 3 :

Thierry C., Pisanu B., Machon N. 2021. Both landscape and local factors influence plant and hexapod communities of industrial water-abstraction sites. *Ecology & Evolution*.



Figure 68 : Site de captage d'eau potable géré par SUEZ

Both landscape and local factors influence plant and hexapod communities of industrial water-abstraction sites

Thierry Chloé¹, Pisanu Benoît^{1,2} and Machon Nathalie²

¹ UMS 2006 Patrimoine Naturel, OFB, MNHN, CNRS, 4 avenue du Petit Château 91800 Brunoy, France

² Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO, UMR7204), Sorbonne Université, MNHN, CNRS, CP135, 61 rue Buffon, 75005 Paris, France

Corresponding author:

Name: Chloé THIERRY

Telephone number: +331 60 47 92 32

Email address: chloe.thierry@mnhn.fr

ABSTRACT

1. At the landscape level, intensification of agriculture, fragmentation and destruction of natural habitats are major causes of biodiversity loss that can be mitigated at small spatial scales. However, the complex relationships between human activities, landscapes and biodiversity are poorly known. Yet, this knowledge could help private stakeholders managing semi-natural areas to play a positive role in biodiversity conservation.
2. We investigated how water-abstraction sites could sustain species diversity in vascular-plant communities and two taxonomic groups of insect communities in a fragmented agricultural landscape.
3. Landscape scale variables (connectivity indices and surrounding levels of herbicide use), as well as site-specific variables (soil type for vascular plants, floral availability for *Rhopalocera* and low herbaceous cover for *Orthoptera*), were correlated to structural and functional metrics of species community diversity for these taxonomic groups, measured on 35 industrial sites in the Ile-de-France region in 2018-2019.
4. *Rhopalocera* and *Orthoptera* consisted essentially of species with a high degree of dispersal and

- low specialisation, able to reach the habitat patches of the fragmented landscape of the study area. Sandy soil harboured more diverse vascular-plant communities. Plant diversity was correlated to a greater abundance of *Rhopalocera* and a lower richness of *Orthoptera*.
5. Increasing landscape connectivity was related to higher abundance of plants and *Rhopalocera*, and a higher evenness index for *Orthoptera* communities. Higher levels of herbicide use were related to a decrease in the biodiversity of plants and *Rhopalocera* abundance. High levels of herbicide favoured high-dispersal generalist plants, while high levels of connectivity favoured low-dispersal plants. Specialist *Orthoptera* species were associated with low herbaceous cover and connectivity.
 6. Water-abstraction sites are valuable semi-natural habitats for biodiversity. Changing intensive agricultural practices in surrounding areas would better contribute to conserving and restoring biodiversity on these sites.

Key-words: landscape connectivity, agricultural practices, graph theory, functional traits, *Orthoptera*, *Rhopalocera*

INTRODUCTION

Human activities are bringing about profound changes in land use worldwide. Among others, industrial and agricultural activities that fragment, pollute and destroy natural habitats are responsible for the current erosion of biodiversity (Pimm *et al.* 1995; Vitousek *et al.*, 1997; Barbault, 2001; Fahrig, 2003). Composition and configuration of landscapes, in particular, strongly influence dispersal, spatial distribution and persistence of species (Turner, 1989; Beier et Noss, 1998; Mazerolle et Villard, 1999; Debinski *et al.*, 2001; Jeanneret *et al.*, 2003; Waldhardt, 2003). Within landscapes, connections between habitat patches are essential, as they facilitate organism dispersal, gene flow and multiple other ecological functions (e.g. Taylor *et al.*, 1993; Ricotta *et al.*, 2000; Devictor *et al.*, 2007; Grashof-Bokdam & Langevelde, 2005). Connectivity of a landscape is defined as ‘the degree to which it facilitates or impedes movement along resource patches’ (Taylor *et al.*, 1993). Thus, the more connected a patch is, the richer its biodiversity should be. Identifying the main reservoirs and corridors for species movement as well as the obstacles to the functioning of ecological continuities is important because connections are the basis on which policies for biodiversity preservation are founded to manage territorial development (Bennett, 2003).

Nevertheless, a given landscape can be perceived as either connected or disconnected by species having different dispersal abilities (Bunn *et al.*, 2000). Connectivity is likely influenced by distance between sites, but also by the permeability of the inter-site matrix (Ewers et Didham, 2006; Powney *et al.*, 2011; Vergara, 2011), which is constituted by structures more or less easy to cross depending on the species. Various

methods exist to model landscape connectivity, which can be separated into three categories: (1) those oriented towards the analysis of structural connectivity (spatial analysis of landscape components), (2) potential functional connectivity (analysis based on landscape structure and species dispersal data) or (3) actual functional connectivity (analysis based on precise knowledge of actual species movements). The graph theoretical approach, which allows modelling potential functional connectivity, offers a good trade-off between data requirements and information provided (Calabrese et Fagan, 2004).

In European rural areas, the drastic change in agricultural practices since the second half of the 20th century has particularly affected landscape connectivity and biodiversity. Agriculture has intensified, leading to an increase of external inputs such as fertilisers and pesticides, mechanisation, parcel sizes and monoculture (Meeus, 1993; Stoate *et al.*, 2001; Tilman *et al.*, 2002). Thus, by fragmenting, destroying and polluting semi-natural habitats, these practices have contributed to the homogenisation of landscapes (Benton *et al.*, 2003; Foley *et al.*, 2005). Numerous studies have shown the impacts of agricultural intensification on many taxa (e.g. Krebs *et al.*, 1999; Hutton et Giller, 2003; Cherrill, 2010; Ekroos *et al.*, 2010), and pesticides are in particular blamed for their persistent negative effects (Geiger *et al.*, 2010).

In these fragmented landscapes, semi-natural elements such as hedgerows, woodlands, permanent meadows, grassy strips and ditches make the landscape more heterogeneous and more favourable to biodiversity (Benton *et al.*, 2003). Their richness, diversity and composition of communities depend on the regional pool of species and on local and landscape factors,

which interact in complex ways. These elements are known to play a role as habitats, refuges or corridors for many species, depending on their management, structure and composition within their landscape context (Reeder *et al.*, 2005; Rodríguez et Bustamante, 2008; Concepción *et al.*, 2012; Villemey *et al.*, 2015). Industrial sites often contribute to the fragmentation and destruction of habitats, and can be a source of various types of pollution (Zeiss et Atwater, 1987; Krannich et Albrecht, 1995; Jones *et al.*, 2015). However, in some cases, they consist of semi-natural habitats and, depending on the landscape context, they can therefore play a key role as stepping stones, refuges or habitats for biodiversity, particularly when they are managed ecologically (Snep *et al.*, 2009; Serret *et al.*, 2014; Thuillier, 2020). Among industrial sites, water-abstraction sites, which provide drinking water to the population, are found all over the world. They consist of extracting water from a source and transporting it to a distribution network or to a treatment facility. Although their characteristics may vary according to the country and the type of source (groundwater or surface water), they are generally small sites that include a catchment and a protective perimeter to prevent physical damage and the direct introduction of toxic substances into the water or soil. For this reason, water-abstraction sites are often covered with semi-natural vegetation and are relevant to study relationships between local and landscape characteristics and biodiversity. Indeed, the studies on these sites mainly highlight their impacts on aquatic biodiversity and stream function, but there are gaps in knowledge about their potential role in maintaining terrestrial biodiversity (Brooks *et al.*, 2015; Arroita *et al.*, 2017; Pardo et García, 2016).

We conducted our study in an agricultural landscape mainly composed of croplands and including water-abstraction sites. Our questions were the following. What is the species richness and composition of semi-natural habitats in water-abstraction sites? What is the relative importance of the local environmental conditions, landscape connectivity and the management of the surrounding croplands for the flora and fauna of these sites?

To answer these questions, we studied three taxonomic groups, namely vascular flora, *Rhopalocera* (butterflies) and *Orthoptera* (crickets, grasshoppers and locusts). These were chosen because they are regarded as ecological indicators of habitat quality and landscape composition (Terwayet Bayouli *et al.*, 2021; Pe'er et Settele, 2008, Bazelet et Samways, 2011) with dispersal capacities consistent with the scale of the study (Hernández *et al.*, 2015; Stevens *et al.*, 2010; Defaut & Morichon, 2015). In addition, these groups have different movement characteristics, which make them interesting for testing the impacts of local and landscape factors. Plants form the basis of the ecosystem and are resources for the two other taxa. While butterflies are rather mobile and relatively specialised, *Orthoptera* species are more sedentary and less selective (Marini *et al.*, 2009). As several studies have shown the potential of industrial sites for biodiversity when managed in an ecological way (Snep *et al.*, 2009; Serret *et al.*, 2014; Thuillier, 2020), we expected that the studied water-abstraction sites, which are subject to a biodiversity-friendly late mowing per year, will host many species. Furthermore, we assume an influence of both local and landscape factors, with a greater importance of local factors for all taxa studied, especially for the flora which is sessile (even if propagules can disperse over long distances)

(Marini *et al.*, 2008; Pöyry *et al.*, 2009; Sutcliffe *et al.*, 2015).

METHODS

Study region and sites

Our study focussed on an area of 13 x 18 kilometres in the Yvelines department in France (west of Paris), between the cities of Mantes-la-Jolie and Les Mureaux (Supplementary Material). This area is marked by increasing urban development along the Seine River and is dominated by agricultural land with some semi-natural

habitats. Thirty-five water-abstraction sites were studied in this area, ranging in size from 0.1 to 1 hectare (ha) and regularly distributed in an essentially agricultural matrix (mostly field crops and vegetable cropping) (Figure 1). All created between 1960 and 1970, these small industrial sites are fenced and include a groundwater catchment, covered by a concrete base and/or a building, and a protective perimeter where the use of pesticides is prohibited. They mainly consist of open areas, dry grasslands or mesophilic to meso-hygrophilic meadows, managed with one late mowing per year.



Figure 1. Water-abstraction site and agricultural fields (© Chloé Thierry)

Biodiversity sampling

Flora – We used the Vigie-Flore protocol (www.vigie-flore.fr) to inventory the plant

species present on the 35 water-abstraction sites. We visited each site in mid-June 2018 to inventory a ten square-metre plot, divided

into 10 quadrats of 1 m². In each quadrat, a presence-absence list of all plant species was produced. For each species, we calculated the abundance as the number of quadrats in which it was present.

Rhopalocera – We recorded *Rhopalocera* species by visiting the 35 sites four times in 2018, during the periods (May, June, July and August) of maximum activity and density of the species and under favourable weather conditions. We used the STERF (Temporal Monitoring of *Rhopalocera* in France) protocol (Manil and Henry, 2007) in which butterflies are counted and identified by moving along one transect per site over a period of 10 minutes. For each visit, we noted the cover of flowering plants on the site.

Orthoptera – To study *Orthoptera*, we visited 34 water-abstraction sites (one of the sites

was no longer accessible) in early August 2019, i.e. the period when the adults were the most numerous and active. We used the protocol described in Lacoeuilhe *et al.* (2020), based on the Linear Abundance Index (LAI) and the method used by Voisin (1986), which consists of walking along transects 20 metres long and noting the number of specimens fleeing in front of the observer's footsteps over a strip approximately one metre wide (Jaulin, 2009). Two transects per site were inventoried under good weather conditions. We also noted the cover (%) of three classes of herbaceous vegetation for each site: low (<20 cm), medium (20 to 40 cm) and high (>40 cm).

The position of the quadrats and transects on the sites is indicated in Figure 2.

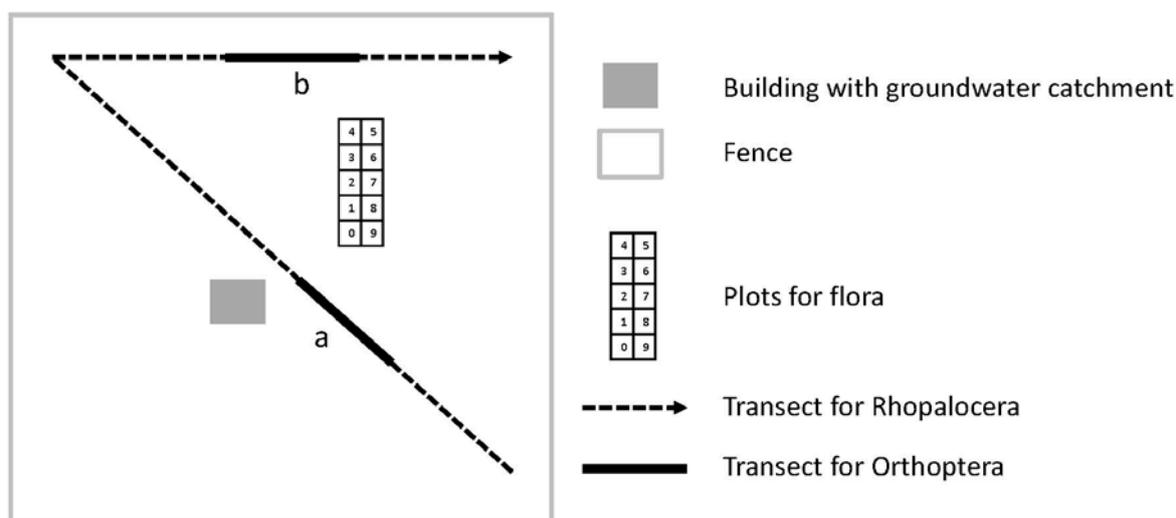


Figure 2. Sampling plan implemented in the 35 water-abstraction sites studied.

Species traits

We studied different diversity dimensions including functional diversity which allows a better understanding of the different aspects of the functioning of an ecosystem such as its dynamics or its stability (Goswami *et al.*, 2016).

To examine if community characteristics could be linked to functional traits of species constituting them, we calculated the community weighted mean trait values, i.e. the mean values of traits of the species weighted by their abundance in the community, for different selected traits (Garnier *et al.*, 2004). For the vascular flora,

we used the maximum seed-releasing height drawn from the LEDA Traitbase (Kleyer *et al.*, 2008) as a dispersal metric as proposed by Thomson *et al.* (2011). We also used for each species the species specialisation index θ_{wb} , as calculated by Mobaied *et al.* (2015) who used Whittaker's beta (1960) on an independent database:

$$\theta_{wb} = \gamma / \mu(a)$$

where γ is the cumulative number of species over all plots containing a given species and $\mu(a)$ is mean plot species richness.

Finally, we took into account the species dependence on insect pollination by combining pollen-vector information from CATMINAT (Julve, 1998), Ecoflora (Fitter and Peat, 1994) and Biolflor (Klotz *et al.*, 2002; Kühn *et al.*, 2004) traitbases according to the method described in Martin (2018).

For *Rhopalocera* species, we used their dispersal (1 to 3) and specialisation (1 to 4) classes as described in the Dupont (2015) database.

For *Orthoptera*, we also used three classes of dispersal and two classes of specialisation according to Reinhardt *et al.* (2005) and Marini *et al.* (2010). When the specialisation class was not available for a species, we deduced it from their habitat descriptions in Bellman and Lucquet (2009), considering species that require specific moisture and vegetation conditions as specialists, and undemanding mesophilic species as generalists. For individuals identified at the genus level, we assigned a trait value if all species within the genus shared the same trait. If not, no value was assigned. All observations with unknown traits were removed from the analyses (Table 1).

Table 1. Description and statistics of the traits used for the 3 taxonomic groups studied.

Trait name	Description	Mean	Range	Number of species with information /number of inventoried species	Percentage of observations with information	Traitbases and sources
Flora						
Dispersal	Maximum seed-releasing height as a proxy for dispersal (increases with dispersal)	1	0.1-25	142/147	94,4%	LEDA from Kleyer <i>et al.</i> , 2008; Thomson <i>et al.</i> , 2011
Specialisation	Index θ_{wb} , calculated using species co-occurrence data (decreases with specialisation)	17.3	8.3-24.3	135/147	90,5%	Whittaker,1960; Mobaied <i>et al.</i> , 2015
Pollination dependence	Percentage of times “insects” appears as a pollen vector for a given species across various databases	56.1	0-100	146/147	94,4%	CATMINAT from Julve, 1998; Ecoflora from Fitter and Peat, 1994; Biolflor from Klotz <i>et al.</i> , 2002 and Kühn <i>et al.</i> , 2004; Martin, 2018
Rhopalocera						
Dispersal	3 classes, based on movements between 2 patches of favourable habitat 1 : Low dispersal (majority of movements are within the patch or an adjacent patch) 2 : Medium dispersal (majority of movements are across the habitat ecocomplex) 3 : High dispersal (individuals' movements allow the visit of several ecocomplexes with favourable habitats)	None	None	32/32	99,2%	Dupont, 2015
Specialisation	4 classes, based on the optimal habitat of the caterpillar 1: Generalist species whose caterpillars grow in many types of habitat 2: Moderately generalist species whose caterpillars grow mainly in the associated habitat 3: Specialist species whose caterpillars grow mainly in the associated habitat 4: Specialist species with a very localised distribution	None	None	32/32	99,2%	Dupont, 2015
Orthoptera						
Dispersal	3 classes, based on the wing development of the adults, individual movement in population studies and long-term observations of local and regional colonization dynamic 1 : low mobile species 2 : moderate mobile species 3 : highly mobile species	None	None	17/17	83,2%	Reinhardt <i>et al.</i> , 2005; Marini <i>et al.</i> , 2010
Specialisation	2 classes, based on moisture preferences 0 : Generalist species (mesophilic species) 1 : Specialist species (xerothermic and hygrophilic species)	None	None	17/17	72,4%	Reinhardt <i>et al.</i> , 2005; Bellman & Lucquet, 2009

Connectivity metrics

We compiled the GIS databases of the study area, as described in Thierry *et al.* (2020), in order to obtain the land-use map. All these data elements were combined into a single raster layer with a resolution of 2 metres in order to highlight linear elements or small constructions that can impact the movement of species.

To estimate the connectivity of the study sites, we used graph theory (Urban and Keitt, 2001) with Graphab software (Foltête *et al.*, 2012) and cost distances. We allocated costs to each land-use category according to its resistance to movement for each species type, based on ecological literature and opinions of experts on the taxa studied (see acknowledgments). These costs are as follows for *Rhopalocera* and *Orthoptera* in herbaceous environments:

- 1 for their habitat patches,
- 10 for favourable elements,
- 100 for unfavourable elements,
- 1 000 for elements considered as "barriers" (Supplementary Material).

In the case of small habitat mosaics, we pooled them into a single habitat and assigned the average value of the composite habitats. For plant species, given that dispersal in herbaceous environments is complex and largely driven by wind (57.4% of the species studied are partially or totally wind-dispersed), we considered only forests and buildings over 15 metres tall as barrier elements (cost of 1 000), all herbaceous environments as habitat patches (cost of 1) and the other land-use categories (e.g. agricultural fields, shrubs, roads and other artificial spaces) were assigned a cost of 10.

We designed planar, non-thresholded graphs and used the probability of connectivity index

(PC), which is defined as 'the probability that two organisms randomly placed within the landscape fall into habitat areas that are reachable from each other' (Saura & Pascual-Hortal, 2007). The PC was calculated as follows:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}}{A^2}$$

where p_{ij} is the maximum probability of movement between the patches i and j , a_i and a_j are the areas of the patches i and j , A is the total area of the study zone, and n is the total number of patches.

An exponential function can be used to calculate p_{ij} as follows:

$$p_{ij} = e^{-kd_{ij}}$$

where d_{ij} is the least-cost distance between the patches i and j , and k ($0 < k < 1$) expresses the reduction in dispersal probabilities resulting from this exponential function (Saura and Pascual-Hortal, 2007).

For *Rhopalocera* and *Orthoptera*, we used dispersal distances of 100 m for poorly mobile species and 300 m for moderately mobile ones (Stevens *et al.* 2013; Defaut & Morichon, 2015; Olivier *et al.*, 2016). For Flora, we chose 150 m for poorly mobile species and 500 m for moderately mobile ones (Hernández *et al.*, 2015; Rambaud, 2018). Given the scale of the study, it was not relevant to consider highly mobile species.

In order to obtain a connectivity value for each study site, we assigned to each the dPC value of the habitat patch in which they were located, ranked by their contribution to overall landscape connectivity according to the PC index (Keitt *et al.*, 1997; Urban and Keitt, 2001; Pascual-Hortal and Saura, 2006; Rae *et al.*, 2007):

$$dPC = \frac{PC - PC'}{PC} \times 100$$

where PC is the value when the landscape element is present in the landscape and PC' is the value after removal of that landscape element (e.g. following the loss of a habitat patch) (Supplementary Material).

Agricultural effects through herbicide use

We used the Treatment Frequency Indices (TFIs) of herbicides available for the agricultural land around the sites. We calculated an average TFI based on the amount of areas treated within 100 m and 300 m buffer zones (data from Ile-de-France Interdepartmental Chamber of Agriculture, 2015). We chose these distances to represent the landscape around the study sites while avoiding too much overlap. NA (not

available) was assigned to sites with information available for less than half of the surrounding land. (3 sites having buffer zones with a radius of 300 m, 4 having buffer zones with a radius of 100 m)

Statistical analyses

For each taxon, we used linear models with a Gaussian error. In order to avoid model overfitting we retained only three explanatory variables per model. We divided the variables into three categories (herbicide treatments at the landscape level, landscape connectivity and local variables) and selected one variable per category among the least correlated ones (Table 2).

CHAPITRE 3

Table 2. Descriptive statistics of the explanatory variables considered for each taxon. Variables in bold are those that have been retained, the others having been excluded because of collinearity (correlation coefficient > 0.3).

Scale	Name	Description and unit	Mean	SD	Min	Max
FLORA						
	Herbicide treatment	Average Treatment Frequency Indice for herbicides within a radius of 100m	0.44	0.62	0	2.09
		Average Treatment Frequency Indice for herbicides within a radius of 300m	0.41	0.50	0	1.82
Landscape		dPC calculated for flora with dispersal distances of 150m	3.37e-4	9.03e-4	1.19e-6	4.08e-3
		dPC calculated for flora with dispersal distances of 500m	4.89e-4	1.10e-3	1.10e-5	4.82e-3
	Connectivity	dPC calculated for Rhopalocera with dispersal distances of 100m (only when pollination dependence is used as the response variable)	2.70e-4	1.09e-3	1.29e-6	6.49e-3
		dPC calculated for Rhopalocera with dispersal distances of 300m (only when pollination dependence is used as the response variable)	3.17e-4	1.29e-3	2.09e-6	7.70e-3
Local	Soil type	Qualitative variable, divided into 2 categories: clay vs. sandy soil	None	None	None	None
RHOPALOCERA						
Landscape	Herbicide treatment	Average Treatment Frequency Indice for herbicides within a radius of 100m	0.44	0.62	0	2.09
		Average Treatment Frequency Indice for herbicides within a radius of 300m	0.41	0.50	0	1.82
	Connectivity	dPC calculated for Rhopalocera with dispersal distances of 100m	2.70e-4	1.09e-3	1.29e-6	6.49e-3
		dPC calculated for Rhopalocera with dispersal distances of 300m	3.17e-4	1.29e-3	2.09e-6	7.70e-3
Local	Flowering-plant availability	Average cover of flowering plants over the 4 visits (%)	12.89	8.80	0.75	31.25
ORTHOPTERA						
Landscape	Herbicide treatment	Average Treatment Frequency Indice for herbicides within a radius of 100m	0.44	0.62	0	2.09
		Average Treatment Frequency Indice for herbicides within a radius of 300m	0.41	0.50	0	1.82
	Connectivity	dPC calculated for Orthoptera with dispersal distances of 100m	3.45e-4	1.49e-3	2.63e-6	8.89e-3
		dPC calculated for Orthoptera with dispersal distances of 300m	4.16e-4	1.57e-3	2.22e-6	9.40e-3
Local	Moisture	Semi-quantitative variable based on site habitat vegetation, divided into 3 categories: 1 (xerophilous), 2 (meso-xerophilous), 3 (meso-hygrophylous)	None	None	None	None
	Vegetation height	Low herbaceous cover (<20 cm) (%)	12.06	16.63	0	70
		High herbaceous cover (>40 cm) (%)	58.71	26.88	0	95

We used the following structure:

Response variable \sim landscape explanatory variable 1 (herbicides) + landscape explanatory variable 2 (connectivity) + local explanatory variable 3.

For plants, we analysed the influence of the level of herbicide treatment within a radius of 300 m around sampled sites, site connectivity (dPC) modelled for plants with a dispersal distance of 500 m, and soil type, on the variation in species richness, total abundance (i.e. number of quadrats in which species were recorded), evenness, dispersal and specialisation (Table 1). We also studied the influence of the same variables on pollination dependence, but using site connectivity (dPC) modelled for *Rhopalocera* with a dispersal distance of 300 m. Indeed, *Rhopalocera* play an important role in pollination, and the results of connectivity modelling for this taxonomic group are likely to represent connectivity for other pollinators using the same environments. Evenness was calculated using Pielou's evenness index (1966).

For *Rhopalocera*, we analysed the influence of the level of herbicide treatment within a radius of 300 m around sampled sites, site connectivity (dPC) modelled for *Rhopalocera* with a dispersal distance of 300 m, and flowering-plant availability, on the variation in species richness, total abundance (total number of individuals observed), evenness, dispersal and specialisation.

For *Orthoptera*, we analysed the influence of the level of herbicide treatment within a radius of 100 m around sampled sites, site connectivity (dPC) modelled for *Orthoptera* with a dispersal distance of 300 m, and low herbaceous cover (<20 cm), on the same variables as for *Rhopalocera*.

Full raw data and all statistical analyses are detailed in the Supplementary Material. More

specifically, continuous explanatory variables were scaled to improve coefficient interpretation (Schielzeth, 2010). Absence of collinearity was graphically checked and all variables with a correlation coefficient > 0.3 were excluded (Zuur *et al.* 2009, 2010) (Table 2). For this reason, the variables selected for each taxon are not all based on the same distances. Variance homogeneity, absence of influential points and absence of spatial autocorrelation were graphically checked (Zuur *et al.* 2009, 2010; Supplementary Material). To study relations between taxa, we computed Pearson correlation coefficients (Sokal and Rohlf, 1995) on the different community species-diversity metrics. Mean values are followed by a standard-error value throughout the manuscript, unless otherwise stated.

RESULTS

During our floristic inventories, we observed a total of 147 plant species on the sites (10.3 % of regional species, 14 of which are rare or endangered), with an average of 21 species per site (min = 8, max = 35). The abundance averaged 112 and ranged from 34 to 203 per site (3930 in total, with 95% identified to the species level and 5% to the genus level). Over four visits, we inventoried a total of 32 species of *Rhopalocera* on the 35 abstraction sites (28.6% of regional species, 3 of which are rare or endangered), with an average of 6 species per site (min = 1, max = 12). We counted 997 individuals (94% identified to the species, 5% to the genus level, 1% non-identified), with an average of 29 observed per site (min = 1, max = 86). The total number of *Orthoptera* species recorded was 17 (25.0 % of regional species, 4 of which are rare or endangered), with 692 individuals counted (72% identified to the species, 12% to the genus level, 16% non-identified). The

average richness per site was 5 (min = 1, max = 7) and the average abundance was 20, (min = 6, max = 49).

Flora

Species richness, total abundance and evenness indices for vascular-plant communities, as well as the community-pollination metric, all decreased with increasing levels of herbicide treatments within a radius of 300 m around sampled sites (Table 3; Figure 3). The community-dispersal metric increased with levels of herbicides, while specialisation decreased (i.e. the

specialisation index increased) (Table 3; Figure 3). Compared to sites with sandy soils, those with clay soils harboured vascular-plant communities with fewer species on average (Clay: n = 12 sites, 15 ± 2 species; Sandy: n = 20, 24 ± 1) and less abundance in plants (Clay: n = 12, 83 ± 8 ; Sandy: n = 20, 132 ± 9), however there was no major difference in the evenness indices (Table 3; Clay: n = 12, 0.634 ± 0.007 ; Sandy: n = 20, 0.647 ± 0.003). Vascular-plant abundance increased with increasing levels of the floral connectivity index modelled for species with a dispersal distance of 500 m while the community-dispersal metric decreased with the increasing floral connectivity index (Table 3; Figure 3).

Table 3. Results of linear models exploring the influence of the connectivity index, herbicide treatments and soil types for vascular plants, floral availability for *Rhopalocera* and cover of low herbaceous species, on community diversity measures from 35 water-abstraction sites sampled between 2018 and 2019.

Taxonomic group Sources of variation	Vascular plants		<i>Rhopalocera</i>		<i>Orthoptera</i>	
	$\beta \pm SE$	<i>P</i>	$\beta \pm SE$	<i>P</i>	$\beta \pm SE$	<i>P</i>
SPECIES RICHNESS						
Intercept	16.57 ± 1.58	< 0.001	6.36 ± 0.44	< 0.001	4.54 ± 0.30	< 0.001
Connectivity	1.77 ± 0.98 ¹	0.081	−0.08 ± 0.44 ²	0.857	−0.38 ± 0.31 ²	0.236
Herbicide treatment	−2.08 ± 0.99²	0.045	−0.58 ± 0.47 ²	0.223	0.92 ± 0.32³	0.009
Soil type ^{Sandy versus Clay}	6.30 ± 2.04	0.004	-	-	-	-
Floral availability	-	-	0.50 ± 0.48	0.304	-	-
Low herbaceous cover	-	-	-	-	−0.18 ± 0.31	0.569
ABUNDANCE						
Intercept	92.35 ± 8.42	< 0.001	27.20 ± 3.19	< 0.001	20.21 ± 1.99	< 0.001
Connectivity	15.13 ± 5.24¹	0.007	9.27 ± 3.14²	0.006	−3.10 ± 2.13 ²	0.160
Herbicide treatment	−15.04 ± 5.31²	0.008	−8.84 ± 3.37²	0.014	−0.53 ± 2.22 ³	0.814
Soil type ^{Sandy versus Clay}	33.72 ± 10.88	0.004	-	-	-	-
Floral availability	-	-	2.67 ± 3.45	0.445	-	-
Low herbaceous cover	-	-	-	-	0.63 ± 2.16	0.772
EVENNESS						
Intercept	−0.64 ± 0.01	< 0.001	0.61 ± 0.01	< 0.001	0.55 ± 0.02	< 0.001
Connectivity	< 0.01 ¹	0.451	0.01 ± 0.01 ²	0.521	0.05 ± 0.02²	0.020
Herbicide treatment	−0.01 ± 0.00²	0.004	0.01 ± 0.01 ²	0.289	0.03 ± 0.02 ³	0.267
Soil type ^{Sandy versus Clay}	0.01 ± 0.05	0.257	-	-	-	-
Floral availability	-	-	−0.01 ± 0.01	0.302	-	-
Low herbaceous cover	-	-	-	-	−0.01 ± 0.02	0.550
DISPERSAL						
Intercept	1.01 ± 0.05	< 0.001	2.74 ± 0.05	< 0.001	<i>n.c.</i>	-
Connectivity	−0.09 ± 0.03¹	0.017	−0.02 ± 0.05 ²	0.731	<i>n.c.</i>	-
Herbicide treatment	0.08 ± 0.03²	0.022	−0.07 ± 0.05 ²	0.144	<i>n.c.</i>	-
Soil type ^{Sandy versus Clay}	−0.09 ± 0.07	0.208	-	-	-	-
Floral availability	-	-	0.05 ± 0.05	0.316	-	-
Low herbaceous cover	-	-	-	-	<i>n.c.</i>	-
SPECIALISATION						
Intercept	18.13 ± 0.20	< 0.001	1.13 ± 0.21	< 0.001	0.18 ± 0.04	< 0.001
Connectivity	0.12 ± 0.12 ¹	0.340	0.04 ± 0.03 ²	0.168	0.08 ± 0.04²	0.040
Herbicide treatment	0.26 ± 0.12²	0.043	−0.03 ± 0.03 ²	0.244	−0.01 ± 0.04 ³	0.855
Soil type ^{Sandy versus Clay}	0.05 ± 0.25	0.856	-	-	-	-
Floral availability	-	-	0.02 ± 0.03	0.468	-	-
Low herbaceous cover	-	-	-	-	0.16 ± 0.04	0.001
POLLINATION DEPENDENCE						
Intercept	45.48 ± 2.17	< 0.001	-	-	-	-
<i>Rhopalocera</i> connectivity	0.30 ± 1.30 ²	0.820	-	-	-	-
Herbicide treatment	−4.46 ± 1.37²	0.003	-	-	-	-
Soil type ^{Sandy versus Clay}	2.05 ± 2.78	0.466	-	-	-	-

Note: Calculated for distances of ¹500 m, ²300 m, and ³100 m (see the Material and Methods section); *n.c.*: not calculated ; significant results at the 0.05 level are in bold type.

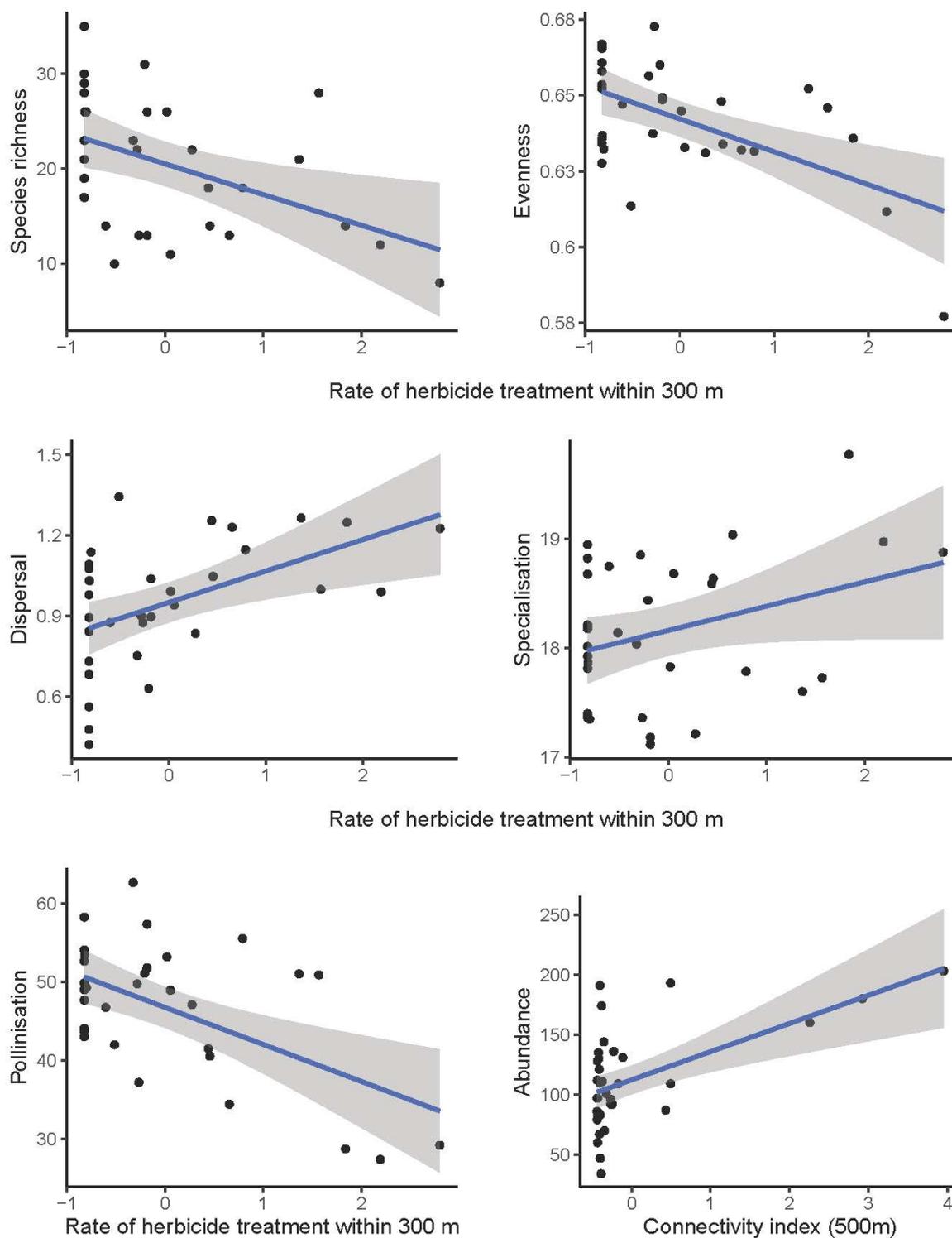


Figure 3. Relationships between herbicide treatment levels within a 300 m radius around sites on vascular-plant species richness, evenness and functional metrics, abundance and the floral connectivity index, from 32 sampled sites. All explanatory variables are scaled.

Rhopalocera

Total abundance of *Rhopalocera* seemed to be influenced by the connectivity metric calculated for species with a dispersal distance of 300 m, but also by the level of herbicide treatment within a radius 300 m around sites (Table 3). *Rhopalocera* abundance increased with increasing levels of connectivity (Figure 4a) and decreased with increasing levels of pesticide treatments (Figure 4b). Species richness, evenness and the community-dispersal and specialisation metrics did not vary with the connectivity index, pesticide treatment levels or floral availability (Table 3).

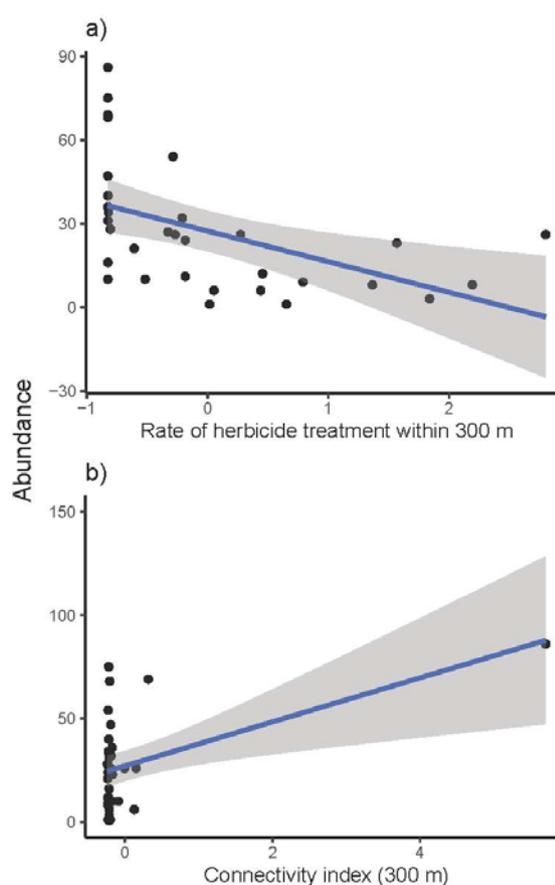


Figure 4. Relationships between *Rhopalocera* species abundance and a) the level of herbicide treatments within a 300 m radius and b) the connectivity index for *Rhopalocera* species with a dispersal distance of 300 m, from 32 sampled sites. All explanatory variables are scaled.

Orthoptera

Orthoptera species richness increased with increasing levels of herbicide treatments within a radius of 100 m around sampled sites (Table 3; Figure 5) and the evenness index increased with increasing levels of the *Orthoptera* connectivity index modelled for species with a dispersal distance of 300 m (Table 3; Figure 5). Community-specialisation metrics increased when low herbaceous cover and connectivity increase (Table 3; Figure 5). Total abundance did not vary with the connectivity index, pesticide-treatment levels or low herbaceous cover (Table 3).

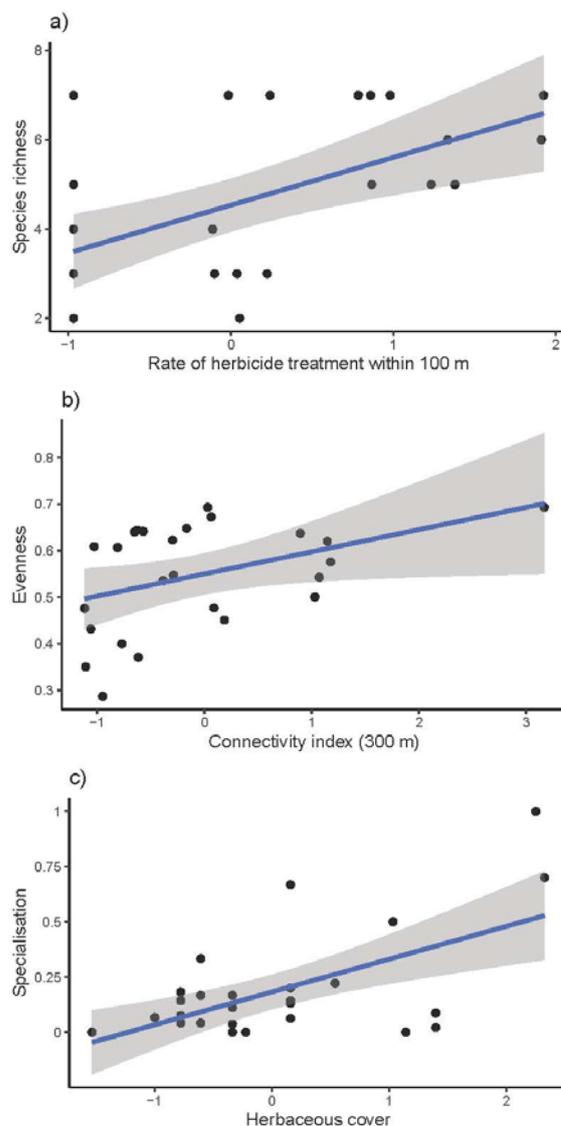


Figure 5. Relationships between a) species richness and the level of herbicide treatments

within a radius of 100 m, b) evenness and c) community specialisation and low herbaceous cover, for *Orthoptera* species communities from 29 sampled sites. All explanatory variables are scaled.

Correlations between taxa

The abundance of *Rhopalocera* correlated positively with the species richness and abundance of plants. Conversely, we observed a negative correlation between species richness in *Orthoptera* and all measures of plant diversity. The abundance of *Orthoptera* and the species richness of *Rhopalocera* correlated positively, as well as the species richness of *Orthoptera* and the evenness of *Rhopalocera*, while the species richness of *Orthoptera* and the abundance of *Rhopalocera* correlated negatively (Table 4).

CHAPITRE 3

Table 4. Pearson correlation coefficients calculated between communities species-diversity measures (Sr: species richness; Ab: abundance; Ev: Evenness index; CWMs: Specialisation, CWMd: Dispersal, CWMdp: Pollination dependence).

		Vascular plants						Rhopalocera					Orthoptera				
		Sr	Ab	E	CWMs	CWMd	CWMdp	Sr	Ab	E	CWMs	CWMd	Sr	Ab	E	CWMs	CWMd
Vascular plants (n = 35, $r_{\text{Pearson}} \geq 0.42$)	Sr	-															
	Ab	0.90	-														
	E	0.50	0.66	-													
	CWMs	-0.29	-0.17	-0.29	-												
	CWMd	-0.55	0.75	0.48	0.06	-											
	CWMdp	0.55	0.47	0.45	-0.52	-0.37	-										
Rhopalocera (n = 32, $r_{\text{Pearson}} \geq 0.45$)	Sr	0.22	0.10	0.06	-0.43	-0.13	0.16	-									
	Ab	0.43	0.37	0.28	-0.26	-0.37	0.33	0.40	-								
	E	-0.33	-0.31	<0.01	-0.06	0.28	-0.16	-0.25	-0.47	-							
	CWMs	0.25	0.18	<0.01	-0.41	-0.12	0.19	0.49	0.41	<0.01	-						
	CWMd	<0.01	0.06	0.20	-0.13	-0.12	0.39	0.46	0.28	-0.30	0.07	-					
Orthoptera (n = 28, $r_{\text{Pearson}} \geq 0.46$)	Sr	-0.59	-0.70	-0.54	0.20	0.67	-0.45	-0.07	-0.65	0.43	-0.07	-0.26	-				
	Ab	-0.12	-0.23	-0.26	-0.32	0.15	0.22	0.40	-0.16	0.21	0.27	0.19	0.48	-			
	E	<0.01	<0.01	<0.01	0.19	0.13	-0.46	-0.29	<0.01	0.09	0.07	-0.33	0.04	-0.55	-		
	CWMs	0.52	0.59	0.31	0.23	-0.56	0.08	-0.14	0.20	0.10	0.13	-0.11	-0.38	-0.32	0.21	-	
	CWMd	-0.27	-0.15	-0.09	-0.18	0.12	-0.08	-0.23	-0.44	0.49	<0.05	-0.12	0.18	0.18	0.07	-0.32	-

Note: Significant coefficients at the 0.01 level are in bold type.

DISCUSSION

We found that the level of herbicide treatments on crops in the surrounding landscape affected species diversity of flora and *Rhopalocera* on the water-abstraction sites we studied. Increasing landscape connectivity seemed to favour more diverse communities of *Rhopalocera* and *Orthoptera* species.

Effects of herbicide treatments

Herbicide use on agricultural land around abstraction sites (not treated) seemed to influence all the taxa we studied. As expected (Geiger *et al.*, 2010), vascular plants seemed to be the most impacted in terms of all the diversity measures. This result shows how herbicides probably affect all types of plants within a radius of at least 300 m. It could be a direct effect of herbicides through the spill of chemicals from landscape, or an indirect one if herbicides suppress species that cannot reach the plots via dispersal. In our study as in others, herbicide use also correlated with a lower abundance of *Rhopalocera*. The impact of herbicides on insects is usually attributed to limited amounts of available resources (e.g. Muratet and Fontaine, 2015), which could be the case for this study. The effect of crop types could also play a role as cereal crops were more likely to be treated. Cereal crops are generally not dependent on pollinating insects compared to fruit, vegetable or legume crops (Schneider and Huyghe, 2015). More surprisingly, the richness of *Orthoptera* on the sites tended to be higher when herbicides were used around them. Nevertheless, sites near a landscape where herbicides were used were generally wetter with more cover of tall herbaceous vegetation. These conditions are favourable for many *Orthoptera* species, which are able to

find refuge from predators in tall grass (Sutcliffe *et al.*, 2015; Batáry *et al.*, 2007; Gavlas *et al.*, 2007). This confounding effect between herbicide use and vegetation structure and humidity made it difficult to detect a possible herbicide effect on these insects which could be balanced by other favourable conditions. Furthermore, some studies have already shown that *Orthoptera* can be highly resistant to pesticides (Brahimi *et al.*, 2020).

Connectivity effects

All taxa studied seemed to be influenced by site connectivity as well. Thus, flora was more abundant on the best connected sites, but we did not observe any significant relationship between plant richness and current site connectivity. Similar to Lindborg and Eriksson (2004), the current plant diversity we observed is probably better explained by the past landscape than by the current one, or else we poorly evaluated the resistance costs of land uses when modelling.

The abundance of *Rhopalocera* was most strongly linked to site connectivity. Several previous studies in highly fragmented contexts have shown a positive effect of grassland connectivity on butterflies (Brückmann *et al.* 2010; Pöyry *et al.* 2009). Studies showing little or no effects on butterfly abundance were conducted in areas with a large amount of favourable habitat (Villemey *et al.*, 2015). Our results therefore highlight the potential effect of landscape fragmentation in the study area and suggest that *Rhopalocera* species could be limited by the low connectivity of open habitats.

Other studies conducted on the influence of connectivity on *Orthoptera* have shown an absence of effects (Löffler and Fartmann,

2017) or a positive effect (Badenhausser and Cordeau, 2012). We observed higher evenness on the most connected sites. We suppose that highly mobile species maintain many local metapopulations with high turnover rates, reducing the likelihood that a few species will become numerically dominant.

Local effects

The richness and abundance of flora on the sites seemed to depend mainly on the soil type. Sandy soils, which are poorer, may favour greater diversity of species than clay soils, which are richer and where competition could reduce species richness due to interspecific competitive exclusion (Rajaniemi, 2002). Conversely, the insect communities studied were globally more linked to the landscape than to local site conditions. This result is contrary to several studies showing an equivalent (Sutcliffe *et al.*, 2015) or even greater (Pöyry *et al.*, 2009) effect of local conditions than that of landscape variables. Nectar availability being a limiting factor for butterflies on the landscape scale (Franzén and Nilsson, 2008), we expected that floral availability would have a greater influence on *Rhopalocera* communities. However, we still observed that butterflies were more abundant when the plants were more diversified.

This was not the case for *Orthoptera*, whose richness decreased with increased plant diversity. Indeed, *Orthoptera* species are known to react more to different vegetation strata than to the diversity of plant species (e.g. Fartmann *et al.*, 2012). However, the low vegetation cover did not seem to influence abundance, diversity and evenness of those insects. It should be remembered that site moisture and the high herbaceous stratum could not be considered in the analysis

because these variables were too dependent on pesticide use, but probably influenced the results in our case. The contradictory correlations between the diversity measures we obtained for *Orthoptera* and *Rhopalocera* could be explained by the differences in the plant species on which they depend.

Functional traits

We expected that specialist and less mobile species would suffer more from habitat isolation (Keller *et al.*, 2013; Miller *et al.*, 2015; Vиллемey *et al.*, 2015). Our results showed that site connectivity could favour low-dispersal plants, while herbicide use had a greater negative impact on specialist and less mobile plants. However, the dispersal capacities of the target species of the herbicides used in the study area were not significantly lower. It was mainly competitive and highly dispersive tall grasses that grew on sites around which herbicides were used. We can assume that they could have colonised sites to the detriment of more pesticide-sensitive species, which are probably less mobile and less generalist. Furthermore, the vast majority of *Rhopalocera* and *Orthoptera* recorded were species with a high degree of dispersal and low specialisation, probably selected in such a highly artificial and fragmented landscape (Rochat *et al.*, 2017). Our results showed an increase in *Orthoptera* community specialisation when the cover of low herbaceous vegetation increased. Indeed, the species considered in the study as specialists were dependent on xeric environments and could have been favoured by lower vegetation. *Orthoptera* community specialisation also tended to be higher on more connected sites, suggesting a greater sensitivity of specialist species to the isolation of their habitat.

Scale dependant processes

Vascular-plant and hexapod communities on industrial water-abstraction sites were influenced by both local and landscape factors, with overall a greater effect of local factors on flora richness and abundance and a greater effect of landscape factors on these same measures for insects. The intensity of site management, which induces disturbance and changes in habitat, is often a local factor that has a strong influence on species communities in herbaceous environments (e.g. Stoner & Joern, 2004). In our case, management was the same on our sites, which may partly explain our results. Conversely, landscape factors mainly influenced the functional diversity of flora, and local factors mainly influenced that of *Orthoptera*. This study shows the importance of taking into account different dimensions of biodiversity and different spatial scales to better understand ecological processes.

CONCLUSION

Similar to other types of industrial sites, water-abstraction sites, when managed ecologically, can constitute semi-natural habitats in landscapes that are increasingly fragmented by agricultural intensification and urbanisation. They could play a key role for biodiversity by providing habitats and refuges for species, and by improving landscape connectivity. A landscape-wide approach involving local stakeholders would be more effective in conserving and restoring biodiversity, given the influence of the landscape on the species found on the sites. Partnerships and discussions with farmers should be favoured and pursued because the impact of their practices was preponderant in our results.

Acknowledgements

This study was supported by SUEZ and we particularly thank Benjamin Javaux and Laetitia Chégard for allowing us to conduct this study. We are also very grateful to the members of UMS PatriNat (OFB, CNRS, MNHN) for their help and naturalist expertise, in particular Océane Roquinarç'h, Olivier Delzons, Cindy Fournier, Philippe Gourdain, Julien Laignel, Aurélie Lacoëuilhe, Brian Padilla, Paul Rouveyrol, Camille Gazay, Sarah Figuet, Arzvaël Jeusset and Théo Duquesne. Thanks to the experts who shared their knowledge of the species studied: Pascal Dupont, Vincent Vignon, Benoit Fontaine, Stéphane Jaulin, Philippe Clergeau. Finally, we would like to thank our two reviewers, including Shinichi Tatsumi, as well as the Associate Editor for their helpful comments.

The authors have declared no conflict of interest.

Data Accessibility

The data used in this article are available in the "supplementary material" document. They are also archived in Zenodo: <https://doi.org/10.5281/zenodo.5572697>.

REFERENCES

- Arroita, M., Flores, L., Larrañaga, A., Martínez, A., Martínez-Santos, M., Pereda, O., Ruiz-Romera, E., Solagaistua, L., Elozegi, A. (2017) Water abstraction impacts stream ecosystem functioning via wetted-channel contraction. *Freshwater Biology* **62**, 243-257. <https://doi.org/10.1111/fwb.12864>
- Badenhausser, I., & Cordeau, S. (2012) Sown grass strip—A stable habitat for grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **159**, 105–111. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.017>
- Barbault, R. (2001) Loss of Biodiversity, Overview. *Encyclopedia of Biodiversity*. 761–775. <https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00179-6>
- Batáry, P., Orci, K. M., Báldi, A., Kleijn, D., Kisbenedek, T., & Erdős, S. (2007) Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology*, **8**(3), 280–290. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.03.012>
- Bazelet, C.S., Samways, M.J. (2011) Identifying grasshopper bioindicators for habitat quality assessment of ecological networks. *Ecological Indicators* **11**, 1259–1269. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.005>
- Beier, P., & Noss, R. (1998) Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology*, **12**, 1241–1252. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x>
- Bellman, H., & Luquet, G. (2009) *Guide des Sauterelles, Grillons et Criquets d'Europe occidentale*. Delachaux & Niestlé. Lausanne-Paris.
- Bennett, A. (2003) Linkages in the Landscape. The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2004.FR.1.en>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003) Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, **18**(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Brahimi, D., Mesli, L., Rahmouni, A., Zeggai, F. Z., Khaldoun, B., Chebout, R., & Belbachir, M. (2020) Why orthoptera fauna resist of pesticide? First experimental data of resistance phenomena. *Data in Brief*, **30**, 105659. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105659>
- Brooks, A.J., Chessman, B.C., Haeusler, T. (2015) Macroinvertebrate traits distinguish unregulated rivers subject to water abstraction. *Journal of the North American Benthological Society*, **30**(2), 419-435. <https://doi.org/10.1899/10-074.1>
- Brückmann, S. V., Krauss, J., & Steffan-Dewenter, I. (2010) Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology*, **47**(4), 799–809. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01828.x>
- Bunn, A. G., Urban, D. L., & Keitt, T. H. (2000) Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, **59**(4), 265–278. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0373>
- Calabrese, J. M., & Fagan, W. F. (2004) A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*,

- 2(10), 529–536.
[https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0529:ACGTCM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0529:ACGTCM]2.0.CO;2)
- Cherrill, A. (2010) Species Richness of Orthoptera Along Gradients of Agricultural Intensification and Urbanisation. *Journal of Orthoptera Research*, **19**(2), 293–301.
<https://doi.org/10.1665/034.019.0217>
- Concepción, E. D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E. J. P., Tscharrntke, T., & Verhulst, J. (2012) Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology*, **49**(3), 695–705.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02131.x>
- Debinski, D. M., Ray, C., & Saveraid, E. H. (2001) Species diversity and the scale of the landscape mosaic: Do scales of movement and patch size affect diversity? *Biological Conservation*, **98**(2), 179–190.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00153-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00153-1)
- Defaut, B., & Morichon, D. (2015) *Criquets de France (Orthoptera, Caelifera)*. Vol. 1. Fédération française des sociétés de sciences naturelles. Faune de France, Paris, France.
- Devictor, V., Godet, L., Julliard, R., Couvet, D., & Jiguet, F. (2007) Can common species benefit from protected areas? *Biological Conservation*, **139**(1), 29–36.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.021>
- Dupont, P. (2015) Base de données de connaissance sur les Lépidoptères Rhopalocères. Version 1. SPN-MNHN, Paris, France.
- Ekroos, J., Heliölä, J., & Kuussaari, M. (2010) Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 459–467.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01767.x>
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **81**(1), 117–142.
<https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>
- Fahrig, L. (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **34**(1), 487–515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fartmann, T., Krämer, B., Stelzner, F., & Poniowski, D. (2012) Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecological Indicators*, **20**, 337–344.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.002>
- Fitter, A. H., & Peat, H. J. (1994) The Ecological Flora Database. *Journal of Ecology*, **82**(2), 415–425.
<https://doi.org/10.2307/2261309>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005) Global Consequences of Land Use. *Science*, **309**(5734), 570–574.
<https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Foltête, J.-C., Clauzel, C., Girardet, X., Tournant, P., & Vuidel, G. (2012) Modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. *Revue Internationale de*

- Géomatique*, **22**, 641–658.
<https://doi.org/10.3166/RIG.22.641-658>
- Franzén, M., & Nilsson, S. G. (2008) How Can We Preserve and Restore Species Richness of Pollinating Insects on Agricultural Land? *Ecography*, **31**(6), 698–708.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., & Toussaint, J.-P. (2004) Plant Functional Markers Capture Ecosystem Properties During Secondary Succession. *Ecology*, **85**(9), 2630–2637. <https://doi.org/10.1890/03-0799>
- Gavlas, V., Bednár, J., & Krištín, A. (2007) A comparative study on orthopteroid assemblages along a moisture gradient in the Western Carpathians. *Biologia*, **62**(1), 95–102. <https://doi.org/10.2478/s11756-007-0016-5>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W., Emmerson, M., Morales, M., Ceryngier, P., Lira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J., & Inchausti, P. (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Goswami, M., Bhattacharyya, P., Mukherjee, I., Tribedi, P. (2016) Functional Diversity: An Important Measure of Ecosystem Functioning. *Advances in Microbiology* **07**. <https://doi.org/10.4236/aim.2017.71007>
- Grashof-Bokdam, C. J., & van Langevelde, F. (2005) Green Veining: Landscape Determinants of Biodiversity in European Agricultural Landscapes. *Landscape Ecology*, **20**(4), 417–439. <https://doi.org/10.1007/s10980-004-5646-1>
- Hernández, A., Miranda, M., Arellano, E. C., Saura, S., & Ovalle, C. (2015) Landscape dynamics and their effect on the functional connectivity of a Mediterranean landscape in Chile. *Ecological Indicators*, **48**, 198–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.010>
- Hutton, S. A., & Giller, P. S. (2003) The effects of the intensification of agriculture on northern temperate dung beetle communities. *Journal of Applied Ecology*, **40**(6), 994–1007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00863.x>
- Jaulin, S. (2009) Etude des Orthoptères des sites expérimentaux du LIFE Basses Corbières. Synthèse des 4 années de prospections. OPIE, Perpignan, France.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., & Luka, H. (2003) Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **98**(1), 311–320. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00091-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00091-4)
- Jones, N. F., Pejchar, L., & Kiesecker, J. M. (2015) The Energy Footprint: How Oil, Natural Gas, and Wind Energy Affect Land for Biodiversity and the Flow of Ecosystem Services. *BioScience*, **65**(3), 290–301. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu224>
- Julve, P. (1998) *Baseflor. Index Botanique, Écologique et Chorologique de La Flore de France*. <http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm>.
- Keitt, T., Urban, D., & Milne, B. (1997) Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology*, **1**(1).
- Keller, D., van Strien, M. J., Herrmann, M., Bolliger, J., Edwards, P. J., Ghazoul, J., & Holderegger, R. (2013) Is functional connectivity in common grasshopper species

- affected by fragmentation in an agricultural landscape? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **175**, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.006>
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., van Groenendael, J., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., & Peco, B. (2008) The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*, **96**, 1266–1274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x>
- Klotz, S., & Durka, W. (2002) *BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland*. **38**, 1–334.
- Krannich, R. S., & Albrecht, S. L. (1995) Opportunity/Threat Responses to Nuclear Waste Disposal Facilities1. *Rural Sociology*, **60**(3), 435–453. <https://doi.org/10.1111/j.1549-0831.1995.tb00582.x>
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B., & Siriwardena, G. M. (1999) The second Silent Spring? *Nature*, **400**(6745), 611–612. <https://doi.org/10.1038/23127>
- Kühn, I., Durka, W., & Klotz, S. (2004) BiolFlor: A New Plant-Trait Database as a Tool for Plant Invasion Ecology. *Diversity and Distributions*, **10**(5/6), 363–365.
- Lacoeuilhe, A., Roquinarc’h, O., Thierry, C., & Latour, M. (2020) Protocole de suivi des Orthoptères pour l’étude des milieux prairiaux. Application à deux cas d’étude. UMS PatriNat – OFB/CNRS/MNHN, Paris, France.
- Lindborg, R., & Eriksson, O. (2004) Historical Landscape Connectivity Affects Present Plant Species Diversity. *Ecology*, **85**(7), 1840–1845. <https://doi.org/10.1890/04-0367>
- Löffler, F., & Fartmann, T. (2017) Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **248**, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.029>
- Manil, L., & Henry, P. (2007) Protocole national du Suivi Temporel des Rhopalocères de France (STERF). France.
- Marini, L., Scotton, M., Klimek, S., Pecile, A. (2008) Patterns of plant species richness in Alpine hay meadows: Local vs. landscape controls. *Basic and Applied Ecology* **9**, 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.06.011>
- Marini, L., Fontana, P., Battisti, A., & Gaston, K. (2009) Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland-forest mosaic: A multi-scale approach. *Insect Conservation and Diversity*, **2**, 213–220. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00053.x>
- Marini, L., Bommarco, R., Fontana, P., Battisti, A. (2010) Disentangling effects of habitat diversity and area on orthopteran species with contrasting mobility. *Biological Conservation* **143**, 2164–2171. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.029>
- Martin, G. (2018) Modification des communautés végétales en contexte de changement global—Apports des jeux de données nationaux pour caractériser les effets du changement climatique et des interactions plantes-pollinisateurs. Muséum national d’Histoire naturelle. Paris, France.
- Mazerolle, M. J., & Villard, M.-A. (1999) Patch characteristics and landscape context as

- predictors of species presence and abundance: A review. *Écoscience*, **6**(1), 117–124.
<https://doi.org/10.1080/11956860.1999.11952204>
- Meeus, J. H. A. (1993) The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. *Science of The Total Environment*, **129**(1), 171–190.
[https://doi.org/10.1016/0048-9697\(93\)90169-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(93)90169-7)
- Miller, J. E. D., Damschen, E. I., Harrison, S. P., & Grace, J. B. (2015) Landscape structure affects specialists but not generalists in naturally fragmented grasslands. *Ecology*, **96**(12), 3323–3331.
<https://doi.org/10.1890/15-0245.1>
- Mobaied, S., Machon, N., & Porcher, E. (2015) Ecological specialization and rarity indices estimated for a large number of plant species in France. *Data in Brief*, **3**.
<https://doi.org/10.1016/j.dib.2015.02.015>
- Muratet, A., & Fontaine, B. (2015) Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation*, **182**, 148–154.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.045>
- Olivier, T., Schmucki, R., Fontaine, B., Villemey, A., & Archaux, F. (2016) Butterfly assemblages in residential gardens are driven by species' habitat preference and mobility. *Landscape Ecology*, **31**(4), 865–876.
<https://doi.org/10.1007/s10980-015-0299-9>
- Pardo, I., García, L. (2016) Water abstraction in small lowland streams: Unforeseen hypoxia and anoxia effects. *Science of The Total Environment* **568**, 226–235.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.218>
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, **21**(7), 959–967.
<https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>
- Pe'er G., Settele J. (2008) Butterflies in and for conservation: Trends and Prospects. *Israel Journal of Ecology & Evolution*. Vol. **54**. 7–17.
- Pielou, E.C. (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* **13**, 131–144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., & Brooks, T. M. (1995) The Future of Biodiversity. *Science*, **269**(5222), 347–350.
<https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347>
- Powney, G. D., Roy, D. B., Chapman, D., Brereton, T., & Oliver, T. H. (2011) Measuring functional connectivity using long-term monitoring data. *Methods in Ecology and Evolution*, **2**(5), 527–533.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00098.x>
- Pöyry, J., Paukkunen, J., Heliölä, J., & Kuussaari, M. (2009) Relative contributions of local and regional factors to species richness and total density of butterflies and moths in semi-natural grasslands. *Oecologia*, **160**, 577–587.
<https://doi.org/10.1007/s00442-009-1328-7>
- Rae, C., Rothley, K., & Dragicevic, S. (2007) Implications of error and uncertainty for an environmental planning scenario: A sensitivity analysis of GIS-based variables in a reserve design exercise. *Landscape and Urban Planning*, **79**(3), 210–217.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.01.001>
- Rajaniemi, T. K. (2002) Why does fertilization reduce plant species diversity?

- Testing three competition-based hypotheses. *Journal of Ecology*, **90**, 316–324.
- Rambaud, M. (2018) Utilisation des données floristiques pour élaborer des continuités écologiques et alimenter la Trame Verte et Bleue. Conservatoire botanique national du Bassin parisien. Paris, France.
- Reeder, K., Debinski, D., & Danielson, B. (2005) Factors affecting butterfly use of filter strips in Midwestern USA. *Agriculture Ecosystems & Environment - AGR ECOSYST ENVIRON*, **109**. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.016>
- Reinhardt, K., Köhler, G., Maas, S., Detzel, P., & Spence, J. R. (2005) Low Dispersal Ability and Habitat Specificity Promote Extinctions in Rare but Not in Widespread Species: The Orthoptera of Germany. *Ecography*, **28**(5), 593–602.
- Ricotta, C., Stanisci, A., Avena, G. C., & Blasi, C. (2000) Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: A graph-theoretical approach. *Community Ecology*, **1**(1), 89–94. <https://doi.org/10.1556/ComEc.1.2000.1.1>
- Rochat, E., Manel, S., Deschamps-Cottin, M., Widmer, I., & Joost, S. (2017) Persistence of butterfly populations in fragmented habitats along urban density gradients: Motility helps. *Heredity*, **119**(5), 328–338. <https://doi.org/10.1038/hdy.2017.40>
- Rodríguez, C., & Bustamante, J. (2008) Patterns of Orthoptera abundance and lesser kestrel conservation in arable landscapes. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 1753–1764. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9381-9>
- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007) A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, **83**(2), 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- Schielzeth, H. (2010) Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**(2), 103–113. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00012.x>
- Schneider, A., & Huyghe, C. (2015) Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables. éditions Quae, Versailles, France. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-2335-0>
- Serret, H., Raymond, R., Foltête, J.-C., Clergeau, P., Simon, L., & Machon, N. (2014) Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France. *Landscape and Urban Planning*, **131**, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.07.003>
- Snep, R., Van Ierland, E., & Opdam, P. (2009) Enhancing biodiversity at business sites: What are the options, and which of these do stakeholders prefer? *Landscape and Urban Planning*, **91**(1), 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.007>
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (1995) *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. Freeman, New York, USA.
- Stevens, V.M., Turlure, C., Baguette, M. (2010) A meta-analysis of dispersal in butterflies. *Biological Reviews* **85**, 625–642. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00119.x>

- Stevens, V. M., Trochet, A., Blanchet, S., Moulherat, S., Clobert, J., & Baguette, M. (2013) Dispersal syndromes and the use of life-histories to predict dispersal. *Evolutionary Applications*, **6**(4), 630–642. <https://doi.org/10.1111/eva.12049>
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., Snoo, G. R. de, & Eden, P. (2001) Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, **63**(4), 337–365. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>
- Stoner, K.J.L., Joern, A. (2004) Landscape Vs. Local Habitat Scale Influences to Insect Communities from Tallgrass Prairie Remnants. *Ecological Applications* **14**, 1306–1320. <https://doi.org/10.1890/03-5112>
- Sutcliffe, L. M. E., Batáry, P., Becker, T., Orci, K. M., & Leuschner, C. (2015) Both local and landscape factors determine plant and Orthoptera diversity in the semi-natural grasslands of Transylvania, Romania. *Biodiversity and Conservation*, **24**(2), 229–245. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0804-5>
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993) Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, **68**(3), 571–573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Terwayet Bayouli, I., Terwayet Bayouli, H., Dell’Oca, A., Meers, E., Sun, J. (2021) Ecological indicators and bioindicator plant species for biomonitoring industrial pollution: Eco-based environmental assessment. *Ecological Indicators* **125**, 107508. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107508>
- Thierry, C., Lesieur-Maquin, N., Fournier, C., Delzons, O., Gourdain, P., & Herard, K. (2020) Comment cartographier l’occupation du sol en vue de modéliser les réseaux écologiques? *Méthodologie générale et cas d’étude en Île-de-France. article hors-série*, **8**. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.HS.05>
- Thomson, F. J., Moles, A. T., Auld, T. D., & Kingsford, R. T. (2011) Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology*, **99**(6), 1299–1307.
- Thuillier, L. (2020) Prise en compte de la biodiversité par une entreprise industrielle: Le cas de Storengy. Museum national d’Histoire naturelle, Paris, France.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, **418**(6898), 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Turner, M. G. (1989) Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **20**(1), 171–197. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>
- Urban, D., & Keitt, T. (2001) Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology*, **82**(5), 1205–1218. <https://doi.org/10.2307/2679983>
- Vergara, P. M. (2011) Matrix-dependent corridor effectiveness and the abundance of forest birds in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, **26**(8), 1085. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9641-z>
- Villemey, A., Van Halder, I., Ouin, A., Barbaro, L., Chenot, J., Tessier, P., Calatayud, F., Martin, H., Roche, P., & Archaux, F. (2015) Mosaic of grasslands and woodlands is more effective than habitat connectivity to conserve butterflies in French farmland. *Biological Conservation*, **191**, 206–215. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.030>

- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, **277**(5325), 494–499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Voisin, J.-F. (1986) Une méthode simple pour caractériser l'abondance des Orthoptères en milieu ouvert. *Une Méthode Simple Pour Caractériser l'abondance Des Orthoptères En Milieu Ouvert*, **42**(2), 113–119.
- Waldhardt, R. (2003) Biodiversity and landscape—Summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **98**(1), 305–309. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00090-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00090-2)
- Whittaker, R.H. (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* **30**, 279–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>
- Zeiss, C., & Atwater, J. (1987) Waste Facilities in Residential Communities: Impacts and Acceptance. *Journal of Urban Planning and Development*, **113**(1), 19–34. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9488\(1987\)113:1\(19\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9488(1987)113:1(19))
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**(1), 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer-Verlag, New York, USA. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

Both landscape and local factors influence plant and hexapod communities of industrial water-abstraction sites

Thierry C, Pisanu B, Machon N

August, 13th, 2021

Contents

1. Study sites and land-use categories for connectivity metrics	5
1.1. Study sites	5
1.2. Land-use categories	6
1.3. Map used to infer connectivity index for <i>Rhopalocera</i>	7
2. Data management and analyses for vascular flora	8
2.1 Renaming columns, calculating Evenness, scaling explanatory variables	8
2.2 Colinearity	11
2.3. Data analysis	12
2.3.1. Linear models for total vascular plant species	12
2.3.1.1 Species richness	12
a. Variance checking	12
b. Model coefficients	12
2.3.1.2 Total abundance	14
a. Variance checking	14
b. Model coefficients	14
2.3.1.3 Evenness	16
a. Variance checking	16
b. Model coefficients	16
2.3.1.4 Community dispersion	18
a. Variance checking	18
b. Model coefficients	18
2.3.1.5 Community specialisation	19
a. Variance checking	19
b. Model coefficients	19

2.3.1.6 Community pollinisation	20
a. Variance checking	20
b. Model coefficients	20
2.3.2. Figure for plant analyses (Fig. 3 of the ms)	21
3. Data management and analyses on Rhopaloceran species	22
3.1. Renaming columns, calculating Evenness, scaling explanatory variables	22
3.2. Colinearity	24
3.3. Data analysis	25
3.3.1. Species richness	25
a. Variance checking	25
b. Model coefficients	25
3.3.2. Abundance	26
a. Variance checking	26
b. Model coefficients	27
3.3.3. Evenness	28
a. Variance checking	28
b. Model coefficients	28
3.3.4. Community dispersion metric	29
a. Variance checking	29
b. Model coefficients	30
3.3.5. Community specialisation metric	31
a. Variance checking	31
b. Model coefficients	31
3.4. Figure (Fig. 4 of the ms)	32
4. Data management and analyses for Orthopteran species	33
4.1 Renaming columns, calculating Evenness, scaling explanatory variables	33
4.2 Colinearity	36
4.3 Data analysis	37
4.3.1. Species richness	37
a. Variance checking	37
b. Model coefficients	37
4.3.2. Abundance	38
a. Variance checking	38
b. Model coefficients	39
4.3.3. Evenness	40

a. Variance checking	40
b. Model coefficients	40
4.3.4. Community specialisation	41
a. Variance checking	41
b. Model coefficients	42
4.4. Figure (Fig. 5 of the ms)	43
5. Correlations between community diversity measures (Table 4 of the ms)	44

Packages and versions used

```
# Analyses run in Rstudio v.1.4.1717 with R 4.1.0.

# R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing.
# R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
# URL https://www.R-project.org/.

# RStudio Team (2021). RStudio: Integrated Development Environment for R.
# RStudio, PBC, Boston, MA URL http://www.rstudio.com/.

library(MASS) # 7.3-54
library(plyr) # 1.8.6
library(dplyr) # 1.0.6
library(sp) # 1.4-5
library(maps) # 3.3.0
library(osmar) # 1.1-7
library(ggplot2) # 3.3.5
library(ggmap) # 3.0.0
library(ggsn) # 0.5.0
source(file = "HighstatLibV6.R") # Zuur et al 2013 BGGLMMwR -
# Highland Statistics Inc http://www.highstat.com/BGGLM.htm
library(ncf) # 1.2-9
library(gridExtra) # 2.3
library(scales) # 1.1.1
library(kableExtra) #1.3.4
library(png) #0.1-7
library(knitr) #1.33
```

1. Study sites and land-use categories for connectivity metrics

1.1. Study sites

```
Data_flora<-read.table("GLM3_Flore_global_vfd.txt", h=T)
Data_flora$Y<-as.numeric(Data_flora$Y)
xy_Data_flora<-data.frame(x=Data_flora$X, y=Data_flora$Y)
coordinates(xy_Data_flora)<-c("x", "y")
proj4string(xy_Data_flora) <- CRS("+init=epsg:2154")
CRS.new <- CRS("+proj=longlat +ellps=WGS84 +datum=WGS84 +no_defs")

newcoordWS <- spTransform(xy_Data_flora, CRS.new)
Data_flora$x_WGS<-newcoordWS$x
Data_flora$y_WGS<-newcoordWS$y

map_Water_sites <- get_map(location = c(left = 1.7, bottom = 48.9,
                                       right = 1.9,top = 49),
                           matype = c("terrain"), source = "osm")
Water_site_2020_map<-ggmap(map_Water_sites)+
  theme(legend.position = "bottom", legend.title = element_blank(),
        plot.margin = margin(0.1,0.1,0.1,0.1, "cm"))+
  geom_point(data = Data_flora, aes(x = x_WGS, y = y_WGS), pch=20, col="red",size=3)+
  labs(y = "Latitude (N, WGS84)")+
  labs(x = "Longitude (E, WGS84)")+
  scalebar(x.min=1.7, x.max=1.9, y.min=48.9, y.max=49,
          dist = 1, transform = TRUE, dist_unit = "km", model = 'WGS84',
          box.fill = c("black", "white"), st.color = "black")+
  geom_text(x=1.875, y=48.905, label="0", size=2.5)+
  geom_text(x=1.888, y=48.905, label="1 km", size=2.5)+
  labs(caption = "Figure 1.1: Location of study sites")+
  theme(plot.caption = element_text(hjust=0.5, size=rel(1.1)))
```

Water_site_2020_map

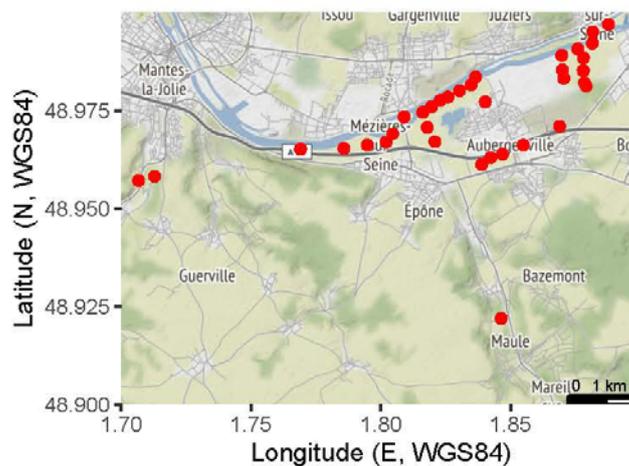


Figure 1.1: Location of study sites

1.2. Land-use categories

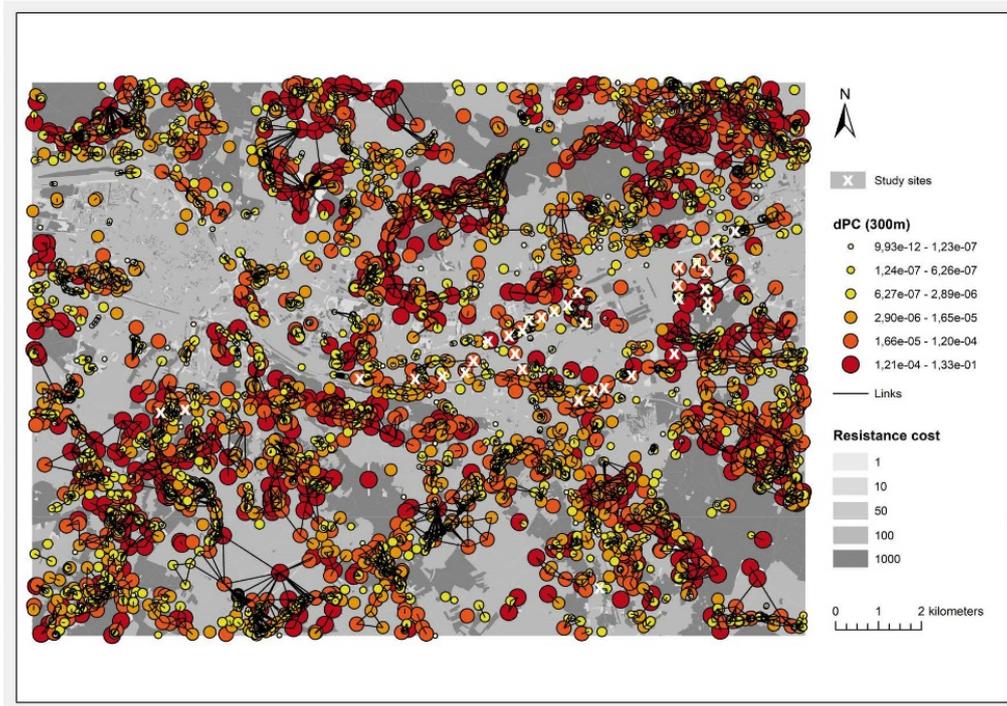
```
Land_use_levels<-read.table("land_use_categories.txt", h=T)
Land_use_levels %>%
kable(caption =
      "Table 1.2. Costs allocated to each land-use category,
      according to its resistance to movement for each taxon") %>%
kable_styling(bootstrap_options = c("striped", "hover"), font_size = 8,
              latex_options = "HOLD_position") %>%
row_spec(0,bold=TRUE)
```

Table 1.2. Costs allocated to each land-use category, according to its resistance to movement for each taxon

Land use categories	Flora	Rhopalocera	Orthoptera
Semi_natural_or_natural_herbaceous_environments	1	1	1
Artificial_herbaceous_environments	1	10	10
Herbaceous_&_shrubby_environments	10	10	10
Herbaceous_&_wooded_environments	10	50	50
Shrubby_environments	10	100	100
Shrubby_&_herbaceous_environments	10	50	50
Wooded_environments	1000	1000	1000
Wooded_&_herbaceous_environments	10	100	100
Crops	10	100	100
Areas_without_vegetation	10	100	10
Water_surfaces	10	100	100
Artificial_areas	10	100	100
Buildings_up_to_2_m	10	100	100
Buildings_from_3_to_10_m	10	100	1000
Buildings_from_11_to_15_m	10	1000	1000
Buildings_from_16_m	1000	1000	1000
Primary_roads	10	1000	1000
Secondary_roads	10	100	100

1.3. Map used to infer connectivity index for *Rhopalocera*

```
img1_path <- "Thierry_et_al_Fig_SM1_3.png"
include_graphics(img1_path)
```



2. Data management and analyses for vascular flora

2.1 Renaming columns, calculating Evenness, scaling explanatory variables

```
Data_flora<-Data_flora[,c("Site", "X", "Y", "Richesse", "Richesse_pour_evenness",
                        "Diversite_Shannon", "Abondance", "CWM_dispersion", "CWM_specialisation",
                        "CWM_dep_pol", "dPC_Flore_500m", "IFT_HERB_min_NA2_300m",
                        "dPC_Rhopaloceres_300m", "Sol", "Humidite_num")]

# Identifying columns
colnames(Data_flora) <-c("Site"="Site",                               #1
                        "X"="X",                                     #2
                        "Y"="Y",                                     #3
                        "Richesse"="RSp",                           #4
                        "Richesse_pour_evenness"="RSpE",           #5
                        "Diversite_Shannon"="Htot",                 #6
                        "Abondance"="Abtot",                       #7
                        "CWM_dispersion"="CWMd",                   #8
                        "CWM_specialisation"="CWMs",               #9
                        "CWM_dep_pol"="CWMdp",                     #10
                        "dPC_Flore_500m"="dPCF500",               #11
                        "IFT_HERB_min_NA2_300m"="IFTher300",      #12
                        "dPC_Rhopaloceres_300m"="dpcR300",        #13
                        "Sol"="Soil",                               #14
                        "Humidite_num")                             #15

Data_flora$Soil<-revalue(Data_flora$Soil, c("Argileux"="Clay", "Sableux"="Sandy"))
Data_flora$Soil2<-as.numeric(revalue(Data_flora$Soil, c("Clay"=1, "Sandy"=2)))

# Pielou Evenness -  $E=H/\log_2(S)$ 
Data_flora$EFtot<-Data_flora$Htot/log2(Data_flora$RSpE)

# Scaling variables
Data_flora$dPCF500<-scale(Data_flora$dPCF500)
Data_flora$dpcR300<-scale(Data_flora$dpcR300)
Data_flora$IFTher300<-scale(Data_flora$IFTher300)
```

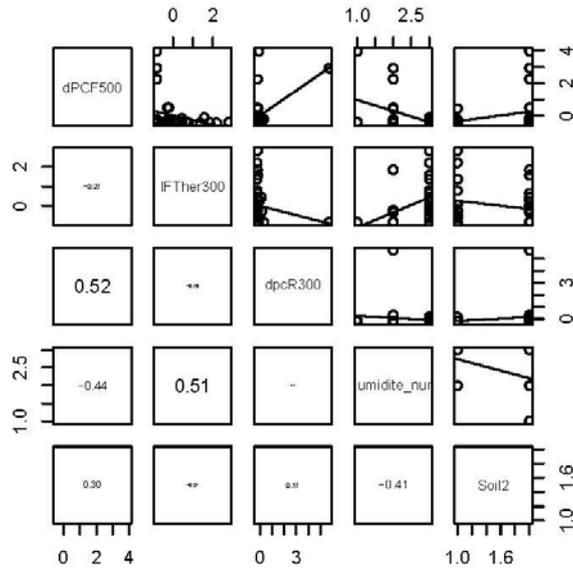
```
print(Data_flora)
```

##	Site	X	Y	RSp	RSpE	Htot	Abtot	CWmd	CWms	CWmdp
## 1	A1	614844.9	6876594	26	26	3.048667	130	1.0385385	17.18266	57.38710
## 2	A10	611759.1	6874702	21	20	2.818922	97	1.2652747	17.60140	51.05495
## 3	A11	611097.9	6874614	13	11	2.186421	70	1.2305263	19.03911	34.41818
## 4	A12	613667.2	6874767	28	26	3.036171	131	0.9990698	17.72780	50.92248
## 5	A13	609876.1	6874610	10	10	2.038113	47	1.3442553	18.14083	42.00000
## 6	A14	612479.5	6875016	14	12	2.279555	84	1.2486486	19.77419	28.72222
## 7	A15	613456.2	6875181	8	8	1.731350	34	1.2261765	18.87681	29.17647
## 8	A2	614709.6	6876360	18	15	2.531624	109	1.2552632	18.58878	41.50000
## 9	A3	614056.8	6876024	14	14	2.413525	81	1.0470370	18.63649	40.55000
## 10	A4	613831.3	6875933	26	26	3.031157	135	0.9917164	17.82707	53.21481
## 11	A5	613340.1	6875607	22	22	2.814181	101	0.8351485	17.21313	47.11881
## 12	A6	614382.3	6876201	18	17	2.581524	86	1.1466667	17.78569	55.56410
## 13	A7	613586.1	6875760	11	10	2.102132	67	0.9400000	18.68224	48.96923
## 14	A8	612810.2	6875487	13	13	2.489472	92	0.8756522	17.36072	37.20652
## 15	A9	612291.7	6874778	12	12	2.192885	60	0.9896667	18.97475	27.36667
## 16	C10	617280.6	6877163	21	19	2.666111	96	1.0759783	18.67776	43.88043
## 17	C11	618606.9	6878027	13	12	2.327956	79	0.8967105	17.11607	51.82857
## 18	C12	618163.2	6877820	14	13	2.394347	83	0.8756098	18.74913	46.76923
## 19	C2	617954.0	6876284	29	28	3.204026	191	0.4773936	17.81353	44.10526
## 20	C3	617907.2	6876382	28	27	3.015726	174	0.5617647	18.17829	43.04094
## 21	C4	617879.8	6876726	35	32	3.261601	180	0.7312048	17.39880	54.11377
## 22	C5	617326.8	6876514	29	26	3.072174	136	0.8419828	18.82222	47.70248
## 23	C6	617292.0	6876753	17	16	2.542829	92	0.8941772	17.36214	58.29114
## 24	C7	617886.3	6877084	19	17	2.726213	110	0.9791919	17.92448	49.03030
## 25	C8	618147.5	6877491	26	25	2.957280	128	1.0313386	17.86489	53.41270
## 26	C9	617736.0	6877338	17	15	2.581664	121	1.0921818	18.01449	43.74545
## 27	LF	615104.1	6875877	26	24	2.898878	112	1.1377778	17.34791	49.28713
## 28	MF	615462.3	6869730	22	18	2.685232	97	0.9374725	17.95912	55.51111
## 29	P1	617188.1	6875161	30	28	3.199327	203	0.4213441	18.94834	52.67347
## 30	P2	616158.3	6874631	23	22	2.934159	160	0.6823448	18.21086	49.88667
## 31	P3	615571.0	6874389	31	29	3.206545	193	0.6296216	18.43825	51.11351
## 32	P4	614974.6	6874105	22	22	2.842377	109	0.9000971	18.85358	49.78241
## 33	P5	615233.6	6874295	23	21	2.883032	144	0.7517730	18.03600	62.70423
## 34	V2	605292.9	6873804	16	15	2.477129	87	1.1545455	18.08463	28.06494
## 35	V36	605746.3	6873914	24	23	2.924335	111	1.3654545	17.57257	44.11818
##	dPCF500	IFTher300	dpcR300	Soil	Humidite_num	Soil2	EFtot			
## 1	-0.4152318	-0.18391264	-0.228306633	Sandy	3	2	0.6485919			
## 2	-0.4301196	1.36509243	-0.229620929	Clay	3	1	0.6522372			
## 3	-0.3420702	0.65404236	-0.203338973	Sandy	3	2	0.6320175			
## 4	-0.1119854	1.56759542	-0.171683139	Sandy	3	2	0.6459333			
## 5	-0.3977237	-0.51577005	-0.171542664	Clay	3	1	0.6135332			
## 6	-0.4054370	1.83845716	-0.216071568	Sandy	2	2	0.6358659			
## 7	-0.3857006	2.79949316	-0.197118043	Clay	3	1	0.5771166			
## 8	-0.1692067	0.44076224	0.124757440	Sandy	3	2	0.6479895			
## 9	-0.4319687	0.45599130	-0.229200469	Sandy	3	2	0.6339113			
## 10	-0.4197939	0.01750980	-0.227523159	Sandy	3	2	0.6448666			
## 11	-0.3230601	0.27345724	-0.007926949	Sandy	3	2	0.6310626			
## 12	-0.4363001	0.79006983	-0.232794945	Clay	3	1	0.6315714			
## 13	-0.4069309	0.05377458	-0.214984918	Clay	3	1	0.6328047			
## 14	-0.2447052	-0.26776687	0.149674046	Clay	3	1	0.6727504			

## 15	-0.4294348	2.19228367	-0.231415908	Clay	3	1	0.6116899
## 16	-0.2629402	-0.82465436	-0.216547248	Clay	2	1	0.6276262
## 17	-0.4356750	-0.18398015	-0.226994206	Clay	3	1	0.6493669
## 18	-0.3981141	-0.60663101	-0.234895055	Clay	3	1	0.6470439
## 19	-0.4014612	-0.82465436	-0.211887472	Sandy	1	2	0.6664842
## 20	-0.3799747	-0.82465436	-0.174711927	Sandy	1	2	0.6342371
## 21	2.9241183	-0.82465436	5.702300322	Sandy	2	2	0.6523201
## 22	-0.2268387	-0.82465436	0.315551544	Sandy	2	2	0.6535928
## 23	-0.2629402	-0.82465436	-0.207182444	Sandy	2	2	0.6357073
## 24	-0.4040965	-0.82465436	-0.222210219	Sandy	2	2	0.6669694
## 25	-0.4335939	-0.82000533	-0.224634730	Clay	2	1	0.6368155
## 26	-0.4095871	-0.82465436	-0.220489590	Clay	3	1	0.6607976
## 27	-0.4342002	-0.80387916	-0.239316055	Sandy	2	2	0.6322577
## 28	-0.4350559	NA	-0.243650440	Clay	3	1	0.6439520
## 29	3.9526609	-0.82465436	-0.091820348	Sandy	1	2	0.6655068
## 30	2.2574213	-0.82465436	-0.194855820	Sandy	2	2	0.6579671
## 31	0.4943367	-0.20895673	-0.190027721	Sandy	2	2	0.6600572
## 32	0.4943367	-0.28468670	-0.228504172	Sandy	2	2	0.6373855
## 33	-0.3509565	-0.32639695	-0.222868995	Sandy	2	2	0.6563807
## 34	0.4319800	NA	-0.147793803	Clay	2	1	0.6340411
## 35	-0.3697510	NA	-0.232364806	Clay	2	1	0.6464674

2.2 Colinearity

```
Flora_plot1<-pairs(Data_flora[c(11:13,15:16)],
  upper.panel = panel.lines2, lower.panel=panel.cor, digits=2)
```



```
pourVIF_Es1<-Data_flora[c(11:13,16)]
corvif(pourVIF_Es1)
```

```
##
##
## Variance inflation factors
##
##          GVIF
## dPCF500  1.521362
## IFTher300 1.102255
## dpcR300   1.367823
## Soil2     1.122013
```

We confirm weak collinearity was detected (correlation coefficients between variables less than 0.30; GVIFs < 2) when only including connectivity indice (radius 500m; *dPCF500*), level or intensity of herbicide treatments (radius 300m; *IFTher300*), and soil types (*Soil*) as explanatory variables in the statistical analyses. Relative humidity was not retained in the statistical analyses as it correlates above $r = 0.30$ with all other explanatory variables.

2.3. Data analysis

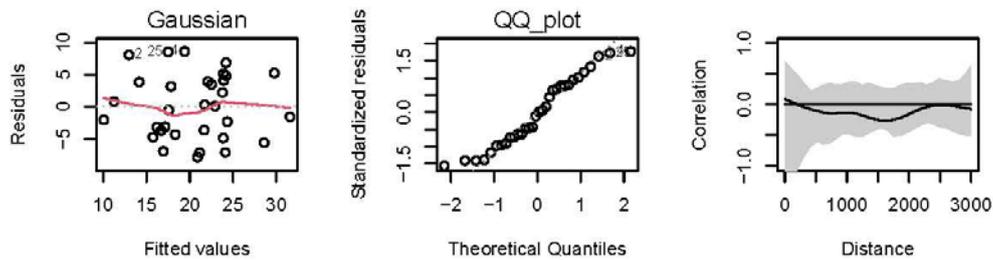
2.3.1. Linear models for total vascular plant species

2.3.1.1 Species richness

```
mod_Rsp <- lm(RSp ~ dPCF500+IFTher300+Soil,
              data = Data_flora)

par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_Rsp, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_flora[, "X"], y=Data_flora[, "Y"],
z=residuals(mod_Rsp, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_Rsp)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

##		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
##	(Intercept)	16.572	1.575	10.524	0.000
##	dPCF500	1.773	0.981	1.808	0.081
##	IFTher300	-2.084	0.993	-2.100	0.045
##	SoilSandy	6.302	2.037	3.094	0.004

```
F1_RSP<-ddply(Data_flora, .(Soil), summarize,  
n=length(RSp),  
mean = round(mean(RSp),2),  
se = round(sd(RSp)/sqrt(n), 2))  
F1_RSP
```

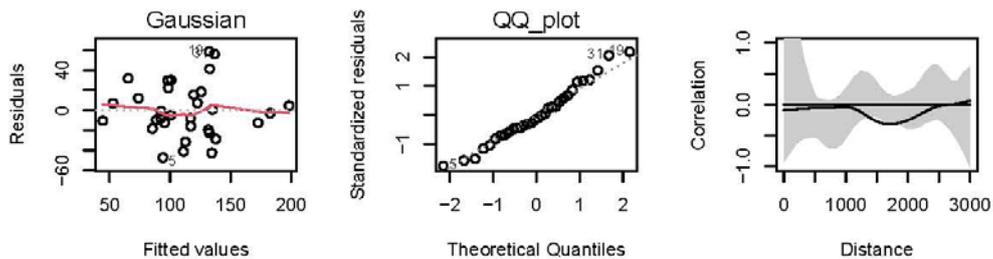
```
##   Soil  n mean  se  
## 1 Clay 15 16.40 1.41  
## 2 Sandy 20 23.65 1.39
```

```
mod_Ab <- lm(Abtot ~ dPCF500+IFTher300+Soil,
            data = Data_flora)
```

2.3.1.2 Total abundance

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_Ab, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot", "", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_flora[, "X"], y=Data_flora[, "Y"],
z=residuals(mod_Ab, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_Ab)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

```
##           Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
## (Intercept)  92.345     8.415  10.974  0.000
## dPCF500      15.129     5.241   2.887  0.007
## IFTher300   -15.035     5.305  -2.834  0.008
## SoilSandy    33.717    10.884   3.098  0.004
```

```
Fl_Ab<-ddply(Data_flora, .(Soil), summarize,
n=length(Abtot),
mean = round(mean(Abtot),2),
se = round(sd(Abtot)/sqrt(n), 2))
Fl_Ab
```

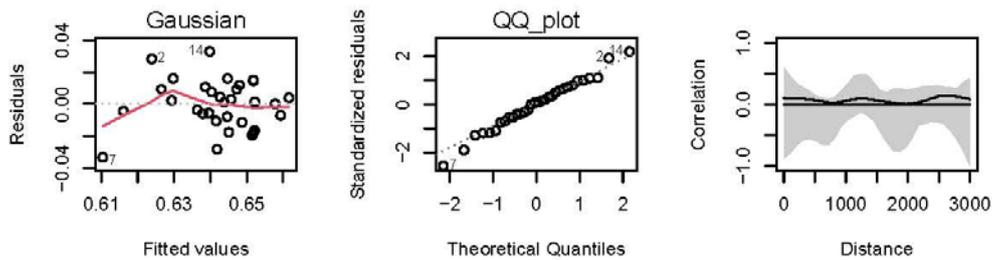
```
##   Soil  n  mean  se
## 1 Clay 15  85.67 6.66
## 2 Sandy 20 132.25 8.96
```

```
mod_EFtot <- lm(EFtot ~ dPCF500+IFTher300+Soil,
               data = Data_flora)
```

2.3.1.3 Evenness

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_EFtot, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot", "", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_flora[, "X"], y=Data_flora[, "Y"],
z=residuals(mod_EFtot, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_EFtot)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	0.638	0.005	134.847	0.000
## dPCF500	0.002	0.003	0.765	0.451
## IFTher300	-0.009	0.003	-3.180	0.004
## SoilSandy	0.007	0.006	1.156	0.257

```
Fl_E<-ddply(Data_flora, .(Soil), summarize,  
n=length(EFtot),  
mean = round(mean(EFtot),3),  
se = round(sd(EFtot)/sqrt(n), 3))  
Fl_E
```

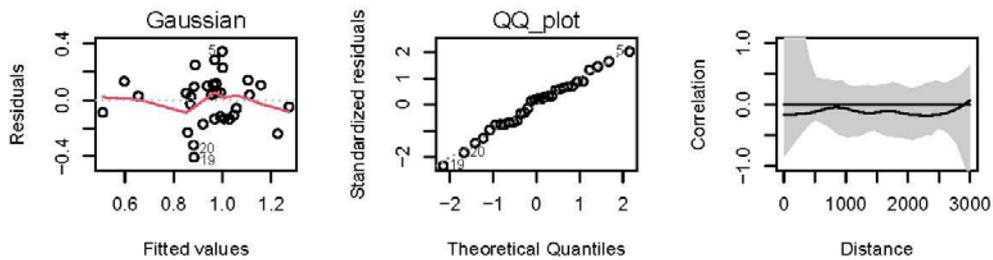
```
##   Soil n mean  se  
## 1 Clay 15 0.636 0.006  
## 2 Sandy 20 0.647 0.003
```

```
mod_CWmd <- lm(CWmd ~ dPCF500+IFTher300+Soil,
               data = Data_flora)
```

2.3.1.4 Community dispersion

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_CWmd, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_flora[, "X"], y=Data_flora[, "Y"],
z=residuals(mod_CWmd, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_CWmd)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

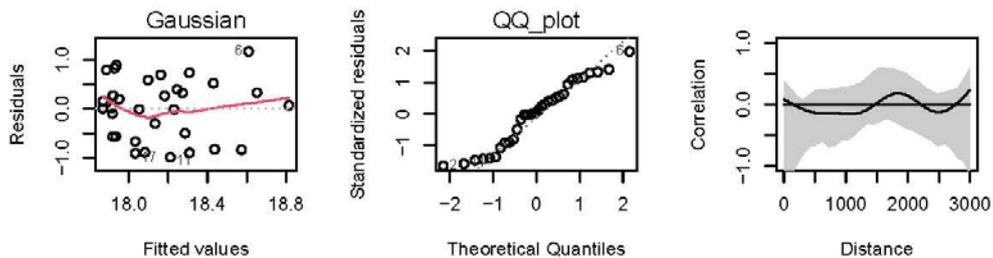
##		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
##	(Intercept)	1.008	0.054	18.596	0.000
##	dPCF500	-0.086	0.034	-2.549	0.017
##	IFTher300	0.083	0.034	2.433	0.022
##	SoilSandy	-0.090	0.070	-1.289	0.208

```
mod_CWMs <- lm(CWMs ~ dPCF500+IFTher300+Soil,
               data = Data_flora)
```

2.3.1.5 Community specialisation

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_CWMs, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_flora[, "X"], y=Data_flora[, "Y"],
z=residuals(mod_CWMs, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_CWMs)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

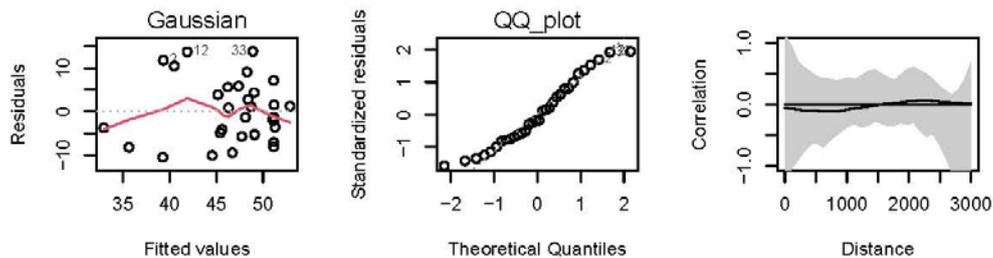
##		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
##	(Intercept)	18.131	0.195	92.781	0.000
##	dPCF500	0.118	0.122	0.971	0.340
##	IFTher300	0.261	0.123	2.117	0.043
##	SoilSandy	0.046	0.253	0.184	0.856

```
mod_CWMdp <- lm(CWMdp ~ dpcR300+IFTher300+Soil,
                data = Data_flora)
```

2.3.1.6 Community pollinisation

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_CWMdp, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot", "", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_flora[, "X"], y=Data_flora[, "Y"],
z=residuals(mod_CWMdp, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_CWMdp)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

##		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
##	(Intercept)	45.477	2.168	20.974	0.000
##	dpcR300	0.297	1.296	0.229	0.820
##	IFTher300	-4.461	1.367	-3.263	0.003
##	SoilSandy	2.054	2.776	0.740	0.466

2.3.2. Figure for plant analyses (Fig. 3 of the ms)

```

Fig10<-ggplot(Data_flora, aes(x=IFTher300, y=RSp)) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  ylab("Species richness") + xlab("")+theme_classic(base_size = 11)+
  theme(plot.margin=unit(c(0.5,0.5,0,0.5), "cm"))
Fig1a<-ggplot(Data_flora, aes(x=IFTher300, y=EFtot)) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  ylab("Evenness") + xlab("")+theme_classic(base_size = 11)+
  theme(plot.margin=unit(c(0.5,0.5,0,0.5), "cm"))

Fig_x1<-grid.arrange(Fig10,Fig1a,nrow = 1, ncol = 2,
  bottom = textGrob("Rate of herbicide treatment within 300 m",
  rot = 0, vjust = 0.1, hjust=0.4,gp=gpar(fontsize=11)))

Fig1b<-ggplot(Data_flora, aes(x=IFTher300, y=CWmd)) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  ylab("Dispersal") + xlab("")+ theme_classic(base_size = 11)+
  theme(plot.margin=unit(c(0.5,0.5,0,0.5), "cm"))
Fig1c<-ggplot(Data_flora, aes(x=IFTher300, y=CWms)) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  ylab("Specialisation") + xlab("")+ theme_classic(base_size = 11)+
  theme(plot.margin=unit(c(0.5,0.5,0,0.5), "cm"))

Fig_x2<-grid.arrange(Fig1b,Fig1c,nrow = 1, ncol = 2,
  bottom = textGrob("Rate of herbicide treatment within 300 m",
  rot = 0, vjust = 0.1, hjust=0.4,gp=gpar(fontsize=11)))

Fig1d<-ggplot(Data_flora, aes(x=IFTher300, y=CWmdp)) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  ylab("Pollinisation") + xlab("Rate of herbicide treatment within 300 m")+
  theme_classic(base_size = 11)+
  theme(plot.margin=unit(c(0.5,0.5,0,0.5), "cm"))
Fig1e<-ggplot(Data_flora, aes(x=dPCF500, y=Abtot)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  ylab("Abundance") + xlab("Connectivity index (500m)")+
  theme(plot.title = element_text(size = 10, face = "bold"))+
  theme_classic(base_size = 11)+theme(plot.margin=unit(c(1,0.5,0,0.5), "cm"))
Fig_x3<-grid.arrange(Fig1d,Fig1e,nrow = 1, ncol = 2,
  bottom = textGrob("",rot = 0, vjust = 0.1,
  hjust=0.4,gp=gpar(fontsize=11)))

Fig_1_0<-grid.arrange(Fig_x1,Fig_x2,Fig_x3, nrow = 3, ncol = 1)

Fig_1_0
#Figure 3 of the ms
#ggsave("Thierry_et_al_Fig_3.tiff", width = 16, height = 22, units="cm", dpi=300, Fig_1_0)

```

3. Data management and analyses on Rhopaloceran species

3.1. Renaming columns, calculating Evenness, scaling explanatory variables

```
Data_Rhopa<-read.table("GLM3_Rhopaloceres_global_vf.txt", h=T)
Data_Rhopa<-Data_Rhopa[,c("Site", "X", "Y", "Richesse", "Richesse_pour_evenness", "Diversite_Shannon",
                          "Abondance", "CWM_dispersion", "CWM_specialisation", "dPC_Rhopaloceres_300m",
                          "IFT_HERB_min_NA2_300m", "Moy_dispo_florale", "Humidite_num")]

# renommer et numérote les colonnes pour simplifier la lecture des graphiques
colnames(Data_Rhopa) <-c( "Site"="Site", #1
                          "X"="X", #2
                          "Y"="Y", #3
                          "Richesse"="RSp", #4
                          "Richesse_pour_evenness"="RSpE", #5
                          "Diversite_Shannon"="Htot", #6
                          "Abondance"="Abtot", #7
                          "CWM_dispersion"="CWMd", #8
                          "CWM_specialisation"="CWMs", #9
                          "dPC_Rhopaloceres_300m"="dPCR300", #10
                          "IFT_HERB_min_NA2_300m"="IFTher300", #11
                          "Moy_dispo_florale"="Flora", #12
                          "Humidite_num"="Hum") #13

# calcul evenness de Pielou - E=H/log2(S)
Data_Rhopa$EFtot<-Data_Rhopa$Htot/log2(Data_Rhopa$RSpE)
# variables explicatives centrées réduites
Data_Rhopa$dPCR300<-scale(Data_Rhopa$dPCR300)
Data_Rhopa$IFTher300<-scale(Data_Rhopa$IFTher300)
Data_Rhopa$Flora<-scale(Data_Rhopa$Flora)
# sans les NA (3 valeurs manquantes)
Data_Rhopa<-Data_Rhopa[which(Data_Rhopa$IFTher300!="NA"),]
print(Data_Rhopa)
```

##	Site	X	Y	RSp	RSpE	Htot	Abtot	CWMd	CWMs
## 1	A1	614844.9	6876594	8	8	1.8095480	24	2.625000	1.541667
## 2	A10	611759.1	6874702	4	3	1.0114043	8	2.750000	1.000000
## 3	A11	611097.9	6874614	1	1	0.0000000	1	2.000000	1.000000
## 4	A12	613667.2	6874767	9	9	1.9264330	23	2.913043	1.000000
## 5	A13	609876.1	6874610	5	5	1.3862944	10	2.900000	1.000000
## 6	A14	612479.5	6875016	3	2	0.6931472	3	2.666667	1.000000
## 7	A15	613456.2	6875181	9	9	1.6934100	26	2.730769	1.269231
## 8	A2	614709.6	6876360	5	4	1.3296613	6	2.666667	1.000000
## 9	A3	614056.8	6876024	4	4	1.1988493	12	2.750000	1.083333
## 10	A4	613831.3	6875933	1	1	0.0000000	1	2.000000	1.000000
## 11	A5	613340.1	6875607	7	7	1.6798181	26	2.730769	1.000000
## 12	A6	614382.3	6876201	5	5	1.5607104	9	3.000000	1.222222
## 13	A7	613586.1	6875760	4	4	1.3296613	6	3.000000	1.166667
## 14	A8	612810.2	6875487	10	10	2.0031636	26	2.880000	1.080000
## 15	A9	612291.7	6874778	4	3	1.0986123	8	2.000000	1.000000
## 16	C10	617280.6	6877163	8	8	1.7321260	16	2.933333	1.066667
## 17	C11	618606.9	6878027	8	8	2.0431919	11	2.818182	1.181818

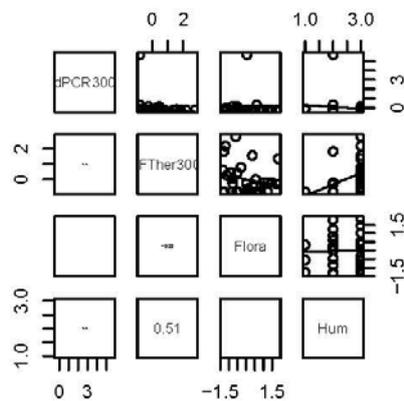
```

## 18 C12 618163.2 6877820 7 7 1.8891592 21 3.000000 1.095238
## 19 C2 617954.0 6876284 8 7 1.7538124 31 2.516129 1.290323
## 20 C3 617907.2 6876382 7 7 1.5355669 36 2.611111 1.388889
## 21 C4 617879.8 6876726 6 6 1.6646580 86 2.694118 1.376471
## 22 C5 617326.8 6876514 9 9 1.6073568 69 2.808824 1.161765
## 23 C6 617292.0 6876753 6 6 1.5705321 68 2.805970 1.164179
## 24 C7 617886.3 6877084 7 7 1.6269052 75 2.840000 1.240000
## 25 C8 618147.5 6877491 10 10 1.9219056 34 2.735294 1.176471
## 26 C9 617736.0 6877338 7 6 1.6427799 40 2.846154 1.256410
## 27 LF 615104.1 6875877 12 12 2.3264185 28 2.750000 1.357143
## 29 P1 617188.1 6875161 4 4 1.3321790 10 2.800000 1.000000
## 30 P2 616158.3 6874631 5 4 1.0105254 47 2.913043 1.000000
## 31 P3 615571.0 6874389 6 6 1.1542932 32 2.937500 1.031250
## 32 P4 614974.6 6874105 6 6 1.2649232 54 2.962963 1.055556
## 33 P5 615233.6 6874295 7 7 1.5627106 27 2.960000 1.000000
## dPCR300 IFTher300 Flora Hum EFtot
## 1 -0.228306633 -0.18391264 1.00659851 3 0.6031827
## 2 -0.229620929 1.36509243 1.85896015 3 0.6381250
## 3 -0.203338973 0.65404236 -1.38001409 3 NaN
## 4 -0.171683139 1.56759542 0.35312125 3 0.6077220
## 5 -0.171542664 -0.51577005 0.40994536 3 0.5970445
## 6 -0.216071568 1.83845716 -1.29477792 2 0.6931472
## 7 -0.197118043 2.79949316 -0.61288861 3 0.5342114
## 8 0.124757440 0.44076224 -0.52765244 3 0.6648307
## 9 -0.229200469 0.45599130 -0.89700916 3 0.5994247
## 10 -0.227523159 0.01750980 0.55200563 3 NaN
## 11 -0.007926949 0.27345724 -1.12430559 3 0.5983633
## 12 -0.232794945 0.79006983 -0.30035601 3 0.6721614
## 13 -0.214984918 0.05377458 -0.78336094 3 0.6648307
## 14 0.149674046 -0.26776687 -0.78336094 3 0.6030123
## 15 -0.231415908 2.19228367 -1.20954176 3 0.6931472
## 16 -0.216547248 -0.82465436 -1.35160203 2 0.5773753
## 17 -0.226994206 -0.18398015 1.46119139 3 0.6810640
## 18 -0.234895055 -0.60663101 0.09741276 3 0.6729321
## 19 -0.211887472 -0.82465436 0.32470920 1 0.6247206
## 20 -0.174711927 -0.82465436 -0.55606450 1 0.5469800
## 21 5.702300322 -0.82465436 0.04058865 2 0.6439776
## 22 0.315551544 -0.82465436 0.60882974 2 0.5070646
## 23 -0.207182444 -0.82465436 -0.47082834 2 0.6075647
## 24 -0.222210219 -0.82465436 0.26788509 2 0.5795153
## 25 -0.224634730 -0.82000533 -0.84018505 2 0.5785512
## 26 -0.220489590 -0.82465436 0.52359358 3 0.6355140
## 27 -0.239316055 -0.80387916 1.23389495 2 0.6489380
## 29 -0.091820348 -0.82465436 -1.26636587 1 0.6660895
## 30 -0.194855820 -0.82465436 0.83612618 2 0.5052627
## 31 -0.190027721 -0.20895673 1.23389495 2 0.4465416
## 32 -0.228504172 -0.28468670 0.01217659 2 0.4893391
## 33 -0.222868995 -0.32639695 1.80213604 2 0.5566488

```

3.2. Colinearity

```
#correlogramme des variables explicatives
Rhopa_plot1<-pairs(Data_Rhopa[c(10:13)],
  upper.panel = panel.lines2, lower.panel=panel.cor, digits=2)
```



```
pourVIF_Es1<-Data_Rhopa[c(10:12)]
corvif(pourVIF_Es1)
```

```
##
##
## Variance inflation factors
##
##              GVIF
## dPCR300    1.029209
## IFTher300  1.081802
## Flora      1.053007
```

We confirm no collinearity was detected (correlations < 0.30 ; GVIFs < 2) when including connectivity indice (radius 300m; *dPCR300*), level or intensity of herbicide treatments (radius 300m; *IFTher300*), and mean availability in flowering plant species (*Flora*) as explanatory variables in statistical analyses. Relative moisture was positively correlated ($r = 0.51$) to the rate of herbicide use and was not included in the analyses.

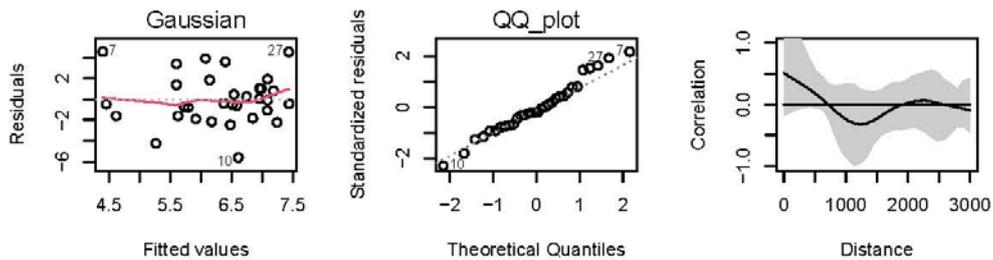
3.3. Data analysis

3.3.1. Species richness

```
mod_Rsp_Rhopa <- lm(RSp ~ dPCR300+IFTher300+Flora,
                    data = Data_Rhopa)
```

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_Rsp_Rhopa, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Rhopa[, "X"], y=Data_Rhopa[, "Y"],
z=residuals(mod_Rsp_Rhopa, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_Rsp_Rhopa)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	6.326	0.443	14.287	0.000
## dPCR300	-0.079	0.437	-0.181	0.857
## IFTher300	-0.583	0.468	-1.247	0.223
## Flora	0.502	0.479	1.048	0.304

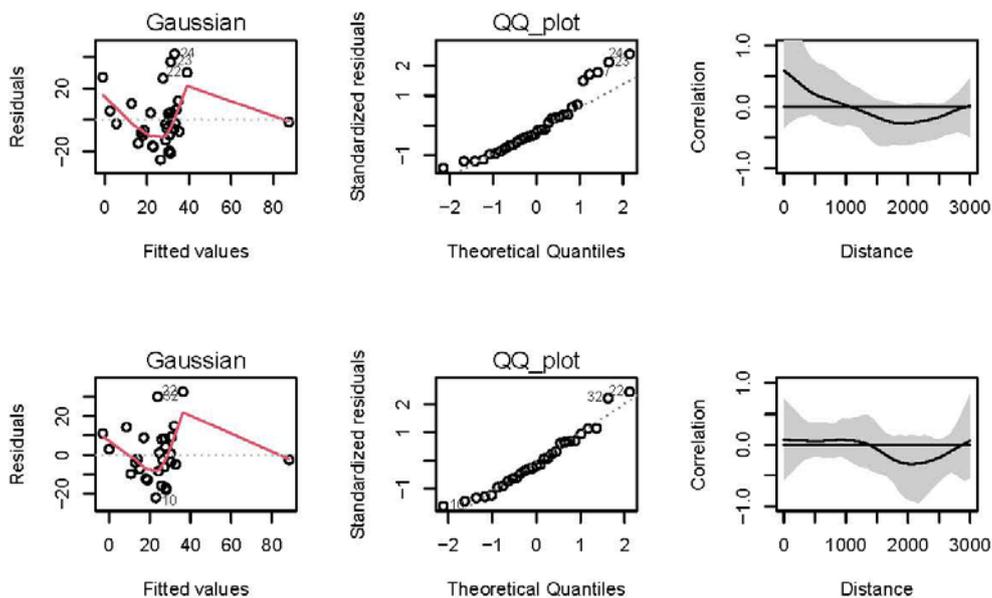
3.3.2. Abundance

```
mod_Ab_Rhopa0 <- lm(Abtot ~ dPCR300+IFTher300+Flora,
  data = Data_Rhopa)
mod_Ab_Rhopa <- lm(Abtot ~ dPCR300+IFTher300+Flora,
  data = Data_Rhopa, subset=c(-7, -23,-24))
```

```
par(mfrow=c(2,3))
plot(mod_Ab_Rhopa0, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Rhopa[, "X"], y=Data_Rhopa[, "Y"],
z=residuals(mod_Ab_Rhopa0, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=200, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)

plot(mod_Ab_Rhopa, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
Data_Rhopax<-Data_Rhopa[-c(7,23,24),]
spatcor_Esx<-spline.correlog(x=Data_Rhopax[, "X"], y=Data_Rhopax[, "Y"],
z=residuals(mod_Ab_Rhopa, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=200, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Esx)
```

a. Variance checking



The linear model provides a relative poor fit to the data, due to 3 apparent outliers with excess in residual variance (7: site A15; 23: site C6; 24: site C7). Eliminating these outliers ameliorate variance homogeneity. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_Ab_Rhopa0)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	27.196	3.187	8.534	0.000
## dPCR300	9.272	3.142	2.951	0.006
## IFTher300	-8.838	3.366	-2.626	0.014
## Flora	2.671	3.448	0.775	0.445

```
round(summary(mod_Ab_Rhopa)$coefficients,3)
```

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	23.509	2.586	9.089	0.000
## dPCR300	10.023	2.442	4.105	0.000
## IFTher300	-9.179	3.103	-2.958	0.007
## Flora	3.428	2.683	1.278	0.213

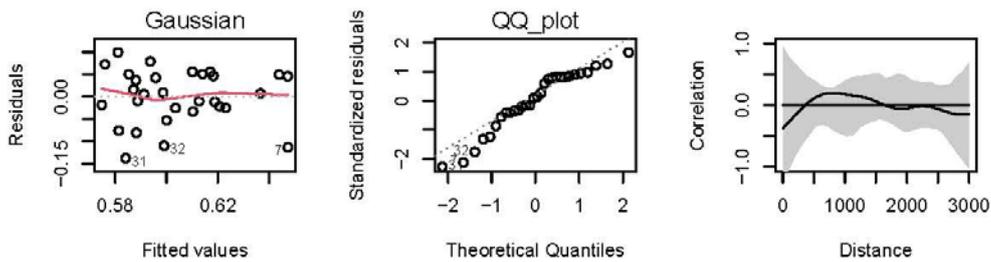
The second model excluding outliers do not strongly changes the results of the model including them. We kept results from the first model including apparent outliers.

3.3.3. Evenness

```
# removing two NAs
Data_Rhopa2<-Data_Rhopa[which(Data_Rhopa$EFtot!="NA"),]
mod_E_Rhopa <- lm(EFtot ~ dPCR300+IFTher300+Flora,
                 data = Data_Rhopa2)
```

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_E_Rhopa, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot", "", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Rhopa2[, "X"], y=Data_Rhopa2[, "Y"],
z=residuals(mod_E_Rhopa, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_E_Rhopa)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

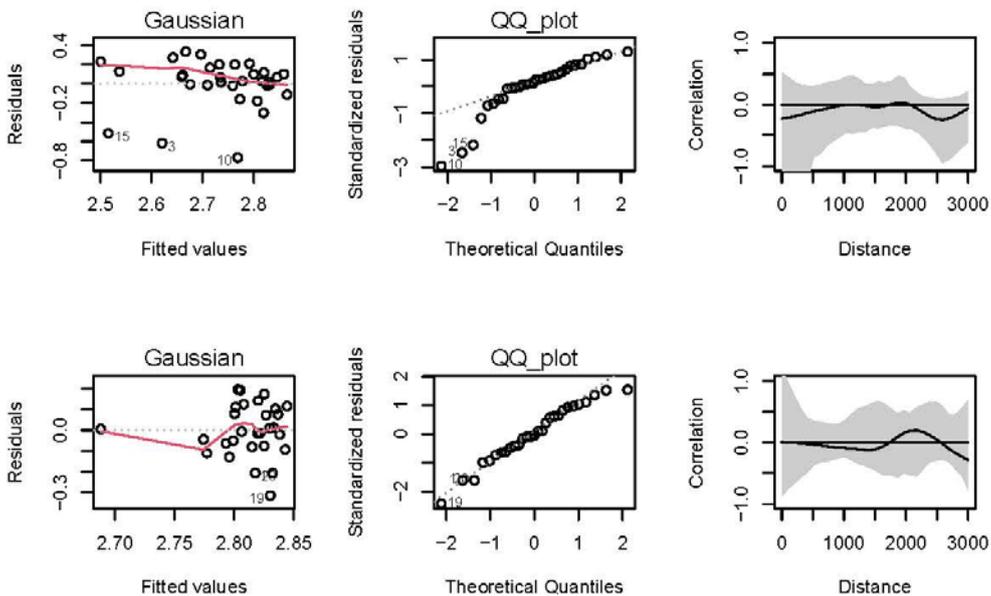
##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	0.605	0.012	51.958	0.000
## dPCR300	0.008	0.011	0.681	0.502
## IFTher300	0.013	0.012	1.082	0.289
## Flora	-0.013	0.013	-1.054	0.302

3.3.4. Community dispersion metric

```
mod_CWmD_Rhopa0 <- lm(CWmD ~ dPCR300+IFTher300+Flora,
  data = Data_Rhopa)
mod_CWmD_Rhopa <- lm(CWmD ~ dPCR300+IFTher300+Flora,
  data = Data_Rhopa, subset=c(-3, -15,-10))
```

```
par(mfrow=c(2,3))
plot(mod_CWmD_Rhopa0, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "",""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Rhopa[, "X"], y=Data_Rhopa[, "Y"],
z=residuals(mod_CWmD_Rhopa0, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
plot(mod_CWmD_Rhopa, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "",""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Rhopa[, "X"], y=Data_Rhopa[, "Y"],
z=residuals(mod_CWmD_Rhopa, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a relative poor fit to the data, due to 3 apparent outliers with excess in negative residual variance (15: site A9; 3: site A11; 10: site A4). Eliminating these outliers ameliorate variance homogeneity. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_CWmD_Rhopa0)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	2.737	0.047	58.460	0.000
## dPCR300	-0.016	0.046	-0.348	0.731
## IFTher300	-0.074	0.049	-1.504	0.144
## Flora	0.052	0.051	1.021	0.316

```
round(summary(mod_CWmD_Rhopa)$coefficients,3)
```

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	2.811	0.025	113.319	0.000
## dPCR300	-0.023	0.023	-1.010	0.322
## IFTher300	-0.012	0.027	-0.444	0.661
## Flora	0.013	0.027	0.500	0.622

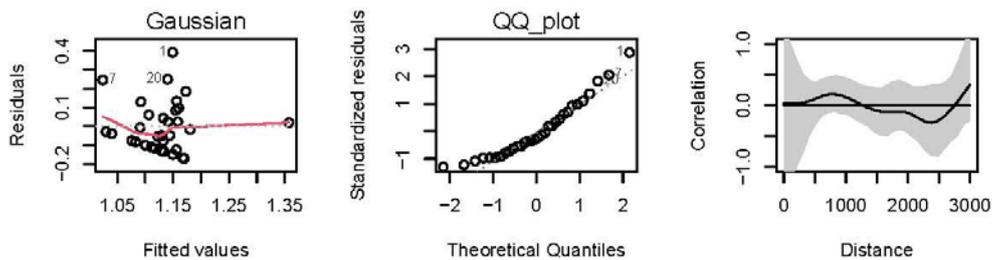
The second model excluding outliers do not strongly changes the results of the model including them. We kept results from the first model including apparent outliers.

3.3.5. Community specialisation metric

```
mod_CWMs_Rhopa <- lm(CWMs ~ dPCR300+IFTher300+Flora,
  data = Data_Rhopa)
```

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_CWMs_Rhopa, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot", "", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Rhopa[, "X"], y=Data_Rhopa[, "Y"],
z=residuals(mod_CWMs_Rhopa, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_CWMs_Rhopa)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	1.131	0.025	45.095	0.000
## dPCR300	0.035	0.025	1.416	0.168
## IFTher300	-0.032	0.026	-1.190	0.244
## Flora	0.020	0.027	0.736	0.468

3.4. Figure (Fig. 4 of the ms)

```

Fig2a<-ggplot(Data_Rhopa, aes(x=dPCR300, y=Abtot)) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2), limits=c(0,150)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  ylab("") + xlab("Connectivity index (300 m)") + theme_classic(base_size = 10) +
  ggtitle("b") +
  theme(plot.title = element_text(size = 10, face = "bold")) + theme_classic(base_size = 10)
Fig2b<-ggplot(Data_Rhopa, aes(x=IFTher300, y=Abtot)) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) + theme_classic(base_size = 10) +
  ylab(" ") + xlab("Rate of herbicide treatment within 300 m") +
  ggtitle("a") +
  theme(plot.title = element_text(size = 10, face = "bold")) + theme_classic(base_size = 10)

Fig_2<-grid.arrange(Fig2b, Fig2a, newpage = F, nrow = 2, ncol = 1,
  left = textGrob("Abundance", rot = 90, vjust = 1.9,
    hjust=0.4))

# Figure 4 of the ms
ggsave("Thierry_et_al_Fig_4.tiff", width = 8, height = 12, units="cm", dpi=300, Fig_2)

```

4. Data management and analyses for Orthopteran species

4.1 Renaming columns, calculating Evenness, scaling explanatory variables

```
Data_Ortho<-read.table("GLM3_Orthopteres_global_vf.txt", h=T)
Data_Ortho<-Data_Ortho[,c("Site", "X", "Y", "Richesse", "Richesse_pour_evenness",
                          "Diversite_Shannon", "Abondance",
                          "CWM_dispersion", "CWM_specialisation", "dPC_Orthopteres_300m",
                          "IFT_HERB_min_NA2_100m", "Rec_herbace_bas", "Humidite_num")]

# renommer et numérote les colonnes pour simplifier la lecture des graphiques
colnames(Data_Ortho) <-c( "Site"="Site", #1
                        "X"="X", #2
                        "Y"="Y", #3
                        "Richesse"="RSp", #4
                        "Richesse_pour_evenness"="RSpE", #5
                        "Diversite_Shannon"="Htot", #6
                        "Abondance"="Abtot", #7
                        "CWM_dispersion"="CWMd", #8
                        "CWM_specialisation"="CWMs", #9
                        "dPC_Orthopteres_300m"="dPCo300", #10
                        "IFT_HERB_min_NA2_100m"="IFTher100", #11
                        "Rec_herbace_bas"="herb_h", #12
                        "Humidite_num"="Hum") #13

# calcul evenness de Pielou - E=H/log2(S)
Data_Ortho$EFtot<-Data_Ortho$Htot/log2(Data_Ortho$RSpE)

# sans les NA (3 valeurs manquantes)
Data_Ortho<-Data_Ortho[which(Data_Ortho$IFTher100!="NA"),]
Data_Ortho<-Data_Ortho[which(Data_Ortho$RSp!="NA"),]
Data_Ortho<-Data_Ortho[which(Data_Ortho$Htot!="NA"),]
Data_Ortho<-Data_Ortho[which(Data_Ortho$herb_h!="NA"),]
# variables explicatives centrées réduites
Data_Ortho$dPCo300<-log(Data_Ortho$dPCo300)
Data_Ortho$dPCo300<-scale(Data_Ortho$dPCo300)
Data_Ortho$IFTher100<-sqrt(Data_Ortho$IFTher100)
Data_Ortho$IFTher100<-scale(Data_Ortho$IFTher100)
Data_Ortho$herb_h<-sqrt(Data_Ortho$herb_h)
Data_Ortho$herb_h<-scale(Data_Ortho$herb_h)
```

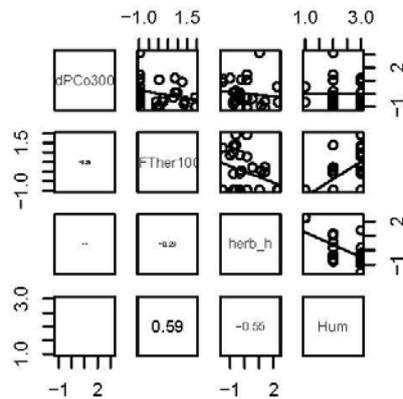
```
print(Data_Ortho)
```

##	Site	X	Y	RSp	RSpE	Htot	Abtot	CWmd	CWms
## 1	A1	614844.9	6876594	4	4	1.2882523	15	3.000000	0.18181818
## 2	A10	611759.1	6874702	6	6	1.5691529	14	3.000000	0.14285714
## 3	A11	611097.9	6874614	7	7	1.7489708	16	2.937500	0.06250000
## 4	A12	613667.2	6874767	5	5	1.4798484	18	3.000000	0.00000000
## 6	A14	612479.5	6875016	5	5	1.4897503	16	3.000000	0.33333333
## 7	A15	613456.2	6875181	7	7	1.5355617	27	2.925926	0.04166667
## 8	A2	614709.6	6876360	7	6	1.4878167	17	3.000000	0.06666667
## 9	A3	614056.8	6876024	5	5	1.5607104	6	3.000000	0.16666667
## 11	A5	613340.1	6875607	3	3	0.8599673	15	3.000000	0.00000000
## 12	A6	614382.3	6876201	7	7	1.3382659	42	3.000000	0.07500000
## 14	A8	612810.2	6875487	4	4	1.2406843	16	3.000000	0.00000000
## 15	A9	612291.7	6874778	6	6	1.5740973	14	3.000000	0.14285714
## 16	C10	617280.6	6877163	7	7	1.8194391	29	2.793103	0.03703704
## 17	C11	618606.9	6878027	7	7	1.0402569	49	3.000000	0.02127660
## 18	C12	618163.2	6877820	7	7	1.3358624	26	2.961538	0.08695652
## 19	C2	617954.0	6876284	4	4	1.2798542	25	3.000000	0.70000000
## 21	C4	617879.8	6876726	2	2	0.6931472	20	3.000000	0.50000000
## 22	C5	617326.8	6876514	3	2	0.6365142	10	2.000000	0.66666667
## 23	C6	617292.0	6876753	3	2	0.5004024	18	2.800000	0.20000000
## 24	C7	617886.3	6877084	3	2	0.4505612	12	2.750000	0.16666667
## 25	C8	618147.5	6877491	5	4	0.8002853	38	2.880000	0.04166667
## 26	C9	617736.0	6877338	3	3	1.0986123	10	3.000000	0.00000000
## 27	LF	615104.1	6875877	5	5	0.8131905	33	2.931034	0.13043478
## 29	P1	617188.1	6875161	2	2	0.5004024	6	3.000000	1.00000000
## 30	P2	616158.3	6874631	2	1	0.0000000	17	3.000000	0.00000000
## 31	P3	615571.0	6874389	3	3	0.8486856	13	2.600000	0.22222222
## 32	P4	614974.6	6874105	3	3	0.6837389	19	3.000000	0.11111111
## 33	P5	615233.6	6874295	2	2	0.2868360	25	3.000000	0.00000000
##	dPc300	IFTher100	herb_h	Hum	EFtot				
## 1	-0.62759038	-0.11174849	-0.7759679	3	0.6441262				
## 2	-0.80954088	1.33472593	-0.7759679	3	0.6070312				
## 3	-0.29737613	0.78456781	0.1594703	3	0.6229960				
## 4	0.89396131	1.23284838	-1.5327533	3	0.6373360				
## 6	-0.57074971	1.37998038	-0.6058842	2	0.6416005				
## 7	-0.28843143	1.92563726	-0.6058842	3	0.5469781				
## 8	1.17567228	0.86079155	-0.9976252	3	0.5755661				
## 9	0.06262893	0.86740048	-0.3361705	3	0.6721614				
## 11	1.07030216	0.03833501	-0.2219625	3	0.5425789				
## 12	0.08865693	0.98044459	-0.7759679	3	0.4766999				
## 14	1.14630589	-0.96735483	-1.5327533	3	0.6203421				
## 15	-1.02841812	1.91084080	0.1594703	3	0.6089440				
## 16	-0.16604160	-0.96735483	-0.3361705	2	0.6480973				
## 17	-0.61775322	0.24134700	1.3982640	3	0.3705470				
## 18	-1.11689881	-0.01454271	1.3982640	3	0.4758438				
## 19	-0.65248320	-0.96735483	2.3261103	1	0.6399271				
## 21	3.16849903	-0.96735483	1.0336309	2	0.6931472				
## 22	1.45259450	-0.96735483	0.1594703	2	0.6365142				
## 23	1.03035178	-0.96735483	0.1594703	2	0.5004024				
## 24	0.18585758	-0.96735483	-0.6058842	2	0.4505612				
## 25	-0.76985961	-0.96735483	-0.7759679	2	0.4001427				

```
## 26 0.03063071 -0.96735483 -0.3361705 3 0.6931472
## 27 -1.10734898 -0.96735483 0.1594703 2 0.3502221
## 29 0.52533534 -0.96735483 2.2511738 1 0.5004024
## 30 -0.38539102 -0.96735483 -0.3361705 2 NaN
## 31 -0.38460073 0.22365519 0.5397889 2 0.5354610
## 32 -1.05954359 -0.10010998 -0.3361705 2 0.4313912
## 33 -0.94876900 0.05408475 1.1428872 2 0.2868360
```

4.2 Colinearity

```
#correlogramme des variables explicatives
Flora_plot1<-pairs(Data_Ortho[c(10:13)],
  upper.panel = panel.lines2, lower.panel=panel.cor, digits=2)
```



```
pourVIF_Es1<-Data_Ortho[c(10:12)]
corvif(pourVIF_Es1)
```

```
##
##
## Variance inflation factors
##
##          GVIF
## dPCo300  1.105585
## IFther100 1.196410
## herb_h   1.133743
```

We found negligible collinearities ($r < 0.30$) between the level of herbicide treatment in a 100 m radius around sites, connectivity index (radius 300m), and cover in low height herbaceous species, therefore kept as explanatory variables in statistical analyses. Relative moisture was positively correlated to rate of herbicide use ($r = 0.59$), and negatively correlated to herbaceous height ($r = -0.55$), hence was not included as an explanatory variable in statistical analyses.

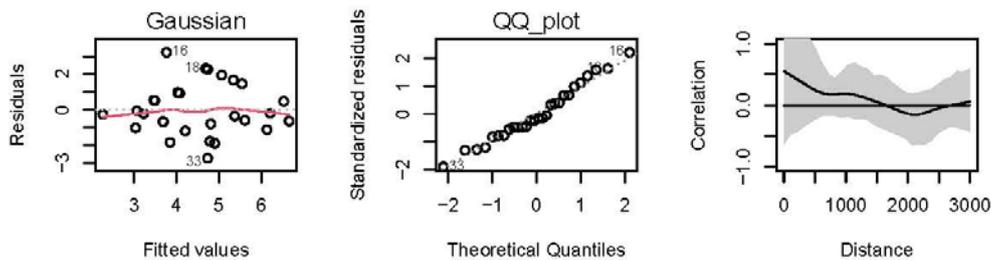
4.3 Data analysis

4.3.1. Species richness

```
mod_Rsp_Ortho <- lm(RSp ~ dPCo300+IFTher100+herb_h,
  data = Data_Ortho)
```

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_Rsp_Ortho, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Ortho[, "X"], y=Data_Ortho[, "Y"],
z=residuals(mod_Rsp_Ortho, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model provides a good fit to the data. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_Rsp_Ortho)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

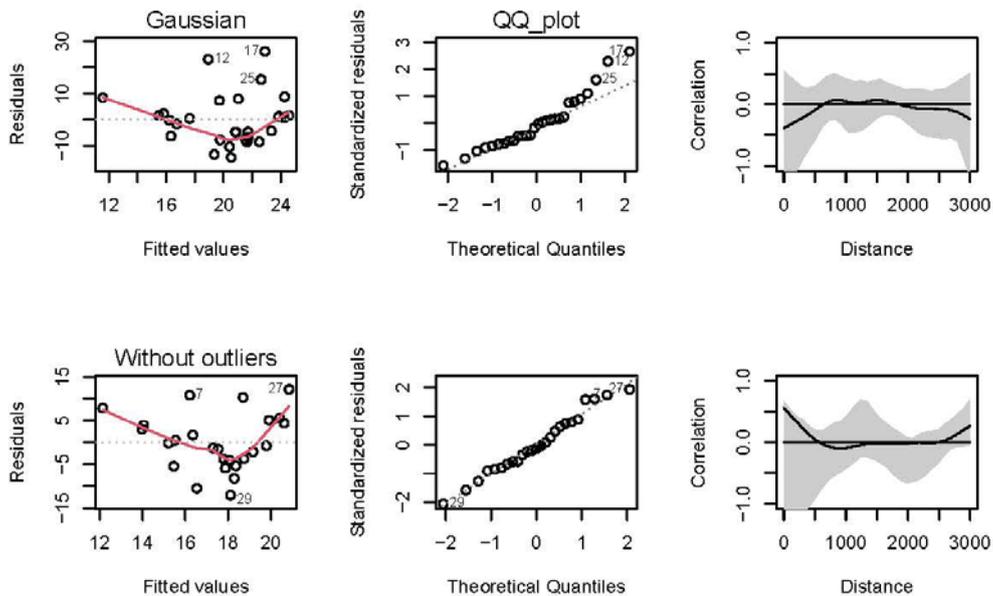
##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	4.536	0.290	15.666	0.000
## dPCo300	-0.377	0.310	-1.215	0.236
## IFTher100	0.922	0.322	2.860	0.009
## herb_h	-0.181	0.314	-0.578	0.569

4.3.2. Abundance

```
mod_Abtot_Ortho <- lm(Abtot ~ dPCo300+IFTher100+herb_h,
  data = Data_Ortho)
Data_Ortho1<-Data_Ortho[which(Data_Ortho$Site!="C8"),]
Data_Ortho1<-Data_Ortho1[which(Data_Ortho1$Site!="C11"),]
Data_Ortho1<-Data_Ortho1[which(Data_Ortho1$Site!="A6"),]
mod_Abtot_Ortho1 <- lm(Abtot ~ dPCo300+IFTher100+herb_h,
  data = Data_Ortho1)
```

```
par(mfrow=c(2,3))
plot(mod_Abtot_Ortho, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot", "", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Ortho[, "X"], y=Data_Ortho[, "Y"],
z=residuals(mod_Abtot_Ortho, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
plot(mod_Abtot_Ortho1, which=1:2, caption = list("Without outliers", "", "", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Ortho[, "X"], y=Data_Ortho[, "Y"],
z=residuals(mod_Abtot_Ortho1, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model (Gaussian error variance) has 3 influential points that produce variation heterogeneity through inflated residuals distribution for upper fitted values. Eliminating these 3 outliers ameliorate model variance homogeneity. No spatial autocorrelation is detected.

```
round(summary(mod_Abtot_Ortho)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	20.214	1.991	10.153	0.000
## dPCo300	-3.095	2.132	-1.452	0.160
## IFTher100	-0.527	2.218	-0.237	0.814
## herb_h	0.634	2.159	0.294	0.772

```
round(summary(mod_Abtot_Ortho1)$coefficients,3)
```

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	17.578	1.389	12.659	0.000
## dPCo300	-2.106	1.457	-1.446	0.163
## IFTher100	-0.919	1.567	-0.586	0.564
## herb_h	0.335	1.544	0.217	0.830

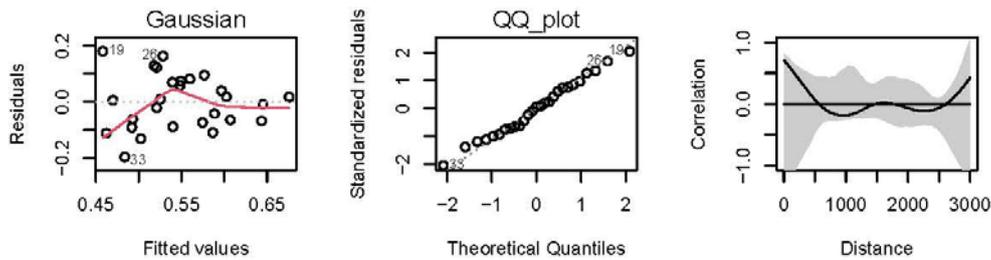
The second model excluding outliers do not changes the results of the model including them. We kept results from the first model including apparent outliers.

4.3.3. Evenness

```
mod_E_Ortho <- lm(EFtot ~ dPCo300+IFTher100+herb_h,
  data = Data_Ortho)
```

```
par(mfrow=c(1,3))
plot(mod_E_Ortho, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot", "", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Ortho[, "X"], y=Data_Ortho[, "Y"],
z=residuals(mod_E_Ortho, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model has 3 influential points that only marginally produce variation heterogeneity through inflated residuals distribution for minimal fitted values - without consequences on residuals distribution.

```
round(summary(mod_E_Ortho)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

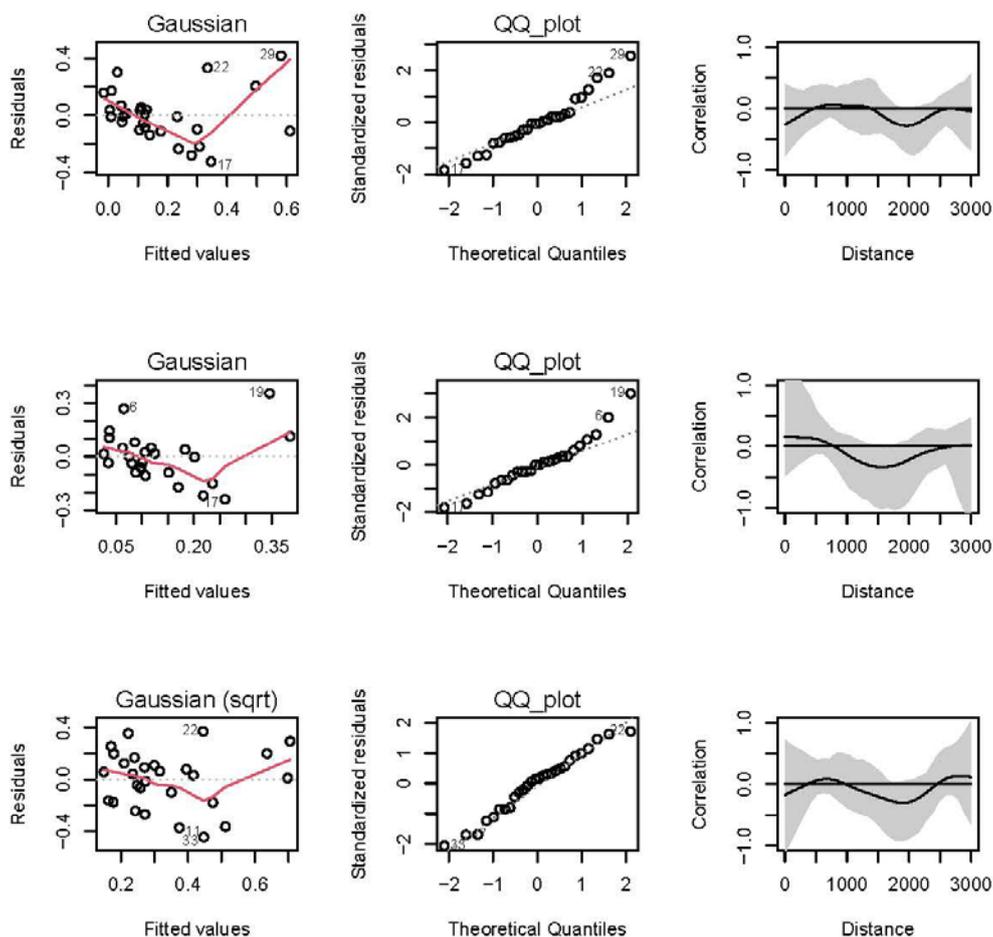
##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	0.547	0.020	27.688	0.000
## dPCo300	0.053	0.021	2.503	0.020
## IFTher100	0.025	0.022	1.138	0.267
## herb_h	-0.013	0.021	-0.607	0.550

4.3.4. Community specialisation

```
mod_CWMs_Ortho <- lm(CWMs ~ dPCo300+IFTher100+herb_h,
  data = Data_Ortho)
Data_Ortho4<-Data_Ortho[which(Data_Ortho$Site!="P1"),]
Data_Ortho4<-Data_Ortho4[which(Data_Ortho4$Site!="C5"),]
mod_CWMs_Ortho2 <- lm(CWMs ~ dPCo300+IFTher100+herb_h,
  data = Data_Ortho4)
mod_CWMs_Ortho3 <- lm(sqrt(CWMs) ~ dPCo300+IFTher100+herb_h,
  data = Data_Ortho)
```

```
par(mfrow=c(3,3))
plot(mod_CWMs_Ortho, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Ortho[, "X"], y=Data_Ortho[, "Y"],
z=residuals(mod_CWMs_Ortho, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
plot(mod_CWMs_Ortho2, which=1:2, caption = list("Gaussian", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Ortho4[, "X"], y=Data_Ortho4[, "Y"],
z=residuals(mod_CWMs_Ortho2, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
plot(mod_CWMs_Ortho3, which=1:2, caption = list("Gaussian (sqrt)", "QQ_plot","", "", ""), cex.caption = 0.8)
spatcor_Es<-spline.correlog(x=Data_Ortho[, "X"], y=Data_Ortho[, "Y"],
z=residuals(mod_CWMs_Ortho3, type="pearson"),na.rm=TRUE, xmax=3000,
resamp=100, npoints=30, quiet = T)
plot(spatcor_Es)
```

a. Variance checking



The linear model has 2 influential points that produce variation heterogeneity through inflated residuals distribution for maximal fitted values - with consequences on residuals distribution. Eliminating these outliers do not ameliorate variance homogeneity. Using a lsquare root transformation on the CWMD response variable ameliorates requirements for variance homogeneity.

```
round(summary(mod_CWMs_Ortho)$coefficients,3)
```

b. Model coefficients

##	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
## (Intercept)	0.182	0.036	5.115	0.000

```
## dPCo300      0.083    0.038    2.173    0.040
## IFTher100   -0.007    0.040   -0.185    0.855
## herb_h      0.155    0.039    4.017    0.001
```

```
round(summary(mod_CWMs_Ortho2)$coefficients,3)
```

```
##           Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
## (Intercept)   0.144     0.028   5.104  0.000
## dPCo300       0.045     0.030   1.474  0.155
## IFTher100     0.005     0.030   0.175  0.863
## herb_h        0.101     0.032   3.123  0.005
```

```
round(summary(mod_CWMs_Ortho3)$coefficients,3)
```

```
##           Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
## (Intercept)   0.335     0.044   7.642  0.000
## dPCo300       0.068     0.047   1.459  0.158
## IFTher100     0.014     0.049   0.290  0.775
## herb_h        0.154     0.047   3.252  0.003
```

Using the square root transformation on the response variable does not merely changes models interpretation, and gives arguments not to trust any effect of connectivity index on Orthopteran community specialisation metrics.

4.4. Figure (Fig. 5 of the ms)

```
Fig3a<-ggplot(Data_Ortho, aes(x=IFTher100, y=RSp)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2)) +
  ylab("Species richness") + xlab("Rate of herbicide treatment within 100 m")+
  ggtitle("a")+
  theme(plot.title = element_text(size = 10, face = "bold"))+theme_classic(base_size = 9)
Fig3b<-ggplot(Data_Ortho4, aes(x=dPCo300, y=EFtot)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2)) +
  ylab("Evenness") + xlab("Connectivity index (300 m)")+
  ggtitle("b")+
  theme(plot.title = element_text(size = 10, face = "bold"))+theme_classic(base_size = 9)
Fig3c<-ggplot(Data_Ortho, aes(x=herb_h, y=CWMs)) +
  geom_point() + stat_smooth(method="lm", se=T) +
  scale_y_continuous(labels = function(x) round(as.numeric(x), digits=2)) +
  ylab("Specialisation") + xlab("Herbaceous cover")+
  ggtitle("c")+
  theme(plot.title = element_text(size = 10, face = "bold"))+theme_classic(base_size = 9)
Fig_3<-grid.arrange(Fig3a, Fig3b, Fig3c, newpage = F, nrow = 3, ncol = 1)

# Figure 5 of the ms
ggsave("Thierry_et_al_Fig_5.tiff", width = 8, height = 18, units="cm", dpi=300, Fig_3)
```

5. Correlations between community diversity measures (Table 4 of the ms)

```
Data_corTOT<-read.table("EV_cor_tot2.txt", h=T)
print(Data_corTOT)
```

##	Site	X	Y	Soil_F	Humidite_num	RSp_F	Abtot_F	Eftot_F	CWms_F
## 1	A1	614844.9	6876594	Sandy	3	26	130	0.6485919	17.18266
## 2	A10	611759.1	6874702	Clay	3	21	97	0.6522372	17.60140
## 3	A11	611097.9	6874614	Sandy	3	13	70	0.6320175	19.03911
## 4	A12	613667.2	6874767	Sandy	3	28	131	0.6459333	17.72780
## 5	A13	609876.1	6874610	Clay	3	10	47	0.6135332	18.14083
## 6	A14	612479.5	6875016	Sandy	2	14	84	0.6358659	19.77419
## 7	A15	613456.2	6875181	Clay	3	8	34	0.5771166	18.87681
## 8	A2	614709.6	6876360	Sandy	3	18	109	0.6479895	18.58878
## 9	A3	614056.8	6876024	Sandy	3	14	81	0.6339113	18.63649
## 10	A4	613831.3	6875933	Sandy	3	26	135	0.6448666	17.82707
## 11	A5	613340.1	6875607	Sandy	3	22	101	0.6310626	17.21313
## 12	A6	614382.3	6876201	Clay	3	18	86	0.6315714	17.78569
## 13	A7	613586.1	6875760	Clay	3	11	67	0.6328047	18.68224
## 14	A8	612810.2	6875487	Clay	3	13	92	0.6727504	17.36072
## 15	A9	612291.7	6874778	Clay	3	12	60	0.6116899	18.97475
## 16	C10	617280.6	6877163	Clay	2	21	96	0.6276262	18.67776
## 17	C11	618606.9	6878027	Clay	3	13	79	0.6493669	17.11607
## 18	C12	618163.2	6877820	Clay	3	14	83	0.6470439	18.74913
## 19	C2	617954.0	6876284	Sandy	1	29	191	0.6664842	17.81353
## 20	C3	617907.2	6876382	Sandy	1	28	174	0.6342371	18.17829
## 21	C4	617879.8	6876726	Sandy	2	35	180	0.6523201	17.39880
## 22	C5	617326.8	6876514	Sandy	2	29	136	0.6535928	18.82222
## 23	C6	617292.0	6876753	Sandy	2	17	92	0.6357073	17.36214
## 24	C7	617886.3	6877084	Sandy	2	19	110	0.6669694	17.92448
## 25	C8	618147.5	6877491	Clay	2	26	128	0.6368155	17.86489
## 26	C9	617736.0	6877338	Clay	3	17	121	0.6607976	18.01449
## 27	LF	615104.1	6875877	Sandy	2	26	112	0.6322577	17.34791
## 28	MF	615462.3	6869730	Clay	3	22	97	0.6439520	17.95912
## 29	P1	617188.1	6875161	Sandy	1	30	203	0.6655068	18.94834
## 30	P2	616158.3	6874631	Sandy	2	23	160	0.6579671	18.21086
## 31	P3	615571.0	6874389	Sandy	2	31	193	0.6600572	18.43825
## 32	P4	614974.6	6874105	Sandy	2	22	109	0.6373855	18.85358
## 33	P5	615233.6	6874295	Sandy	2	23	144	0.6563807	18.03600
## 34	V2	605292.9	6873804	Clay	2	16	87	0.6340411	18.08463
## 35	V36	605746.3	6873914	Clay	2	24	111	0.6464674	17.57257
##	CWmd_F	CWmdp_F	RSp_R	Abtot_R	Eftot_R	CWms_R	CWmd_R	RSp_0	Abtot_0
## 1	1.0385385	57.38710	8	24	0.6031827	1.541667	2.625000	4	15
## 2	1.2652747	51.05495	4	8	0.6381250	1.000000	2.750000	6	14
## 3	1.2305263	34.41818	1	1	NA	1.000000	2.000000	7	16
## 4	0.9990698	50.92248	9	23	0.6077220	1.000000	2.913043	5	18
## 5	1.3442553	42.00000	5	10	0.5970445	1.000000	2.900000	NA	NA
## 6	1.2486486	28.72222	3	3	0.6931472	1.000000	2.666667	5	16
## 7	1.2261765	29.17647	9	26	0.5342114	1.269231	2.730769	7	27
## 8	1.2552632	41.50000	5	6	0.6648307	1.000000	2.666667	7	17
## 9	1.0470370	40.55000	4	12	0.5994247	1.083333	2.750000	5	6

CHAPITRE 3

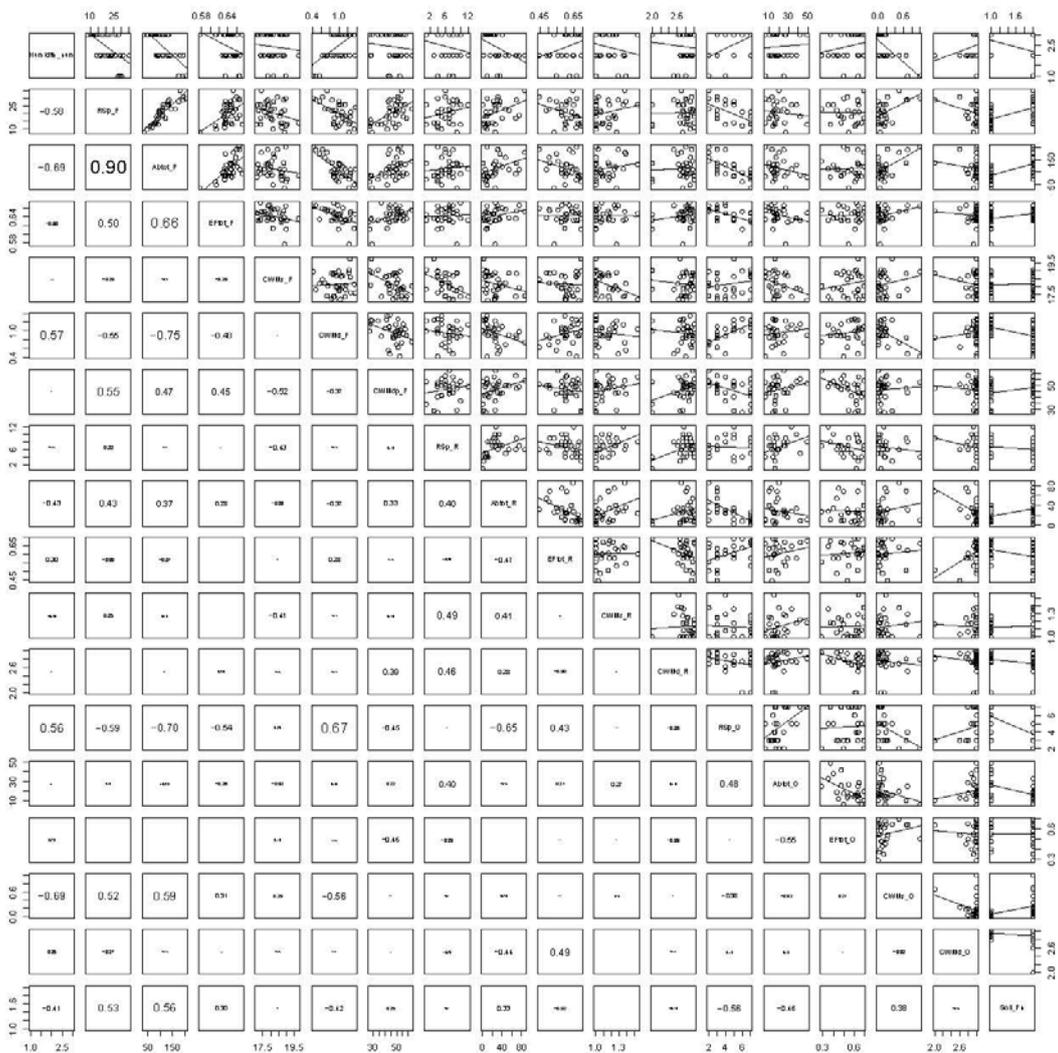
```

## 10 0.9917164 53.21481      1      1      NA 1.000000 2.000000      NA      NA
## 11 0.8351485 47.11881      7     26 0.5983633 1.000000 2.730769      3     15
## 12 1.1466667 55.56410      5      9 0.6721614 1.222222 3.000000      7     42
## 13 0.9400000 48.96923      4      6 0.6648307 1.166667 3.000000      NA     NA
## 14 0.8756522 37.20652     10     26 0.6030123 1.080000 2.880000      4     16
## 15 0.9896667 27.36667      4      8 0.6931472 1.000000 2.000000      6     14
## 16 1.0759783 43.88043      8     16 0.5773753 1.066667 2.933333      7     29
## 17 0.8967105 51.82857      8     11 0.6810640 1.181818 2.818182      7     49
## 18 0.8756098 46.76923      7     21 0.6729321 1.095238 3.000000      7     26
## 19 0.4773936 44.10526      8     31 0.6247206 1.290323 2.516129      4     25
## 20 0.5617647 43.04094      7     36 0.5469800 1.388889 2.611111      NA     NA
## 21 0.7312048 54.11377      6     86 0.6439776 1.376471 2.694118      2     20
## 22 0.8419828 47.70248      9     69 0.5070646 1.161765 2.808824      3     10
## 23 0.8941772 58.29114      6     68 0.6075647 1.164179 2.805970      3     18
## 24 0.9791919 49.03030      7     75 0.5795153 1.240000 2.840000      3     12
## 25 1.0313386 53.41270     10     34 0.5785512 1.176471 2.735294      5     38
## 26 1.0921818 43.74545      7     40 0.6355140 1.256410 2.846154      3     10
## 27 1.1377778 49.28713     12     28 0.6489380 1.357143 2.750000      5     33
## 28 0.9374725 55.51111      NA     NA      NA      NA      NA      NA     NA
## 29 0.4213441 52.67347      4     10 0.6660895 1.000000 2.800000      2      6
## 30 0.6823448 49.88667      5     47 0.5052627 1.000000 2.913043      2     17
## 31 0.6296216 51.11351      6     32 0.4465416 1.031250 2.937500      3     13
## 32 0.9000971 49.78241      6     54 0.4893391 1.055556 2.962963      3     19
## 33 0.7517730 62.70423      7     27 0.5566488 1.000000 2.960000      2     25
## 34 1.1545455 28.06494      NA     NA      NA      NA      NA      NA     NA
## 35 1.3654545 44.11818      NA     NA      NA      NA      NA      NA     NA
##      Eftot_0      CWMs_0      CWMd_0
## 1 0.6441262 0.18181818 3.000000
## 2 0.6070312 0.14285714 3.000000
## 3 0.6229960 0.06250000 2.937500
## 4 0.6373360 0.00000000 3.000000
## 5      NA      NA      NA
## 6 0.6416005 0.33333333 3.000000
## 7 0.5469781 0.04166667 2.925926
## 8 0.5755661 0.06666667 3.000000
## 9 0.6721614 0.16666667 3.000000
## 10      NA      NA      NA
## 11 0.5425789 0.00000000 3.000000
## 12 0.4766999 0.07500000 3.000000
## 13      NA      NA      NA
## 14 0.6203421 0.00000000 3.000000
## 15 0.6089440 0.14285714 3.000000
## 16 0.6480973 0.03703704 2.793103
## 17 0.3705470 0.02127660 3.000000
## 18 0.4758438 0.08695652 2.961538
## 19 0.6399271 0.70000000 3.000000
## 20      NA      NA      NA
## 21 0.6931472 0.50000000 3.000000
## 22 0.6365142 0.66666667 2.000000
## 23 0.5004024 0.20000000 2.800000
## 24 0.4505612 0.16666667 2.750000
## 25 0.4001427 0.04166667 2.880000
## 26 0.6931472 0.00000000 3.000000
## 27 0.3502221 0.13043478 2.931034

```

```
## 28      NA      NA      NA
## 29 0.5004024 1.00000000 3.000000
## 30      NA 0.00000000 3.000000
## 31 0.5354610 0.22222222 2.600000
## 32 0.4313912 0.11111111 3.000000
## 33 0.2868360 0.00000000 3.000000
## 34      NA      NA      NA
## 35      NA      NA      NA
```

```
Data_corTOT$Soil_Fn<-as.numeric(as.factor(Data_corTOT$Soil_F))
print(cor_plotTOT<-pairs(Data_corTOT[c(5:22)],
      upper.panel = panel.lines2, lower.panel=panel.cor, digits=2))
```



NULL

4. Conclusion générale du chapitre

Dans ce chapitre, nous avons cherché à mieux comprendre les liens existant entre la biodiversité et le paysage, et en particulier sa connectivité, en étudiant comment cette dernière peut influencer les communautés d'espèces, leur diversité et leurs traits fonctionnels par rapport à d'autres caractéristiques du paysage et à des variables locales. Pour cela, deux études complémentaires ont été réalisées. La première, effectuée à l'échelle régionale, a porté sur l'influence de la connectivité et de l'hétérogénéité du paysage sur la structuration des communautés d'espèces floristiques spécialistes des pelouses calcicoles. La seconde, effectuée à une échelle plus locale, a porté sur l'influence de la connectivité, des pratiques agricoles et de variables locales sur la flore, les rhopalocères et les orthoptères des habitats herbacés d'un réseau de sites de captage d'eau potable. Si la connectivité représente un fort enjeu pour la préservation de la biodiversité, ces différents travaux ont mis en évidence la complexité des liens qui les unissent.

L'influence de la connectivité sur la biodiversité peut notamment dépendre des métriques paysagères utilisées, du contexte paysager, des espèces étudiées et de leurs traits fonctionnels. L'étude de la diversité fonctionnelle associée à celle de la diversité taxonomique apporte ainsi des éclairages complémentaires et est nécessaire pour améliorer notre compréhension et notre

capacité à prédire l'effet de la perte de connectivité sur les communautés d'espèces. Par ailleurs, l'originalité de notre approche repose également sur la prise en compte dans nos analyses de la connectivité fonctionnelle potentielle, issue de la théorie des graphes et de la méthode des chemins de moindre coût, plus précise que de nombreuses études précédentes se basant sur la connectivité structurelle (par exemple la quantité globale d'un habitat dans un territoire donné).

Nos résultats ont montré que certaines espèces, notamment celles ayant de faibles capacités de dispersion, pouvaient avoir une sensibilité accrue à la fragmentation du territoire. Si la connectivité a un effet globalement positif sur les communautés d'espèces étudiées, nos résultats tendent cependant à montrer qu'elle peut également, dans certains cas, avoir une influence négative, en favorisant notamment des espèces compétitives au détriment d'espèces spécialistes qui le seraient moins. D'autres variables sont aussi parfois susceptibles d'influencer davantage les communautés, notamment l'hétérogénéité du paysage ou les pratiques agricoles, dont les effets restent à approfondir, ainsi que de nombreuses variables locales. Il est donc nécessaire de prendre en considération la complexité des relations entre les facteurs locaux et paysagers et la biodiversité avant de prioriser les actions à mettre en place en faveur de celle-ci.



Prairie mésophile se développant sur l'ISD de Gueltas © Chloé Thierry

DISCUSSION GÉNÉRALE

1. La modélisation de la connectivité par la théorie des graphes

1.1. Un outil d'aide à la décision et de compréhension des réseaux écologiques

La méthodologie de modélisation des réseaux écologiques présentée dans le Chapitre 1, basée sur la théorie des graphes et la méthode des chemins de moindre coût, montre un intérêt particulier pour la compréhension des réseaux écologiques et de la connectivité d'un territoire, mais également en tant **qu'outil d'aide à la décision pour les différents acteurs** de ce territoire. La possibilité de tester différents scénarios d'aménagement offre notamment de nombreuses perspectives. Outre **l'identification des principales continuités** en vue de les préserver, cette méthode permet également **d'identifier les zones à restaurer, à agrandir, voire à aménager** selon les enjeux. Il est donc possible de mieux **évaluer les impacts**, positifs ou négatifs, qu'un projet défini pourrait engendrer sur la connectivité et aider ainsi à déterminer des objectifs d'aménagement, de conservation ou de gestion. Ces dernières années, de plus en plus d'études et d'articles scientifiques utilisant la théorie des graphes dans ce but sont parus sur le sujet (e. g. Clauzel, 2017 ; Tarabon *et al.*, 2020 ; Niyogi *et al.*, 2021). Par exemple, les gestionnaires de sites industriels ont la possibilité d'élaborer un projet d'aménagement écologique en testant divers emplacements pour un même habitat et en comparant le gain de connectivité obtenu. A l'inverse, l'identification par la modélisation des zones de moindres enjeux en termes de connectivité permettrait à des opérateurs de mieux anticiper les effets de l'implantation de nouveaux sites ou de projets d'aménagement

impliquant la destruction d'habitats et ainsi réduire leurs impacts (Foltête *et al.*, 2014).

Par ailleurs, notre étude s'est focalisée sur la **sous-trame herbacée** mais il serait nécessaire de reproduire cette méthodologie pour d'autres **sous-trames complémentaires** afin de les intégrer dans les réflexions et d'avoir une **vision plus complète des enjeux de connectivité** sur le territoire francilien. Des **priorisations et compromis** devront être trouvés en fonction des enjeux identifiés, un site ou territoire pouvant difficilement participer de façon importante à toutes les sous-trames. La planification et la gestion de la connectivité des habitats nécessitent d'être réfléchies également sur un large **éventail d'échelles spatiales** et pour des **espèces aux exigences écologiques et aux capacités de dispersion différentes**.

Finalement, les travaux de modélisation menés à l'échelle régionale ont permis de mieux comprendre la **fragmentation du territoire francilien** pour la sous-trame herbacée ainsi que les **grands ensembles à enjeux et les parcelles importantes pour sa connectivité**. Combinés à l'étude des enjeux plus globaux de biodiversité et à des vérifications de terrain sur la fonctionnalité des habitats, ces résultats peuvent servir **d'appui pour les entreprises mais aussi les gestionnaires de la planification urbaine et de la conservation de la nature**, en vue de **concilier activités humaines et biodiversité**.

1.2. Des limites liées à la cartographie d'occupation du sol

Nous avons également vu dans le Chapitre 1 **l'importance de l'étape de cartographie d'occupation du sol en amont de toute démarche de modélisation** des réseaux écologiques et de la connectivité, véritable **base de travail dont dépendent fortement les résultats**. Si la méthodologie développée a permis d'obtenir une cartographie relativement fiable et précise de l'occupation du sol, **certaines limites** sont tout de même à noter. Tout d'abord, **des erreurs sont possibles dans l'attribution de certaines classes d'occupation du sol**. Les bases de données cartographiques utilisées sont souvent produites à partir de photo-interprétation et de télédétection et ne sont pas exemptes d'inexactitudes. Par exemple, les données d'Occupation du Sol (OSO) du Centre d'études spatiales de la biosphère (CESBIO) montrent des **confusions dans l'attribution des classes d'occupation du sol**, principalement entre les pelouses et les landes, à l'intérieur des classes artificialisées et au sein des cultures annuelles. Nous nous sommes aussi rendu compte que beaucoup de **petits sites industriels** étaient considérés dans la cartographie comme des zones entièrement artificialisées (« activités économiques et industrielles » dans le MOS), alors qu'un grand nombre d'entre eux accueillent des espaces végétalisés, ce qui a fortement limité l'analyse de l'intérêt de ces sites dans la connectivité des milieux herbacés. Une solution aurait pu être de considérer par défaut l'emprise des petits sites de SUEZ (notamment les sites de captage d'eau potable, les réservoirs ou les bassins) comme des espaces herbacés, au risque cette fois-ci de surestimer leur importance, ou bien de garder les données de l'OSO pour ces espaces. Un autre problème réside dans **l'actualisation des bases de données** : si la

plupart de celles qui ont été utilisées datent de 2017 voire 2018, le **paysage est en constante évolution**, d'autant plus dans la région Île-de-France particulièrement marquée par l'artificialisation, et certaines données ne sont donc probablement déjà plus d'actualité. Enfin, les modélisations effectuées nécessitent, souvent pour des questions de **temps de calcul et de compréhension des résultats, des étapes de simplification** des données cartographiques. Ainsi, le **regroupement en principales classes d'occupation du sol** ne rend pas compte de la diversité d'habitats présents sur le territoire d'étude, et l'étape de **rasterisation** diminue la précision spatiale des données. Cette dernière est également à l'origine des limites rencontrées lors de l'analyse des résultats quant à certains éléments linéaires ayant été séparés en plusieurs pixels déconnectés. Nous aurions pu agrandir les zones tampons autour de ces éléments mais nous n'avons pas souhaité trop surestimer les milieux concernés. Si cela n'a globalement pas posé de problème pour l'étude de la connectivité des milieux herbacés à l'échelle régionale, cela a pu biaiser l'analyse des différences entre les taches d'habitat selon leur localisation.



Figure 69 : Layon constituant un élément linéaire dans le paysage © Chloé Thierry

1.3. Des limites liées à la définition des espèces cibles et de leurs habitats

Les trois groupes taxonomiques étudiés – **la flore, les rhopalocères et les orthoptères** – ont été choisis parce que leurs préférences écologiques étaient cohérentes avec les habitats herbacés des sites gérés par des entreprises, souvent de petite taille. Nous avons également souhaité garder une cohérence entre les différentes parties de ce manuscrit en utilisant une méthodologie et des paramétrages similaires. Notons cependant que **les paramètres choisis pour les rhopalocères et les orthoptères étaient très semblables**, ce qui a entraîné des résultats assez redondants entre ces deux groupes pour les analyses à l'échelle régionale. Par ailleurs, les distances de dispersion utilisées pour la modélisation (100 à 1000 mètres) ont été déterminées suite à une revue bibliographique et des échanges avec différents experts, mais la variabilité des données disponibles, associées à des lacunes de connaissances, rendent difficile le choix de distances pertinentes. De plus, **les distances utilisées peuvent paraître faibles** par rapport à l'échelle de la région Île-de-France. Les études effectuées à des échelles régionales prennent en effet souvent en compte des espèces aux distances de dispersion de l'ordre de plusieurs kilomètres. **Ce choix reste tout de même cohérent** par rapport au caractère très fragmenté de la sous-trame herbacée qui forme des fragments d'habitat nombreux et proches mais ayant en moyenne de très faibles surfaces. Il serait intéressant de compléter ces travaux par **l'étude d'autres groupes taxonomiques** pour représenter au mieux l'ensemble des espèces inféodées aux milieux herbacés en Île-de-France (par exemple des mammifères ou des oiseaux). Dans le cas d'espèces ayant des distances de

dispersion nettement plus élevées de l'ordre de plusieurs kilomètres, il faudrait alors également sans doute **adapter la taille seuil des taches d'habitat** pour qu'elle soit cohérente avec l'étude d'espèces aux domaines vitaux plus importants.

Par ailleurs, pour les trois taxons étudiés, nous avons utilisé des **groupes d'espèces fictifs**, considérés comme représentatifs d'un ensemble d'espèces associées aux milieux herbacés. Les groupes taxonomiques choisis comprennent en réalité un grand nombre **d'espèces aux caractéristiques variables**, étant donné que chaque espèce possède un biotope qui lui est propre, a un domaine vital spécifique et dispose de ses propres capacités de mouvement qui dépendent de la distance entre ses taches d'habitat et de la nature des éléments de la matrice à franchir (Opdam *et al.*, 2001, Vos *et al.*, 2001). Si **la définition de l'habitat des espèces est une étape primordiale** avant d'analyser la connectivité, un premier choix discutable réside dans **l'absence de surface seuil** pour définir les taches d'habitat des espèces, qui pouvaient donc ne représenter qu'un pixel, soit 100 m². Ce choix, globalement en adéquation avec les préférences écologiques des groupes d'espèces fictifs étudiés, a également permis d'obtenir des résultats précis sur la connectivité de la sous-trame herbacée et sur son étendue, tout en intégrant les petites parcelles herbacées des sites gérés par l'entreprise étudiée. Cependant, définir une taille seuil, par exemple de l'ordre de 1 ha, et considérer les parcelles plus petites comme des éléments favorables à la dispersion sans pour autant les prendre en compte en tant que taches d'habitat, aurait pu aussi être un choix judicieux. D'une part, cette taille de

domaine vital pourrait être pertinente selon certains auteurs pour une grande partie des espèces étudiées (Theuerkauf et Rouys, 2006 ; Baguette et Stevens, 2013). D'autre part, cela aurait permis d'éviter la démultiplication des taches d'habitat, notamment dans le cas des éléments linéaires trop fins et séparés en pixels isolés, tout en simplifiant la démarche et en réduisant les temps de calculs. De plus, en raison de l'utilisation de groupes d'espèces fictifs et des données disponibles, la **définition des taches d'habitat a aussi pu manquer de précision** à cause de la simplification de la cartographie en grandes catégories d'occupation du sol. Ici aussi, les exigences des espèces composant les groupes taxonomiques considérés sont multiples et notre définition des habitats, basée uniquement sur des grands types de milieux, **ne prend pas en compte la variabilité de**

certains paramètres locaux influençant la présence des espèces (effets de lisières, topographie, plantes hôtes, humidité ou pH par exemple). Un travail plus élaboré de modélisation de la carte d'habitat des espèces considérées en amont de l'analyse de la connectivité pourrait être effectué en ayant suffisamment de connaissances sur leurs exigences écologiques (Avon et Bergès, 2013). Cependant, même si nous disposions des données nécessaires pour toutes les espèces nous permettant d'étudier spécifiquement la connectivité du paysage pour chacune d'entre elles, la multitude de résultats et d'analyses serait difficilement exploitable. L'approche multi-espèces, en s'appuyant sur des espèces fictives, peut ainsi constituer **un bon compromis** entre la modélisation et la réalité écologique (Bourgeois, 2015).

1.4. Des déplacements complexes à modéliser

Si la **méthode des chemins de moindre coût** est considérée comme une méthode d'estimation de la connectivité performante (Zeller *et al.*, 2012), elle fait également l'objet de **nombreuses critiques** (Sawyer, 2011). Un des choix méthodologiques qui montre notamment ses limites est celui de la sélection de coefficients de rugosité pour chaque pixel de la carte d'occupation du sol, à la base du calcul des chemins de moindre coût définissant les déplacements des espèces considérées. Nos résultats sont en effet considérablement influencés par le choix de ces valeurs et les classes d'occupation du sol définies. **L'attribution des coûts** repose dans notre étude sur des ordres de grandeur définis à dire d'experts, comme cela est couramment utilisé dans la bibliographie (Zeller *et al.*, 2012). Certaines approches

pourraient permettre de définir des valeurs plus proches de la réalité écologique, en ayant recours en amont à des expériences sur des individus (Coulon *et al.*, 2008 ; Pinaud *et al.*, 2018) ou en étudiant leurs données génétiques (Stevens *et al.*, 2004 ; 2006), mais elles s'appliquent surtout à l'étude d'une seule espèce (Flavenot, 2014).

L'exercice d'attribution des coefficients de rugosité était particulièrement difficile pour les plantes pour lesquelles les flux de propagules peuvent être plus aléatoires et moins directement liés à la structure paysagère, et dont les modes de dispersion sont complexes et très variables. A notre connaissance, très peu d'études utilisent d'ailleurs la théorie des graphes et la méthode des chemins de moindre coût pour étudier la connectivité du paysage pour des espèces

végétales. Nous avons donc opté pour une **approche assez simple** dans les attributions des coefficients de rugosité, mais en ayant conscience que les choix effectués ne sont pas pertinents pour certaines espèces floristiques, notamment celles se dispersant par zoochorie. Plusieurs facteurs influençant les déplacements des animaux ou des propagules n'ont d'ailleurs pas été intégrés dans les modèles. C'est le cas par exemple de la **topographie** qui peut fortement influencer les déplacements des espèces, notamment dans les zones les plus accidentées. La **direction des vents dominants**, trop complexe à intégrer dans les modèles, aurait en outre pu permettre d'apporter un autre éclairage sur les flux de propagules dans le paysage. Enfin, **certains facteurs anthropiques** intervenant dans la dispersion des espèces n'ont pas non plus été intégrés dans les modélisations. En effet, si les êtres humains et leurs activités sont responsables de la fragmentation du territoire, ils peuvent également participer à la dispersion de beaucoup d'espèces de façon active (introductions volontaires) ou passive (zoochorie, utilisation de moyens de transport, travaux et déplacement de terres, etc.). Citons l'exemple du Méconème fragile (*Meconema meridionale*), une petite sauterelle incapable de voler mais qui est connue pour se déplacer passivement sur de très longues distances grâce aux voitures dans lesquelles elle se réfugie, attirée par leur chaleur (Vlk *et al.*, 2012).



Figure 70 : Méconème fragile (*Meconema meridionale*) © Océane Roquinarc'h

Une autre limite vient du fait que l'utilisation de chemins de moindre coût repose sur **l'hypothèse d'un déplacement unique et optimal d'organismes « omniscients »** : pour être capables de choisir le chemin le moins coûteux, les individus sont en effet censés avoir une perception très large du paysage et en connaître parfaitement la configuration (Villemey, 2015). Il peut être alors intéressant d'utiliser des mesures de connectivité basées sur la **théorie des circuits**, qui établissent une analogie entre les mouvements individuels dans un graphe paysager et le flux d'électrons dans un circuit électrique (McRae et Beier 2007 ; McRae *et al.*, 2008). Cette approche, contrairement aux chemins de moindre coût, assimile le mouvement à un processus aléatoire en prenant en compte les différents déplacements possibles entre deux taches d'habitat. Les **modèles individu-centrés** ont quant à eux l'avantage de considérer la variabilité des individus et des caractéristiques comportementales plus proches de la réalité, telles que la distance de perception des organismes, mais ils nécessitent des connaissances très précises sur les espèces qui font souvent défaut (Kool *et al.* 2013 ; Coulon *et al.* 2015). Coulon *et al.* (2015) ont également montré la pertinence de l'utilisation d'un **modèle spatialement explicite de type SMS** (« Stochastic Movement Simulator »), qui simule les trajectoires comme une série de décisions de mouvement séquentielles, dépendant de l'information paysagère disponible dans le champ de perception d'un individu.

1.5. La modélisation des réseaux écologiques, une simplification de phénomènes complexes

Il est important de garder à l'esprit que les résultats des modélisations effectuées, dépendant des paramètres sélectionnés, restent **théoriques** et représentent une **vision simplifiée de la réalité**. Les modèles, même les plus complexes, ne peuvent tenir compte de l'ensemble des facteurs intervenant sur la présence d'une espèce et ses déplacements. En effet, la continuité d'un paysage relève de **phénomènes complexes qui s'interprètent à différentes échelles spatio-temporelles** ; il est donc difficile d'établir un consensus afin de mettre en place une méthode standardisée (Spaggiari *et al.*, 2010 ; Bernier et Théau, 2013). **Les choix méthodologiques** dépendent des questions posées et des données disponibles, et impliquent de se baser sur des hypothèses de travail le plus souvent soutenues par l'opinion d'experts et/ou par la littérature, mais qui

présentent un **niveau d'incertitude variable** (Beier *et al.*, 2008 ; Zeller *et al.*, 2012). Par ailleurs, la qualité et la précision des résultats sont aussi fortement influencées par des **arbitrages techniques liés aux temps de calculs** nécessaires qui sont parfois très élevés, des compromis devant alors être trouvés, souvent au détriment du degré de finesse de la modélisation. Le choix de recourir à son utilisation doit donc se faire en examinant en amont sa **plus-value** au regard des questions posées, des réponses apportées par les experts et des données mobilisables. Enfin, les résultats des modélisations restent des **orientations** qui demandent à être **interprétées avec prudence**, et **devront être replacés dans leur contexte et confrontés à une analyse experte du territoire et à des données de terrain**.

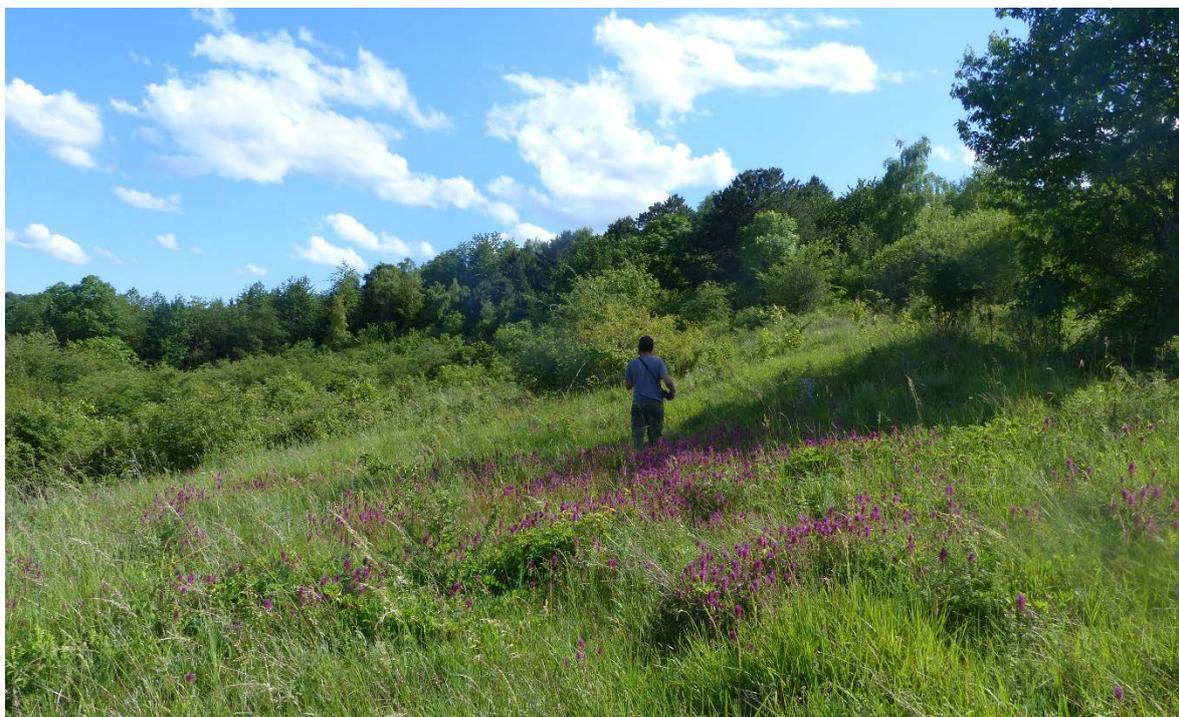


Figure 71 : Expertise de terrain © Chloé Thierry

2. Sites industriels et connectivité

2.1. Le rôle des sites industriels : fragmentation, connectivité ou hétérogénéité du paysage ?

Nous avons vu dans le Chapitre 2 que des sites gérés par une entreprise pouvaient jouer des **rôles opposés ou complémentaires dans la préservation et la restauration des continuités écologiques**, et plus largement dans la conservation de la biodiversité. S'ils peuvent participer à la **destruction et la fragmentation des habitats**, beaucoup de sites anthropisés peuvent également contribuer à **l'accueil de la biodiversité et au maintien voire au renforcement des réseaux écologiques**, s'ils bénéficient de **modes d'aménagement et de gestion adaptés**. Leurs rôles dans la connectivité du paysage dépendent fortement de paramètres comme leur taille, leur type d'activité et leur gestion mais également du contexte paysager au sein duquel ces sites sont implantés.

Plus généralement, les réseaux de sites industriels peuvent avoir de multiples effets sur la configuration du paysage, que ce soit en termes de **fragmentation, de connectivité ou d'hétérogénéité**. Plusieurs cas de figure sont présentés ci-après en envisageant 1) des paysages homogènes, soit favorables à la biodiversité (milieux semi-naturels), soit défavorables (milieux artificialisés, zones urbaines denses ou agriculture intensive par exemple), ou bien des paysages hétérogènes constitués d'une multitude de types d'occupation du sol, ainsi que 2) différents réseaux de sites industriels identiques dont les espaces semi-naturels sont considérés comme fonctionnels (Figure 72).

- Dans le cas d'un réseau de sites majoritairement artificialisés et installés au

sein d'un paysage hétérogène, ces sites peuvent contribuer en partie à la fragmentation et à l'homogénéisation du paysage (a) ;

- Dans le cas d'un réseau de sites majoritairement constitués de milieux semi-naturels installés au sein d'un paysage hétérogène, ces sites peuvent contribuer en partie à la connectivité et à l'homogénéisation du paysage (b) ;

- Dans le cas d'un réseau de sites dont l'occupation du sol est similaire à celle du paysage environnant, nous pouvons estimer que l'effet de ces sites sur la configuration du paysage est relativement faible : par exemple, pour des sites artificialisés dans un contexte homogène artificialisé (c), pour des sites constitués d'une variété de milieux (tels que des zones artificialisées, des milieux herbacés, des milieux boisés ou des milieux humides) dans un paysage hétérogène comprenant ces mêmes milieux (d), ou pour des sites constitués de milieux semi-naturels dans un contexte homogène constitué de ces mêmes milieux également (e)

- Dans le cas d'un réseau de sites majoritairement artificialisés et installés au sein d'un paysage principalement constitué de milieux naturels, ces sites peuvent surtout contribuer à la fragmentation du paysage (f) ;

- Dans le cas d'un réseau de sites majoritairement constitués de milieux semi-naturels installés au sein d'un paysage très artificialisé, ces sites peuvent davantage

DISCUSSION

participer à la connectivité du paysage, et dans une moindre mesure à son hétérogénéité (g) ;

- Dans le cas d'un réseau de grands sites industriels, constitués de zones artificialisées et de milieux semi-naturels diversifiés, et situés dans un paysage semi-naturel assez homogène, ces sites peuvent influencer de plusieurs façons la configuration de ce paysage : ils peuvent augmenter son hétérogénéité, tout en ayant un effet fragmentant sur celui-ci, notamment à cause de leurs surfaces artificialisées. Enfin, ces sites

peuvent également participer à la connectivité de certains milieux semi-naturels (h) ;

- Dans le cas d'un réseau de grands sites industriels similaires au cas précédent mais installés dans un paysage artificialisé, ces sites peuvent également avoir plusieurs effets sur le paysage. Ils peuvent ainsi augmenter son hétérogénéité et sa connectivité pour des espèces inféodées aux divers milieux semi-naturels présents sur les sites, et, dans une moindre mesure, participer à l'artificialisation et à la fragmentation du territoire (i).

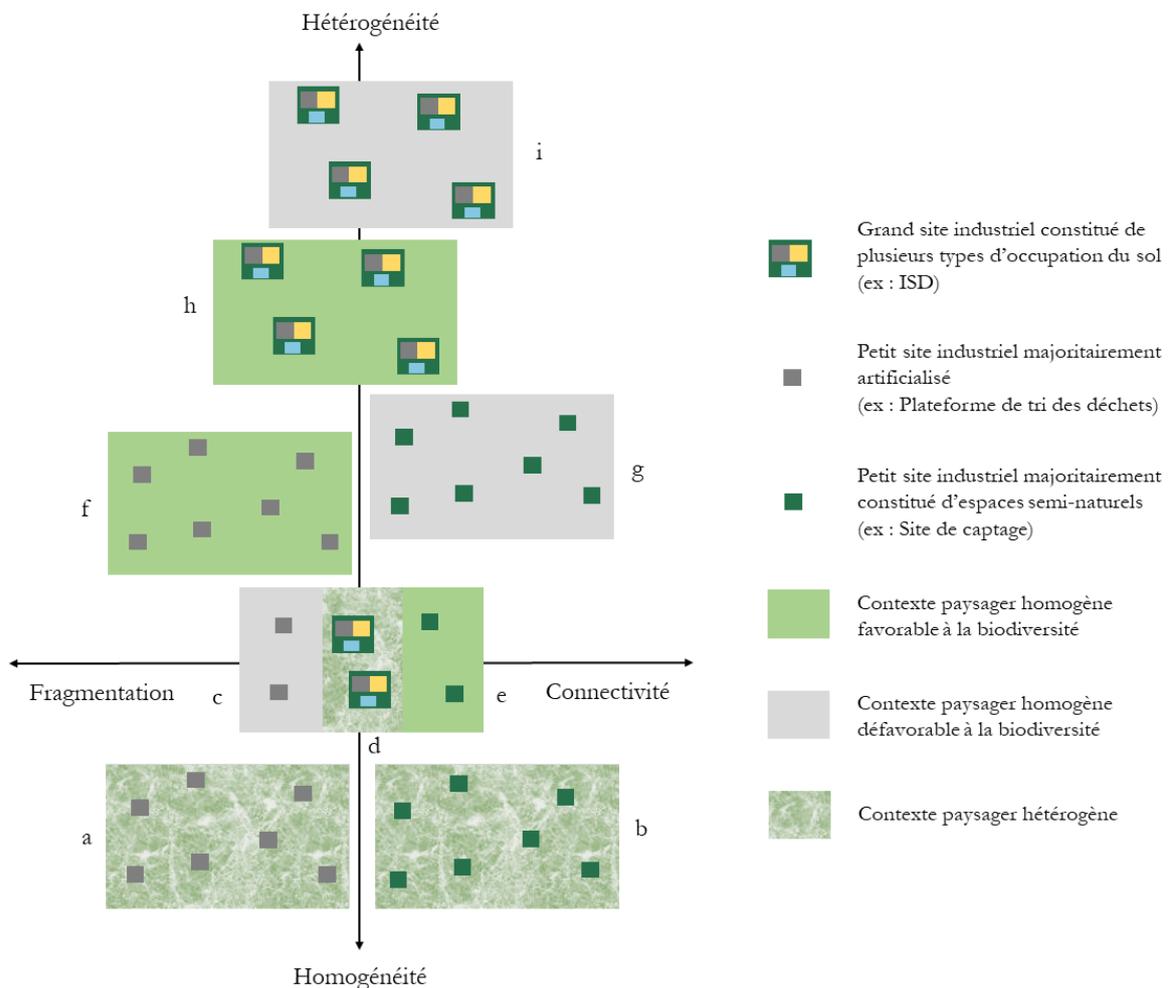


Figure 72 : Vision schématique des effets potentiels d'un réseau de sites industriels sur le paysage

Néanmoins, **ces cas restent théoriques** et il est souvent difficile de bien évaluer le gain de connectivité potentiel ou l'impact fragmentant de l'implantation d'un site industriel. En prenant l'exemple des **installations de stockage de déchets** (qui comportent divers espaces fréquemment retrouvés en partie sur d'autres sites industriels), l'implantation de ces sites sur un territoire devrait avoir un **effet fragmentant pour les espèces inféodées au milieu initialement perturbé et/ou sensibles aux milieux nouvellement créés** (cet effet étant variable selon le milieu perturbé et le contexte, par exemple faible si le site est installé sur des cultures intensives). La destruction directe de stations d'espèces et de milieux, l'artificialisation des sols, la gestion intensive de certains espaces, les pollutions (lumineuses, sonores, chimiques...) sont autant de facteurs particulièrement défavorables pour la biodiversité qui fragmentent le paysage. De plus, certains éléments fréquemment retrouvés sur les ISD en activité limitent voire empêchent le déplacement de beaucoup d'espèces : les clôtures, certains fossés ou bassins de gestion des eaux pluviales et de lixiviats ayant un substrat artificiel et des pentes fortes, les pistes et routes, les bâtiments et espaces d'agréments, les éclairages ou encore la présence de déchets accessibles qui concentre sur les ISD des espèces opportunistes ou charognardes (corbeaux, goélands, Milans noirs et royaux, étourneaux, cigognes, rongeurs...) et peuvent perturber les écosystèmes alentour (Delzons et Thierry, 2017). À l'inverse, ces installations, à l'image de certaines carrières, peuvent représenter un **gain de connectivité pour les espèces inféodées aux milieux nouvellement créés, en particulier les espèces pionnières** (Flavenot, 2014). Certains éléments des ISD peuvent ainsi également avoir un impact positif sur les réseaux

écologiques. Les surfaces exploitées et réaménagées peuvent en effet constituer des milieux originaux et jouer un rôle non négligeable dans l'accueil d'un grand nombre d'espèces, y compris des espèces patrimoniales (rares et/ou menacées). La **richesse écologique** des milieux présents sur les ISD est même dans certains cas plus élevée que celle des milieux exploités précédemment (culture intensive restituée en prairie extensive (peu gérée) ou en pelouse pionnière par exemple). Les milieux à caractère naturel les plus fréquemment rencontrés dans les ISD sont les prairies, les friches, les haies, les bois et bosquets, les fossés et plans d'eau. Les bassins d'eau pluviale et les fossés humides, surtout lorsqu'ils présentent un caractère naturel (fond minéral naturel avec végétation spontanée), peuvent offrir des habitats ou des zones relais pour beaucoup d'espèces, de même que certains milieux pionniers. Certains **habitats particulièrement remarquables** se trouvent également parfois sur des ISD, notamment les pelouses sèches calcicoles, les pelouses sèches sur sable, ou certains milieux humides. Certaines ISD peuvent donc participer à des réseaux d'habitats particulièrement rares (Delzons et Thierry, 2017). Cependant, des milieux nouvellement créés peuvent avoir une **fonctionnalité réduite** et ne seront pas forcément écologiquement équivalents aux milieux naturels apparentés. D'autre part, ces sites peuvent attirer certaines espèces mais favoriser un **effet « puits »** : le site agit alors davantage comme un piège pour les espèces, qui sont attirées sur le site et s'y développent à court terme, alors que celui-ci n'est pas viable pour elles à long terme (Schlaepfer *et al.*, 2002 ; Robertson et Hutto, 2006). Le risque de mortalité sur ces sites en activité est notamment important, que ce soit lors des travaux de terrassement ou des nombreux passages d'engins, même si des mesures de

réduction de ces risques doivent être mises en place (Flavenot, 2014). Par ailleurs, certains puisards, bassins ou fossés très artificiels peuvent constituer des **pièges mortels** pour les amphibiens, de même que les ornières lors des périodes de reproduction (Esnouf et Tommasino, 2012, Delzons et Thierry, 2017). Enfin, un autre paramètre à prendre en compte est le fait que **les perturbations causées par l'implantation de sites** tels que les ISD sont **variables dans le temps et l'espace**. Les casiers sont en effet creusés, comblés par des déchets puis progressivement végétalisés, le site finissant par arrêter son activité et devenant alors principalement constitué d'espaces semi-naturels, souvent assez peu gérés.



Figure 73 : Milan noir (*Milvus migrans*) se nourrissant sur l'ISD de Lambert © Chloé Thierry

2.2. Agir en fonction du contexte paysager des sites industriels

Du **contexte paysager** dépendra également **l'orientation des actions à mener** sur les sites en faveur des connectivités. **Dans un contexte écologique peu favorable**, c'est-à-dire en milieu très urbanisé, ou dans des secteurs homogènes d'agriculture intensive, toute action menée sur le site peut **améliorer significativement les connexions à l'échelle du paysage**, notamment si les réseaux écologiques autour du site sont très diffus et en mauvais état. Même si les composantes du réseau écologique ne sont pas adjacentes, un effet en pas japonais entre espaces verts peut par exemple être attendu. Cependant, la **fonctionnalité effective du site** (c'est-à-dire sa capacité à permettre aux espèces de se nourrir, se reproduire, s'abriter ou se déplacer) sera probablement **naturellement plus restreinte** du fait même

de ce contexte. Le tissu bâti, peu perméable, agit notamment comme un filtre à la dispersion des espèces locales, ce qui pourrait diminuer la probabilité que des espèces le colonisent et affecter leur succès reproducteur. **Dans un contexte naturel remarquable**, le poids du site dans les réseaux écologiques sera potentiellement plus faible car un site industriel risque davantage de représenter un **élément fragmentant** dans le paysage et de créer un **effet « puits »** (Schlaepfer *et al.*, 2002 ; Robertson et Hutto, 2006). Mais dans ce contexte, **une action en faveur de la connectivité aura davantage de chance de succès et visera plutôt à densifier les connexions écologiques** du réseau d'espaces remarquables (Tableau 22) (Delzons et Thierry, 2017).

Contexte paysager	Effet de l'action	Chances de succès de l'action
Peu favorable (urbanisation, cultures intensives)	Augmenter la connectivité, restaurer les réseaux écologiques	Plus faibles
Remarquable (espaces naturels)	Maintenir la connectivité, densifier les réseaux existants	Plus élevées

Tableau 22 : Influence du contexte paysager sur les actions en faveur de la connectivité (Delzon et Thierry, 2017)

2.3. Agir en fonction de l'échelle spatiale considérée

Les actions à mettre en place sur les sites seront également dépendantes des **échelles spatiales** considérées. Selon celles-ci, différentes formes de **configuration de l'habitat** peuvent améliorer la connectivité (Tableau 23) (Bennett, 2003).

Ainsi, à **l'échelle locale d'un site industriel**, ce sont des éléments tels que les haies, la végétation en bordure de voirie, les corridors forestiers, les petits bois ou les petites zones humides qui vont assurer la connectivité, et aider les espèces dans leurs déplacements, de quelques mètres à plusieurs kilomètres au travers d'un paysage modifié. Bien que l'ensemble des continuités établies à l'échelle locale puisse avoir un effet sur la continuité à plus large échelle, certaines espèces sont davantage susceptibles de bénéficier d'une augmentation de la connectivité à l'échelle d'un site, notamment celles dont les **capacités de dispersion sont relativement faibles**. D'une façon générale, les oiseaux, les chauves-souris et les insectes volants ont une plus grande mobilité que les reptiles, les micromammifères ou les insectes non volants. Les animaux corpulents ont régulièrement tendance à se déplacer plus loin que ne le font les espèces plus petites et les espèces carnivores parcourent de plus

grandes distances pour se nourrir que les herbivores sédentaires. **Ces différentes échelles de mouvement impliquent un besoin de continuité entre les ressources à une échelle pertinente pour chaque espèce** (Bennett, 2003). Il n'y a donc pas de solution générale répondant aux besoins de toutes les espèces, une continuité pouvant ainsi ne pas être intéressante pour certaines espèces, ou au contraire être particulièrement utile pour d'autres. Par exemple, aménager une petite haie champêtre sera bénéfique à des micro-mammifères, mais ne sera pas très utile pour un Cerf élaphe (*Cervus elaphus*) (Vignon et Suez, 2017). A l'échelle locale, il est difficile de démontrer que chaque petite continuité du paysage augmente le mouvement des espèces animales cibles, mais le fait de promouvoir le mouvement d'individus entre des fragments d'habitats peut augmenter la persistance des populations et la survie des espèces locales (Soulé et Terborgh, 1999). Les actions menées sur les sites en prenant en compte leur contexte paysager peuvent dans une moindre mesure améliorer la connectivité à **l'échelle du paysage**. C'est en effet une échelle dont la prise en compte est indispensable pour la survie d'espèces

utilisant par exemple des corridors pour les mouvements saisonniers au sein de la mosaïque du paysage, ou pour les espèces nécessitant des habitats variés tout au long de leur cycle de vie (Noss, 1991). Cependant, Bennett (2003) rappelle que si les continuités à l'échelle régionale et biogéographique sont également bénéfiques à la biodiversité à des échelles plus fines dans la hiérarchie spatiale, les continuités plus locales telles qu'une connexion forestière entre deux fragments d'habitat contribuent de façon limitée au maintien de la biodiversité à une échelle régionale.



Figure 74 : Cerf élaphe (*Cervus elaphus*) sur l'ISD de Villeneuve-sur-Verberie © Chloé Thierry

Configuration du paysage	Echelle locale (1 km environ)	Echelle du paysage (de 1 km à des dizaines)	Echelle régionale/ biogéographique (de 100 km à des milliers)
Corridor linéaire	Haies, cours d'eau, bords de route, corridors forestiers, passages à faune souterrains	Rivières et végétation associée, grandes liaisons entre réservoirs	Grands systèmes fluviaux, chaînes de montagnes, isthme entre les masses terrestres
Corridor en pas japonais	Parcelles d'habitat, petits boisements, plantations, réseau de petites zones humides	Réseau de petits réservoirs, boisements au sein de terres agricoles, parcs urbains	Réseaux d'îles dans un archipel, zones humides le long des couloirs de migration d'oiseaux aquatiques ; habitats alpins le long d'une chaîne de montagnes
Mosaïque d'habitats	Petites parcelles en jachères, prairies, friches dans les terres agricoles ; mosaïque de jardins et de parcs dans les villes	Mosaïques de forêts en régénération et de forêts anciennes dans les massifs forestiers	Mosaïques d'occupations du sols régionales abritant différentes communautés végétales

Tableau 23 : Les configurations du paysage pour améliorer la connectivité pour les populations à différentes échelles spatiales (Bennett, 2003)

Une meilleure compréhension de l'utilisation des connexions à différentes échelles par différentes espèces est ainsi nécessaire. Les exemples à l'échelle locale sont les plus documentés, et concernent des animaux observés en train d'utiliser des corridors pour

effectuer de courtes distances au travers de terres défrichées, le plus souvent en contexte rural. C'est pourtant plutôt à l'échelle du paysage ainsi qu'aux échelles régionales et continentales, que la connectivité est particulièrement importante dans la stratégie

de conservation et que des propositions de gestion des terres sont effectuées (Bennett, 2003).

En élargissant la réflexion sur les actions à mener à l'échelle de réseaux de sites industriels, il est alors possible de prendre en compte les enjeux de connectivité à l'échelle de territoires beaucoup plus vastes. C'est pourquoi il est intéressant, pour des entreprises possédant des sites divers et nombreux sur un territoire, de **considérer l'ensemble de son réseau de sites et les synergies d'actions potentielles** entre ces derniers. Ainsi, l'analyse de l'insertion de sites industriels dans les réseaux écologiques et de leurs rôles dans la connectivité du paysage peut permettre **d'accompagner les entreprises dans leur stratégie globale de gestion de leur foncier et de les guider dans leurs opérations de gestion, d'aménagement et/ou de restauration**. La modélisation des réseaux écologiques et les tests de scénarios d'aménagement peuvent aussi constituer un **outil d'aide à la décision dans le cadre de la démarche « éviter,**

réduire, compenser ». Il est également important pour ces entreprises **d'intégrer plus largement les différents acteurs des territoires** au sein desquels elles sont implantées. Sur le territoire comprenant le réseau de sites de captage d'eau potable étudié dans cette thèse, SUEZ est par exemple impliqué dans la coordination d'un contrat territorial « Eau et Climat » avec l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN), qui a pour objectif d'améliorer la qualité des eaux sur l'Aire d'Alimentation de Captage (AAC) avec notamment des actions pour modifier les pratiques des agriculteurs. SUEZ envisage également de tester des outils innovants de rétributions des agriculteurs tels que les "Paiements pour Services Environnementaux" (Duval *et al.*, 2019). Les travaux de cette thèse pourraient être utiles comme outil d'aide à la décision dans ce cadre, par exemple en localisant les parcelles les plus pertinentes à conserver en herbe, ou en montrant l'intérêt de la suppression des herbicides et de la gestion écologique des bords de champs et des haies, pour favoriser la connectivité et la biodiversité.

3. Biodiversité et connectivité : des liens complexes

3.1. Des effets négatifs à prendre en considération

Dans le chapitre 3 de cette thèse, nos résultats ont confirmé que **la connectivité du paysage pouvait être bénéfique** aux communautés d'espèces des milieux herbacés étudiés. Cependant, notre étude sur les pelouses calcicoles a également rappelé qu'elle pouvait dans certains cas avoir des **conséquences négatives**. Bien que présentant de nombreux avantages, la connectivité peut ainsi parfois avoir des effets néfastes sur la biodiversité qu'il est important de considérer (Tableau 24). Les reconnections ou corridors, d'origine naturelle ou anthropique, peuvent notamment :

- **augmenter la propagation des maladies et la dispersion des espèces exotiques**, en particulier le long des cours d'eau et des routes, et introduire de nouveaux gènes néfastes aux populations (e.g. Minor *et al.* 2009 ; Minor et Gardner 2011) ;

- **favoriser l'exposition des espèces à leurs prédateurs, parasites ou compétiteurs** (e.g. Orrock *et al.* 2003 ; Orrock and Damschen 2005 ; Rossetti *et al.* 2017 ; Sullivan *et al.* 2011) ;

- **agir comme des puits pour certaines espèces**. Une étude a par exemple montré que la présence de haies (corridors) pouvait jouer un rôle défavorable pour un coléoptère carabique forestier en cas de fragmentation forestière importante. En effet, ces haies attirent les individus vivant au sein des taches forestières qui se retrouvent dans la matrice agricole, où leur taux de survie est faible (Pichancourt *et al.*, 2006) ;

- **faciliter dans certaines régions la progression du feu ou d'autres perturbations d'origine abiotique**.



Figure 75 : Pelouse siliceuse à *Ailante glanduleux* (*Ailanthus altissima*), une espèce exotique envahissante © Chloé Thierry

DISCUSSION

Avantages	Inconvénients
<p>1) Aider au déplacement des individus au sein de paysages perturbés, notamment pour :</p> <ul style="list-style-type: none">- les espèces à large distribution qui se déplacent régulièrement entre des taches d'habitats ;- les espèces nomades ou migratrices qui se déplacent au gré des ressources irrégulières et des saisons ;- les espèces qui se déplacent entre différents habitats selon les stades de leur cycle de vie.	<p>1) Augmenter les taux d'immigration vers des fragments isolés d'habitats, ce qui pourrait :</p> <ul style="list-style-type: none">- faciliter la propagation d'espèces indésirables telles que des parasites ou des espèces exotiques envahissantes ;- faciliter la propagation de maladies ;- introduire de nouveaux gènes qui pourraient perturber les adaptations locales et les complexes de gènes coadaptés (dépression hybride), et promouvoir l'hybridation entre des formes taxonomiques disjointes (sous-espèces par exemple).
<p>2) Augmenter les taux d'immigration vers des fragments isolés d'habitats, ce qui pourrait :</p> <ul style="list-style-type: none">- maintenir une plus grande richesse et diversité d'espèces ;- compléter les populations en déclin, aidant ainsi à réduire leur risque d'extinction ;- permettre le rétablissement d'une population après une extinction locale ;- améliorer la variation génétique et réduire le risque de dépression de consanguinité.	<p>2) Augmenter l'exposition des espèces :</p> <ul style="list-style-type: none">- aux prédateurs, à la chasse ou au braconnage par l'humain, ou à d'autres sources de mortalité (par exemple les routes) ;- à des concurrents ou des parasites.
<p>3) Faciliter la continuité des processus écologiques naturels dans les paysages artificialisés.</p>	<p>3) Agir comme des "habitats puits" dans lesquels la mortalité est supérieure à la reproduction, diminuant ainsi la population régionale.</p>
<p>4) Fournir un habitat à de nombreuses espèces, notamment :</p> <ul style="list-style-type: none">- pour les animaux se déplaçant à travers le paysage ayant besoin de refuges et d'abris ;- pour les plantes et les animaux vivant directement au sein des corridors.	<p>4) Faciliter la propagation des incendies ou d'autres perturbations abiotiques.</p>
<p>5) Fournir des services écosystémiques tels que le maintien de la qualité de l'eau, la réduction de l'érosion et la stabilité des cycles hydrologiques.</p>	<p>5) Dans certains cas, les coûts d'aménagement et de gestion pourraient réduire les ressources disponibles pour d'autres mesures de conservation plus efficaces.</p>

Tableau 24 : Avantages et inconvénients des corridors et de la connectivité pour la conservation de la biodiversité (d'après Bennet, 2003)

3.2. Une approche raisonnée et concertée à favoriser

Toutes les connexions ne sont donc pas systématiquement positives pour la conservation de la biodiversité. C'est pourquoi il est nécessaire de **réfléchir en amont aux effets négatifs potentiels** d'une reconnexion, et de ne la mettre en place que si ces derniers ne l'emportent pas sur les bénéfiques, bien qu'il soit souvent difficile d'évaluer toutes les conséquences de la création d'un corridor (Bennett, 2003). **Très peu d'études ont cependant montré des effets délétères** en ce qui concerne les corridors construits ou préservés dans un but de conservation (Beier et Noss, 1998). Les problèmes rencontrés sont davantage liés aux corridors artificiels (dépendances vertes le long des routes ou voies ferrées notamment), et concernent surtout les espèces exotiques envahissantes. La plupart des impacts négatifs peuvent être évités si la création d'un corridor fait l'objet d'une **réflexion préalable** quant à sa localisation et de mesures de gestion adaptées (Bergès *et al.*, 2010).

Ainsi, **la Trame Verte et Bleue (TVB) n'impose pas d'identifier des connexions entre tous les espaces de biodiversité présents sur un territoire**. L'idée n'est pas de tout connecter « à tout prix ». La pertinence d'une connexion doit être évaluée grâce aux diagnostics préalables à l'identification de la TVB. Si la pertinence de l'isolement naturel de certains espaces pour la conservation de la biodiversité est démontrée, des réservoirs de biodiversité peuvent être intégrés dans la TVB, sans pour autant avoir vocation à être reliés entre eux (cf. article R. 371-19 du code de l'environnement) (Centre de ressources TVB, 2021).

Un autre facteur important à noter est que le choix de la reconnexion peut dans certains cas être une **option moins rentable** que d'autres mesures de conservation. Les corridors peuvent en effet parfois être trop coûteux à mettre en place ou avoir un intérêt limité par rapport à une autre utilisation des ressources dédiées à la préservation de la biodiversité (Bennett, 2003).

De plus, la restauration des continuités ne consiste pas à créer un paysage artificiel mais davantage à **revenir à un ancien état où les espaces naturels étaient moins fragmentés et moins dégradés**. **Les corridors existants doivent donc être conservés en priorité selon le principe de précaution**. Il est aussi logique de chercher à compenser la fragmentation étant donné le grand nombre de preuves sur son impact sur la biodiversité (Bergès *et al.*, 2010).

Enfin, il est nécessaire de rappeler que **la connectivité n'est pas l'unique réponse à la fragmentation et la dégradation des habitats naturels**. **La quantité et la qualité des habitats naturels** doivent également être prises en compte dans un but de préservation de la biodiversité, et cela grâce à une diminution de la pression anthropique sur les milieux naturels, l'accroissement des zones protégées, l'amélioration de la qualité de la matrice (Bergès *et al.*, 2010). L'intégration des enjeux de biodiversité doit être effectuée dans **tous les processus d'aménagement du territoire**. **Limiter l'artificialisation** des espaces d'une part, et **contribuer aux réseaux écologiques** d'autre part, constituent pour ces raisons deux approches complémentaires œuvrant pour le maintien de la biodiversité.

3.3. Des effets variables et des connaissances à renforcer

Finalement, les résultats de cette thèse ont mis en évidence la **variabilité des effets de la connectivité selon les espèces considérées**. Si depuis le début du XXI^{ème} siècle, le nombre d'études portant sur l'influence de la connectivité du paysage sur la biodiversité a considérablement augmenté (Correa Ayram *et al.* 2016), des **lacunes subsistent**, d'autant plus pour certains groupes taxonomiques peu étudiés, ou complexes comme les plantes (Uroy *et al.*, 2019a). Les travaux empiriques ont d'ailleurs montré des **résultats très variés** quant aux effets de la fragmentation (Ewers et Didham 2006), des effets contradictoires pouvant même être observés (Haila, 2002). **L'hétérogénéité des métriques de connectivité** utilisées dans la littérature participent par ailleurs à la diversité des résultats obtenus. Les études comparant la capacité de différents indices de connectivité à expliquer la diversité génétique, l'abondance d'une espèce ou la richesse spécifique des communautés montrent en effet des résultats

divergents (Villemey, 2015). Ceux-ci peuvent résulter de disparités dans le fonctionnement des communautés mais aussi du **contexte paysager**, qui influence certainement le pouvoir explicatif des indices utilisés. La proportion d'habitat dans un rayon donné peut ainsi être pertinente dans le cas de paysages bien connectés avec des surfaces importantes d'habitat (Cozzi *et al.* 2008; Winfree *et al.* 2005). La distance à la plus proche tache de grande taille ou à la plus proche tache occupée par une population stable peut quant à elle être adaptée aux situations de type sources-puits ou île-continent (Ekroos *et al.* 2013 ; Soga et Koike 2013). Enfin, les indices issus de la théorie des graphes ou l'indice de Hanski, qui combinent la taille des taches et la distance entre taches, sont susceptibles d'être plus appropriés dans le cas de métapopulations ou de populations en mosaïque avec de nombreuses taches (Brückmann *et al.* 2010; Gil-Tena *et al.* 2013; Martín-Queller et Saura 2013) (Figure 76).

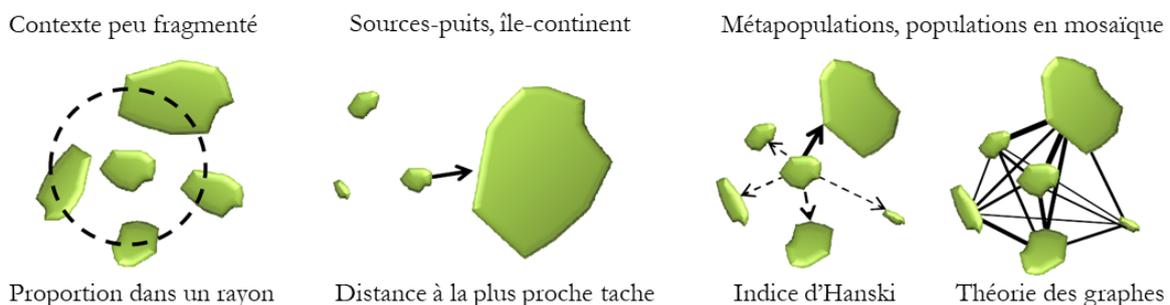


Figure 76 : Lien entre contexte paysager, fonctionnement des populations et indice(s) de connectivité adapté(s) (Villemey, 2015)

Quoiqu'il en soit, les mécanismes impliqués dans le rôle de la connectivité dans le fonctionnement des systèmes écologiques ne sont pas encore totalement compris, celle-ci ayant une **influence variable et complexe sur la composition et la diversité des communautés**, en raison de la multiplicité des facteurs qui modulent son effet. Il est notamment pertinent pour l'étude des effets de la connectivité sur les espèces, de considérer **différentes échelles spatiales et temporelles**, ainsi que de prendre en compte la **qualité écologique et la gestion des différents éléments du paysage**. Par ailleurs, l'étude de la **diversité fonctionnelle** permet de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans les réponses des espèces à la connectivité. Cette approche peut notamment être utile pour définir des indicateurs fonctionnels généraux de sensibilité à la perte de connectivité (Uroy *et*

al., 2019a). Pour aller plus loin sur l'étude des effets du paysage sur les communautés, il serait également intéressant de considérer la **variabilité fonctionnelle intraspécifique** en plus de la variabilité interspécifique (Lajoie et Vellend, 2015 ; Lepš *et al.* 2011 ; Kichenin *et al.* 2013 ; Albert *et al.* 2010 ; Violle *et al.* 2012). Si nous avons considéré dans notre étude que les traits fonctionnels relatifs à chacune des espèces étudiées étaient constants, ils peuvent en effet varier entre plusieurs individus d'une même espèce selon les conditions environnementales (variabilité génétique et plasticité phénotypique) (Garnier et Navas, 2012 ; Albert *et al.* 2011 ; Cochard, 2017).

Conclusion générale

La fragmentation et la destruction des habitats naturels résultant des activités humaines sont des causes majeures de **l'érosion actuelle de la biodiversité**. Face à ce constat, les politiques de conservation de la nature, à l'origine concentrées sur sa « sanctuarisation », se sont de plus en plus axées sur la **restauration de la connectivité des habitats et la conciliation entre activités humaines et préservation de la biodiversité**. Ces dernières années, la recherche s'est ainsi attachée à étudier les liens entre la biodiversité, les paysages et les pressions anthropiques. Les travaux de cette thèse contribuent à la compréhension de ces phénomènes en proposant des **apports méthodologiques pour l'étude de la connectivité des habitats** et de nouveaux éléments de connaissance sur **la structuration du paysage et des espèces**, en y intégrant les **rôles des sites industriels**. Ainsi, nous avons montré l'intérêt de l'utilisation de la **théorie des graphes** et des **chemins de moindre coût** pour l'étude des réseaux écologiques et de la connectivité. Nous avons également mis en évidence la **complexité des rôles** que peuvent jouer les **sites industriels**, entre **fragmentation du territoire** et participation à la **connectivité des milieux herbacés**, par leur **capacité d'accueil** ou leur **contribution aux déplacements des espèces** au sein de paysages fragmentés. Enfin, nos résultats ont montré des **effets variables de la connectivité** sur les différents groupes taxonomiques considérés. Ils ont mis en évidence, d'une part, la **complexité des mécanismes** impliqués dans le rôle de celle-ci, et plus généralement du paysage, sur la composition et la diversité des communautés et, d'autre part, l'intérêt d'étudier la **diversité fonctionnelle** pour mieux comprendre ces mécanismes.

Cette thèse en écologie, très ancrée dans le champ de la **biologie de la conservation**, peut aider **différents acteurs publics et privés**, aussi bien les entreprises que les décideurs politiques et les gestionnaires, à mettre en œuvre des **stratégies efficaces de conservation de la biodiversité**. La cartographie de la fragmentation de la sous-trame herbacée sur le territoire francilien ainsi que des secteurs à forts enjeux pour sa connectivité peut notamment servir **d'outil d'aide à la décision** pour la protection des zones les plus stratégiques pour la biodiversité et pour l'aménagement d'une région aux paysages fragmentés, sous pression permanente de l'urbanisation et de l'artificialisation des sols. Les actions de conservation doivent notamment **prendre en considération les sites anthropisés** (parcs, jardins, aéroports, sites industriels, zones de loisirs...) dont la surface cumulée est considérable, et qui représentent un **enjeu fort pour la connectivité des milieux herbacés**. S'il est nécessaire de tenir compte des contraintes propres à chacun de ces espaces, la généralisation de **bonnes pratiques** visant à les rendre **écologiquement fonctionnels** associée à **l'acceptation d'une nature plus sauvage** par leurs usagers permettra à ces milieux de jouer leur rôle dans **l'accueil et la préservation de la biodiversité** ainsi que dans **le maintien ou le renforcement des réseaux écologiques**.

Bibliographie

- Abbandonato, H. *et al.* (2018) 'Native seed trade of herbaceous species for restoration: a European policy perspective with global implications', *Restoration Ecology*, 26(5), pp. 820–826. doi:10.1111/rec.12641.
- Act4nature (collectif) (2018) Act4nature. Les entreprises pour la biodiversité. Publications des engagements. Paris, France, p. 144.
- Adriaensen, F. *et al.* (2003) 'The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model', *Landscape and Urban Planning*, 64(4), pp. 233–247. doi:10.1016/S0169-2046(02)00242-6.
- Akaike, H. (1973) 'Information theory and an extension of the maximum likelihood principle', in Petrov, B.N. and Csaki, B.F. (eds) *Second International Symposium on Information Theory*. Akademiai Kiado: Budapest, pp. 267–281.
- Albert, C.H. *et al.* (2010) 'A multi-trait approach reveals the structure and the relative importance of intra- vs. interspecific variability in plant traits', *Functional Ecology*, 24(6), pp. 1192–1201. doi:10.1111/j.1365-2435.2010.01727.x.
- Albert, C.H. *et al.* (2011) 'When and how should intraspecific variability be considered in trait-based plant ecology?', *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 13(3), pp. 217–225. doi:10.1016/j.ppees.2011.04.003.
- Amsallem, J., Deshayes, M. and Bonneville, M. (2010) 'Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales', *Sciences Eaux Territoires*, Numéro 3(3), pp. 40–45.
- Andrén, H. (1994) 'Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review', *Oikos*, 71(3), pp. 355–366. doi:10.2307/3545823.
- Arruda, A.J. (2019) Seed ecology and grassland resilience : the case of campo rupestre. phdthesis. Université d'Avignon ; Universidade federal de Minas Gerais. Faculdade de educação (Brésil). Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02517124> (Accessed: 16 September 2021).
- Avon, C. and Bergès, L. (2013) Outils pour l'analyse de la connectivité des habitats. Projet Diacofor, Convention Irstea-MEDDE DEB (2012-2014).
- Azuelos, L. and Renault, O. (2013) *Les Milieux Naturels et les Continuités Écologiques de Seine-et-Marne*. Conseil général de Seine-et-Marne. Paris, France. Available at: <https://www.nhbs.com/les-milieux-naturels-et-les-continuites-ecologiques-de-seine-et-marne-book> (Accessed: 7 October 2021).
- Baguette, M. and Stevens, V. (2013) 'Predicting minimum area requirements of butterflies using life-history traits', *Journal of Insect Conservation*, 17(4), pp. 645–652. doi:10.1007/s10841-013-9548-x.

- Baguette, M. and Van Dyck, H. (2007) 'Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal', *Landscape Ecology*, 22(8), pp. 1117–1129. doi:10.1007/s10980-007-9108-4.
- Baldenweck, H. (2017) La modélisation des réseaux écologiques au service des gestionnaires de site - Etude de l'ISD de Retzwiller. Rapport de stage. Master Environnement, Ecotoxicologie, Ecosystèmes, Spécialité GEMAREC, parcours CRB. Université de Lorraine. 95 p. France: Master Environnement, Ecotoxicologie, Ecosystèmes, Spécialité GEMAREC, parcours CRB. Université de Lorraine, p. 95.
- Barbaro, L. and Van Halder, I. (2009) 'Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes', *Ecography*, 32, pp. 321–333. doi:10.1111/j.1600-0587.2008.05546.x.
- Barbault, R. (2006) 'Loss of Biodiversity, Overview', in *Encyclopedia of Biodiversity*, pp. 1–17. doi:10.1016/B0-12-226865-2/00179-6.
- Barnosky, A. *et al.* (2011) 'Has the Earth's Sixth Mass Extinction Already Arrived? Nature', *Nature*, 471, pp. 51–7. doi:10.1038/nature09678.
- Baudry, J. and Burellier, F. (no date) *Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Technique&Documentation. Available at: <https://www.decitre.fr/livres/ecologie-du-paysage-9782743003050.html> (Accessed: 27 May 2021).
- Beier, P. *et al.* (2011) 'Toward best practices for developing regional connectivity maps', *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 25(5), pp. 879–892. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01716.x.
- Beier, P., Majka, D. and Spencer, W. (2008) 'Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages', *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 22, pp. 836–51. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x.
- Beier, P. and Noss, R. (1998) 'Do Habitat Corridors Provide Connectivity?', *Conservation Biology*, 12, pp. 1241–1252. doi:10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x.
- Bellard, C. *et al.* (2012) 'Impacts of Climate Change on the Future of Biodiversity', *Ecology letters*, 15. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.
- Belovsky, G.E. and Slade, J.B. (1993) 'The Role of Vertebrate and Invertebrate Predators in a Grasshopper Community', *Oikos*, 68(2), pp. 193–201. doi:10.2307/3544830.
- Bennett, A. (2003) *Linkages in the Landscape; The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni: IUCN. doi:10.2305/IUCN.CH.2004.FR.1.en.
- Bennett, G. and Mulongoy, K.J. (2006) Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montréal (Technical serie, 23). Available at: <http://www.deslibris.ca/ID/242856> (Accessed: 27 May 2021).
- Bennie, J. *et al.* (2016) 'Ecological effects of artificial light at night on wild plants', *Journal of Ecology*, 104(3), pp. 611–620. doi:<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12551>.

- Bensettiti, F. *et al.* (2005) « Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 4 (2 vol). MEDD/MAAPAR/MNHN. Paris: La Documentation française.
- Bergerot, B. *et al.* (2012) 'Habitat fragmentation impacts mobility in a common and widespread woodland butterfly: do sexes respond differently?', *BMC Ecology*, 12(1), p. 5. doi:10.1186/1472-6785-12-5.
- Bergès, L., Roche, P. and Avon, C. (2010) 'Corridors écologiques et conservation de la biodiversité, intérêts et limites pour la mise en place de la Trame verte et bleue', *Sciences Eaux Territoires*, Numéro 3(3), pp. 34–39.
- Bernier, A. and Théau, J. (2013) 'Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale: analyse de cas en Estrie (Québec, Canada)', [Vertigo] *La revue électronique en sciences de l'environnement*, 13(2). Available at: <http://www.erudit.org/en/journals/vertigo/2013-v13-n2-vertigo01504/1026439ar/abstract/> (Accessed: 17 October 2017).
- Betts, M.G. *et al.* (2006) 'Independent Effects Of Fragmentation On Forest Songbirds: An Organism-Based Approach', *Ecological Applications*, 16(3), pp. 1076–1089. doi:10.1890/1051-0761(2006)016[1076:IEFOF]2.0.CO;2.
- Billon, L. *et al.* (2016) *Elaboration d'une base de données nationale des composantes de la Trame Verte et Bleue à partir des données SIG des Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique*. Paris, France: Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, p. 22.
- Biotope (2016) *La trame verte et bleue du Pays Berry St-Amandois*. Note de synthèse. Pays Berry StAmandois/Région Centre-Val de Loire, p. 29.
- Bodin, Ö. and Saura, S. (2010) 'Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments', *Ecological Modelling*, 221(19), pp. 2393–2405. doi:10.1016/j.ecolmodel.2010.06.017.
- Bonte, D. *et al.* (2012) 'Costs of dispersal', *Biological Reviews*, 87(2), pp. 290–312. doi:https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00201.x.
- Borges, P.A.V., Gabriel, R. and Fattorini, S. (2019) 'Biodiversity Erosion: Causes and Consequences', in Leal Filho, W. *et al.* (eds) *Life on Land*. Cham: Springer International Publishing, pp. 1–10. doi:10.1007/978-3-319-71065-5_78-1.
- Bourgeois, M. (2015) *Impacts écologiques des formes d'urbanisation : modélisations urbaines et paysagères*. Thèse de Doctorat. Université de Franche-Comté.
- Bowler, D.E. and Benton, T.G. (2005) 'Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics', *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 80(2), pp. 205–225. doi:10.1017/s1464793104006645.
- Brakefield, P.M. (1982) 'Ecological Studies on the Butterfly *Maniola jurtina* in Britain. I. Adult Behaviour, Microdistribution and Dispersal', *Journal of Animal Ecology*, 51(3), pp. 713–726. doi:10.2307/4000.

- Breed, M.F. *et al.* (2013) 'Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment', *Conservation Genetics*, 14(1), pp. 1–10. doi:10.1007/s10592-012-0425-z.
- Brommer, J.E. and Fred, M.S. (1999) 'Movement of the Apollo butterfly *Parnassius apollo* related to host plant and nectar plant patches', *Ecological Entomology*, 24(2), pp. 125–131. doi:10.1046/j.1365-2311.1999.00190.x.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S. and Bradshaw, C.J.A. (2008) 'Synergies among extinction drivers under global change', *Trends in Ecology & Evolution*, 23(8), pp. 453–460. doi:10.1016/j.tree.2008.03.011.
- Brouard-Masson, J., Cheret, M. and Letessier, L. (2013) *Trame verte et bleue et documents d'urbanisme - Guide méthodologique*. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, p. 54.
- Bruckhaus, A. and Detzel, P. (1997) 'Erfassung und Bewertung von Heuschrecken-Populationen. Ein Beitrag zur Objektivierung des Instruments der Roten Listen', *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 29, pp. 138–145.
- Brückmann, S.V., Krauss, J. and Steffan-Dewenter, I. (2010) 'Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes', *Journal of Applied Ecology*, 47(4), pp. 799–809. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01828.x.
- Brudvig, L.A. (2016) 'Interpreting the effects of landscape connectivity on community diversity', *Journal of Vegetation Science*, 27(1), pp. 4–5. doi:10.1111/jvs.12365.
- BUFO (2014) *La Liste rouge des Amphibiens menacés en Alsace*. Document numérique. BUFO, ODONAT, p. 9.
- Buisson, E. *et al.* (2021) 'Key issues in Northwestern Mediterranean dry grassland restoration', *Restoration Ecology*, 29(S1), p. e13258. doi:10.1111/rec.13258.
- Bunkley, J. *et al.* (2017) 'Anthropogenic noise changes arthropod abundances', *Ecology and Evolution*, 7. doi:10.1002/ece3.2698.
- Burel, F. and Baudry, J. (2003) *Landscape Ecology: Concepts, Methods, and Applications*. Science Publishers.
- Bush, G.L. (1975) 'Modes of Animal Speciation', *Annual Review of Ecology and Systematics*, 6(1), pp. 339–364. doi:10.1146/annurev.es.06.110175.002011.
- Butaye, J., Adriaens, D. and Honnay, O. (2005) 'Conservation and restoration of calcareous grasslands: A concise review of the effects of fragmentation and management on plant species', *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 9.
- CCI Paris Île-de-France, INSEE Île-de-France and Institut Paris Région (2020) *Chiffres-clés de la région Île-de-France 2020*. Paris, France, p. 64.
- Ceballos, G. *et al.* (2015) 'Accelerated Modern Human-Induced Species Losses: Entering the Sixth Mass Extinction.', *Science Advances*, 1, p. e1400253. doi:10.1126/sciadv.1400253.

- Chabrierie, O. and Alard, D. (2005) 'Comparison of three seed trap types in a chalk grassland: toward a standardised protocol', *Plant Ecology*, 176(1), pp. 101–112. doi:10.1007/s11258-004-0024-2.
- Chammard, E. (2018) *Végétalisation à vocation écologique et paysagère en Nouvelle-Aquitaine – Guide pour l'utilisation d'arbres, arbustes et herbacées d'origine locale*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (coord.), Conservatoire Botanique National du Massif Central, Conservatoire Botanique National des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, p. 68.
- Chemin, S. (2011) Plan National d'Actions en faveur du Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*) 2011–2015. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement, DREAL Lorraine, ECOTER, p. 195.
- Chen, I.-C. *et al.* (2011) 'Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming', *Science*, 333(6045), pp. 1024–1026. doi:10.1126/science.1206432.
- Chenot, J. (2018) 'Réhabilitation écologique d'écosystèmes dégradés par l'exploitation des carrières: faire avec, refaire ou laisser faire la nature ? Biologie végétale', Université d'Avignon, p. 356.
- Clauzel, C. (2017) 'Evaluating and Mitigating the Impact of a High-Speed Railway on Connectivity: A Case Study with an Amphibian Species in France', in Borda-de-Água, L. *et al.* (eds) *Railway Ecology*. Cham: Springer International Publishing, pp. 215–228. doi:10.1007/978-3-319-57496-7_13.
- Clauzel, C. *et al.* (2017) *Graphab 2.0 Manuel d'utilisation*, p. 39.
- Clauzel, C., Bannwarth, C. and Foltete, J.-C. (2015) 'Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France', *Journal for Nature Conservation*, 23, pp. 98–107. doi:10.1016/j.jnc.2014.07.001.
- Clergeau, P. (2011) *Ville et biodiversité - Les enseignements d'une recherche pluridisciplinaire*. Presses Universitaires de Rennes (Espace et Territoires). Available at: <http://www.pur-editions.fr/detail.php?idOuv=2774> (Accessed: 28 May 2021).
- Clobert, J. *et al.* (2009) 'Informed dispersal, heterogeneity in animal dispersal syndromes and the dynamics of spatially structured populations', *Ecology letters*, 12, pp. 197–209. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01267.x.
- Cochard, A. (2017) *Influence des facteurs paysagers sur la flore des habitats herbacés sous influence urbaine: approches taxonomiques et fonctionnelles*. Thèse de Doctorat. Agrocampus Ouest. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01739467> (Accessed: 7 October 2021).
- Collinge, S. and Forman, R. (1998) 'A Conceptual Model of Land Conversion Processes: Predictions and Evidence from a Microlandscape Experiment with Grassland Insects', *Oikos*, 82, pp. 66–84. doi:10.2307/3546918.
- Conradt, L. *et al.* (2000) 'Non-random dispersal in the butterfly *Maniola jurtina*: implications for metapopulation models', *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267(1452), pp. 1505–1510. doi:10.1098/rspb.2000.1171.

Conradt, L., Roper, T.J. and Thomas, C.D. (2001) 'Dispersal Behaviour of Individuals in Metapopulations of Two British Butterflies', *Oikos*, 95(3), pp. 416–424.

Conservatoire botanique national du Bassin parisien (2018) Les couches d'informations du Conservatoire botanique national du Bassin parisien - Les cartes des continuités écologiques d'Île-de-France, Version du 12/06/2018. Available at: <http://cbnbp.mnhn.fr/cbnbp/observatoire/cartes.jsp#TVB>.

Correa Ayram, C.A. *et al.* (2016) 'Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications', *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 40(1), pp. 7–37. doi:10.1177/0309133315598713.

Cote, J. *et al.* (2017) 'Evolution of dispersal strategies and dispersal syndromes in fragmented landscapes', *Ecography*, 40(1), pp. 56–73. doi:10.1111/ecog.02538.

Coulon, A. *et al.* (2008) 'Inferring the effects of landscape structure on roe deer (*Capreolus capreolus*) movements using a step selection function', *Landscape Ecology*, 23(5), pp. 603–614. doi:10.1007/s10980-008-9220-0.

Coulon, A. *et al.* (2015) 'A stochastic movement simulator improves estimates of landscape connectivity', *Ecology*, 96(8), pp. 2203–2213. doi:10.1890/14-1690.1.

Cozzi, G., Müller, C.B. and Krauss, J. (2008) 'How do local habitat management and landscape structure at different spatial scales affect fritillary butterfly distribution on fragmented wetlands?', *Landscape Ecology*, 23(3), pp. 269–283. doi:10.1007/s10980-007-9178-3.

Crooks, K.R. and Sanjayan, M. (2006) 'Connectivity conservation: maintaining connections for nature', in Crooks, K.R. and Sanjayan, M. (eds) *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 1–20. doi:10.1017/CBO9780511754821.001.

Crouzeilles, R., Lorini, M.L. and Grelle, C.E.V. (2013) 'The importance of using sustainable use protected areas for functional connectivity', *Biological Conservation*, 159, pp. 450–457. doi:10.1016/j.biocon.2012.10.023.

Cunnington, G.M. and Fahrig, L. (2010) 'Plasticity in the vocalizations of anurans in response to traffic noise', *Acta Oecologica*, 36(5), pp. 463–470. doi:10.1016/j.actao.2010.06.002.

Cury, P. and Miserey, Y. (2008) *Une mer sans poissons*. Calmann-Lévy.

Cushman, S.A. *et al.* (2013) 'Biological corridors and connectivity', in *Key Topics in Conservation Biology 2*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 384–404. doi:10.1002/9781118520178.ch21.

Dale, M.R.T. and Fortin, M.-J. (2010) 'From Graphs to Spatial Graphs', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), pp. 21–38. doi:10.1146/annurev-ecolsys-102209-144718.

Damschen, E.I. *et al.* (2008) 'The movement ecology and dynamics of plant communities in fragmented landscapes', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(49), pp. 19078–19083. doi:10.1073/pnas.0802037105.

Daniel, A. (2020) Effets des connectivités paysagères sur la biodiversité des communautés végétales des pelouses calcicoles d'Île-de-France. Rapport de stage. Paris, France: Master Biodiversité, Ecologie, Evolution. Parcours ECIRE. Université Paris-Saclay., p. 46.

- Davis, J.M. and Stamps, J.A. (2004) 'The effect of natal experience on habitat preferences', *Trends in Ecology & Evolution*, 19(8), pp. 411–416. doi:10.1016/j.tree.2004.04.006.
- Defaut, B. and Morichon, D. (2015) *Criquets de France (Orthoptera, Caelifera)*. Paris, France: Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles (Faune de France).
- Delattre, T. *et al.* (2010) 'Dispersal mood revealed by shifts from routine to direct flights in the meadow brown butterfly *Maniola jurtina*.', *Oikos*, 119(12), pp. 1900–1908. doi:10.1111/j.1600-0706.2010.18615.x.
- Delattre, T. *et al.* (2013) 'Interactive effects of landscape and weather on dispersal', *Oikos*, 122(11), pp. 1576–1585. doi:10.1111/j.1600-0706.2013.00123.x.
- Delattre, T., Vernon, P. and Burel, F. (2013) 'An agri-environmental scheme enhances butterfly dispersal in European agricultural landscapes', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 166, pp. 102–109. doi:10.1016/j.agee.2011.06.018.
- Delzons, O. *et al.* (2012) 'L'IQE : un indicateur de biodiversité multi-usages pour les sites aménagés ou à aménager', 68. Available at: <http://hdl.handle.net/2042/55958>.
- Delzons, O., Gomez, B. and Thierry, C. (2016) 'Enjeux, contraintes et responsabilités des sites industriels créant des habitats de substitution pour l'herpétofaune : l'exemple des installations de stockage de déchets', in: *44ème Congrès de la Société herpétologique de France / 2ème congrès franco-belge d'herpétologie*, Namur, Belgique.
- Delzons, O. and Thierry, C. (2017) *Les sites industriels et la trame verte et bleue - Guide à l'attention des gestionnaires de sites industriels pour la prise en compte des réseaux écologiques*. Paris, France: UMS 2006 Patrimoine Naturel, p. 19.
- Dempsey, J. (2013) 'Biodiversity loss as material risk: Tracking the changing meanings and materialities of biodiversity conservation', *Geoforum*, 45, pp. 41–51. doi:10.1016/j.geoforum.2012.04.002.
- Diamond, J.M. (1972) 'Biogeographic Kinetics: Estimation of Relaxation Times for Avifaunas of Southwest Pacific Islands', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 69(11), pp. 3199–3203. doi:10.1073/pnas.69.11.3199.
- Didham, R., Kapos, V. and Ewers, R. (2012) 'Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research', *Oikos*, 121, pp. 161–170. doi:10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x.
- Dover, J. and Settele, J. (2009) 'The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review', *Journal of Insect Conservation*, 13(1), pp. 3–27. doi:10.1007/s10841-008-9135-8.
- Dupré, C. and Ehrlén, J. (2002) 'Habitat configuration, species traits and plant distributions', *Journal of Ecology*, 90(5), pp. 796–805. doi:10.1046/j.1365-2745.2002.00717.x.
- Duval, L. *et al.* (2019) *Guide à destination des acteurs privés : déployer des paiements pour services environnementaux en agriculture*. Paris, France: Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, p. 71.

Ecoscop (2014) Schéma Régional de Cohérence Ecologique de l'Alsace. Tome 1 : La trame verte et bleue régionale. France, p. 432.

Ehrlich, P.R. (1984) 'The structure and dynamics of butterfly populations', in Vane-Wright, R.I. and Ackery, P.R. (eds) *The biology of butterflies*. London: Academic press (Symposium of the Royal Entomological Society of London, 11), pp. 25–40.

Ekroos, J., Rundlöf, M. and Smith, H.G. (2013) 'Trait-dependent responses of flower-visiting insects to distance to semi-natural grasslands and landscape heterogeneity', *Landscape Ecology*, 28(7), pp. 1283–1292. doi:10.1007/s10980-013-9864-2.

Ellenberg, H. *et al.* (1992) *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Göttingen, DEU, 2e éd. : Erich Goltze KG. (Scripta geobotanica n° 18).

ENCENM (2007) *Carrières de roche massives - Potentialités écologiques. Analyse bibliographique et réflexions*. . ENCENM & CNC - UNPG, p. 176.

Esnouf, S. and Tommasino, J. (2012) *Déclinaison régionale du plan national d'actions Sonneur à ventre jaune en Auvergne 2013-2017*. Conservatoire d'espaces naturels d'Auvergne, DREAL Auvergne, p. 65.

Evison, W. and Knight, C. (2010) *Biodiversity and business risk*. World Economic Forum, p. 16.

Ewers, R.M. and Didham, R.K. (2006) 'Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation', *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(1), pp. 117–142. doi:10.1017/S1464793105006949.

Eycott, A.E. *et al.* (2012) 'A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates', *Landscape Ecology*, 27(9), pp. 1263–1278. doi:10.1007/s10980-012-9781-9.

Fagan, M.E. *et al.* (2016) 'Targeted reforestation could reverse declines in connectivity for understory birds in a tropical habitat corridor', *Ecological Applications*, 26(5), pp. 1456–1474. doi:10.1890/14-2188.

Fagan, W.F. and Holmes, E.E. (2006) 'Quantifying the extinction vortex', *Ecology Letters*, 9(1), pp. 51–60. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00845.x.

Fahrig, L. (1998) 'When does fragmentation of breeding habitat affect population survival?', *Ecological Modelling*, 105(2), pp. 273–292. doi:10.1016/S0304-3800(97)00163-4.

Fahrig, L. (2003) 'Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), pp. 487–515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

Fahrig, L. (2007) 'Non-optimal animal movement in human-altered landscapes', *Functional Ecology*, 21(6), pp. 1003–1015. doi:10.1111/j.1365-2435.2007.01326.x.

Fahrig, L. (2013) 'Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis', *Journal of Biogeography*, 40(9), pp. 1649–1663. doi:https://doi.org/10.1111/jbi.12130.

Fall, A. *et al.* (2007) 'Spatial Graphs: Principles and Applications for Habitat Connectivity', *Ecosystems*, 10(3), pp. 448–461. doi:10.1007/s10021-007-9038-7.

- Favre-Bac, L. (2015) Rôle de corridor écologique des fossés pour la dispersion des espèces végétales dans les paysages agricoles. phdthesis. Université Rennes 1. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01256725> (Accessed: 16 September 2021).
- Fernez, T., Lafon, P. and Hendoux, F. (2015) Guide des végétations remarquables de la région Île-de-France. Paris, France: Conservatoire botanique national du Bassin parisien, Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie d'Île-de-France.
- Ferreira, L. *et al.* (2015) Inventaire et cartographie des végétations naturelles et semi-naturelles en Île-de-France. Rapport final de synthèse (2008-2014). Paris, France: Conservatoire botanique national du Bassin parisien - Muséum national d'Histoire naturelle, délégation Île-de-France, Conseil régional d'Île-de-France / Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie Île-de-France / Département de Seine-Saint-Denis / Département de Seine-et-Marne, p. 62.
- Flather, C. and Bevers, M. (2002) 'Patchy Reaction-Diffusion and Population Abundance: The Relative Importance of Habitat Amount and Arrangement', *The American naturalist*, 159, pp. 40–56. doi:10.1086/324120.
- Flavenot, T. (2014) Évaluation de l'effet des carrières de granulats sur la connectivité du paysage. These de doctorat. Paris, Muséum national d'histoire naturelle. Available at: <http://www.theses.fr/2014MNHN0001> (Accessed: 16 September 2021).
- Foltête, J.-C. *et al.* (2012a) 'Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models', *Landscape Ecology*, 27(4), pp. 557–569. doi:10.1007/s10980-012-9709-4.
- Foltête, J.-C., Clauzel, C. and Vuidel, G. (2012b) 'A software tool dedicated to the modelling of landscape networks', *Environmental Modelling & Software*, 38, pp. 316–327. doi:10.1016/j.envsoft.2012.07.002.
- Foltête, J.-C., Girardet, X. and Clauzel, C. (2014) 'A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning', *Landscape and Urban Planning*, 124, pp. 140–150. doi:10.1016/j.landurbplan.2013.12.012.
- Fordham, D.A. *et al.* (2014) 'How interactions between animal movement and landscape processes modify local range dynamics and extinction risk', *Biology Letters*, 10(5), p. 20140198. doi:10.1098/rsbl.2014.0198.
- Fournier, C., Duquesne, T. and Lesieur-Maquin, N. (2019) Boite à outils biodiversité : expérimentation sur le foncier d'EDF en Ile-de-France. Partie 1 : analyse globale. Brunoy, France: UMS PatriNat (OFB-CNRS-MNHN), p. 133.
- Freschet, G.T. *et al.* (2018) 'Interactions entre le sol et la végétation : structure des communautés de plantes et fonctionnement du sol', in Blouin, P.L.& M. (ed.) *Les sols au coeur de la zone critique 6: écologie*. ISTE editions, pp. 83–99. Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02359528> (Accessed: 15 November 2021).
- Fric, Z., Klimova, M. and Konvicka, M. (2006) 'Mechanical design indicates differences in mobility among butterfly generations', *Evolutionary ecology research*, 8, pp. 1511–1522.

- Fukami, T. *et al.* (2005) 'Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly', *Ecology Letters*, 8(12), pp. 1283–1290. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00829.x.
- Galpern, P., Manseau, M. and Fall, A. (2011) 'Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation', *Biological Conservation*, 144(1), pp. 44–55. doi:10.1016/j.biocon.2010.09.002.
- Gann, G.D. *et al.* (2019) 'International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition', *Restoration Ecology*, 27(S1), pp. S1–S46. doi:10.1111/rec.13035.
- Gardiner, T. and Hill, J. (2004) 'Directional dispersal patterns of *Chorthippus parallelus* (Orthoptera: Acrididae) in patches of grazed pastures', *Journal of Orthoptera Research*, 13(1), pp. 135–141. doi:10.1665/1082-6467(2004)013[0135:DDPOCP]2.0.CO;2.
- Garnier, E. and Navas, M.-L. (2012) 'A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 32(2), pp. 365–399. doi:10.1007/s13593-011-0036-y.
- Geist, H.J. and Lambin, E.F. (2002) 'Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations', *BioScience*, 52(2), pp. 143–150. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2.
- Gilardelli, F. *et al.* (2015) 'Ecological Filtering and Plant Traits Variation Across Quarry Geomorphological Surfaces: Implication for Restoration', *Environmental Management*, 55(5), pp. 1147–1159. doi:10.1007/s00267-015-0450-z.
- Gilbert-Norton, L. *et al.* (2010) 'A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness', *Conservation Biology*, 24(3), pp. 660–668. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x.
- Gilpin, M. and Soule, M.E. (1986) 'Minimum viable populations: processes of species extinction.', in Soule, M.E. (ed.) *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. M. E. Soule. Sinauer, Sunderland., pp. 19–34.
- Gil-Tena, A., Lecerf, R. and Ernoult, A. (2013) 'Disentangling community assemblages to depict an indicator of biological connectivity: A regional study of fragmented semi-natural grasslands', *Ecological Indicators*, 24, pp. 48–55. doi:10.1016/j.ecolind.2012.05.022.
- Girardet, X. and Clauzel, C. (2018) *Graphab. 14 réalisations à découvrir. Actes de la journée 'Retour d'expérience sur Graphab' du 27 juin 2017. France: Théma/Ladyss*, p. 51.
- Gómez, C. and Espadaler, X. (1998) 'Myrmecochorous Dispersal Distances: A World Survey', *Journal of Biogeography*, 25(3), pp. 573–580.
- Grashof-Bokdam, C. (1997) 'Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands: Effects of habitat fragmentation', *Journal of Vegetation Science*, 8(1), pp. 21–28. doi:10.2307/3237238.
- Guimarães, P.R.Jr., Galetti, M. and Jordano, P. (2008) 'Seed Dispersal Anachronisms: Rethinking the Fruits Extinct Megafauna Ate', *PLOS ONE*, 3(3), p. e1745. doi:10.1371/journal.pone.0001745.
- Haila, Y. (2002) 'A Conceptual Genealogy of Fragmentation Research: From Island Biogeography to Landscape Ecology', *Ecological Applications*, 12, pp. 321–334. doi:10.2307/3060944.

- Halfwerk, W. *et al.* (2011) 'Negative impact of traffic noise on avian reproductive success', *Journal of Applied Ecology*, 48(1), pp. 210–219. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01914.x>.
- Hambäck, P.A. *et al.* (2007) 'Habitat specialization, body size, and family identity explain lepidopteran density–area relationships in a cross-continental comparison', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(20), pp. 8368–8373. doi:10.1073/pnas.0611462104.
- Hanski, I. *et al.* (1995) 'Metapopulation Persistence of an Endangered Butterfly in a Fragmented Landscape', *Oikos*, 72, p. 21. doi:10.2307/3546033.
- Hanski, I. (1998) 'Metapopulation dynamics', *Nature*, 396(6706), pp. 41–49. doi:10.1038/23876.
- Hanski, I. (1999) *Metapopulation Ecology*. Oxford, New York: Oxford University Press (Oxford Series in Ecology and Evolution).
- Hanski, I. and Kuussaari, M. (1995) 'Butterfly metapopulation dynamics', in Cappuccino, N. and Price, P.W. (eds) *Population dynamics: new approaches and synthesis*. Academic Press, pp. 149–171.
- Harrison, S. and Taylor, A.D. (1997) 'Empirical Evidence for Metapopulation Dynamics', in Hanski, I. and Gilpin, M.E. (eds) *Metapopulation Biology*. San Diego: Academic Press, pp. 27–42. doi:10.1016/B978-012323445-2/50004-3.
- Hassan, R.M. *et al.* (eds) (2005) *Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press (The millennium ecosystem assessment series, v. 1).
- Haupt, H. (1995) 'Zum Eiablageverhalten der Kurzflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*)', *Articulata*, 10, pp. 97–100.
- Heller, N.E. and Zavaleta, E.S. (2009) 'Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations', *Biological Conservation*, 142(1), pp. 14–32. doi:10.1016/j.biocon.2008.10.006.
- Henle, K. *et al.* (2004) 'Predictors of Species Sensitivity to Fragmentation', *Biodiversity & Conservation*, 13(1), pp. 207–251. doi:10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e.
- Hernández, A. *et al.* (2015) 'Landscape dynamics and their effect on the functional connectivity of a Mediterranean landscape in Chile', *Ecological Indicators*, 48, pp. 198–206. doi:10.1016/j.ecolind.2014.08.010.
- Hitchings, S.P. and Beebee, T.J.C. (1998) 'Loss of genetic diversity and fitness in Common Toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat', *Journal of Evolutionary Biology*, 11(3), pp. 269–283. doi:<https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.1998.11030269.x>.
- Homberg, U. (2004) 'In search of the sky compass in the insect brain', *Die Naturwissenschaften*, 91(5), pp. 199–208. doi:10.1007/s00114-004-0525-9.
- Houdet, J. (2010) *Entreprises, biodiversité et services écosystémiques : Quelles interactions et stratégies ? Quelles comptabilités ?* Thèse de Doctorat. AgroParisTech, Paris.

- Hovestadt, T. and Nieminen, M. (2012) 'Costs and benefits of dispersal in butterflies', in Settele, J. *et al.* (eds) *Ecology of butterflies in Europe*. Cambridge University Press. Cambridge, pp. 97–106.
- Hutchings, J. and Reynolds, J. (2004) 'Marine Fish Population Collapses: Consequences for Recovery and Extinction Risk', *Bioscience*, 54, pp. 297–309. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[0297:MFPCCF]2.0.CO;2.
- IAU-IDF (2010) *Unités paysagères de la région d'Île-de-France - Méthodologie, notice d'utilisation de la base de données et atlas*. Paris: Institut d'Aménagement et d'Urbanisme-Île-de-France.
- IAU-IDF (2014) 'Mos 1982-2012. De la carte au territoire. Volume 2.', Institut d'Aménagement et d'Urbanisme-Île-de-France, (169), p. 97.
- IAU-IDF (2019) 'Vers un développement urbain raisonné et durable - Note rapide', Institut d'Aménagement et d'Urbanisme-Île-de-France, (797), p. 6.
- Ingrisch, S. and Köhler, G. (1998) *Die Heuschrecken Mitteleuropas*. Magdeburg: Westarp Wissenschaften.
- Inogwabini, B.-I. (2014) 'Bushmeat, over-fishing and covariates explaining fish abundance declines in the Central Congo Basin', *Environmental Biology of Fishes*, 97(7), pp. 787–796. doi:10.1007/s10641-013-0179-6.
- INPN (2020) *La biodiversité en France - 100 chiffres expliqués sur les espèces*. UMS PatriNat (OFB-CNRS-MNHN). Paris, France, p. 48.
- Janin, A. (2011) *Évaluer la connectivité en paysage fragmenté : de l'écologie comportementale à la biologie de la conservation*. phdthesis. Université Claude Bernard - Lyon I. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00937294/document> (Accessed: 17 October 2017).
- Jeltsch, F. *et al.* (2013) 'Integrating movement ecology with biodiversity research - exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics', *Movement Ecology*, 1(1), p. 6. doi:10.1186/2051-3933-1-6.
- Jones, N.F., Pejchar, L. and Kiesecker, J.M. (2015) 'The Energy Footprint: How Oil, Natural Gas, and Wind Energy Affect Land for Biodiversity and the Flow of Ecosystem Services', *BioScience*, 65(3), pp. 290–301. doi:10.1093/biosci/biu224.
- Jongman, R.H. and Kristiansen, I. (2002) *Approches nationales et régionales pour les réseaux écologiques en Europe*. Editions du Conseil de l'Europe (Sauvegarde de la nature, 110).
- Julve, P. (1998) 'Baseflor. Index Botanique, Écologique et Chorologique de La Flore de France'. Available at: <http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm>.
- Kallioniemi, E. *et al.* (2014) 'Inter- and intra-specific differences in butterfly behaviour at boundaries', *Insect Conservation and Diversity*, 7(3), pp. 232–240. doi:10.1111/icad.12046.
- Keitt, T., Urban, D. and Milne, B. (1997) 'Detecting Critical Scales in Fragmented Landscapes', *Conservation Ecology*, 1(1). doi:10.5751/ES-00015-010104.

- Kichenin, E. *et al.* (2013) ‘Contrasting effects of plant inter- and intraspecific variation on community-level trait measures along an environmental gradient’, *Functional Ecology*, 27(5), pp. 1254–1261. doi:10.1111/1365-2435.12116.
- Klein, J. (2018) Les pièges à amphibiens en milieu anthropique. Document interne. Ecosphère, p. 17.
- Knop, E., Herzog, F. and Schmid, B. (2011) ‘Effect of Connectivity Between Restoration Meadows on Invertebrates with Contrasting Dispersal Abilities’, *Restoration Ecology*, 19(201), pp. 151–159. doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00737.x.
- Koh, L.P., Sodhi, N.S. and Brook, B.W. (2004) ‘Ecological Correlates of Extinction Proneness in Tropical Butterflies’, *Conservation Biology*, 18(6), pp. 1571–1578.
- Kohl, M. (2020) MKinfer: Inferential Statistics. R package version 0.6. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=MKinfer>.
- Koleff, P., Gaston, K.J. and Lennon, J.J. (2003) ‘Measuring BlackwellPublishingLtd. beta diversity for presence –absence data’, p. 16.
- Kool, J.T., Moilanen, A. and Treml, E.A. (2013) ‘Population connectivity: recent advances and new perspectives’, *Landscape Ecology*, 28(2), pp. 165–185. doi:10.1007/s10980-012-9819-z.
- Kotiaho, J.S. *et al.* (2005) ‘Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics’, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(6), pp. 1963–1967. doi:10.1073/pnas.0406718102.
- Krannich, R.S. and Albrecht, S.L. (1995) ‘Opportunity/Threat Responses to Nuclear Waste Disposal Facilities’, *Rural Sociology*, 60(3), pp. 435–453. doi:10.1111/j.1549-0831.1995.tb00582.x.
- Kubisch, A. *et al.* (2014) ‘Where am I and why? Synthesizing range biology and the eco-evolutionary dynamics of dispersal’, *Oikos*, 123(1), pp. 5–22. doi:https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00706.x.
- Kuefler, D. *et al.* (2010) ‘The conflicting role of matrix habitats as conduits and barriers for dispersal’, *Ecology*, 91(4), pp. 944–950. doi:10.1890/09-0614.1.
- Kupfer, J.A. (2012) ‘Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape’, *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 36(3), pp. 400–420. doi:10.1177/0309133312439594.
- Kupfer, J.A., Malanson, G.P. and Franklin, S.B. (2006) ‘Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects’, *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), pp. 8–20. doi:10.1111/j.1466-822X.2006.00204.x.
- Kuussaari, M. *et al.* (2009) ‘Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation’, *Trends in Ecology & Evolution*, 24(10), pp. 564–571. doi:10.1016/j.tree.2009.04.011.
- Lacoeuilhe, A. *et al.* (2020) Protocole de suivi des Orthoptères pour l’étude des milieux prairiaux. Application à deux cas d’étude. UMS PatriNat – OFB/CNRS/MNHN, p. 16.

Lafranchis, T. *et al.* (2015) *La Vie des Papillons - Ecologie, Biologie et Comportement des Rhopaloceres de France*. Paris: Diatheo.

Lajoie, G. and Vellend, M. (2015) 'Understanding context dependence in the contribution of intraspecific variation to community trait–environment matching', *Ecology*, 96(11), pp. 2912–2922. doi:10.1890/15-0156.1.

Landas, M. (2013) *Les outils de nature contractuelle mobilisables pour la Trame Verte et Bleue*. Rapport d'étude. Fédération des Parcs naturels régionaux de France, p. 36.

Laurance, W.F. (2008) 'Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory', *Biological Conservation*, 141(7), pp. 1731–1744. doi:10.1016/j.biocon.2008.05.011.

Leadley, P. *et al.* (2010) 'Biodiversity Scenarios: Projections of 21st Century Change in Biodiversity and Associated Ecosystem Services', Secretariat of the Convention on Biological Diversity, pp. 1–132.

Lennon, J.J. *et al.* (2001) 'The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale', *Journal of Animal Ecology*, 70(6), pp. 966–979. doi:10.1046/j.0021-8790.2001.00563.x.

Lepš, J. *et al.* (2011) 'Community trait response to environment: disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects', *Ecography*, 34(5), pp. 856–863. doi:10.1111/j.1600-0587.2010.06904.x.

Lesieur-Maquin, N., Thierry, C. and Fournier, C. (2021) *Analyse du positionnement des sites de l'AEV au sein des continuités écologiques en Île-de-France - Apport de la modélisation*. Rapport PatriNat. UMS PatriNat (OFB-CNRS-MNHN), p. 55.

Levey, D.J., Tewksbury, J.J. and Bolker, B.M. (2008) 'Modelling long-distance seed dispersal in heterogeneous landscapes', *Journal of Ecology*, 96(4), pp. 599–608. doi:10.1111/j.1365-2745.2008.01401.x.

Levins, R. (1969) 'Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control', *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15(3), pp. 237–240. doi:10.1093/besa/15.3.237.

Lindborg, R. *et al.* (2012) 'Effect of habitat area and isolation on plant trait distribution in European forests and grasslands', *Ecography*, 35(4), pp. 356–363. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.07286.x.

Lortie, C.J. *et al.* (2004) 'Rethinking plant community theory', *Oikos*, 107(2), pp. 433–438. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x.

MacArthur, R.H. and Wilson, E.O. (2016) *The Theory of Island Biogeography, The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. doi:10.1515/9781400881376.

Malaval, S. *et al.* (2015) 'Végétal Local: une marque française pour la conservation de la flore indigène', in. Eurogard VII The Seventh European Botanic Gardens Congress, Paris, France, p. 10.

- Malkus, J. (1997) 'Habitatpräferenzen und Mobilität des Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum* L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mahd', *Articulata*, 12(1), pp. 1–18.
- Mancera, K. *et al.* (2017) 'The effects of acute exposure to mining machinery noise on the behaviour of eastern blue-tongued lizards (*Tiliqua scincoides*)', 26, pp. 11–24. doi:10.7120/09627286.26.1.011.
- Marie-Louise-Henriette, K. (2015) *Enjeux et modalités de restauration écologique sur des sites industriels à forts impacts environnementaux : le cas des installations de stockage de déchets en France*. Québec: Centre universitaire de formation en environnement et développement durable de L'Université de Sherbrooke.
- Marini, L. *et al.* (2007) 'Effects of local factors on plant species richness and composition of Alpine meadows', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119(3), pp. 281–288. doi:10.1016/j.agee.2006.07.015.
- Marini, L. *et al.* (2010) 'Disentangling effects of habitat diversity and area on orthopteran species with contrasting mobility', *Biological Conservation*, 143(9), pp. 2164–2171. doi:10.1016/j.biocon.2010.05.029.
- Martín-Queller, E. and Saura, S. (2013) 'Landscape species pools and connectivity patterns influence tree species richness in both managed and unmanaged stands', *Forest Ecology and Management*, 289, pp. 123–132. doi:10.1016/j.foreco.2012.09.036.
- McConkey, K.R. *et al.* (2012) 'Seed dispersal in changing landscapes', *Biological Conservation*, 146(1), pp. 1–13. doi:10.1016/j.biocon.2011.09.018.
- McRae, B.H. *et al.* (2008) 'Using Circuit Theory to Model Connectivity in Ecology, Evolution, and Conservation', *Ecology*, 89(10), pp. 2712–2724. doi:10.1890/07-1861.1.
- McRae, B.H. and Beier, P. (2007) 'Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50), pp. 19885–19890. doi:10.1073/pnas.0706568104.
- Meirmans, P.G. (2012) 'The trouble with isolation by distance', *Molecular Ecology*, 21(12), pp. 2839–2846. doi:10.1111/j.1365-294X.2012.05578.x.
- Mennechez, G. *et al.* (2004) 'Modelling mortality and dispersal: consequences of parameter generalisation on metapopulation dynamics', *Oikos*, 106(2), pp. 243–252. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.12965.x.
- Merckx, T. *et al.* (2003) 'The evolution of movements and behaviour at boundaries in different landscapes: A common arena experiment with butterflies', *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 270, pp. 1815–21. doi:10.1098/rspb.2003.2459.
- Merckx, T. and Van Dyck, H. (2002) 'Interrelations Among Habitat Use, Behavior, and Flight-Related Morphology in Two Cooccurring Satyrine Butterflies, *Maniola jurtina* and *Pyronia tithonus*', *Journal of Insect Behavior*, 15, pp. 541–561. doi:10.1023/A:1016385301634.
- Merckx, T. and Van Dyck, H. (2006) 'Landscape Structure and Phenotypic Plasticity in Flight Morphology in the Butterfly *Pararge aegeria*', *Oikos*, 113(2), pp. 226–232.

- Merckx, T. and Van Dyck, H. (2007) 'Habitat fragmentation affects habitat-finding ability of the speckled wood butterfly, *Pararge aegeria* L.', *Animal Behaviour*, 74(4), pp. 1029–1037. doi:10.1016/j.anbehav.2006.12.020.
- Merlet, F. and Houard, X. (2012a) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Barbitiste ventru (*Polysarcus denticauda* (Charpentier, 1825)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Paris: Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle, p. 6.
- Merlet, F. and Houard, X. (2012b) Synthèse bibliographique sur les traits de vie la Decticelle des bruyères (*Metrioptera brachyptera* (Linné, 1761)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Paris: Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle, p. 6.
- Merlet, F. and Houard, X. (2012c) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Conocéphale des roseaux (*Conocephalus dorsalis* (Latreille, 1804)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Paris: Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle, p. 5.
- Merriam, G. (1984) 'Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern', *Methodology in landscape ecological research and planning: proceedings, 1st seminar, International Association of Landscape Ecology, Roskilde, Denmark, Oct 15-19, 1984* / eds. J. Brandt, P. Agger [Preprint].
- Millennium Ecosystem Assessment (Program) (ed.) (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Miller, K. (2001) *Defining common ground for the Mesoamerican Biological Corridor*. Available at: <https://www.wri.org/research/defining-common-ground-mesoamerican-biological-corridor> (Accessed: 27 May 2021).
- Minor, E.S. *et al.* (2009) 'The role of landscape connectivity in assembling exotic plant communities: a network analysis', *Ecology*, 90(7), pp. 1802–1809. doi:10.1890/08-1015.1.
- Minor, E.S. and Gardner, R.H. (2011) 'Landscape connectivity and seed dispersal characteristics inform the best management strategy for exotic plants', *Ecological Applications*, 21(3), pp. 739–749. doi:10.1890/10-0321.1.
- Minor, E.S. and Urban, D.L. (2008) 'A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning', *Conservation Biology*, 22(2), pp. 297–307.
- Mitton, J. (1995) 'Enzyme heterozygosity and developmental stability', *Acta Theriologica*, 40. doi:10.4098/AT.arch.95-44.
- Morin, S., Commagnac, L. and Benest, F. (2019) 'Caractériser et suivre qualitativement et quantitativement les haies et le bocage en France', *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 30(4), pp. 16–21. doi:10.3917/set.030.0016.

- Mougenot, C. (2003) *Prendre soin de la nature ordinaire, Prendre soin de la nature ordinaire*. Paris: Éditions de la Maison des sciences de l'homme (Natures sociales). Available at: <http://books.openedition.org/editionsmslh/1293> (Accessed: 27 May 2021).
- Mouquet, N. and Loreau, M. (2003) 'Community Patterns in Source-Sink Metacommunities', *The American Naturalist*, 162(5), pp. 544–557. doi:10.1086/378857.
- Muller, I. (2013) *Restauration de marais temporaires et de pelouses méso-xériques à partir d'anciennes rizières : Rôle respectif des filtres dans l'assemblage des communautés*. phdthesis. Université d'Avignon. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00981348> (Accessed: 16 September 2021).
- Muratet, A. *et al.* (2013) 'Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI', *Landscape Ecology*, 28(1), pp. 95–105. doi:10.1007/s10980-012-9817-1.
- Narisu, Lockwood, J.A. and Schell, S.P. (1999) 'A Novel Mark-Recapture Technique and Its Application to Monitoring the Direction and Distance of Local Movements of Rangeland Grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in the Context of Pest Management', *Journal of Applied Ecology*, 36(4), pp. 604–617.
- Nathan, R. (2006) 'Long-Distance Dispersal of Plants', *Science*, 313(5788), pp. 786–788. doi:10.1126/science.1124975.
- Nathan, R. *et al.* (2008) 'A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(49), pp. 19052–19059. doi:10.1073/pnas.0800375105.
- Natureparif (2011) *Entreprises, relevez le défi de la biodiversité. Un guide collectif à l'usage des acteurs du monde économique*. Victoires Editions.
- Nevill, P.G., Cross, A.T. and Dixon, K.W. (2018) 'Ethical seed sourcing is a key issue in meeting global restoration targets', *Current Biology*, 28(24), pp. R1378–R1379. doi:10.1016/j.cub.2018.11.015.
- Newmark, W.D. (1987) 'A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks', *Nature*, 325(6103), pp. 430–432. doi:10.1038/325430a0.
- Newmark, W.D. (1995) 'Extinction of Mammal Populations in Western North American National Parks', *Conservation Biology*, 9(3), pp. 512–526.
- Niyogi, R. *et al.* (2021) 'Habitat Connectivity for the Conservation of Small Ungulates in A Human-Dominated Landscape', *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 10(3), p. 180. doi:10.3390/ijgi10030180.
- Noss, R. (1990) 'Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach', *Conservation Biology - CONSERV BIOL*, 4, pp. 355–364. doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x.
- Noss, R.F. (1991) 'Landscape connectivity : different functions at different scales', in Hudson, W.E. (ed.) *Landscape Linkages and Biodiversity*. Washington DC: Island Press, pp. 27–39.

- Noss, R.F. (1992) 'The Wildlands Project: Land Conservation Strategy', *Wild Earth*. Special issue, pp. 10–25.
- Noss, R.F. and Harris, L.D. (1986) 'Nodes, networks, and MUMs: Preserving diversity at all scales', *Environmental Management*, 10(3), pp. 299–309. doi:10.1007/BF01867252.
- Noss, R.F. and Hudson, W.E. (1991) 'Landscape connectivity: different functions at different scales', in *Landscape Linkages and Biodiversity*. Washington DC: Island Press, pp. 27–39.
- Öckinger, E. *et al.* (2010) 'Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis', *Ecology Letters*, 13(8), pp. 969–979. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01487.x.
- Öckinger, E., Lindborg, R., *et al.* (2012a) 'Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments', *Ecography*, 35(3), pp. 259–267. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.06870.x.
- Öckinger, E., Bergman, K.-O., *et al.* (2012b) 'The landscape matrix modifies the effect of habitat fragmentation in grassland butterflies', *Landscape Ecology*, 27(1), pp. 121–131. doi:10.1007/s10980-011-9686-z.
- Öckinger, E. and Van Dyck, H. (2012) 'Landscape Structure Shapes Habitat Finding Ability in a Butterfly', *PLOS ONE*, 7(8), p. e41517. doi:10.1371/journal.pone.0041517.
- Olivier, T. *et al.* (2016) 'Butterfly assemblages in residential gardens are driven by species' habitat preference and mobility', *Landscape Ecology*, 31(4), pp. 865–876. doi:10.1007/s10980-015-0299-9.
- Opdam, P.F.M., Foppen, R. and Vos, C. (2001) 'Bridging the Gap between Ecology and Spatial Planning in Landscape Ecology', *Landsc. Ecol.* 16 (2002), 8: 767-779, 16. doi:10.1023/A:1014475908949.
- Orrock, J.L. *et al.* (2003) 'Spatial Ecology of Predator–Prey Interactions: Corridors and Patch Shape Influence Seed Predation', *Ecology*, 84(10), pp. 2589–2599. doi:10.1890/02-0439.
- Orrock, J.L. and Damschen, E.I. (2005) 'Corridors Cause Differential Seed Predation', *Ecological Applications*, 15(3), pp. 793–798. doi:10.1890/04-1129.
- Owens, A.C.S. and Lewis, S.M. (2018) 'The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis', *Ecology and Evolution*, 8(22), pp. 11337–11358. doi:https://doi.org/10.1002/ece3.4557.
- Paoletti, M.G. (1999) 'Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1), pp. 1–18. doi:10.1016/S0167-8809(99)00027-4.
- Pascual-Hortal, L. and Saura, S. (2006) 'Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation', *Landscape Ecology*, 21(7), pp. 959–967. doi:10.1007/s10980-006-0013-z.
- Pedrini, S. *et al.* (2020) 'Collection and production of native seeds for ecological restoration', *Restoration Ecology*, 28(S3), pp. S228–S238. doi:10.1111/rec.13190.

- Pe'er, G. and Settele, J. (2008) 'Butterflies in and for conservation: Trends and Prospects', *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 54, pp. 7–17. doi:10.1560/ijec.54.1.7.
- Penone, C. *et al.* (2012) 'Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context?', *Biological Conservation*, 148(1), pp. 126–133. doi:10.1016/j.biocon.2012.01.041.
- Penone, C. (2012) *Fonctionnement de la biodiversité en ville : contribution des dépendances vertes ferroviaires*. Thèse de Doctorat. Muséum national d'Histoire naturelle.
- Pereira, H. *et al.* (2010) 'Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century', *Science*, 330, pp. 1496–1501.
- Perriat, F. (2018) *Description et utilisation des couches sur les continuités écologiques d'Île-de-France*. Paris, France: Conservatoire botanique national du Bassin parisien, DRIEE Île-de-France, p. 13.
- Petit, S. *et al.* (2001) 'Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: movements between habitat patches', *Oikos*, 92(3), pp. 491–500. doi:10.1034/j.1600-0706.2001.920310.x.
- Picaud, F. (1998) *Successions écologiques chez les Insectes Orthoptères : application aux haldes de mines*. Thèse de Doctorat. Université de Limoges.
- Picaud, F. and Petit, D.P. (2007) 'Primary succession of Acrididae (Orthoptera): Differences in displacement capacities in early and late colonizers of new habitats', *Acta Oecologica*, 32(1), pp. 59–66. doi:10.1016/j.actao.2007.03.005.
- Pichancourt, J.-B., Burel, F. and Auger, P. (2006) 'Assessing the effect of habitat fragmentation on population dynamics: An implicit modelling approach', *Ecological Modelling*, pp. 543–556. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.07.027.
- Pichenot, J. (2008) *Contribution à la Biologie de la Conservation du Sonneur à ventre jaune (Bombina variegata L.) Écologie spatiale et approche multi-échelles de la sélection de l'habitat en limite septentrionale de son aire de répartition*. Université de Reims Champagne-Ardenne.
- Piessens, K. *et al.* (2004) 'Plant species richness and composition of heathland relics in north-western Belgium: evidence for a rescue-effect?', *Journal of Biogeography*, 31(10), pp. 1683–1692. doi:10.1111/j.1365-2699.2004.01056.x.
- Pinaud, D. *et al.* (2018) 'Modelling landscape connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of resistance', *Journal of Applied Ecology*, 55. doi:10.1111/1365-2664.13228.
- Piqueray, J. *et al.* (2011) 'Plant species extinction debt in a temperate biodiversity hotspot: Community, species and functional traits approaches', *Biological Conservation*, 144, pp. 1619–1629. doi:10.1016/j.biocon.2011.02.013.
- Pitz, C. (2018) *Restauration écologique en carrière, habitats analogues et résistances aux invasions végétales*. Université de Liège, Liège, Belgique. Available at: <https://orbi.uliege.be/handle/2268/229449> (Accessed: 16 September 2021).

- Pollard, E. (1977) 'A method for assessing changes in the abundance of butterflies', *Biological Conservation*, 12(2), pp. 115–134. doi:10.1016/0006-3207(77)90065-9.
- Poniatowski, D. *et al.* (2018) 'Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity', *Biological Conservation*, 225, pp. 237–244. doi:10.1016/j.biocon.2018.07.018.
- Poniatowski, D. and Fartmann, T. (2010) 'What determines the distribution of a flightless bush-cricket (Metrioptera brachyptera) in a fragmented landscape?', *Journal of Insect Conservation*, 14, pp. 637–645. doi:10.1007/s10841-010-9293-3.
- Prach, K. *et al.* (2019) 'A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success', *Restoration Ecology*, 27(5), pp. 917–923. doi:10.1111/rec.13011.
- Prugh, L.R. *et al.* (2008) 'Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(52), pp. 20770–20775. doi:10.1073/pnas.0806080105.
- Rae, C., Rothley, K. and Dragicevic, S. (2007) 'Implications of error and uncertainty for an environmental planning scenario: A sensitivity analysis of GIS-based variables in a reserve design exercise', *Landscape and Urban Planning*, 79(3), pp. 210–217. doi:10.1016/j.landurbplan.2006.01.001.
- Rakotomalala, R. (2012) *Analyse de corrélation. Étude des dépendances - Variables quantitatives. Version 1.0.* France: Université Lumière Lyon 2, p. 83.
- Rambaud, M. (2018) *Utilisation des données floristiques pour élaborer des continuités écologiques et alimenter la Trame Verte et Bleue.* Paris, France: Conservatoire botanique national du Bassin parisien, p. 54.
- Ratheke, B.J. and Jules, E.S. (1993) 'Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions', *Current Science*, 65(3), pp. 273–277.
- Rayfield, B., Fortin, M.-J. and Fall, A. (2011) 'Connectivity for conservation: a framework to classify network measures', *Ecology*, 92(4), pp. 847–858. doi:10.1890/09-2190.1.
- Reinhardt, K. *et al.* (2005) 'Low dispersal ability and habitat specificity promote extinctions in rare but not in widespread species: The Orthoptera of Germany', *Ecography*, 28, pp. 593–602. doi:10.1111/j.2005.0906-7590.04285.x.
- Richards, O.W. and Waloff, N. (1954) 'Studies on the biology and population dynamics of British grasshoppers', *Anti-Locust Bulletin*, (17), pp. 1–182.
- Ricketts, T.H. (2001) 'The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes', *The American Naturalist*, 158(1), pp. 87–99. doi:10.1086/320863.
- Ritchie, L. *et al.* (2009) 'Effects of landscape composition and configuration on northern flying squirrels in a forest mosaic', *Forest Ecology and Management*, 257, pp. 1920–1929. doi:10.1016/j.foreco.2009.01.028.

- Robbins, R.K. and Opler, P.A. (1997) 'Butterfly Diversity and a Preliminary Comparison with Bird and Mammal Diversity', in *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources*. Washington DC: A Joseph Henry Press book, p. 560.
- Robert, S. (2020) *Création d'une pelouse sèche sur une installation de stockage de déchets : étude de l'insertion du site dans les réseaux écologiques et test de l'efficacité du semis de Végétal Local*. Rapport de stage. Master IEGB. Université de Montpellier, p. 68.
- Robertson, B.A. and Hutto, R.L. (2006) 'A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence', *Ecology*, 87(5), pp. 1075–1085. doi:10.1890/0012-9658(2006)87[1075:affuet]2.0.co;2.
- Rockström, J. *et al.* (2009) 'A Safe Operating Space for Humanity', *Nature*, 461, pp. 472–5. doi:10.1038/461472a.
- Rodrigues, A.S.L. *et al.* (2004) 'Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity', *Nature*, 428(6983), pp. 640–643. doi:10.1038/nature02422.
- Ronce, O. (2007) 'How Does It Feel to Be Like a Rolling Stone? Ten Questions About Dispersal Evolution', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38(1), pp. 231–253. doi:10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095611.
- Rossetti, M.R. *et al.* (2017) 'Responses of insect herbivores and herbivory to habitat fragmentation: a hierarchical meta-analysis', *Ecology Letters*, 20(2), pp. 264–272. doi:10.1111/ele.12723.
- Rothhaupt, G. (1994) 'Die Situation der Wanuschrecke *Polysarcus denticauda* in Bayern und Thüringen', *Articulata*, 9(2), pp. 79–87.
- Rubino, M.C. (2000) 'Biodiversity finance', *International Affairs*, 76(2), pp. 223–240.
- Sætersdal, M. *et al.* (2004) 'Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest', *Biological Conservation*, 115(1), pp. 21–31. doi:10.1016/S0006-3207(03)00090-9.
- Sahraoui, Y. (2016) *Le paysage, entre esthétique & écologie - Modélisation rétrospective à partir de changements d'occupation du sol*. Thèse de Doctorat. Université de Franche-Comté.
- Saura, S. and Pascual-Hortal, L. (2007) 'A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study', *Landscape and Urban Planning*, 83(2), pp. 91–103. doi:10.1016/j.landurbplan.2007.03.005.
- Saura, S. and Rubio, L. (2010) 'A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape', *Ecography*, 33(3), pp. 523–537. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x.
- Saura, S. and Torné, J. (2009) 'Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity', *Environmental Modelling & Software*, 24(1), pp. 135–139. doi:10.1016/j.envsoft.2008.05.005.

- Sawtschuk, J. *et al.* (2021) 'Quelles trajectoires de réhabilitation pour la décharge de l'Île d'Ouessant (29)? Retour sur dix années de recherche-action', *Naturae* [Preprint], (22). doi:10.5852/naturae2021a22.
- Sawyer, S.C., Epps, C.W. and Brashares, J.S. (2011) 'Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes?', *Journal of Applied Ecology*, 48(3), pp. 668–678. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x.
- Schlaepfer, M.A., Runge, M.C. and Sherman, P.W. (2002) 'Ecological and evolutionary traps', *Trends in Ecology & Evolution*, 17(10), pp. 474–480. doi:10.1016/S0169-5347(02)02580-6.
- Schleicher, A., Biedermann, R. and Kleyer, M. (2011) 'Dispersal traits determine plant response to habitat connectivity in an urban landscape', *Landscape Ecology*, 26(4), pp. 529–540. doi:10.1007/s10980-011-9579-1.
- Schneider, C. (2003) 'The influence of spatial scale on quantifying insect dispersal: an analysis of butterfly data', *Ecological Entomology*, 28(2), pp. 252–256. doi:10.1046/j.1365-2311.2003.00495.x.
- Schouten, M.A. *et al.* (2007) 'Nested assemblages of Orthoptera species in the Netherlands: the importance of habitat features and life-history traits', *Journal of Biogeography*, 34(11), pp. 1938–1946. doi:10.1111/j.1365-2699.2007.01742.x.
- Schtickzelle, N. *et al.* (2006) 'Dispersal Depression with Habitat Fragmentation in the Bog Fritillary Butterfly', *Ecology*, 87(4), pp. 1057–1065.
- Schtickzelle, N. *et al.* (2007) 'Quantitative analysis of changes in movement behaviour within and outside habitat in a specialist butterfly', *BMC Evolutionary Biology*, 7(1), p. 4. doi:10.1186/1471-2148-7-4.
- Sekar, S. (2012) 'A meta-analysis of the traits affecting dispersal ability in butterflies: can wingspan be used as a proxy?', *Journal of Animal Ecology*, 81(1), pp. 174–184. doi:10.1111/j.1365-2656.2011.01909.x.
- Senapathi, D. *et al.* (2017) 'Landscape impacts on pollinator communities in temperate systems: evidence and knowledge gaps', *Functional Ecology*, 31(1), pp. 26–37. doi:10.1111/1365-2435.12809.
- Serret, H. (2014) *Espaces verts d'entreprise en Île-de-France : quels enjeux pour la biodiversité urbaine ?* Museum national d'Histoire naturelle. doi:10.13140/RG.2.1.1914.8004.
- Serret, H. *et al.* (2014) 'Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France', *Landscape and Urban Planning*, 131, pp. 27–35. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.07.003.
- Shannon, G. *et al.* (2016) 'Road noise causes earlier predator detection and flight response in a free-ranging mammal', *Behavioral Ecology*, 27, p. arw058. doi:10.1093/beheco/arw058.
- Sievers, M. (2017) 'Sand quarry wetlands provide high-quality habitat for native amphibians', *Web Ecology*, 17(1), pp. 19–27. doi:10.5194/we-17-19-2017.

SITA France (2014) Guide pour l'intégration de la biodiversité à la gestion des Installations de Stockage de Déchets. France (Collection Savoirs et Devoirs).

Sjögren Gulve, P., Ray, C. and McCullough, D.R. (1996) 'Using logistic regression to model metapopulation dynamics: large scale forestry extirpates the pool frog', in *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, pp. 111–128.

Slabbekoorn, H. *et al.* (2010) 'A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish', *Trends in Ecology & Evolution*, 25(7), pp. 419–427. doi:10.1016/j.tree.2010.04.005.

Slingenberg, A. *et al.* (2009) Study on understanding the causes of biodiversity loss and the policy assessment framework. Bruxelles: Commission européenne, Direction générale de l'environnement.

Smart, S.M. *et al.* (2006) 'Spatial relationships between intensive land cover and residual plant species diversity in temperate farmed landscapes', *Journal of Applied Ecology*, 43(6), pp. 1128–1137. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01231.x.

Smith, M.A. and Green, D.M. (2005) 'Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations?', *Ecography*, 28(1), pp. 110–128. doi:10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x.

Snep, R., Van Ierland, E. and Opdam, P. (2009) 'Enhancing biodiversity at business sites: What are the options, and which of these do stakeholders prefer?', *Landscape and Urban Planning*, 91(1), pp. 26–35. doi:10.1016/j.landurbplan.2008.11.007.

Soga, M. and Koike, S. (2013) 'Patch isolation only matters for specialist butterflies but patch area affects both specialist and generalist species', *Journal of Forest Research*, 18(3), pp. 270–278. doi:10.1007/s10310-012-0349-y.

Sordello, R. *et al.* (2013) Synthèses bibliographiques sur les traits de vie de 39 espèces proposées pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue relatifs à leurs déplacements et besoins de continuité écologique. Paris, France: Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) - Service du Patrimoine naturel (SPN), Office pour les insectes et leur environnement (Opie), p. 20.

Soulé, M.E. and Terborgh, J. (1999) 'Conserving nature at regional and continental scales—a scientific program for North America', *BioScience*, 49(10), pp. 809–817. doi:10.2307/1313572.

Southwood, T.R.E. and Waloff, N. (1967) 'The experimental approach to animal ecology', in Lambert, J.M. (ed.) *Teaching of Ecology*. Oxford: Blackwell Scientific, pp. 147–159.

Spaggiari, J., Ichter, J. and Lefeuvre, J.-C. (2010) Mise au point d'une méthode d'identification des continuités écologiques dans le Grand Sud de la Nouvelle-Calédonie. Synthèse bibliographique et proposition d'une démarche. Rapport final. Nouméa.

Stefanescu, C. *et al.* (2016) 'Long-distance autumn migration across the Sahara by painted lady butterflies: exploiting resource pulses in the tropical savannah', *Biology Letters*, 12(10), p. 20160561. doi:10.1098/rsbl.2016.0561.

Stevens, V. *et al.* (2004) 'Quantifying functional connectivity: Experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*)', *Landscape Ecology*, 19, pp. 829–842. doi:10.1007/s10980-004-0166-6.

- Stevens, V.M., Verkenne, C., *et al.* (2006) ‘Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad’, *Molecular Ecology*, 15(9), pp. 2333–2344. doi:10.1111/j.1365-294X.2006.02936.x.
- Stevens, V.M., Leboulengé, É., *et al.* (2006) ‘Quantifying functional connectivity: experimental assessment of boundary permeability for the natterjack toad (*Bufo calamita*)’, *Oecologia*, 150(1), pp. 161–171. doi:10.1007/s00442-006-0500-6.
- Stevens, V.M. *et al.* (2012) ‘How is dispersal integrated in life histories: a quantitative analysis using butterflies’, *Ecology Letters*, 15(1), pp. 74–86. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01709.x.
- Stevens, V.M. *et al.* (2013) ‘Dispersal syndromes and the use of life-histories to predict dispersal’, *Evolutionary Applications*, 6(4), pp. 630–642. doi:10.1111/eva.12049.
- Stevens, V.M., Turlure, C. and Baguette, M. (2010) ‘A meta-analysis of dispersal in butterflies’, *Biological Reviews*, 85(3), pp. 625–642. doi:10.1111/j.1469-185X.2009.00119.x.
- Stone, E.L., Jones, G. and Harris, S. (2009) ‘Street Lighting Disturbs Commuting Bats’, *Current Biology*, 19(13), pp. 1123–1127. doi:10.1016/j.cub.2009.05.058.
- STRA-CO (2003) Conseil pour la Stratégie Paneuropéenne de la Diversité Biologique et Paysagère. 7ème réunion. Palais des Nations, Genève.
- SUEZ (2020) Façonner un environnement durable, dès maintenant! Rapport intégré 2020. La Défense, France, p. 62.
- Sullivan, L.L. *et al.* (2011) ‘Can dispersal mode predict corridor effects on plant parasites?’, *Ecology*, 92(8), pp. 1559–1564. doi:10.1890/10-1116.1.
- Swaay, C., Warren, M. and Lois, G. (2006) ‘Biotope Use and Trends of European Butterflies’, *Journal of Insect Conservation*, 10, pp. 189–209. doi:10.1007/s10841-006-6293-4.
- Sweaney, N., Lindenmayer, D.B. and Driscoll, D.A. (2014) ‘Is the matrix important to butterflies in fragmented landscapes?’, *Journal of Insect Conservation*, 18(3), pp. 283–294. doi:10.1007/s10841-014-9641-9.
- Swift, T.L. and Hannon, S.J. (2010) ‘Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications’, *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 85(1), pp. 35–53. doi:10.1111/j.1469-185X.2009.00093.x.
- Szymura, J.M. and Barton, N.H. (1991) ‘The genetic structure of the hybrid zone between the fire-bellied toads *Bombina bombina* and *B. variegata*: comparisons between transects and between loci’, *Evolution; International Journal of Organic Evolution*, 45(2), pp. 237–261. doi:10.1111/j.1558-5646.1991.tb04400.x.
- Tappeiner, U. *et al.* (2021) ‘How to consider history in landscape ecology: patterns, processes, and pathways’, *Landscape Ecology*, 36(8), pp. 2317–2328. doi:10.1007/s10980-020-01163-w.
- Tarabon, S. *et al.* (2020) ‘Integrating a landscape connectivity approach into mitigation hierarchy planning by anticipating urban dynamics’, *Landscape and Urban Planning*, 202, p. 103871. doi:10.1016/j.landurbplan.2020.103871.

- Taylor, P.D. *et al.* (1993) 'Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure', *Oikos*, 68(3), pp. 571–573. doi:10.2307/3544927.
- Terwayet Bayouli, I. *et al.* (2021) 'Ecological indicators and bioindicator plant species for biomonitoring industrial pollution: Eco-based environmental assessment', *Ecological Indicators*, 125, p. 107508. doi:10.1016/j.ecolind.2021.107508.
- Theuerkauf, J. and Rouys, S. (2006) 'Do Orthoptera need human land use in Central Europe? The role of habitat patch size and linear corridors in the Białowieża Forest, Poland', *Biodiversity and Conservation*, 15, pp. 1497–1508. doi:10.1007/978-1-4020-5208-8_24.
- Thévenin, S. and Royer, J.M. (2001) 'Groupements végétaux de la Champagne crayeuse.', *Bulletin de la société d'étude des sciences naturelles de Reims*, (Numéro spécial), p. 31.
- Thierry, C. *et al.* (2017) Les sites industriels et la Trame Verte et Bleue. Méthodologie pour l'étude des réseaux écologiques à l'échelle d'un site. Rapport préliminaire. UMS 2006 Patrimoine Naturel, p. 96.
- Thierry, C. *et al.* (2020) 'Comment cartographier l'occupation du sol en vue de modéliser les réseaux écologiques? Méthodologie générale et cas d'étude en Île-de-France', *Article hors-série(article hors-série)*, p. 8. doi:10.14758/SET-REVUE.2020.HS.05.
- Thierry, C. and Delzons, O. (2014) Evaluation de la biodiversité des sites de SITA : Indicateur de Qualité Ecologique du site de Villeneuve-sur-Verberie, 2014. Paris, France: Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, p. 167.
- Thivillier, J. (2012) Document d'objectifs du site Natura 2000 n°12 « Savart du camp militaire de Mailly-le-camp » - Document intermédiaire. SIC FR2100257. France: ONF Aube Marne, p. 126.
- Thomas, J.A. (2005) 'Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups', *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 360(1454), pp. 339–357. doi:10.1098/rstb.2004.1585.
- Thomson, F.J. *et al.* (2011) 'Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass', *Journal of Ecology*, 99(6), pp. 1299–1307. doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01867.x.
- Thorsten, P. (2021) Package 'PMCMRplus'. Calculate Pairwise Multiple Comparisons of Mean Rank Sums Extended, p. 207. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=PMCMRplus>.
- Thuillier, L. (2020) Prise en compte de la biodiversité par une entreprise industrielle : le cas de Storengy. These de doctorat. Paris, Muséum national d'histoire naturelle. Available at: <http://www.theses.fr/2020MNHN0003> (Accessed: 27 May 2021).
- Tilman, D. *et al.* (2001) 'Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change', *Science* (New York, N.Y.), 292, pp. 281–4. doi:10.1126/science.1057544.
- Tilman, D. (2001) 'Functional Diversity', in *Encyclopedia of Biodiversity*, pp. 109–120. doi:10.1016/B0-12-226865-2/00132-2.

- Tischendorf, L., Bender, D. and Fahrig, L. (2003) 'Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers', *Landscape Ecology*, 18, pp. 41–50. doi:10.1023/A:1022908109982.
- Tonn, W.M. *et al.* (1990) 'Intercontinental Comparison of Small-Lake Fish Assemblages: The Balance between Local and Regional Processes', *The American Naturalist*, 136(3), pp. 345–375. doi:10.1086/285102.
- Török, P. *et al.* (2011) 'Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs', *Biodiversity and Conservation*, 20(11), pp. 2311–2332. doi:10.1007/s10531-011-9992-4.
- Török, P. *et al.* (2018) 'Beyond the species pool: modification of species dispersal, establishment, and assembly by habitat restoration', *Restoration Ecology*, 26(S2), pp. S65–S72. doi:10.1111/rec.12825.
- Trochet, A. *et al.* (2014) 'A database of life-history traits of European amphibians', *Biodiversity Data Journal*, 2, p. e4123. doi:10.3897/BDJ.2.e4123.
- Tscharntke, T. *et al.* (2002) 'Contribution of Small Habitat Fragments to Conservation of Insect Communities of Grassland–Cropland Landscapes*', *Ecological Applications*, 12(2), pp. 354–363. doi:https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0354:COSHFT]2.0.CO;2.
- Tscharntke, T. *et al.* (2012) 'Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses', *Biological Reviews*, 87(3), pp. 661–685. doi:https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x.
- Turlure, C. *et al.* (2011) 'Species- and sex-specific adjustments of movement behavior to landscape heterogeneity in butterflies', *Behavioral Ecology*, 22(5), pp. 967–975. doi:10.1093/beheco/arr077.
- UICN Comité français, OFB and MNHN (2020) *La Liste rouge des espèces menacées en France : 13 ans de résultats*. Paris, France, p. 6.
- UICN France, MNHN and SHF (2015) *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. Paris, France.
- Urban, D. and Keitt, T. (2001) 'Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective', *Ecology*, 82(5), pp. 1205–1218. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2.
- Urban, M.C., Zarnetske, P.L. and Skelly, D.K. (2013) 'Moving forward: dispersal and species interactions determine biotic responses to climate change', *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1297, pp. 44–60. doi:10.1111/nyas.12184.
- Uroy, L., Ernoult, A. and Mony, C. (2019a) 'Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns', *Landscape Ecology*, 34(2), pp. 203–225. doi:10.1007/s10980-019-00771-5.
- Uroy, L., Mony, C. and Ernoult, A. (2019b) 'Additive effects of connectivity provided by different habitat types drive plant assembly', *Scientific Reports*, 9(1), p. 13952. doi:10.1038/s41598-019-50184-2.

- Uvarov, B. (1977) *A handbook of general Acridology*. Vol. 2: Behaviour, ecology, biogeography population dynamics. London: Centre for Overseas Pest Research.
- Van Dyck, H. *et al.* (2009) 'Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use', *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 23(4), pp. 957–965. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01175.x.
- Van Dyck, H. and Baguette, M. (2005) 'Dispersal behaviour in fragmented landscapes: Routine or special movements?', *Basic and Applied Ecology*, 6(6), pp. 535–545. doi:10.1016/j.baae.2005.03.005.
- Van Swaay, C.A.M. *et al.* (2008) 'Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives', *Biodiversity and Conservation*, 17(14), pp. 3455–3469. doi:10.1007/s10531-008-9491-4.
- Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A. and Smith, B. (2010) 'A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration', *Basic and Applied Ecology*, 11(4), pp. 300–311. doi:10.1016/j.baae.2009.09.002.
- Vekemans, X. and Hardy, O.J. (2004) 'New insights from fine-scale spatial genetic structure analyses in plant populations', *Molecular Ecology*, 13(4), pp. 921–935. doi:10.1046/j.1365-294x.2004.02076.x.
- Vickery, J.A. *et al.* (2001) 'The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources', *Journal of Applied Ecology*, 38(3), pp. 647–664. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x.
- Vignon, V. and Suez, M. (2017) 'Structuration spatiale des populations de Cerfs élaphe autour de Paris : quels rôles des infrastructures de transport ?', in: *Rencontres naturalistes d'Île-de-France 2016*, Paris, France, pp. 60–67.
- Villard, M.-A. and Metzger, J.P. (2014) 'REVIEW: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters', *Journal of Applied Ecology*, 51(2), pp. 309–318. doi:https://doi.org/10.1111/1365-2664.12190.
- Villard, M.-A., Trzcinski, M.K. and Merriam, G. (1999) 'Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy', *Conservation Biology*, 13(4), pp. 774–783.
- Villemey, A. *et al.* (2015) 'Mosaic of grasslands and woodlands is more effective than habitat connectivity to conserve butterflies in French farmland', *Biological Conservation*, 191(Supplement C), pp. 206–215. doi:10.1016/j.biocon.2015.06.030.
- Villemey, A. (2015) *Trame verte et papillons de jour en contexte agricole: influence du paysage sur la dispersion, la diversité génétique et la composition des communautés*. Université d'Orléans.
- Violle, C. *et al.* (2007) 'Let the concept of trait be functional!', *Oikos*, 116(5), pp. 882–892. doi:10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x.
- Violle, C. *et al.* (2012) 'The return of the variance: intraspecific variability in community ecology', *Trends in Ecology & Evolution*, 27(4), pp. 244–252. doi:10.1016/j.tree.2011.11.014.

- Vitousek, P.M. *et al.* (1997) 'Human Domination of Earth's Ecosystems', *Science*, 277(5325), pp. 494–499. doi:10.1126/science.277.5325.494.
- Vittoz, P. and Engler, R. (2007) 'Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits', *Botanica Helvetica*, 117(2), pp. 109–124. doi:10.1007/s00035-007-0797-8.
- Vlk, R. *et al.* (2012) 'Distribution of the Southern Oak Bush-cricket *Meconema meridionale* (Orthoptera, Tettigoniidae) in the Czech Republic and Slovakia', *Folia Oecologica*, 39, pp. 155–165.
- Vos, C. *et al.* (2001) 'Toward Ecologically Scaled Landscape Indices', *The American naturalist*, 157, pp. 24–41. doi:10.1086/317004.
- Vos, C.C. *et al.* (2001) 'Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*)', *Heredity*, 86(5), pp. 598–608. doi:10.1046/j.1365-2540.2001.00865.x.
- Wagner, C. (2004) 'Passive dispersal of *Metrioptera bicolor* (Phillipi 1830) (Orthopteroidea: Ensifera: Tettigoniidae) by transfer of hay', *Journal of Insect Conservation*, 8(4), pp. 287–296. doi:10.1007/s10841-004-0404-x.
- WallisDeVries, M.F., Poschlod, P. and Willems, J. (2002) 'Challenges for the conservation of calcareous grasslands in Northwestern Europe', *Biological Conservation*, 104, pp. 265–273. doi:10.1016/S0006-3207(01)00191-4.
- Weyer, J., Weinberger, J. and Hochkirch, A. (2011) 'Mobility and microhabitat utilization in a flightless wetland grasshopper, *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825)', *Journal of Insect Conservation* [Preprint]. doi:10.1007/s10841-011-9423-6.
- Whitcomb, B., Whitcomb, R. and Bystrak, D. (1977) 'Island biogeography and "Habitat Islands" of eastern forest. III. Long-term turnover and effects of selective logging on the avifauna of forest fragments', *American Birds*, 31, pp. 17–23.
- Wilson, E.O. and Peter, F.M. (1988) *Biodiversity*. Washington, D.C.: National academy press.
- Winfree, R. *et al.* (2005) 'Testing simple indices of habitat proximity', *The American Naturalist*, 165(6), pp. 707–717. doi:10.1086/430009.
- Winkler, E. and Fischer, M. (2002) 'The role of vegetative spread and seed dispersal for optimal life histories of clonal plants: a simulation study', *Evol. Ecol*, 15, pp. 281–301. doi:10.1023/A:1016080714200.
- Wright, S. (1943) 'Isolation by Distance', *Genetics*, 28(2), pp. 114–138. doi:10.1093/genetics/28.2.114.
- Young, T., Chase, J. and Huddleston, R. (2001) 'Community Succession and Assembly: Comparing, Contrasting and Combining Paradigms in the Context of Ecological Restoration', *Ecological Restoration*, 19, pp. 5–18. doi:10.3368/er.19.1.5.
- Zeiss, C. and Atwater, J. (1987) 'Waste Facilities in Residential Communities: Impacts and Acceptance', *Journal of Urban Planning and Development*, 113(1), pp. 19–34. doi:10.1061/(ASCE)0733-9488(1987)113:1(19).

Zeller, K.A., McGarigal, K. and Whiteley, A.R. (2012) 'Estimating landscape resistance to movement: a review', *Landscape Ecology*, 27(6), pp. 777–797. doi:10.1007/s10980-012-9737-0.

Zucca, M. *et al.* (2019) *Panorama de la biodiversité francilienne*. Paris, France: ARB îdF/L'Institut Paris Region, p. 38.

Zucca, M. and Bernard, J.L. (2016) *Schéma régional de cohérence écologique de la région Île-de-France. Guide de lecture*. Paris, France: Région Île-de-France/Natureparif/DRIEE, p. 48.

Sitographie

Centre de ressources de la Trame Verte et Bleue [en ligne]. Consulté en 2021 sur www.trameverteetbleue.fr

Ministère de l'environnement, de l'Énergie et de la Mer [en ligne], 2012. La Stratégie Nationale pour la Biodiversité. Consulté en 2017 sur www.developpement-durable.gouv.fr

Nations Unies [en ligne]. Consulté en 2021 sur www.un.org/fr

Nature France [en ligne]. Consulté en 2021 sur naturefrance.fr

Office Français de la Biodiversité [en ligne], 2021. Consulté en 2021 sur engagespourlanature.ofb.fr

SIMER [en ligne]. Consulté en septembre 2021 sur <https://www.simer86.fr>

SRCE [en ligne], 2013. Schéma Régional de Cohérence écologique d'Île-de-France disponible sur <http://www.driee.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/le-srce-d-ile-de-france-adopte-a1685.html>

SUEZ [en ligne]. Consulté en 2021 sur www.suez.fr

Végétal Local [en ligne]. Consulté en septembre 2021 sur <https://www.vegetal-local.fr>

Wikipédia [en ligne]. Consulté en août 2021 <https://fr.wikipedia.org>

Annexes

Liste des annexes

Annexe 1 : Secteurs et taches d'habitat à enjeux pour la connectivité – résultats complémentaires

Annexe 2 : Cartes des liens des graphes, représentant les chemins de dispersion potentiels, pour les différents groupes taxonomiques étudiés

Annexe 3 : Carte des différents cours d'eau d'Île-de-France (DRIEE IDF, 2014)

Annexe 4 : Spécificités des taches d'habitats herbacés incluses dans les sites gérés par SUEZ sur le secteur des Yvelines

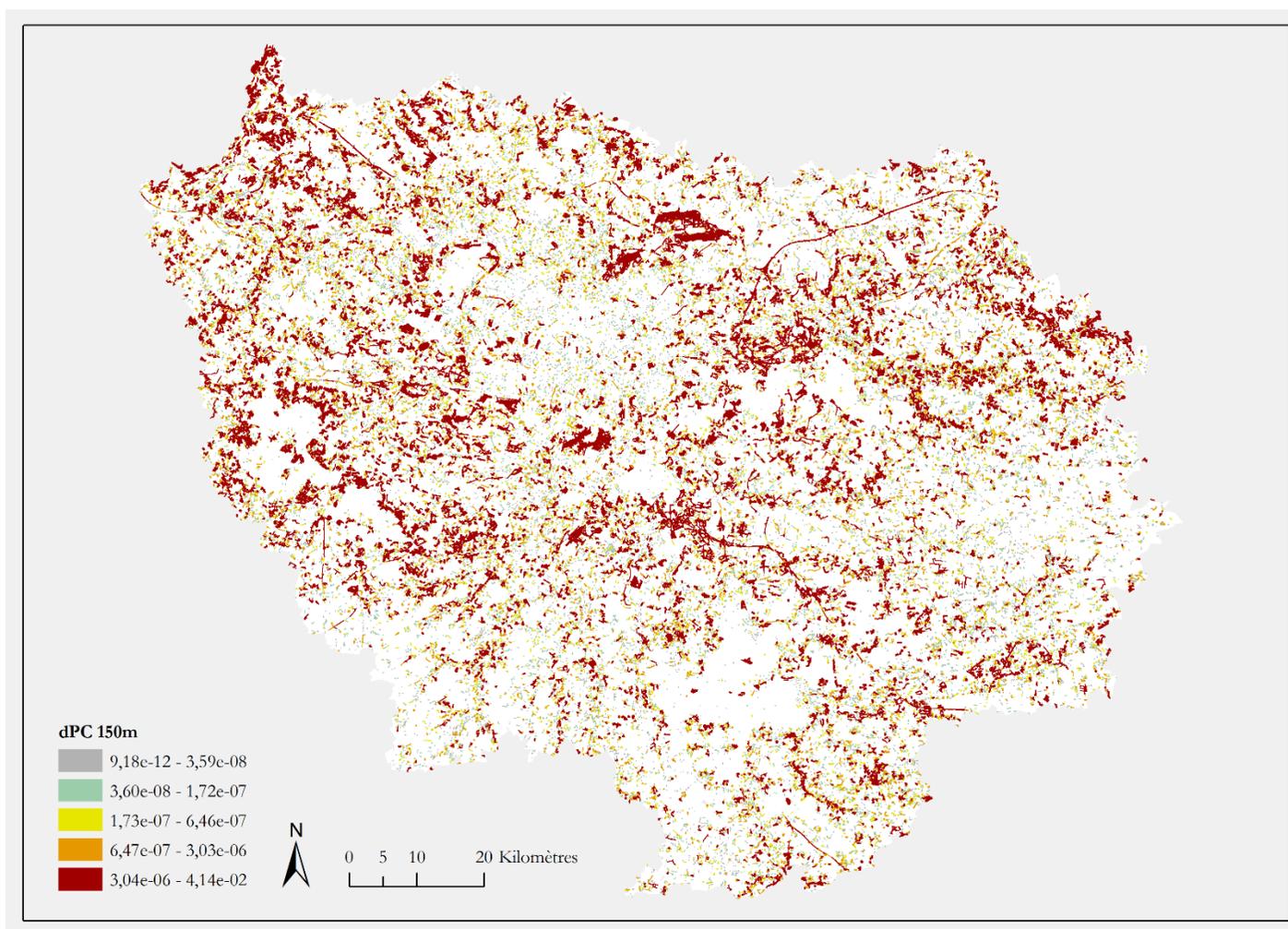
Annexe 5 : Variabilité des sites dans leur importance pour la connectivité des milieux herbacés – résultats complémentaires

Annexe 6 : Description des ZNIEFF de référence présentes autour du site de Huiron

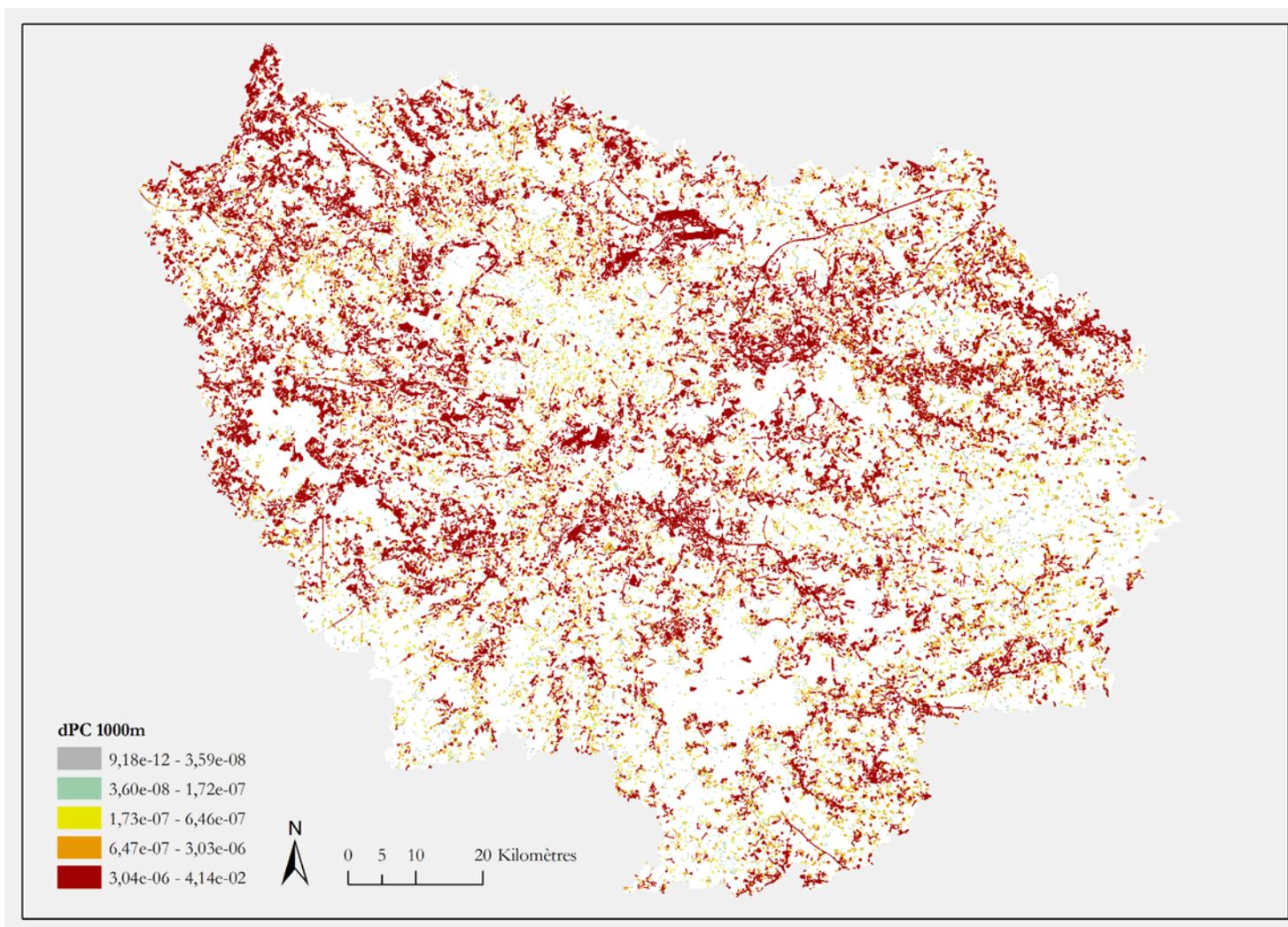
Annexe 7 : Tableau des coefficients de rugosité attribués aux différentes classes d'occupation du sol pour des espèces floristiques spécialistes des pelouses calcicoles

Annexe 8 : Corrélations entre toutes les variables prises en compte dans le cadre de l'étude sur les pelouses calcicoles

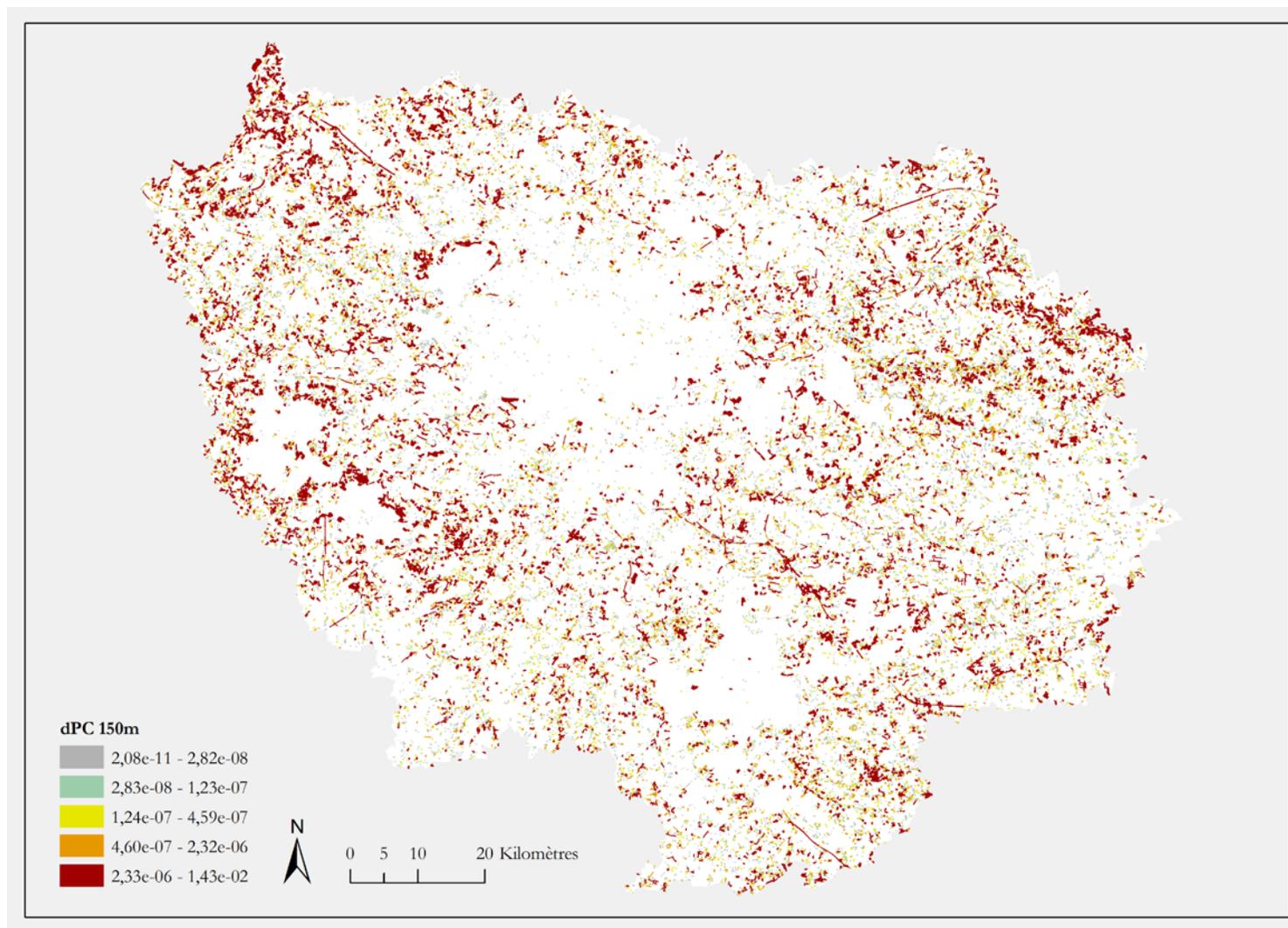
Annexe 1 : Secteurs et taches d'habitat à enjeux pour la connectivité – résultats complémentaires



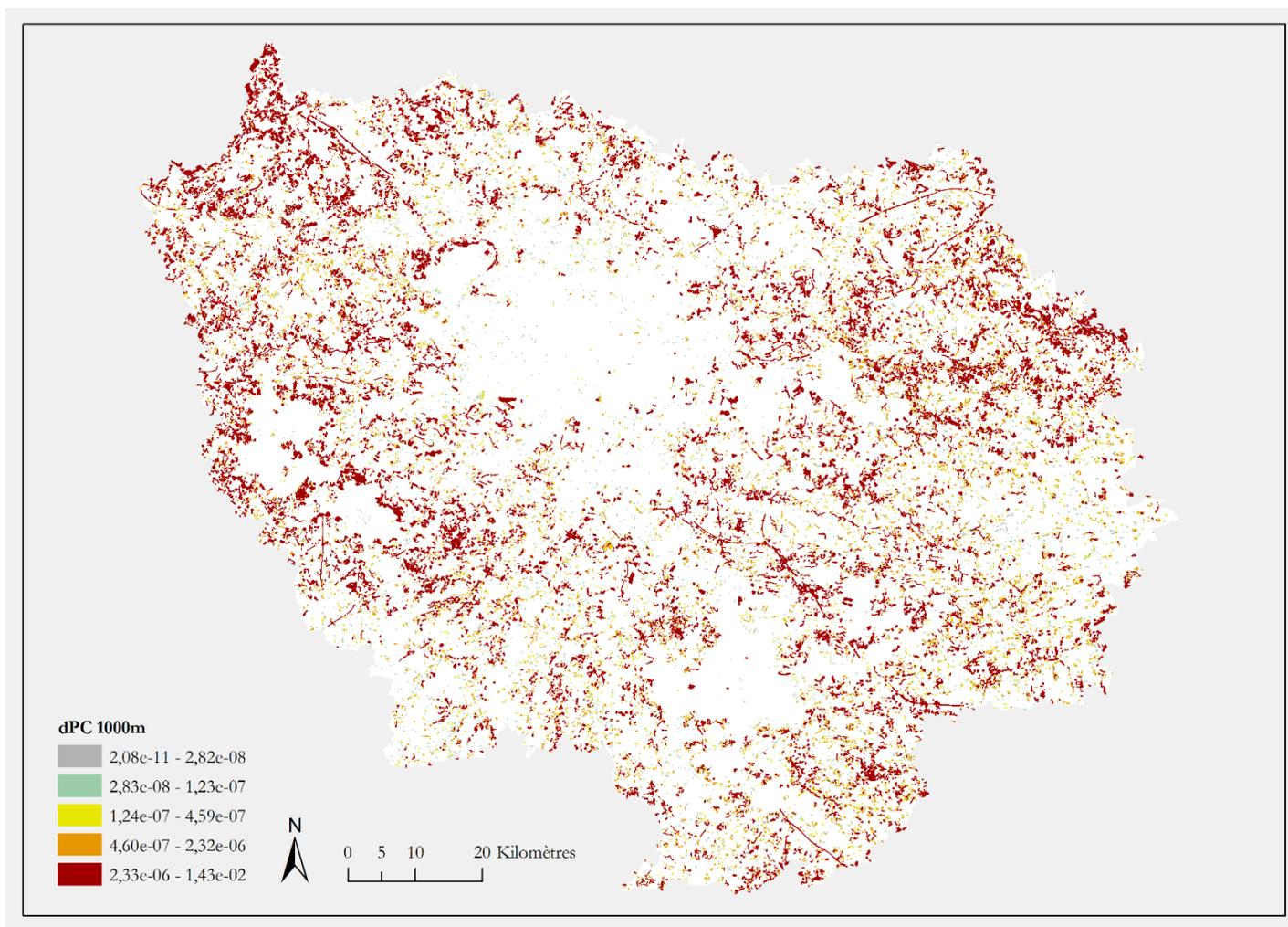
Carte de la connectivité des milieux herbacés pour la flore inféodée aux espaces herbacés naturels, semi-naturels et artificiels ayant une capacité de dispersion de 150 m



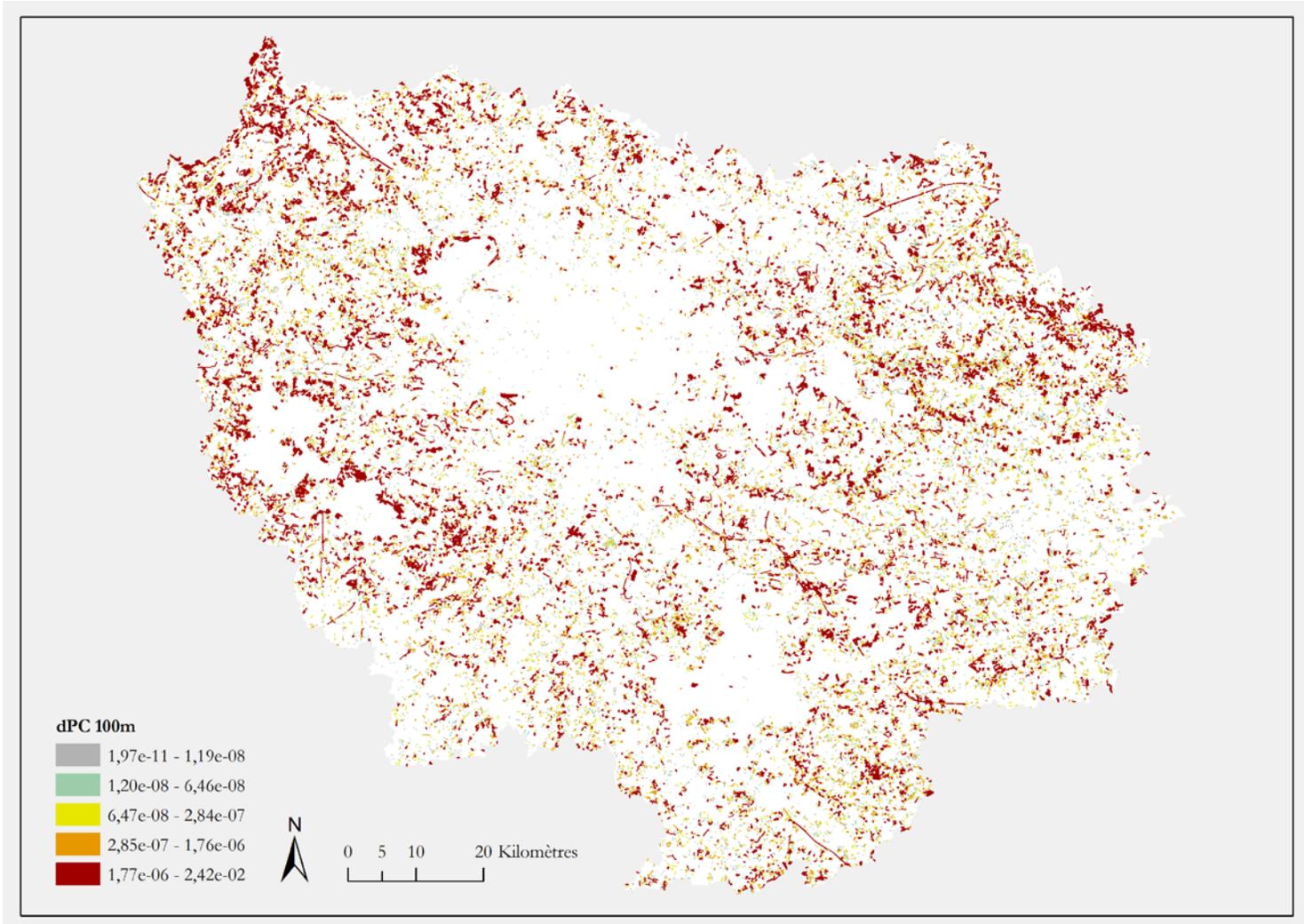
Carte de la connectivité des milieux herbacés pour la flore inféodée aux espaces herbacés naturels, semi-naturels et artificiels ayant une capacité de dispersion de 1000 m



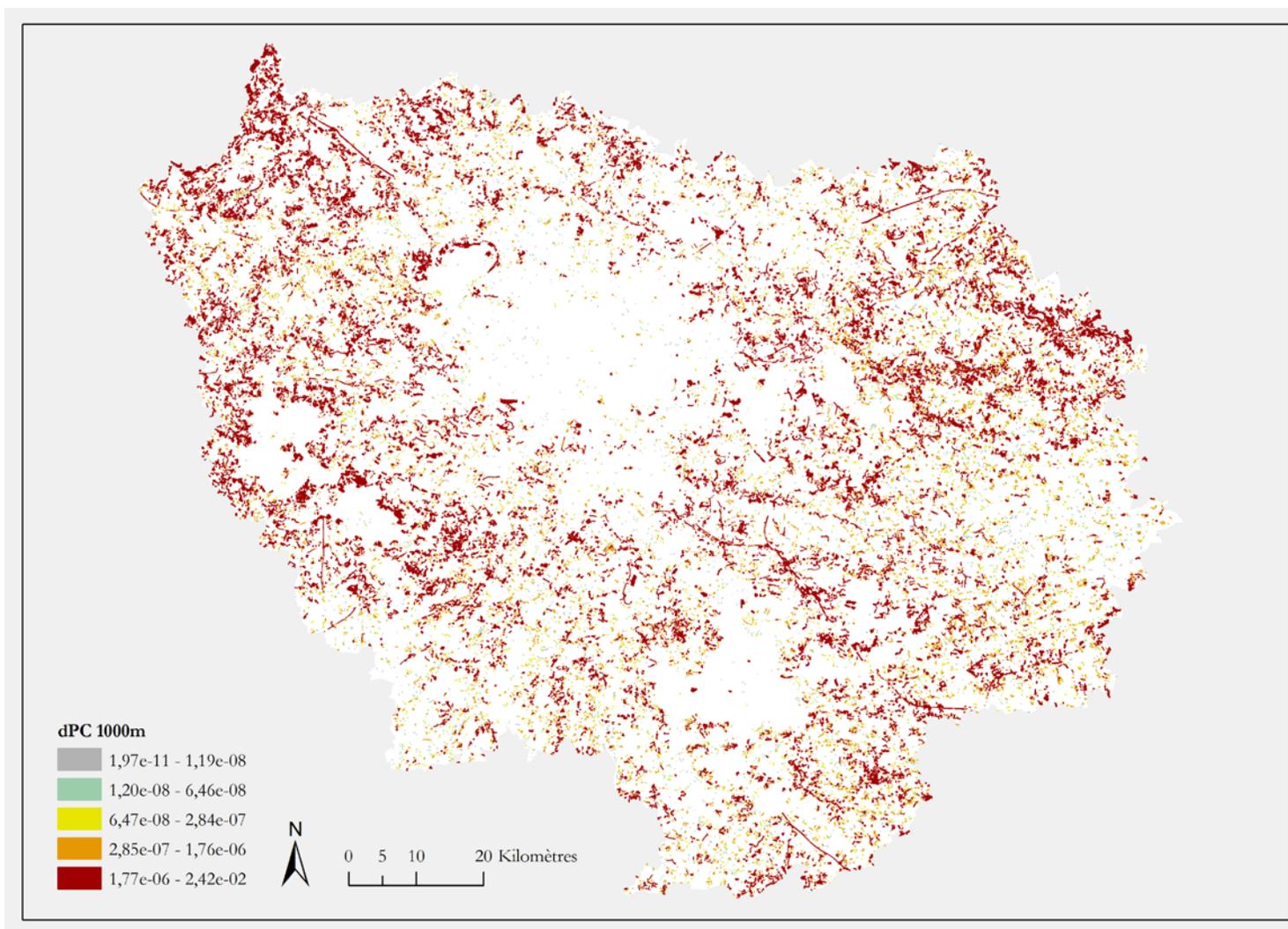
Carte de la connectivité des milieux herbacés pour la flore inféodée aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 150 m



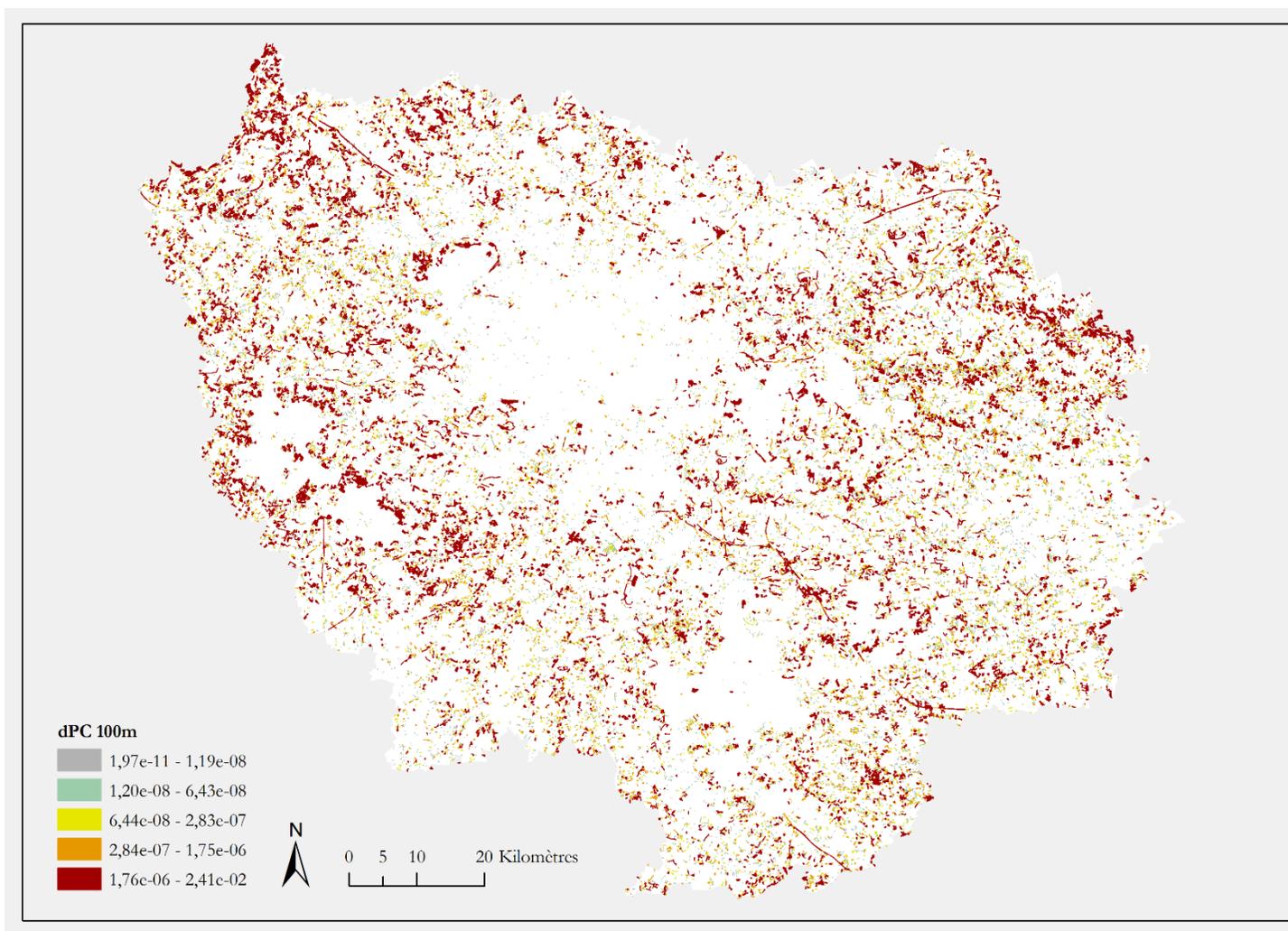
Carte de la connectivité des milieux herbacés pour la flore inféodée aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 1000 m



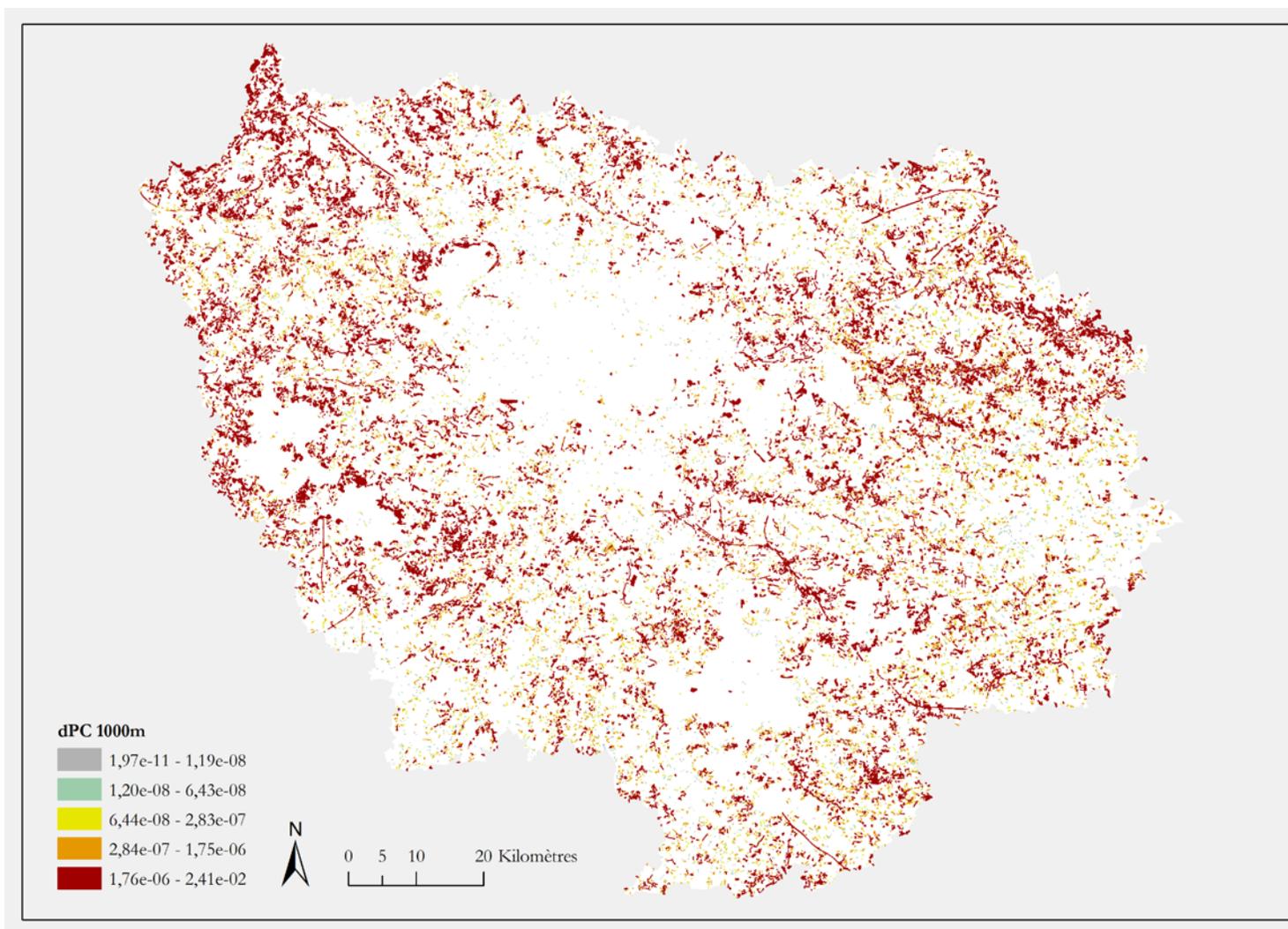
Carte de la connectivité des milieux herbacés pour les rhopalocères inféodés aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 100 m



Carte de la connectivité des milieux herbacés pour les rhopalocères inféodés aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 1000 m

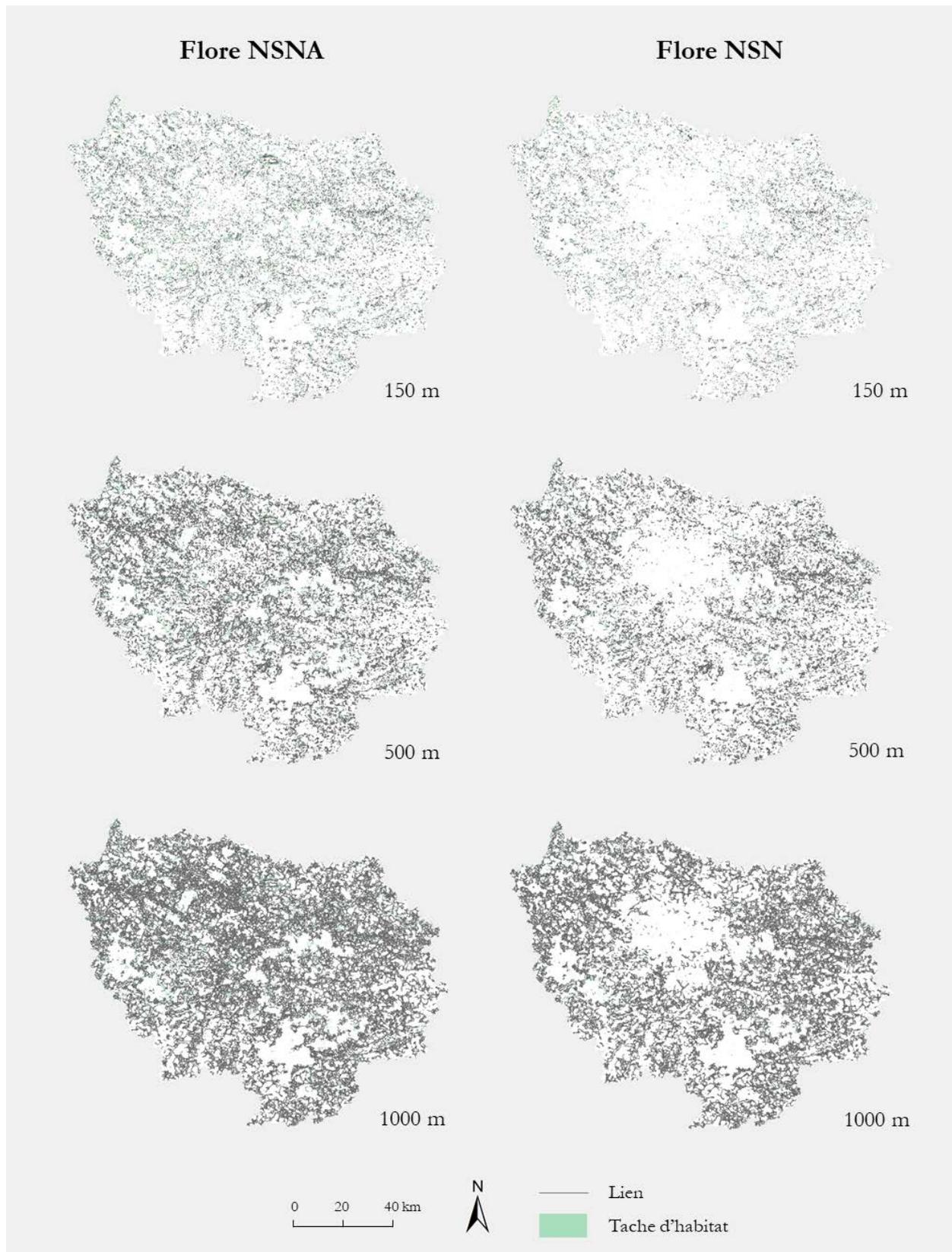


Carte de la connectivité des milieux herbacés pour les orthoptères inféodés aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 100 m

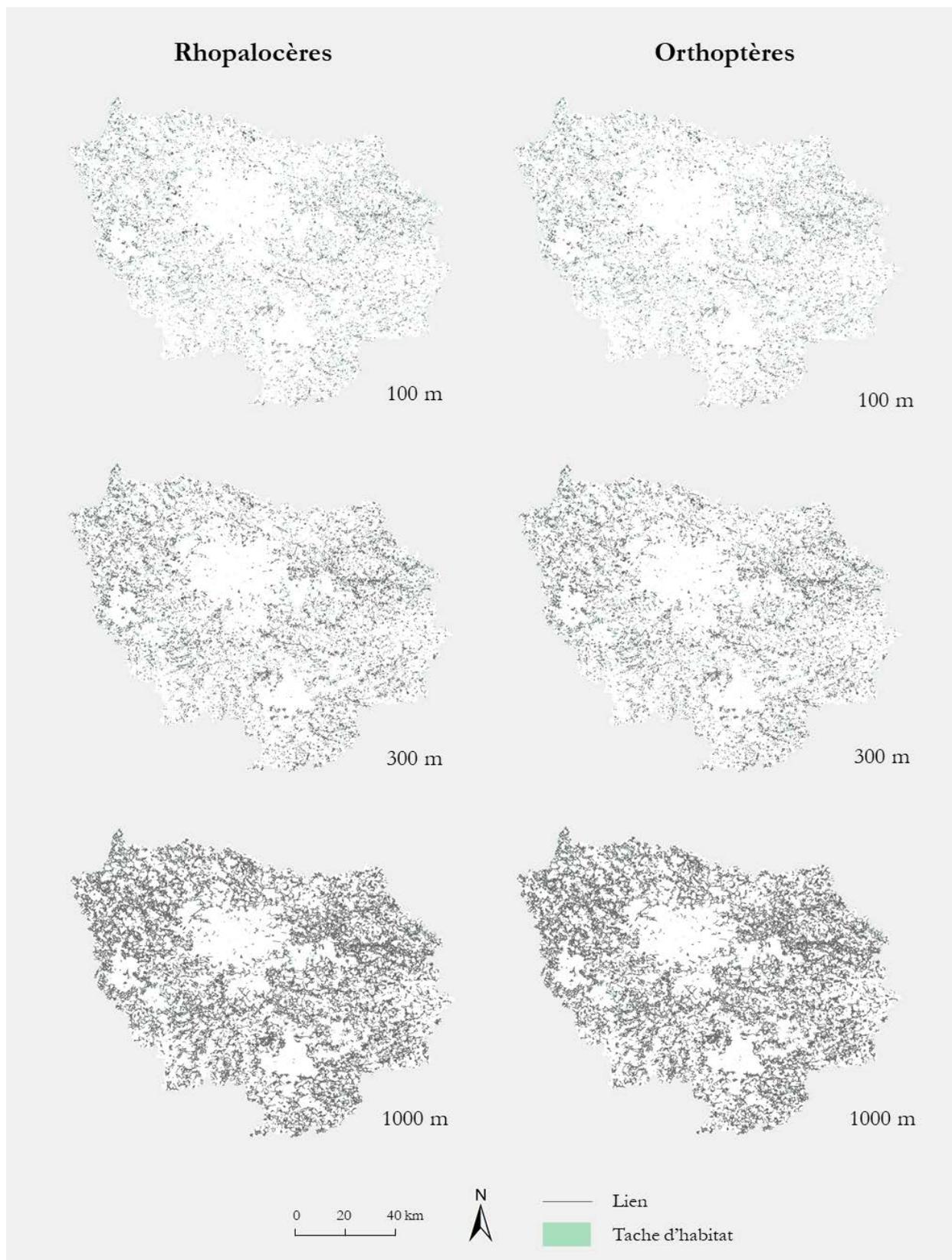


Carte de la connectivité des milieux herbacés pour les orthoptères inféodés aux espaces herbacés naturels et semi-naturels ayant une capacité de dispersion de 1000 m

Annexe 2 : Cartes des liens des graphes, représentant les chemins de dispersion potentiels, pour les différents groupes taxonomiques étudiés

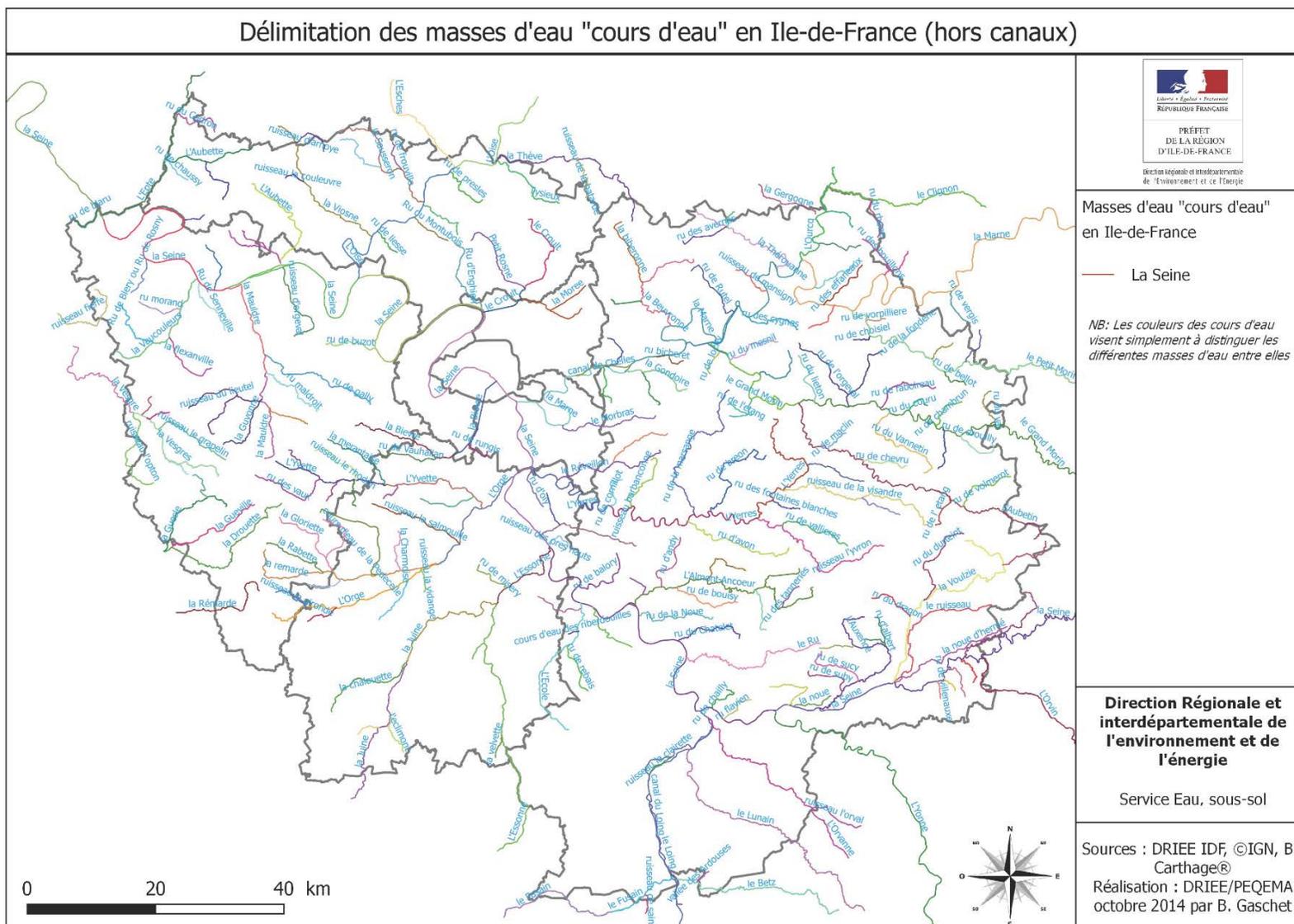


Cartes des liens pour la flore « NSNA » et la flore « NSN » selon les distances de dispersion



Cartes des liens pour les rhopalocères et les orthoptères selon les distances de dispersion

Annexe 3 : Carte des différents cours d'eau d'Île-de-France (DRIEE IDF, 2014)



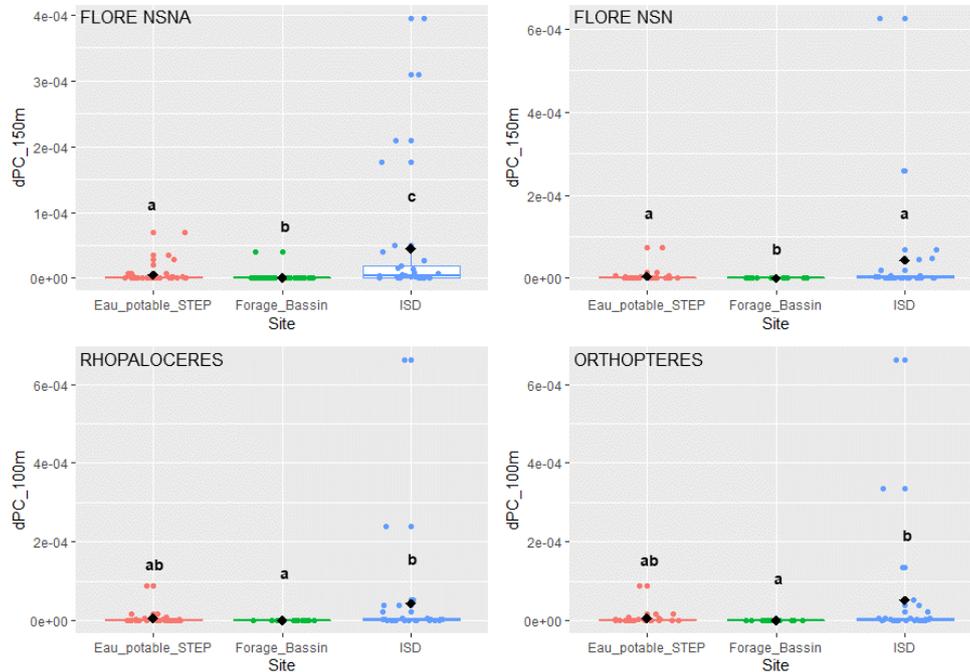
Annexe 4 : Spécificités des taches d'habitats herbacés incluses dans les sites gérés par SUEZ sur le secteur des Yvelines

	Métrique Dispersion	dPCarea		dPCflux		dPCconnector	
		Faible	Moyenne	Faible	Moyenne	Faible	Moyenne
% taches de 1ère importance	Flore	0	0	0	0	0	0
	Flore2	0	0	0	0	0	0
	Rhopalocères	0	0	0	0	0	0
	Orthoptères	0	0	0	0	0	0
% taches de 2ème importance	Flore	0	0	0	0	0	0
	Flore2	0	0	0	0	9,09	0
	Rhopalocères	0	0	0	0	0	0
	Orthoptères	0	0	0	0	0	0
% taches de 3ème importance	Flore	0	0	0	1,33	2,33	1,92
	Flore2	0	0	3,57	4,69	4,55	0
	Rhopalocères	0	0	7,69	4,44	8,00	0
	Orthoptères	0	0	0	2,56	0	1,92
% taches de 4ème importance	Flore	1,51	1,51	1,52	1,51	1,50	1,50
	Flore2	2,01	2,01	2,00	1,97	1,96	2,02
	Rhopalocères	2,01	2,01	1,93	1,98	1,97	2,02
	Orthoptères	2,01	2,01	2,02	2,00	2,03	2,00

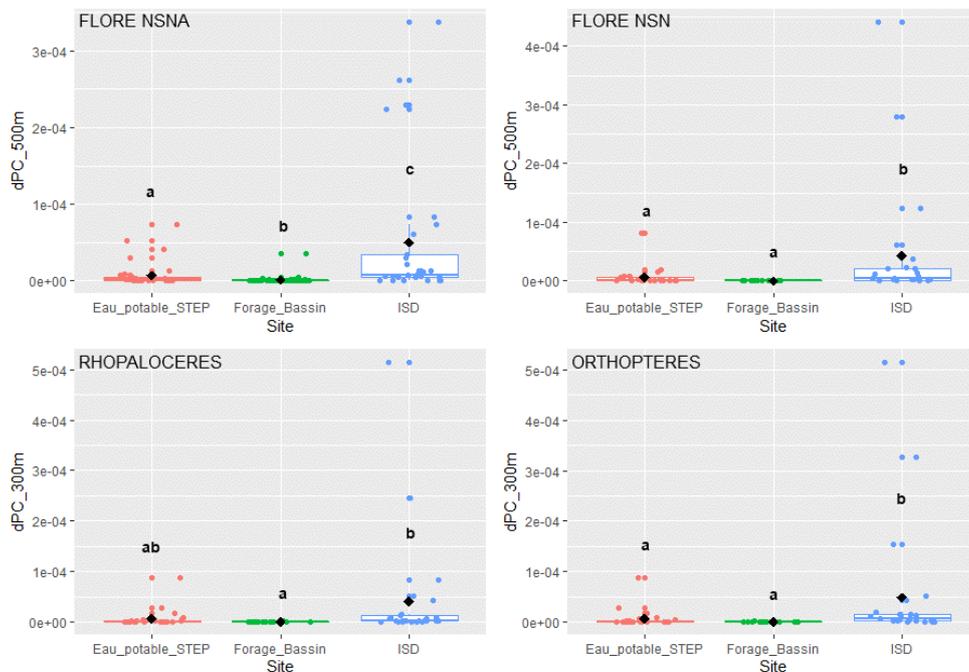
Proportions des taches d'habitat herbacé situées au sein du foncier exploité par SUEZ dans les Yvelines selon les 4 classes d'importance définies d'après les ruptures naturelles dans les données (Jenks).

Annexe 5 : Variabilité des sites dans leur importance pour la connectivité des milieux herbacés – résultats complémentaires

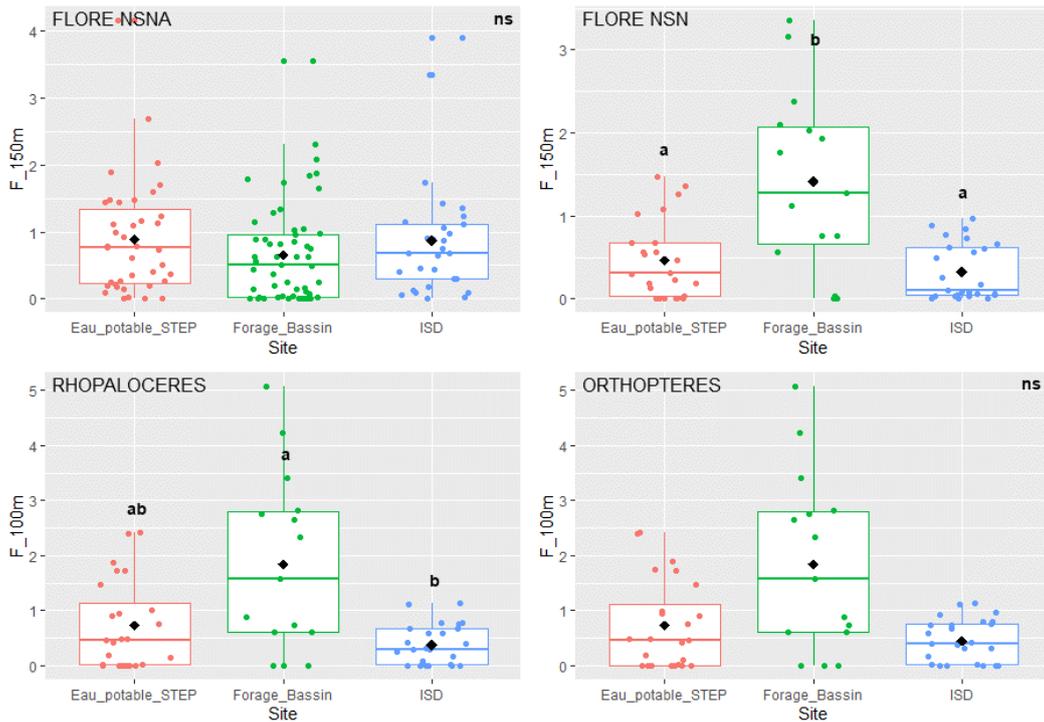
1) Île-de-France



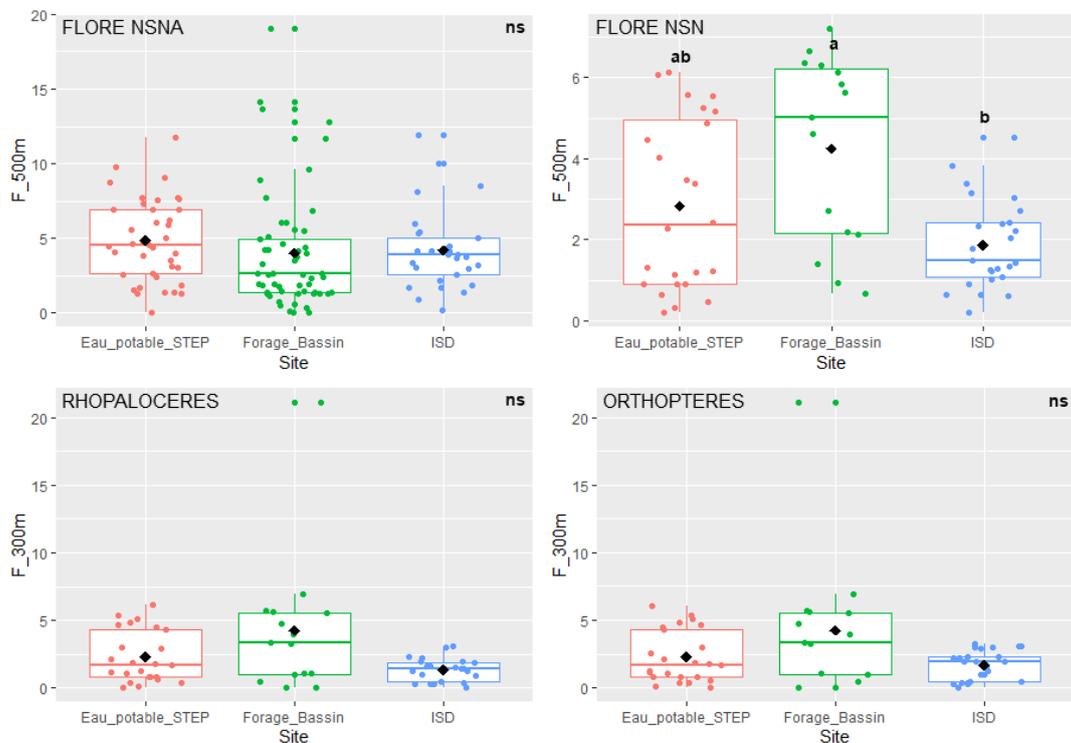
Comparaison des valeurs du dPC en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à faible dispersion. Les lettres de significativité sont issues des tests de Steel-Dwass-Critchlow-Fligner suite à des p -values $< 0,05$ pour le test de Kruskal-Wallis.



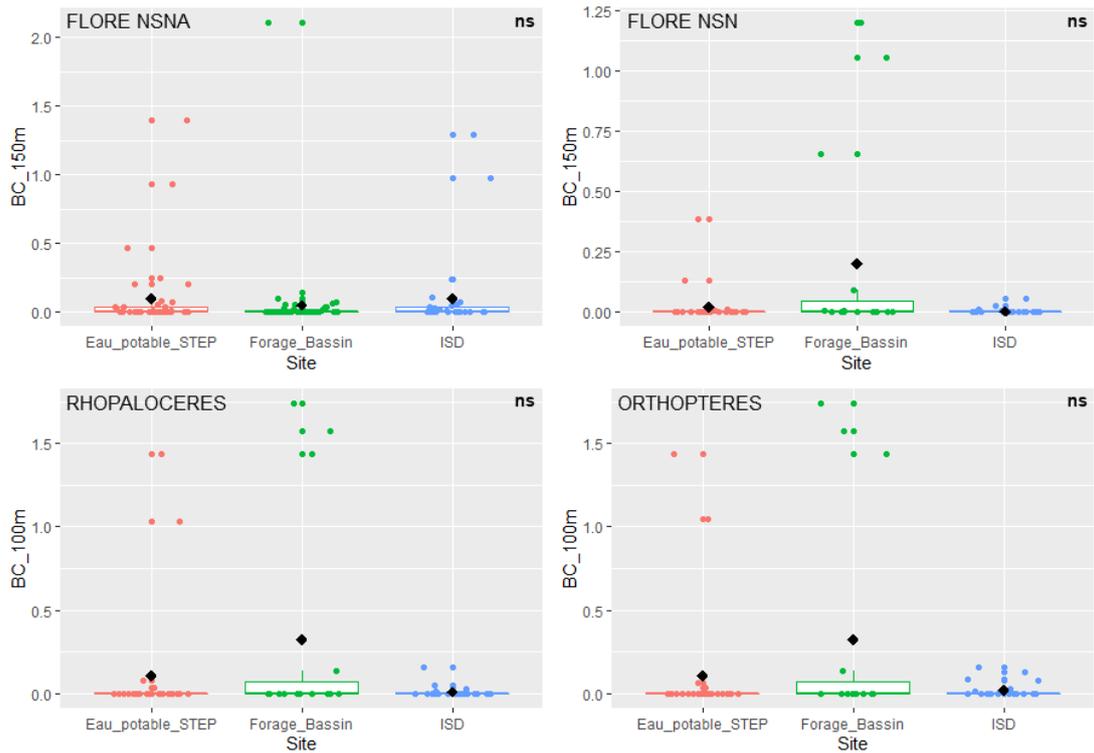
Comparaison des valeurs du dPC en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à moyenne dispersion. Les lettres de significativité sont issues des tests de Steel-Dwass-Critchlow-Fligner suite à des p -values $< 0,05$ pour le test de Kruskal-Wallis.



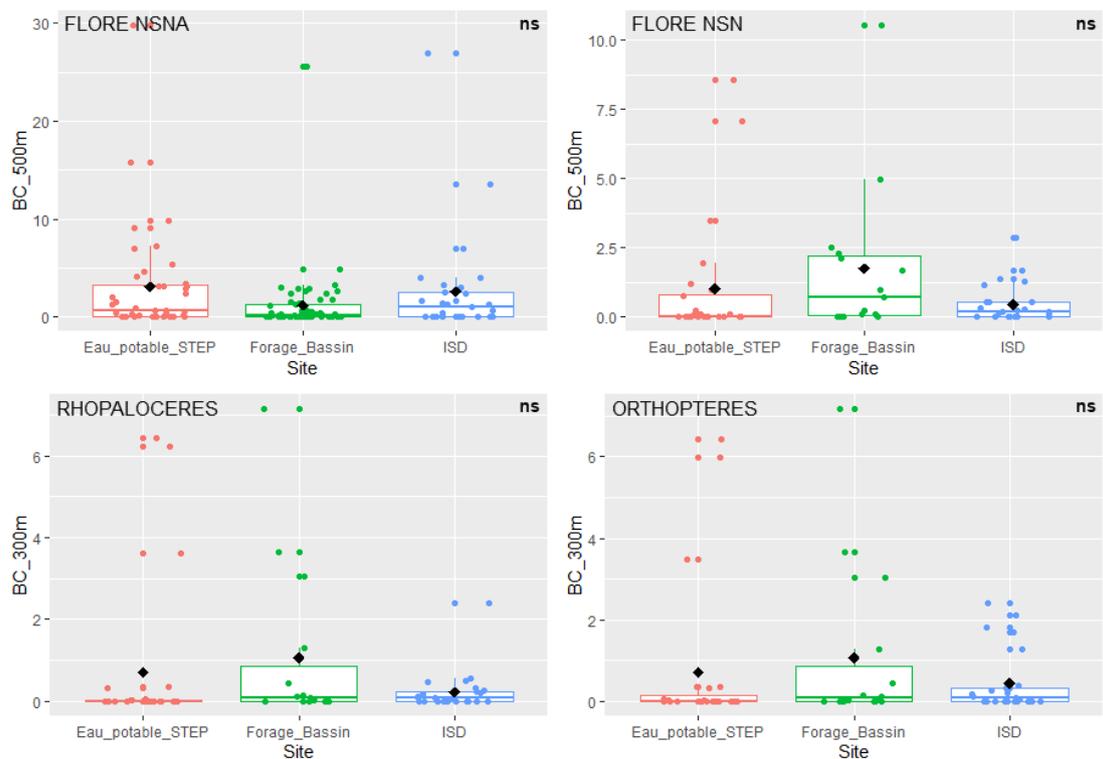
Comparaison des valeurs du Flux en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à faible dispersion. Les lettres de significativité sont issues des tests de Steel-Dwass-Critchlow-Fligner suite à des p -values $< 0,05$ pour le test de Kruskal-Wallis. ns (non significatif est noté si la p -value $> 0,05$).



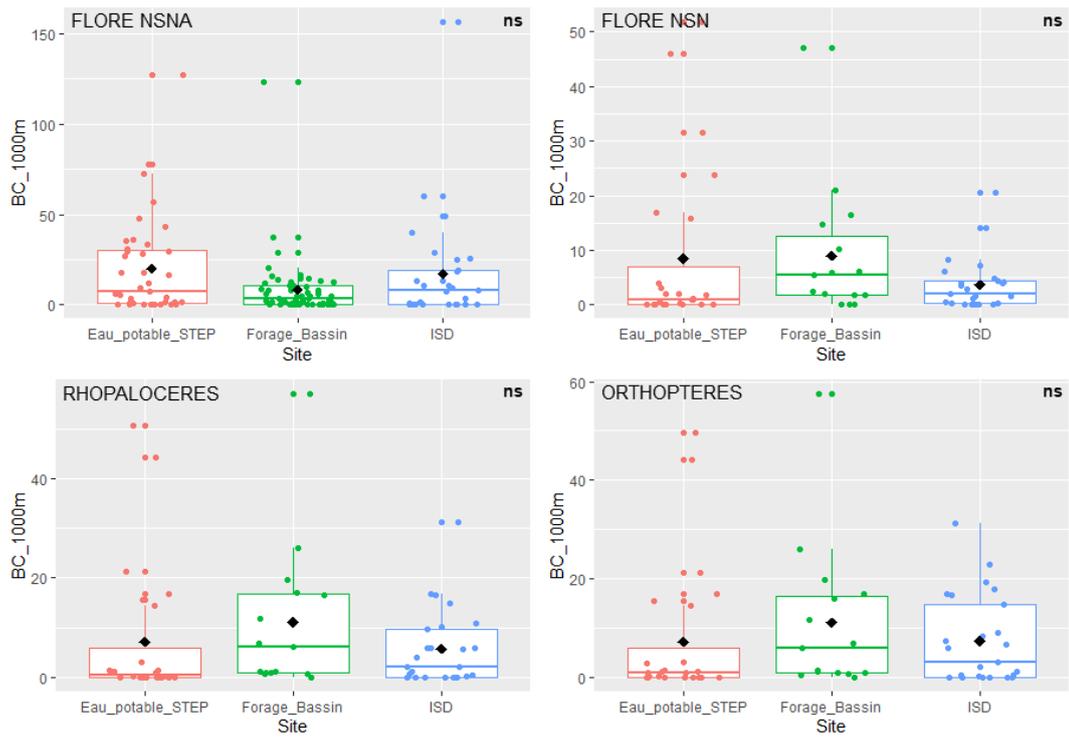
Comparaison des valeurs du Flux en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à moyenne dispersion. Les lettres de significativité sont issues des tests de Steel-Dwass-Critchlow-Fligner suite à des p -values $< 0,05$ pour le test de Kruskal-Wallis. ns (non significatif est noté si la p -value $> 0,05$).



Comparaison des valeurs du BC en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à faible dispersion. ns (non significatif) est noté si la p-value du test de Kruskal-Wallis >0,05.

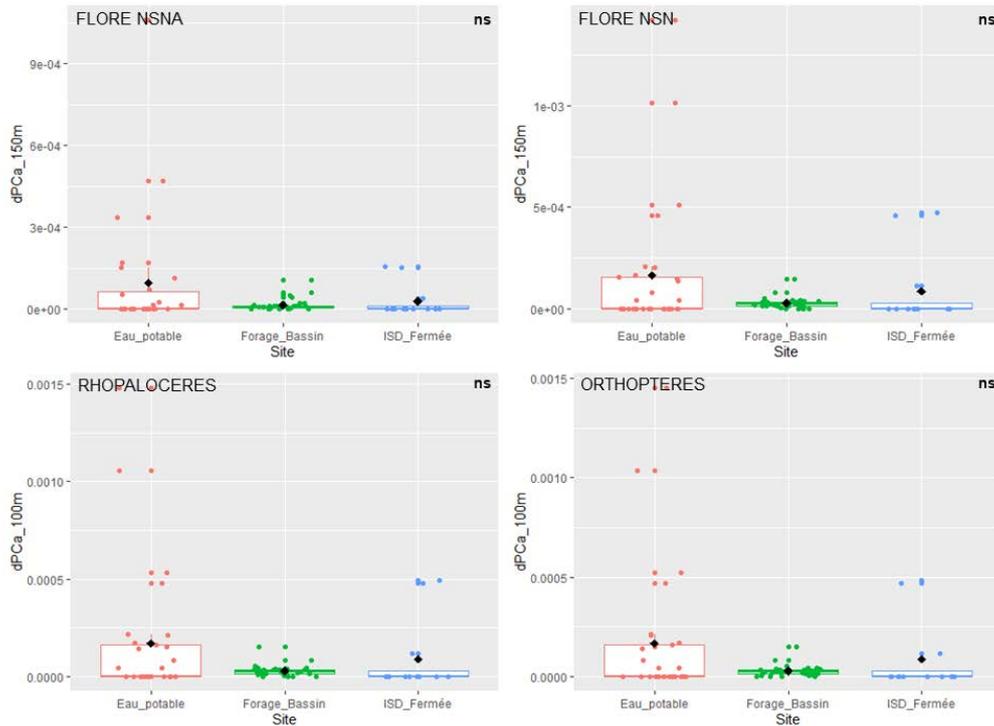


Comparaison des valeurs du BC en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à moyenne dispersion. ns (non significatif) est noté si la p-value du test de Kruskal-Wallis >0,05.

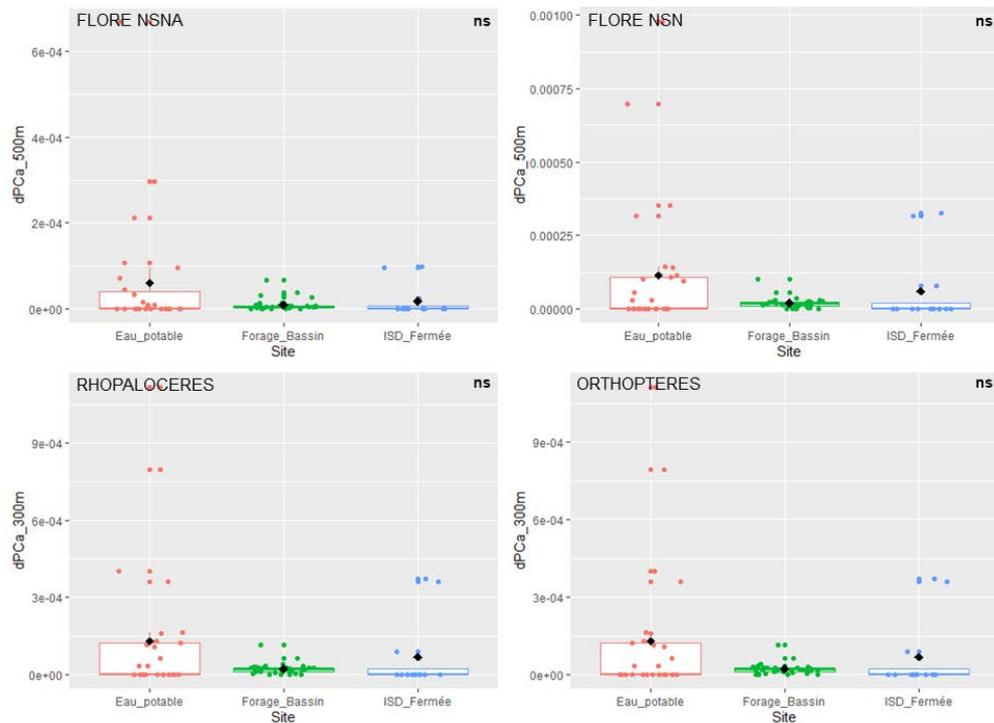


Comparaison des valeurs du BC en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à dispersion élevée. ns (non significatif) est noté si la p-value du test de Kruskal-Wallis >0,05.

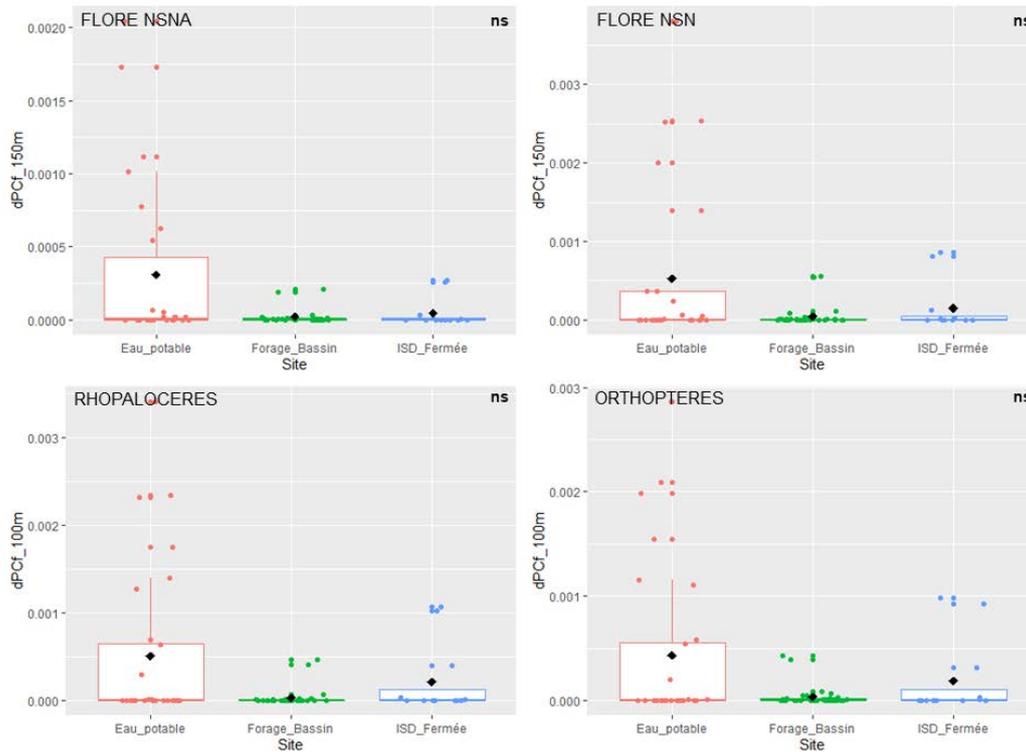
2) Secteur des Yvelines



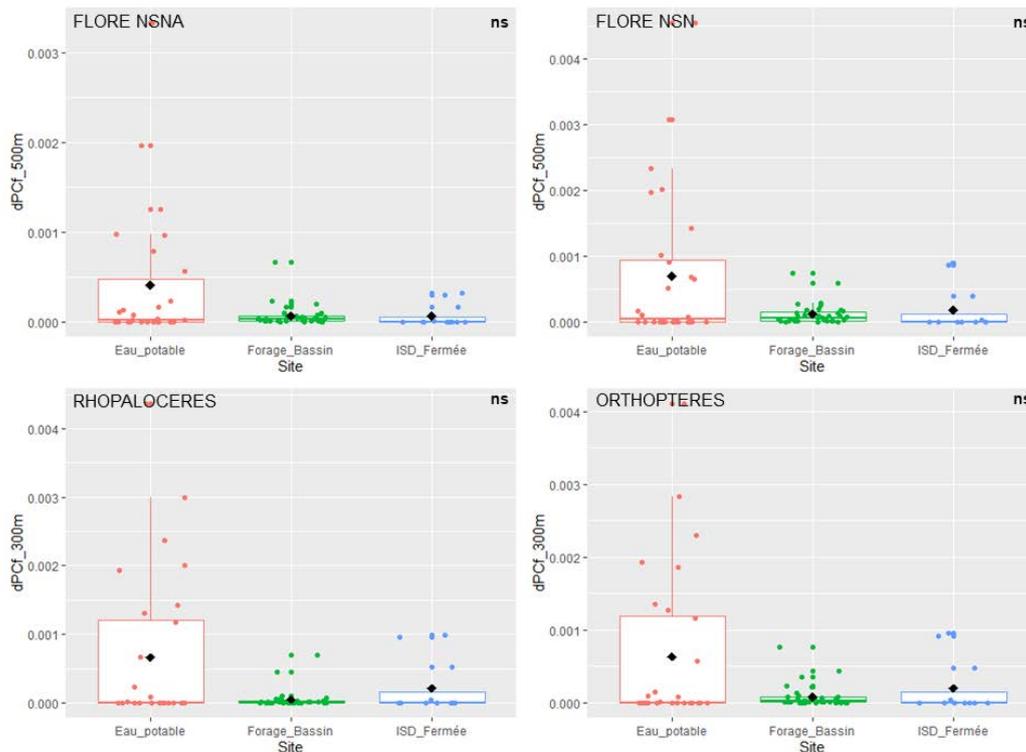
Comparaison des valeurs du dPCa en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à faible dispersion. ns (non significatif) est noté si la p-value du test de Kruskal-Wallis >0,05.



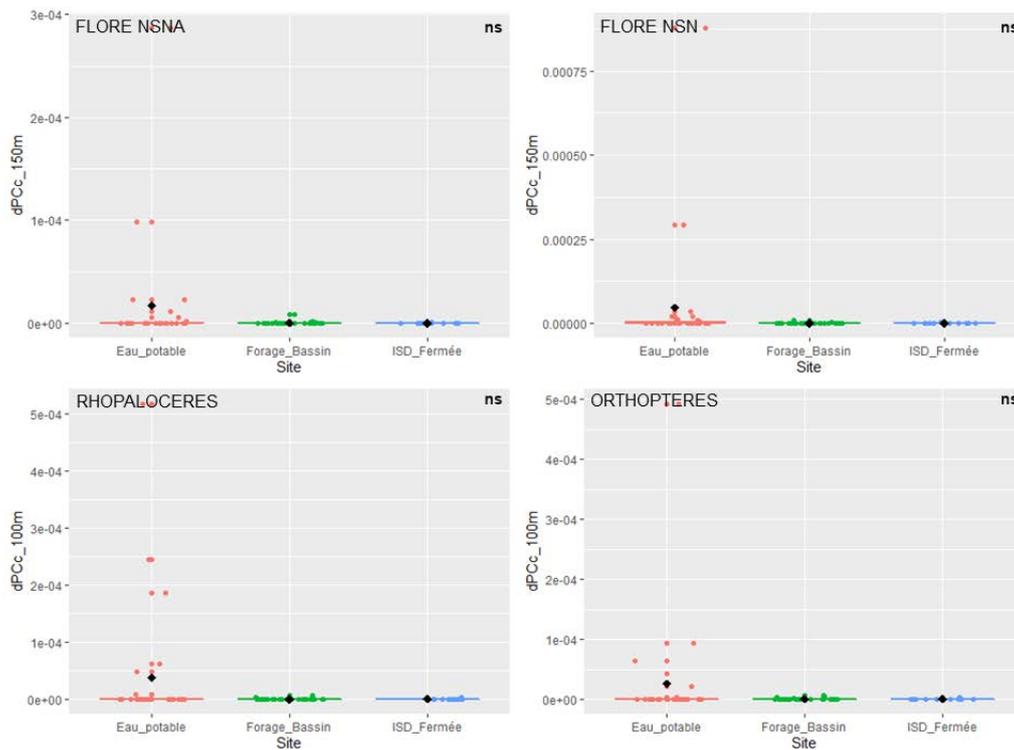
Comparaison des valeurs du dPCa en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à moyenne dispersion. ns (non significatif) est noté si la p-value du test de Kruskal-Wallis >0,05.



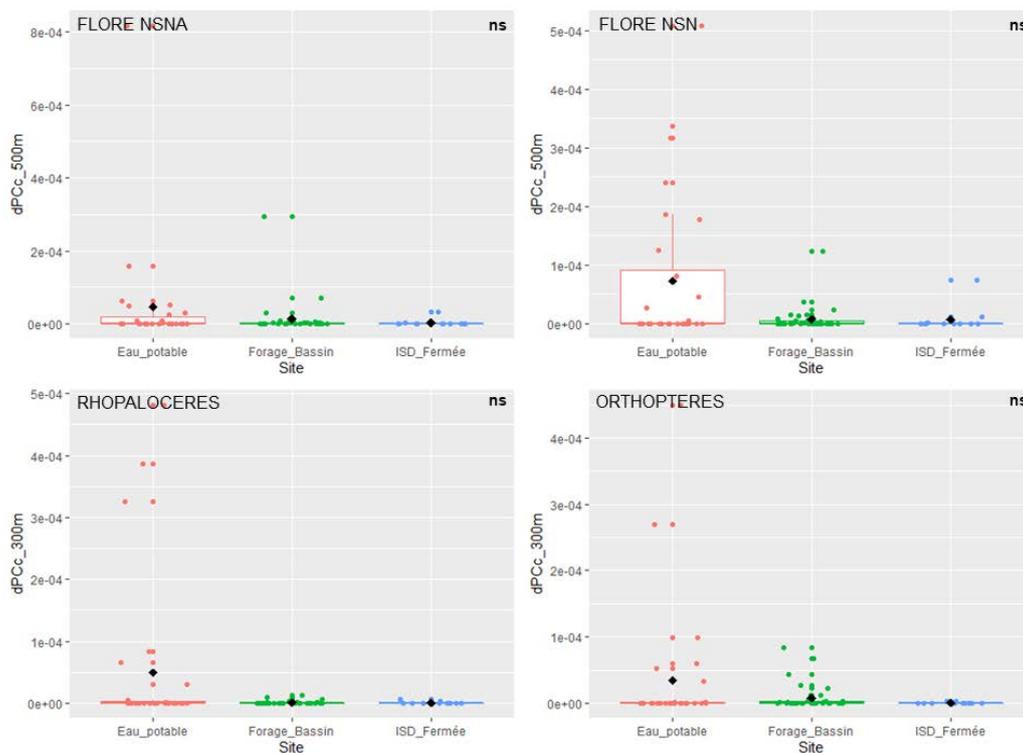
Comparaison des valeurs du dPcF en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à faible dispersion. ns (non significatif) est noté si la p-value du test de Kruskal-Wallis >0,05.



Comparaison des valeurs du dPcF en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à moyenne dispersion. ns (non significatif) est noté si la p-value du test de Kruskal-Wallis >0,05.



Comparaison des valeurs du dPCC en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à faible dispersion. ns (non significatif) est noté si la p-value du test de Kruskal-Wallis $>0,05$.



Comparaison des valeurs du dPCC en fonction des typologies de sites et des groupes taxonomiques, pour des espèces à moyenne dispersion. ns (non significatif) est noté si la p-value du test de Kruskal-Wallis $>0,05$.

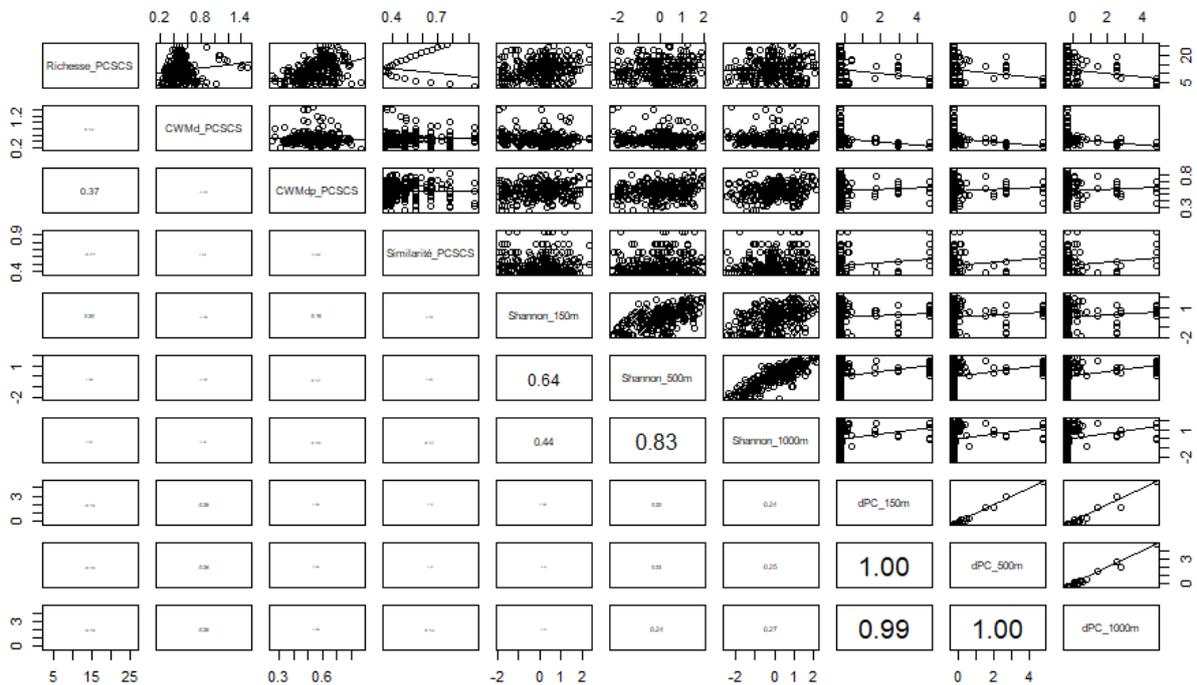
Annexe 6 : Description des ZNIEFF de référence présentes autour du site de Huiron

Identifiant national	Nom de la ZNIEFF	Altitudes (en mètres)	Géomorphologie	Surface (ha)	Gestion	Description	Habitats	Code Corine et Pourcentage surfacique
210001136	SAVART ET PINEDE DE LA FORET DOMANIALE DE VAUHALAISE	191-224	Colline	280	ONF	Forêt essentiellement constituée de plantations assez récentes et plus ou moins denses de pins noirs et de pins sylvestres. Une espèce protégée au niveau régional s'y remarque, la <u>pyrole uniflore</u> , surtout représentée en France dans les montagnes à partir de 600 mètres (les stations de Champagne-Ardenne, de Bourgogne et d'Alsace sont les seules de la plaine française). La forêt comporte de nombreuses zones de clairières embroussaillées qui sont autant de refuges pour la <u>flore des pelouses mésophiles</u> .	<u>Habitats déterminants:</u> 34.32 Pelouses calcaires subatlantiques semi-arides (15%) <u>Habitats autres:</u> 83.31 Plantations de conifères (85%) <u>Habitats mélioristiques:</u> 81. Prairies améliorées 82. Cultures	
210009498	SAVARTS ET PINEDES DU CAMP MILITAIRE DE MAILLY	110-230	Vallée Colline Plateau Versant de faible pente	11836		Très vaste ensemble seminaturel isolé au milieu d'un paysage de grandes cultures. Vastes pinèdes de pins noirs ou de pins sylvestres, d'origine humaine (plantées) ou spontanée (implantation naturelle par essaimage des pins) et des pelouses calcaires entrecoupées de broussailles calcicoles. La richesse floristique est grande, liée à la diversité des milieux. Les pelouses sont typiques et bien caractéristiques des savarts autrefois nombreux dans la région : dominées par diverses graminées adaptées aux sols crayeux (brome dressé, fétuque de Leman, brachypode penné, koelérie pyramidale, brize intermédiaire), accompagnées par certaines orchidées (ophrys mouche, orchis pourpre, orchis moucheron, orchis pyramidal, épipactis brun rouge) et par l'hélianthème jaune, la chlorette perfoliée, la gentiane germanique, la gentiane ciliée, la germandrée petit-chêne, la germandrée des montagnes, l'anémone pulsatille, le polygala chevêlu, le lin à feuilles ténues, la potentille printanière... De nombreuses espèces rares et/ou protégées s'y rencontrent et notamment dans les zones érodées et petits éboulis calcaires. On peut ainsi y observer le <u>sisymbre couché</u> (protégé en France et en Europe par la convention de Berne, inscrit dans les annexes II et IV de la directive Habitats) et le <u>gailllet de Fleurot</u> (endémique franco-britannique). Ils font tous les deux partie de la liste prioritaire du livre rouge de la flore menacée de France (catégories "vulnérable" pour le premier et "rare" pour le second). Le silène des graviers (protégé au niveau régional, unique station de l'Aube et l'une des trois recensées dans la Marne), le léontodon des éboulis, le <u>diplozats des murs</u> (très rare dans l'Aube et la Marne) et le <u>catapode rigide</u> s'y remarquent également. Toutes ces espèces sont inscrites sur la liste rouge régionale.	<u>Habitats déterminants:</u> 34.32 Pelouses calcaires subatlantiques semi-arides (20%) 42.5 Forêts de Pins sylvestres (45%) 61.3 Eboullis ouest-méditerranéens et éboullis thermophiles (2%) 83.2 Prairies de fauche de basse altitude (10%) <u>Habitats autres:</u> 44.3 Forêt de Frênes et d'Aulnes des fleuves médio-européens (3%) 31.88 Fruticées à Genévriers communs 24. Eaux courantes (20%) Habitats périphériques 82.1 Champs d'un seul tenant intensément cultivés 86.2 Villages	
210002024	PELOUSES DES TALUS DE L'ANCIENNE VOIE FERREE DE HUIRON A SOMPIUS	115-166	Colline	281		Pelouses extrêmement riches en orchidées. Plus d'une douzaine : acéras homme-pendu, orchis moucheron, ophrys frelon (la plus grosse station connue dans la Marne), ophrys mouche, ophrys abelle, orchis pyramidal, orchis militaire, orchis pourpre, orchis bouc, plantainère des montagnes, plantainère à deux feuilles, listère ovale. Nombreuses espèces végétales spécifiques de ce type de milieu : la corolle minime (rare dans la Marne), le genêt pileux, le polygala du calcaire, l'hélianthème jaune, la germandrée des montagnes, la chlorette perfoliée, le genêt des teinturiers, la potentille printanière... Sur la liste rouge des espèces menacées de Champagne-Ardenne : Le lin français, le léontodon des éboullis (sur les petits graviers calcaires), l'orobanche du thym, l'orobanche violette et les deux sous-espèces de l'ophrys araignée (ssp. sphagodes et ssp. litgosa).	<u>Habitats déterminants:</u> 61.3 Eboullis ouest-méditerranéens et éboullis thermophiles (20%) 34.32 Pelouses calcaires subatlantiques semi-arides (40%) <u>Habitats autres:</u> 31.88 Fruticées à Genévriers communs (30%) 42.5 Forêts de Pins sylvestres (10%)	

Annexe 7 : Tableau des coefficients de rugosité attribués aux différentes classes d'occupation du sol pour des espèces floristiques spécialistes des pelouses calcicoles

Pelouses calcicoles	1
ourlets calcicoles thermophiles	10
ourlets calcicoles mésophiles	10
fourrés calcicoles	50
autres végétations herbacées en contexte calcicole	50
forêts calcicoles	100
Autres espaces artificialisés	100
Autres milieux herbacés	100
Bâti bas	100
Bâti haut	1000
Milieux agricoles	100
Milieux arbustifs	100
Milieux arbustifs/herbacés	100
Milieux boisés	1000
Milieux boisés/herbacés	100
Milieux herbacés	100
Milieux herbacés/arbustifs	100
Milieux herbacés/boisés	100
Milieux ouverts linéaires	100
Surfaces en eau	100
Surfaces sans végétation	100
Voies de communication primaires	100
Voies de communication secondaires	100

Annexe 8 : Corrélations entre toutes les variables prises en compte dans le cadre de l'étude sur les pelouses calcicoles



Légende :

PCSCS : Pelouses calcicoles et sablo-calcicoles sèches

CWMd : Dispersion moyenne de la communauté

CWMdp : Dépendance moyenne à la pollinisation de la communauté

Similarité : Indice de Similarité de Lennon

Shannon : Hétérogénéité du paysage calculé grâce à un indice de diversité de Shannon

dPC : Connectivité de la pelouse calculée avec la métrique delta Probabilité de Connectivité