

**Techniques de génie végétal en environnement fortement
urbanisé : limiter les impacts sur la connectivité fonctionnelle des
ripisylves (GéniTrame)**



Génie civil



Génie végétal

Etienne Boncourt, André Evette, Laurent Bergès & Maria Alp

Rapport de fin de projet

INRAE, Unité de recherche LESSEM

- Avril 2024 -

Table des matières

TABLE DES MATIERES	3
RESUME.....	4
1. CONTEXTE ET OBJECTIFS.....	5
1.1. LES MILIEUX RIVERAINS, DES INTERFACES MENACEES ENTRE LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES ET TERRESTRES	5
1.2. CADRE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE	6
2. METHODOLOGIE.....	6
2.1. SITE D'ETUDE	6
2.2. SELECTION DES ESPECES CIBLES	7
2.2.1. Méthodes et objectifs.....	7
2.2.2. Espèces retenues	9
2.3. CARTOGRAPHIE DU PAYSAGE ET CREATION DE CARTES DE RESISTANCE	11
2.3.1. Cartographie du paysage et des berges	11
2.3.1. Création de cartes de résistance.....	12
2.3.1. Exemple pour le castor d'Eurasie.....	13
2.4. DEVELOPPEMENT DES MODELES PAYSAGERS	15
3. RESULTATS	16
3.1. RESULTATS : ETAT DES LIEUX DE LA CONNECTIVITE	16
3.2. TEST DE DIFFERENTS SCENARIOS DE MODIFICATION DU PAYSAGE ET DE LEUR IMPACT SUR LA CONNECTIVITE.....	18
3.3. HIERARCHISATION DES SECTIONS DE BERGES A RESTAURER	22
4. CONCLUSIONS – PERSPECTIVES	24
4.1. CONCLUSION : CONSEILS POUR LES GESTIONNAIRES	24
4.2. REPRODUCTIBILITE ET APPLICATIONS A PLUS LARGE ECHELLE	25
4.2.1. Choix de la ou des espèces cibles.....	25
4.2.2. Effort cartographique	25
4.2.3. Analyse de la connectivité	26
4.3. LIVRABLES 2023.....	27
4.4. PERSPECTIVES DE TRAVAIL EN 2024.....	27
5. BIBLIOGRAPHIE	29
6. ANNEXES	32
ANNEXE 1 : LISTE DE TOUTES LES ESPECES DE VERTEBRES INVENTORIEES DANS LA ZONE D'ETUDE.....	33
ANNEXE 2 : VALEURS DE RESISTANCES ATTRIBUEES A CHAQUE COUPLE ESPECE / CLASSE D'OCCUPATION DU SOL DANS LES MODELES DE CONNECTIVITE UTILISES DANS CETTE ETUDE.....	35
Castor d'Eurasie.....	35
Chevalier guignette	36
Couleuvre helvétique	37
Crapaud commun	38
ANNEXE 3 : DETAIL DES ANALYSES ET CODES UTILISES SOUS GRAPHAB (EXEMPLE AVEC LE CASTOR D'EURASIE).....	39
ANNEXE 4 : ARTICLE DE VULGARISATION A DESTINATION DES GESTIONNAIRES.....	41
ANNEXE 5 : ARTICLE SCIENTIFIQUE.....	50

Résumé

Dans les zones urbanisées, les berges sont souvent protégées par des ouvrages de génie civil tels que des enrochements. Cependant, ces ouvrages entraînent une perte de qualité de l'habitat pour les espèces qui fréquentent les milieux riverains. Dans les zones fortement anthropisées, les rivières et les milieux riverains sont souvent les seuls corridors écologiques disponibles pour le déplacement de la faune. Toute dégradation ou perte d'habitat riverain peut donc entraîner une perte de connectivité dans le paysage. Les ouvrages de génie végétal constituent une alternative intéressante aux ouvrages de génie civil, car ils permettent de maintenir la qualité de l'habitat naturel (biodiversité et services écosystémiques) tout en protégeant les berges de l'érosion.

Dans cette étude, nous avons proposé une méthode visant à permettre à tout gestionnaire de rivière de prioriser les sections de berges à restaurer avec des ouvrages de génie végétal dans une perspective de restauration de la connectivité paysagère. Pour ce faire, nous avons utilisé un cas d'étude portant sur un tronçon de 25 km de la rivière Arve, en Haute-Savoie. Parmi les espèces de vertébrés inventoriées sur ce tronçon, nous avons sélectionné des espèces représentatives des différents modes de circulation au sein de ses berges en utilisant des traits liés à la capacité de dispersion et à la dynamique de population. Pour chaque espèce cible sélectionnée, nous avons utilisé des modèles basés sur la théorie des graphes pour évaluer la connectivité de leur paysage selon 3 scénarios de restauration des berges. Les 4 espèces cibles sélectionnées (chevalier guignette, castor d'Eurasie, crapaud commun et couleuvre helvétique) réagissent très différemment aux modifications des ouvrages de protection des berges. Par exemple, le scénario le plus optimiste (remplacement de toutes les structures d'enrochement par des fascines) a entraîné un gain de 46 % de la probabilité de connectivité pour le castor d'Eurasie et de 14% pour le crapaud commun. Le chevalier guignette et la couleuvre helvétique sont eux peu sensibles aux changements de nature des berges.

Nous avons également testé systématiquement l'effet du remplacement de chaque section de berge enrochée par du génie végétal, afin de mettre en évidence celles dont la restauration aurait un effet positif sur la connectivité du paysage. Il est apparu que la restauration de certains tronçons de 100 m ou 500 m de long pouvait entraîner des gains importants de connectivité pour le castor d'Eurasie et le crapaud commun (jusqu'à +32,7 % pour un tronçon de 500 m). Cependant, il n'y avait pas de tronçons dont la restauration aurait permis un gain maximal de connectivité pour toutes les espèces cibles en même temps.

Ces résultats visent à servir aux gestionnaires de cours d'eau pour prioriser leurs travaux de restauration de berge en prenant en compte la problématique de la trame turquoise. Cette méthode permet de savoir où remplacer des ouvrages de génie civil par des ouvrages de génie végétal pour optimiser la connectivité des berges. Aux vues des différences de réponse des différentes espèces aux changements dans le paysage, nous préconisons d'utiliser une approche par espèces cibles, en se concentrant par exemple sur une ou des espèces à enjeu (par exemple de conservation) et d'essayer de travailler si possible sur des petits tronçons clefs (100m) pour améliorer la connectivité plutôt que sur des tronçons de grande taille (500m).

1. Contexte et objectifs

1.1. Les milieux riverains, des interfaces menacées entre les écosystèmes aquatiques et terrestres

Les milieux riverains naturels sont à l'interface des écosystèmes aquatiques et terrestres et sont reconnus pour leur grande biodiversité qui s'avère disproportionnellement élevée par rapport à leur étendue (González et al., 2017). Ils fournissent un grand nombre de services écologiques d'importance. Ils assurent entre autres un rôle de corridor écologique, de filtration des eaux et de récréation pour les populations locales. La fonction de corridor assurée par ces linéaires boisés apparaît centrale pour conserver la biodiversité des rivières et des milieux connexes. Ces corridors riverains servent ainsi aux animaux terrestres à passer d'une zone d'habitat favorable à une autre. Ces corridors constituent des espaces perméables mettant en lien des réservoirs de biodiversité (de la Fuente et al., 2018).

Si la mobilité des cours d'eau est à privilégier, dans les zones où la pression foncière est forte, l'espace disponible pour les forêts riveraines est souvent réduit, et les endiguements et protections de berges associées y sont fréquents (Florsheim et al., 2008). La place disponible pour la conservation ou la restauration d'un espace de mobilité pour le cours d'eau (EBF : Espace de Bon Fonctionnement) est ainsi souvent limitée. En conséquence, des aménagements sont construits dans l'objectif de protéger les enjeux humains (habitations, infrastructures...) des risques d'érosion et d'inondation. D'une façon générale, les ouvrages de protection de berge sont de trois types :

- les ouvrages de génie civil constitués de maçonneries en pierre ou en béton, de gabions ou d'enrochements ;
- les ouvrages de génie végétal constitués de végétaux vivants et qui utilisent les caractéristiques des plantes, pour protéger les berges contre l'érosion ;
- les ouvrages mixtes qui associent ces deux techniques.

Les barrages et la chenalisation des cours d'eau peuvent entraîner une perte de connectivité fonctionnelle, c'est-à-dire la façon dont la structure du paysage affecte le processus de dispersion des espèces (Baguette et al., 2013 ; Wainwright et al., 2011). Ce phénomène a été observé chez de nombreuses taxons comme les macroinvertébrés aquatiques et les poissons (Van Looy et al., 2014 ; Smith et al 2009), mais aussi chez les plantes riveraines (Merritt & Wohl, 2006) et des mammifères comme les loutres (Leoncini et al., 2023). Les enrochements de berges sont généralement liés à une perte et/ou une dégradation des habitats riverains naturels (Van Looy et al., 2003). Ils entraînent également une perte de connectivité latérale (Martin et al., 2021 ; Van Looy et al., 2003) qui peut finalement entraîner une perte de biodiversité (Pardini, 2018).

Les ouvrages de génie végétal s'intègrent mieux aux paysages et à leur environnement écologique que les ouvrages de génie civil. Ils permettent de maintenir des habitats de plus grande qualité et diversité fonctionnelle (Cavaillé et al., 2015 ; Janssen et al., 2019), et sont favorables à davantage d'espèces terrestres et aquatiques que les enrochements (Cavaillé et al., 2013, 2018). Par exemple, les fascines présentent une couverture végétale plus importante, une plus grande abondance de plantes, une plus grande richesse spécifique et une plus faible abondance d'espèces exotiques envahissantes que les enrochements (Cavaillé et al., 2013 ; Martin et al., 2021). Leur utilisation peut donc à la fois servir à protéger les berges, restaurer les habitats (Rey et al., 2019) et améliorer la connectivité riveraine (Martin et al 2021). Toutefois, les travaux de restauration menés sur ces milieux le sont

souvent sans prendre en compte leur importance au sein des corridors écologiques (fluvial et paysager). L'idée est de pouvoir intégrer la dimension de connectivité fonctionnelle paysagère lors de l'aménagement de berges et éventuellement de prioriser les interventions en fonction de ce facteur. En effet la connectivité est un élément clé dans la restauration des corridors riverains.

Cette question se pose avec beaucoup d'acuité en milieu urbain et semi-urbain, où les corridors riverains sont souvent les derniers corridors écologiques disponibles. Ces corridors permettent de connecter les habitats plus naturels situés en amont et en aval des zones urbanisées.

1.2. Cadre et objectifs de l'étude

Le présent rapport expose les principaux résultats du projet « Techniques de génie végétal en environnement fortement urbanisé : limiter les impacts sur la connectivité fonctionnelle des ripisylves » (GéniTrame). Le projet d'un an a été mené entre 2022 et 2023 et financé par l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse (AERMC). Il s'appuie sur des travaux préliminaires réalisés lors de deux stages à INRAE en 2017.

Ce projet développe des outils de modélisation pour mieux prendre en compte la continuité des corridors rivulaires dans les projets d'aménagement de berge. Il étudie le rôle des ouvrages de protection de berge dans la connectivité fonctionnelle à l'échelle d'un tronçon de rivière sur des espèces cibles représentatives de la diversité des espèces de vertébrés présentes.

Ces travaux permettent d'améliorer notre compréhension globale des effets des caractéristiques rivulaires sur la connectivité fonctionnelle des territoires pour différents groupes taxonomiques. Les modèles utilisés, basés sur les graphes paysagers, permettent de cibler les zones prioritaires à restaurer pour améliorer la connectivité fonctionnelle de ces corridors.

L'intérêt opérationnel de ce projet est de proposer des outils pour une meilleure prise en compte de la connectivité lors de l'aménagement de berges par des gestionnaires ; de proposer une hiérarchisation des tronçons de ripisylve à restaurer pour optimiser la conservation des espèces cibles ; et de cibler les zones prioritaires à conserver ou à restaurer pour améliorer la connectivité fonctionnelle des corridors.

2. Méthodologie

2.1. Site d'étude

La zone d'étude est située dans le département de la Haute-Savoie. Il s'agit d'un tronçon de 25 km de la rivière Arve situé entre les villes de Magland (en amont) et Bonneville (en aval) (figure 1). L'Arve a un débit annuel moyen de 27,4 m³/s (selon la station hydrologique de Sallanches). L'altitude du site d'étude varie entre 440m (Bonneville) et 500m (Magland). Il est en partie situé dans une zone urbanisée (figure 1) et est caractérisé par un certain nombre d'ouvrages de protections de berges le long du corridor fluvial afin de contrôler l'érosion. Ces protections sont constituées d'enrochements (46,1% de la longueur totale), de techniques mixtes (enrochements avec plantations sur la partie supérieure de la berge, 2,2%) ou de structures de génie végétal (fascines, 0,5%). Les berges naturelles représentent 51,2% de la longueur totale. La cartographie détaillée et la typologie des protections de berges ont été fournies par le gestionnaire de la rivière (Syndicat mixte d'aménagement de l'Arve et

de ses affluents SM3A) et complétées par une campagne d'observation de terrain sur l'ensemble du linéaire pour compléter l'information.

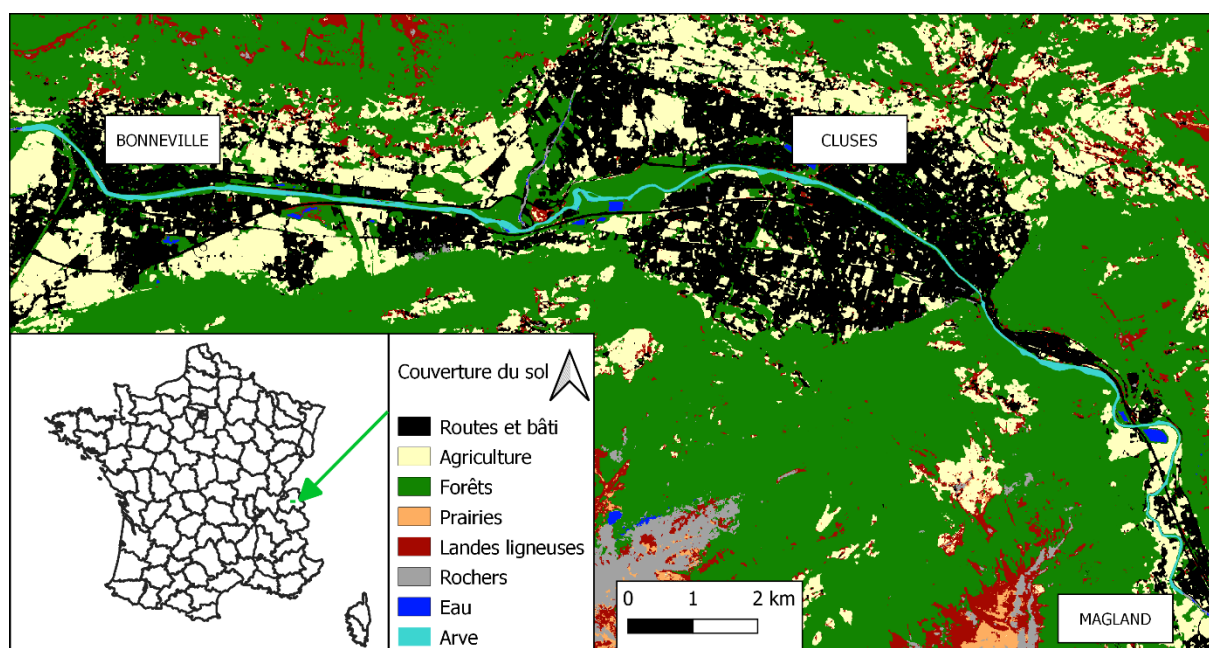


Figure 1. Carte de l'occupation du sol de la zone d'étude. Données issues de la cartographie des sols de France OSO (Inglada et al., 2017). Les noms des principales villes le long de la rivière sont indiqués dans des encadrés blancs.

2.2. Sélection des espèces cibles

Les espèces différentes ont généralement des réponses différentes dans leur façon d'évoluer dans la configuration du paysage. Ainsi, la connectivité d'un paysage est habituellement évaluée taxon par taxon. Comme il est rarement possible de réaliser des analyses détaillées pour chaque espèce présente (elles peuvent être très nombreuses), il est possible de sélectionner un petit nombre d'espèces cibles représentatives de l'ensemble des taxons présents pour quantifier au mieux la connectivité d'un paysage ou d'un habitat. Si cette question est encore débattue dans la littérature, il a été montré qu'un petit nombre d'espèces cibles couvrant différents traits biologiques liés à la dispersion pourrait représenter de manière adéquate les besoins de la totalité des espèces présentes dans un type d'habitat donné, et fournir des résultats plus informatifs que la simple maximisation de la diversité taxonomique (Meurant et al., 2018).

2.2.1. Méthodes et objectifs

Afin d'éviter de réaliser une analyse de connectivité pour toutes les espèces recensées dans la zone, nous avons développé une méthode pour sélectionner quelques espèces cibles qui couvrent une large diversité de traits biologiques en lien avec la connectivité.

Dans un premier temps, nous avons répertorié les 54 espèces de vertébrés présentes dans notre zone d'étude en compilant les données géoréférencées des inventaires réalisés ou connues du SM3A,

le système d'information du patrimoine naturel SINP (INPN, 2023) ainsi que les données présentes dans les inventaires de la zone d'intérêt écologique floristique et faunistique (ZNIEFF - INPN, 2023b). Ces trois sources n'étant pas exhaustives en termes d'inventaires d'invertébrés, nous avons choisi de limiter notre analyse aux vertébrés. La liste détaillée des espèces est fournie en annexe (Annexe 1). Ensuite, pour les mammifères, les reptiles et les amphibiens, nous avons sélectionné uniquement les espèces utilisant les cours d'eau comme habitats selon l'UICN (environnement 5.1 dans la nomenclature UICN, IUCN 2022). Pour les oiseaux, nous n'avons retenu que les espèces dont les principaux habitats de reproduction sont les lits mineurs, les ripisylves et les torrents selon la classification des préférences d'habitat de Roché et al. (2016), et avons retiré de la liste les espèces généralistes. Notre liste finale comprend 18 espèces fortement inféodées aux zones riveraines : 5 amphibiens, 2 mammifères, 10 oiseaux et 1 reptile (tableau 1).

Tableau 1. Les 18 espèces candidates recensées dans la zone en ne retenant que celles strictement inféodées aux cours d'eau. Les quatre traits utilisées pour réaliser l'analyse sont indiquées, ainsi que le cluster résultant du regroupement hiérarchique. Les espèces sélectionnées pour chaque cluster sont en gras.

Groupe	Nom latin	Nom français	Distance maximale de dispersion	Longévité maximale (années)	Fécondité par an	Mode de dispersion principal	Cluster
Amphibiens	<i>Alytes obstetricans</i> (Laurenti, 1768)	Crapaud accoucheur	100m-1km	7	45	Terrestrial and aquatic	2
Amphibiens	<i>Bombina variegata</i> (Linnaeus, 1758)	Sonneur à ventre jaune	1-10km	29	161	Terrestrial and aquatic	3
Amphibiens	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)	Crapaud commun	1-10km	40	9000	Terrestrial	4
Amphibiens	<i>Pelophylax ridibundus</i> (Pallas, 1771)	Grenouille rieuse	1-10km	12	12000	Terrestrial	4
Amphibiens	<i>Rana temporaria</i> Linnaeus, 1758	Grenouille rousse	1-10km	27	3556	Terrestrial and aquatic	3
Oiseaux	<i>Actitis hypoleucos</i> (Linnaeus, 1758)	Chevalier guignette	+10km	14.5	4	Flight	1
Oiseaux	<i>Alcedo atthis</i> (Linnaeus, 1758)	Martin-pêcheur d'Europe	+10km	21	9	Flight	1
Oiseaux	<i>Ardea cinerea</i> Linnaeus, 1758	Héron cendré	+10km	37.5	4	Flight	1
Oiseaux	<i>Ardeola ralloides</i> (Scopoli, 1769)	Crabier chevelu	+10km	5.8	3	Flight	1
Oiseaux	<i>Cettia cetti</i> (Temminck, 1820)	Bouscarle de Cetti	+10km	7,6	6	Flight	1
Oiseaux	<i>Charadrius dubius</i> Scopoli, 1786	Petit gravelot	+10km	13	7	Flight	1
Oiseaux	<i>Mergus merganser</i> Linnaeus, 1758	Harle bièvre	+10km	14.8	8	Flight	1
Oiseaux	<i>Motacilla cinerea</i> Tunstall, 1771	Bergeronnette des ruisseaux	+10km	8	9	Flight	1
Oiseaux	<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	Bihoreau gris	+10km	21.1	4	Flight	1
Oiseaux	<i>Riparia riparia</i> (Linnaeus, 1758)	Hirondelle de rivage	+10km	10	6	Flight	1
Mammifères	<i>Castor fiber</i> Linnaeus, 1758	Castor d'Eurasie	+10km	35	3	Terrestrial and aquatic	3
Mammifères	<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)	Loutre d'Europe	+10km	22	2	Terrestrial and aquatic	3
Reptiles	<i>Natrix helvetica</i> (Lacépède, 1789)	Couleuvre helvétique	100m-1km	20	12	Terrestrial and aquatic	2

Comme nous nous sommes concentrés sur un seul type d'habitat (habitat riverain), nous avons basé notre sélection d'espèces sur plusieurs variables visant à caractériser la capacité de l'espèce à faire face à la fragmentation de cet habitat. Pour ce faire, nous avons sélectionné des traits liés à la vulnérabilité aux changements d'habitat : deux traits fonctionnels liés à la capacité de dispersion (distance maximale de dispersion et mode de dispersion) et deux traits d'histoire de vie liés à la dynamique de la population (longévité maximale et fécondité par an). En effet, plus une espèce est mobile, moins elle sera sensible à la fragmentation de son habitat. Plus une espèce est prolifique, plus les chances qu'un événement de dispersion extrême survienne sont grandes (Henle et al. 2004). Pour chaque espèce, nous avons collecté des informations sur ces traits à partir de la littérature, en utilisant soit des bases de données existantes (Grimm et al., 2014 ; Trochet et al., 2014 ; Myhrvold et al., 2015), soit des articles plus spécifiques à chaque taxon. En fonction de la précision et de l'accessibilité de chaque donnée dans la littérature, nous avons codé ces traits sous forme de variables catégorielles ou continues (tableau 2).

Tableau 2. Traits es utilisés pour l'analyse factorielle. La nature de la variable (continue, catégorielle) est indiquée. Pour les variables catégorielles, les catégories sont précisées.

Trait			
Distance maximale de dispersion (km)	Mode de dispersion principal	Longévité maximale	Fécondité par an
Catégorielle: • 0.1-1 km • 1-10 km • > 10 km	Catégorielle: • Vol • Terrestre • Amphibie	Continue	Continue

Nous avons réalisé un partitionnement (clustering) en k-moyennes sur ces 4 variables en utilisant une technique de partitionnement hiérarchique en composante principale (Hierarchical clustering on principal components HCPC), basé sur une analyse factorielle pour données mixtes (FAMD) (Lê et al., 2008). Pour chaque cluster, nous avons sélectionné comme espèce cible l'espèce située le plus près du barycentre.

2.2.2. Espèces retenues

Les deux premières composantes de l'HCPC ont capturé 73% (46,6% et 26,4% respectivement) de la variation des quatre variables reflétant les traits liés à la capacité de dispersion chez 18 espèces (figure 2). Les variables "longévité maximale" et "fécondité par an" se comportent de manière opposée. Parallèlement, le mode de dispersion et la distance maximale de dispersion sont liés (figure 2A). En particulier, les espèces qui se dispersent en volant sont aussi celles qui se dispersent le plus loin.

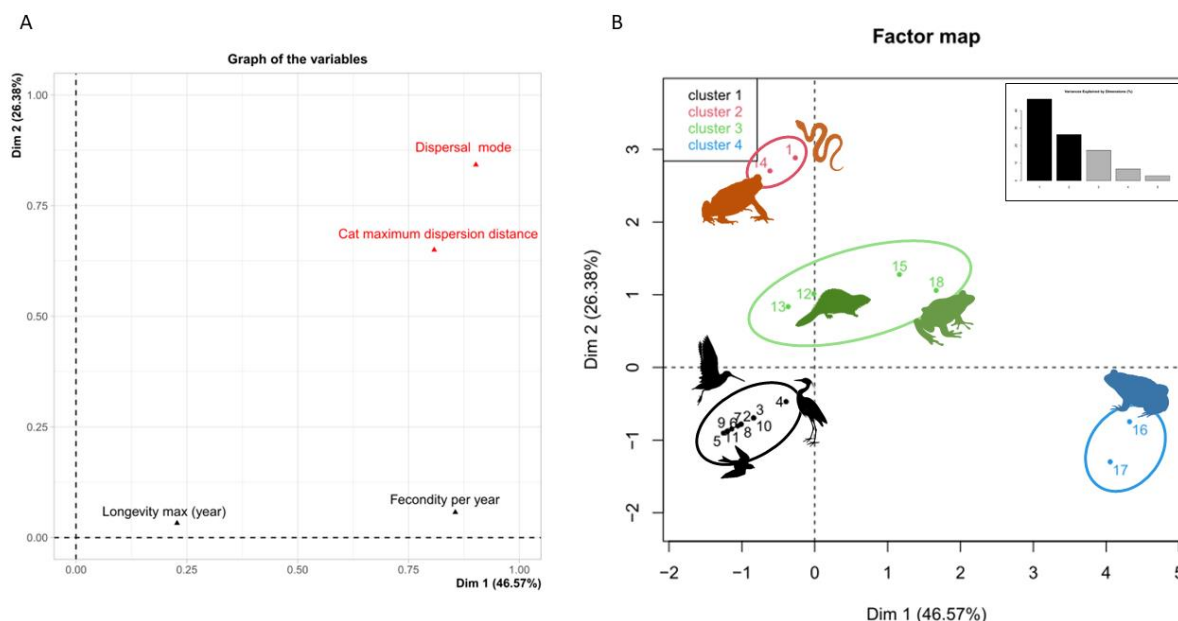


Figure 2. Analyse factorielle pour données mixtes (FAMD) réalisée sur les 18 espèces et projetée dans le plan factoriel formé par les deux premières composantes pour A : les variables qualitatives et quantitatives, et B : les espèces. Les variables continues apparaissent en noir tandis que les variables catégorielles apparaissent en rouge. Chaque point représente une espèce. Le résultat de la classification hiérarchique en composantes principales (HCPC) est présenté sous la forme des 4 clusters détectés. Les silhouettes de quelques animaux emblématiques sont représentées à titre illustratif.

Le regroupement hiérarchique a permis d'identifier quatre groupes, chacun comprenant entre 2 et 10 espèces (figure 2B, tableau 1). Les groupes 1 et 4 sont taxonomiquement cohérents, étant composés respectivement d'oiseaux et d'amphibiens. Le groupe 2 comprend une espèce de reptile et un amphibien, tandis que le groupe 3 contient deux mammifères et deux amphibiens (tableau 2). Nous avons nommé les groupes en fonction des principales caractéristiques écologiques qui les définissent : "animaux volants", "animaux amphibies faiblement disperseurs", "animaux amphibies fortement disperseurs" et "marcheurs". Les espèces les plus représentatives des 4 groupes sont respectivement le chevalier guignette (*Actitis hypoleucos*), la couleuvre helvétique (*Natrix helvetica*), le castor d'Eurasie (*Castor fiber*) et le crapaud commun (*Bufo bufo*). Nous avons utilisé ces espèces comme espèces cibles pour le reste de l'analyse (tableau 3).

Tableau 3 : détail des 4 espèces cibles retenues dans l'analyse

Nom	Castor d'Europe (<i>Castor fiber</i>)	Chevalier guignette (<i>Actitis hypoleucos</i>)	Couleuvre à collier (<i>Natrix helvetica</i>)	Crapaud commun (<i>Bufo bufo</i>)
Groupe	Mammifère	Oiseau	Reptile	Amphibien
Masse	25 kg	48 g	100 g	30 g
Distance de dispersion maximale	30 km	26 km	1 km	3,6 km
Longévité maximale	35 ans	15 ans	20 ans	40 ans
Fécondité par an (nombre de petits)	3	4	12	9000

2.3. Cartographie du paysage et création de cartes de résistance

2.3.1. Cartographie du paysage et des berges

Le SM3A nous a fourni une cartographie détaillée des habitats le long des rivières de la zone d'étude. Pour les zones plus éloignées de la rivière, nous avons utilisé la cartographie des sols OSO créée par le pôle Theia, qui fournit une carte d'occupation du sol de 23 classes à 10 m de résolution produite à partir de données satellitaires (Inglada et al., 2017). Pour le milieu aquatique, la localisation des obstacles à l'écoulement (seuils) a été fournie par le SM3A.

Les berges ont été traitées séparément. Nous les avons cartographiées en utilisant une zone tampon de 10m le long de l'Arve. Nous avons déterminé trois caractéristiques des berges : le type de structure de protection, le type de végétation et la pente. Le type de structure (5 catégories : enrochement, enrochement de pied de berge, roche nue, berge naturelle, fascine) et la couverture végétale (3 catégories : faible couverture végétale <25%, végétation herbacée ou arbustive, couverture arborée) ont été cartographiés lors d'une étude de terrain (2017). La pente a été déterminée à l'aide d'un modèle numérique de terrain (MNT) de résolution 1m obtenu par LIDAR et fourni par le SM3A. Nous avons utilisé deux catégories : faible pente (<60%) et forte pente (>60%). Le croisement de ces trois caractéristiques a permis d'obtenir une classification des berges en 5*3*2=30 catégories. Les pentes sont classées à 68,1% du linéaire comme fortes (vs 32,9% comme faibles). La couverture végétale des berges est inférieure à 25% sur 4,2% du linéaire, herbacée/arbustive sur 14,1% et ligneuse sur 81,7% du linéaire. Les berges sont à 51,6% naturelles, 46,1% en enrochements, 2,2% en enrochements de pied de berge, 0,6% de roches nues et 0,5% de fascines. Nous avons combiné les informations collectées dans une carte raster d'occupation des sols avec une résolution de 2m.

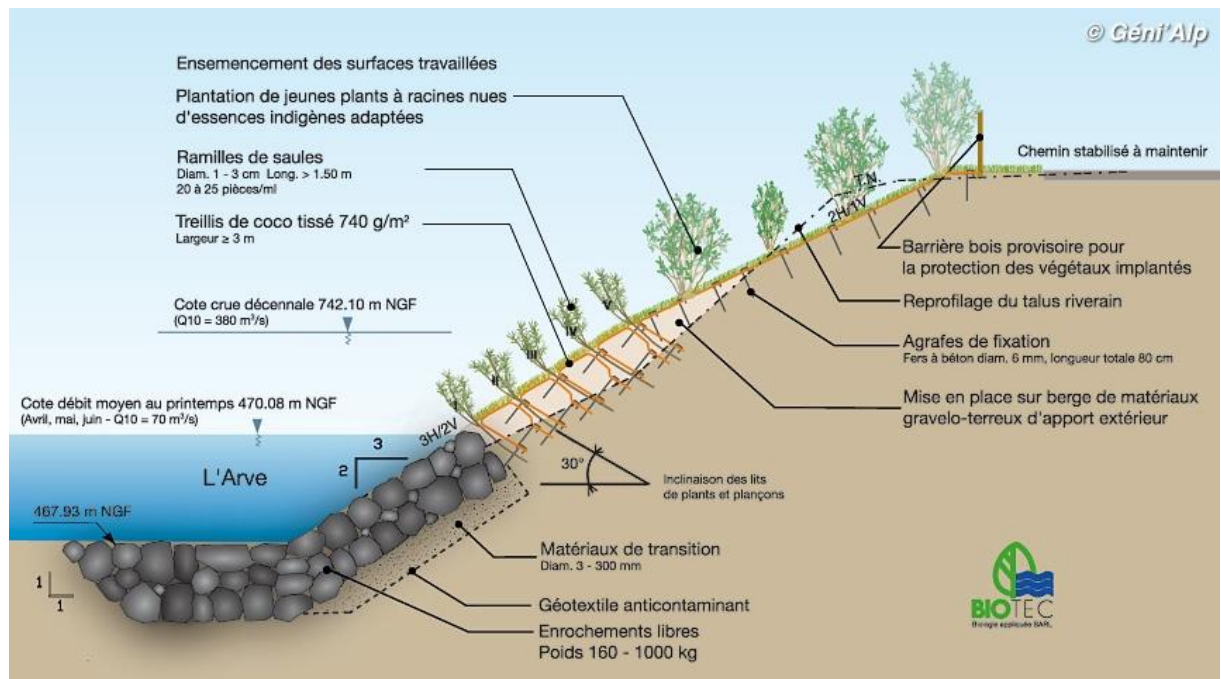


Figure 3 : Coupe transversale de la fascine de Cluses, seul ouvrage de génie végétal de la zone d'étude (Bonin et al., 2013)

2.3.1. Création de cartes de résistance

La théorie des graphes appliquée à l'écologie du paysage s'utilise dans un cadre conceptuel où les organismes cibles fréquentent des taches d'habitats adaptés situées dans une matrice d'habitats non adapté (Urban et al. 2001). La facilité avec laquelle les organismes peuvent se déplacer à travers la matrice d'une parcelle d'habitat à une autre dépend de leurs capacités de mouvement et des caractéristiques des éléments composant la matrice.

Pour modéliser de tels mouvements d'animaux entre des taches d'habitat dans des paysages hétérogènes, on utilise souvent des surfaces de résistance (Zeller et al., 2012). Il s'agit de couches raster dans lesquelles tous les éléments du paysage se voient attribuer des valeurs indiquant leur perméabilité au déplacement des organismes cibles (figure 1). Les valeurs de résistance peuvent idéalement être dérivées de données empiriques collectées dans la zone d'étude, telles que des données génétiques, des données de déplacement (télémétrie), un modèle d'habitat ou bien d'une combinaison de données issues de la littérature et d'avis d'experts (Dutta et al., 2022). C'est cette dernière approche qui a été utilisée dans cette étude.

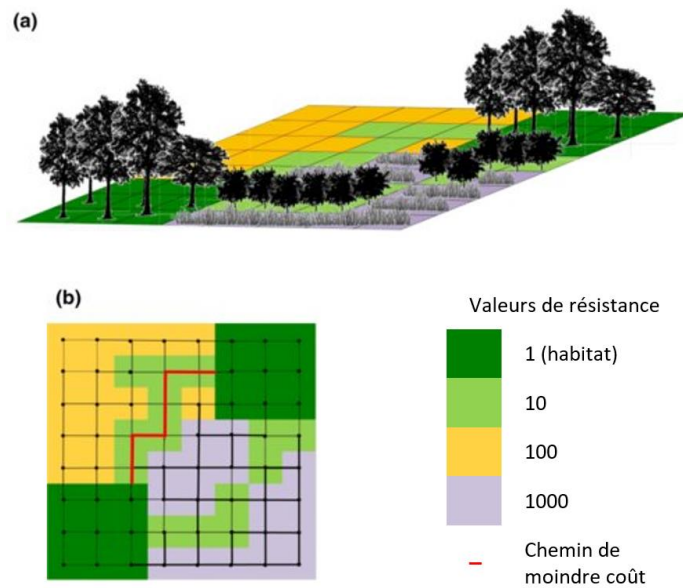


Figure 4 : Illustration du concept de cartes de résistance et de chemins de moindre coût. Dans un paysage, l'habitat principal de l'espèce cible est la forêt (a). Les taches de forêts sont incluses dans une matrice composée de plusieurs classes d'occupation du sol de résistance au mouvement variable (b). Il est possible de calculer le chemin de moindre coût entre les deux taches d'habitat, c'est-à-dire le chemin dont la résistance cumulée est la plus faible. Adapté de Diniz et al., 2020.

Nous avons d'abord déterminé les types d'habitats principaux pour chaque espèce cible, en nous basant sur la littérature et sur des discussions avec des experts. Les habitats sélectionnés pour chaque espèce se trouvent en annexe 2. Toutes les parcelles d'habitats potentiels ont été recensées et cartographiées dans la zone d'étude. Ensuite, nous avons classé chaque type d'habitat en fonction de sa résistance au déplacement des espèces, sur la base de la littérature et de l'avis des experts. Les valeurs de résistance ont été attribuées sur la base d'une échelle logarithmique conformément à de nombreux articles précédents qui ont démontré l'importance d'utiliser une échelle de résistance contrastée dans les modèles de connectivité paysagère (Clauzel et al., 2013; Clauzel & Godet, 2020; Verbeylen et al., 2003). Nos valeurs de résistance vont donc de 1 (patch d'habitat) à 10 000 (barrière), avec une valeur de 10 attribuée à la classe de paysage favorable au déplacement, une valeur de 100 aux éléments neutres au déplacement et une valeur de 1000 aux éléments défavorables au déplacement.

2.3.1. Exemple pour le castor d'Eurasie

Pour le castor d'Eurasie, les habitats préférentiels retenus sont les berges boisées non enrochées disposant autour d'une zone de quiétude d'au moins 10m sans aucune infrastructure (routes, pistes, bâti) ainsi que les plans d'eau situés à moins de 30m du lit de l'Arve qui peuvent également servir de gîtes (figure 5A). Ces zones ont été considérées comme des taches d'habitats dans les modèles de connectivité (en ne gardant que les taches de plus de 500m²). Les valeurs de résistance attribuées à chaque classe d'occupation du sol ont été discutées avec des experts et sont disponibles dans les tableaux 4 et 5 ci-dessous et représentées sur la figure 5. L'intégralité des valeurs de résistance pour chaque couple espèce-habitat sont situées en annexe 2.

Tableau 4 : Valeurs de résistance attribuées à chaque classe d'occupation du sol pour le castor d'Eurasie (hors berges de cours d'eau)

Occupation du sol	Perméabilité	Valeur de résistance attribuée
Aulnaies et saulaies riveraines, rivières	Très favorable	1
Autres forêts riveraines à feuilles caduques	Favorable	10
Résineux	Neutre	100
Végétation arbustive et buissonnantes, roselières, zones rudérales, prairies, cultures	Défavorable	1 000
Zones situées à plus de 40m des cours d'eau ou de leurs annexes, bâti, routes, seuils	Barrières	10 000

Tableau 5 : Valeurs de résistance attribuées à chaque classe de berge de cours d'eau pour le castor d'Eurasie en fonction du type d'ouvrage de protection de berge, de la couverture végétale et de la pente

Valeurs de résistance attribuées		Type d'ouvrage de protection de berges					
		Végétation	Zone nue (falaise, béton)	Enrochement	Enrochement de pied de berge	Fascine (génie végétal)	Zone naturelle ou semi naturelle
Pente	Pente faible (<60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	1000	1000	-	-	100
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	100	10	1	1
		Couvert arboré	-	100	-	1	1
	Pente forte (>60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	1000	1000	-	100	100
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	100	100	1	1
		Couvert arboré	1000	100	100	1	1

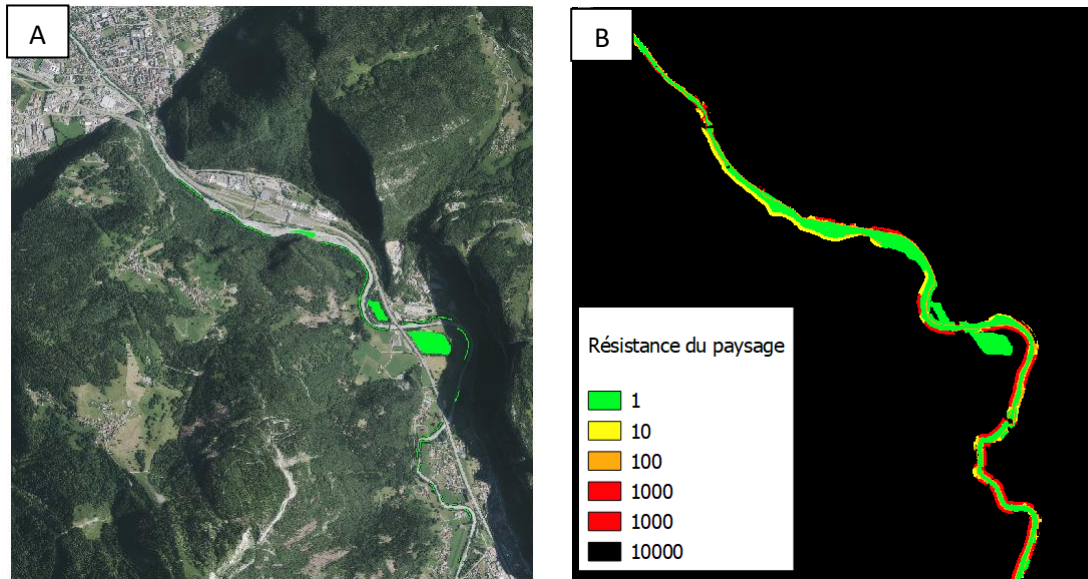


Figure 5 : Détail de la zone d'étude. A, cartographie des habitats favorables au castor d'Eurasie. B, valeurs de résistances attribuées à chaque classe d'occupation du sol.

2.4. Développement des modèles paysagers

Nous avons construit des modèles paysagers à l'aide du logiciel Graphab 2.8 (Foltête et al., 2012, 2021). Des liens fonctionnels ont été construits par calcul des distances de moindre coût sur la base de la carte de résistance précédemment construite (voir figures 4 et 5) entre toutes les taches d'habitat. Nous avons conservé ceux qui étaient plus courts que la distance de dispersion maximale de chaque espèce estimée sur la base de la littérature.

Nous avons évalué la connectivité du paysage en calculant l'indice de probabilité de connectivité (PC) pour chaque graphe. La PC représente la quantité d'habitat accessible pour l'espèce cible (Saura & Pascual-Hortal, 2007) :

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

avec a_i et a_j les capacités respectives des parcelles d'habitat i et j ; A_L la capacité totale du paysage et p_{ij}^* la probabilité maximale de dispersion entre les parcelles d'habitat i et j . Dans notre étude, nous avons considéré que la capacité de l'habitat était égale à la surface de la parcelle d'habitat. p_{ij}^* est la probabilité maximale de dispersion entre les deux parcelles d'habitat i et j . p_{ij} est la probabilité de dispersion directe entre les deux parcelles d'habitat i et j et est une fonction exponentielle négative de la distance qui les sépare d_{ij} en km. k est une constante exprimant l'intensité de la diminution de la probabilité de mouvement (p) avec la distance (d). La valeur de k a été fixée de telle sorte que $p_{ij} = 0,05$ lorsque d_{ij} est égal à la distance maximale de dispersion de l'espèce cible :

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

Pour se concentrer sur l'importance de chaque type d'habitat dans le réseau écologique, nous avons classé les habitats en trois catégories : les berges, les autres habitats liés à la rivière (par exemple les bancs de sable) et les habitats non liés à la rivière (par exemple les berges des lacs). Pour chaque tache d'habitat, nous avons calculé la variation du PC, appelée dPC (pour deltaPC). Le dPC est calculé en retirant chaque parcelle une à une du réseau et en calculant le pourcentage associé de variation du PC. Cela permet de quantifier l'importance de chaque parcelle d'habitat dans le réseau écologique spatial. Pour contrôler la surface des parcelles d'habitat, nous avons également calculé un indice dPC/surface, qui quantifie l'importance de chaque parcelle par unité de surface.

3. Résultats

3.1. Résultats : état des lieux de la connectivité

Le chevalier guignette est l'espèce dont la connectivité paysagère est la plus élevée dans la zone d'étude ($PC = 3,0 \cdot 10^{-6}$). Viennent ensuite le castor d'Eurasie ($PC = 2,1 \cdot 10^{-6}$), le crapaud commun ($PC = 8,1 \cdot 10^{-7}$) et la couleuvre helvétique ($PC = 6,3 \cdot 10^{-7}$).

Les différences de PC observées entre les espèces reflètent leurs capacités de dispersion dans le paysage étudié. Il est logique de trouver en premier le chevalier guignette, les oiseaux étant naturellement peu sensibles à la fragmentation du paysage et aux barrières. Vient ensuite le castor d'Eurasie, qui se disperse principalement le long des cours d'eau. Viennent ensuite le crapaud commun et la couleuvre helvétique, qui se dispersent principalement le long des habitats terrestres et sont donc plus sensibles à la qualité de la matrice paysagère.

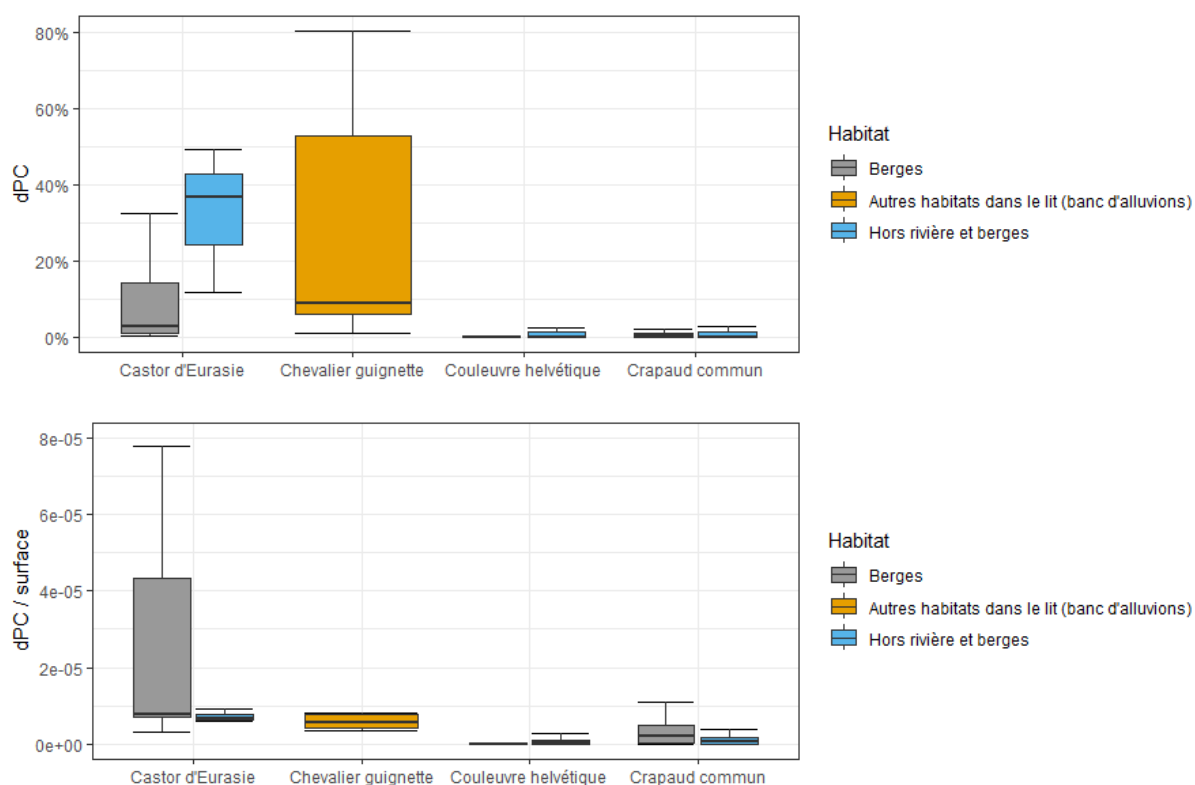


Figure 6. Boîtes à moustaches du dPC calculé pour chaque tache d'habitat, en distinguant les habitats riverains, les autres habitats du lit de la rivière (principalement les bancs de sable) et les habitats non riverains. En haut : le dPC est indiqué en pourcentage du changement de PC. En bas : le dPC est divisé par la superficie de la tache afin d'éliminer l'effet surface associé à la méthode de calcul du PC.

Le calcul du dPC pour chaque parcelle d'habitat a montré que pour le castor d'Eurasie et la couleuvre helvétique, les habitats hors berge contribuaient davantage en valeur absolue à la connectivité totale du réseau que les habitats spécifiquement riverains. C'est notamment le cas des plans d'eau annexes et zones humides, dont la surface peut être très grande, situés à proximité des cours d'eau. Dans une moindre mesure, c'est également le cas pour le crapaud commun. Dans notre paysage, du fait notamment de l'anthropisation des berges, les chevaliers guignettes fréquentent principalement des habitats hors berges tels que les bancs de graviers, de sorte qu'aucune comparaison entre les types d'habitats n'est possible. Lorsque l'on contrôle le dPC par la superficie de l'habitat (dPC/surface), les habitats riverains semblent contribuer davantage à la connectivité totale du réseau que les habitats hors berge pour le crapaud commun et le castor d'Eurasie. La tendance reste la même pour la couleuvre helvétique (figure 6). Ceci est une bonne illustration du fait que l'importance écologique des habitats riverains est disproportionnée par rapport à leur surface : même les berges de faible surface peuvent avoir une grande importance dans le réseau écologique (González et al., 2017).

3.2. Test de différents scénarios de modification du paysage et de leur impact sur la connectivité

Nous avons élaboré trois scénarios contrastés pour représenter une large gamme de situations possibles de développement futur, et nous les avons comparés au scénario de base, qui reflète la configuration actuelle du paysage :

1. le scénario « vertueux », dans lequel toutes les structures d'enrochement seraient remplacées par des ouvrages de génie végétal avec des fascines arborées à faible pente, considéré a priori comme la situation la plus favorable pour la connectivité ;

2. le scénario "enrochement", dans lequel les fascines existantes dans la zone seraient transformées en enrochements ; et

3. le scénario "enrochement+", ou scénario le plus défavorable, dans lequel les fascines et toutes les berges naturelles seraient remplacées par des enrochements. Nous avons calculé la PC pour chaque scénario et chaque espèce cible.

Tableau 6. Variation en pourcentage de la probabilité de connectivité (PC) par rapport au scénario actuel, par espèce et par scénario.

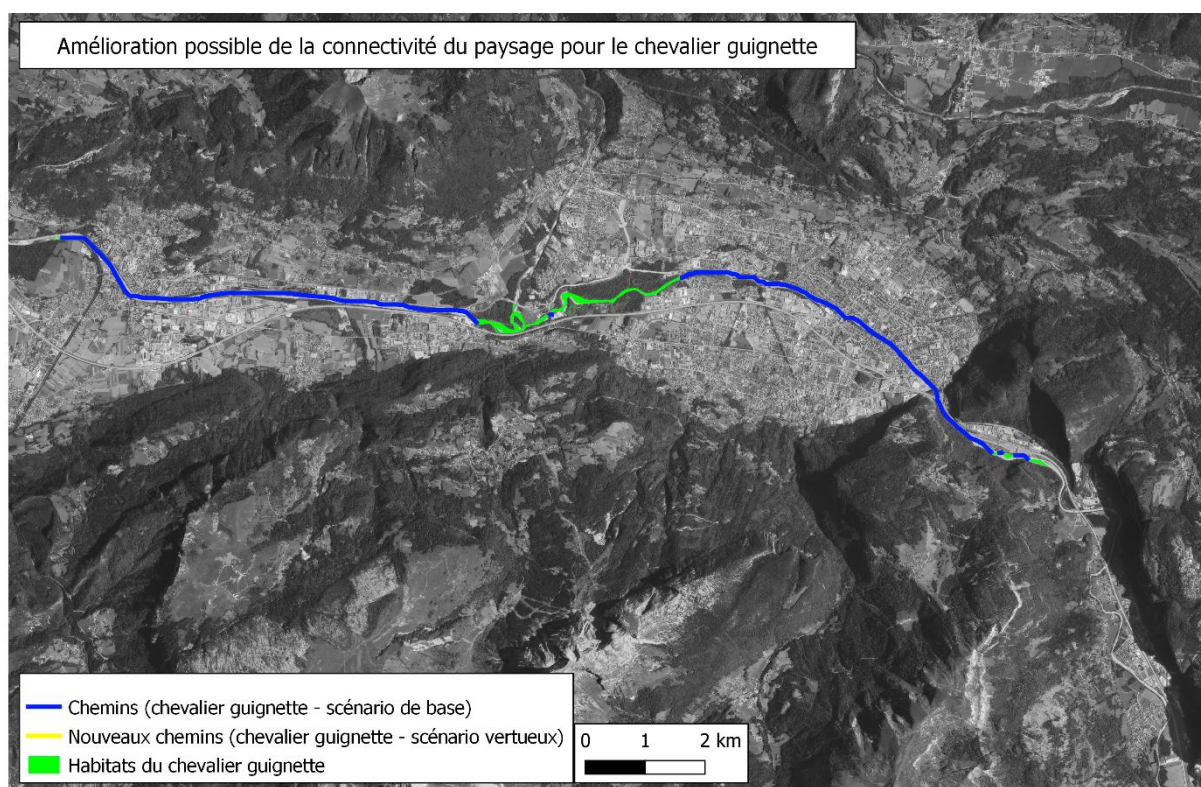
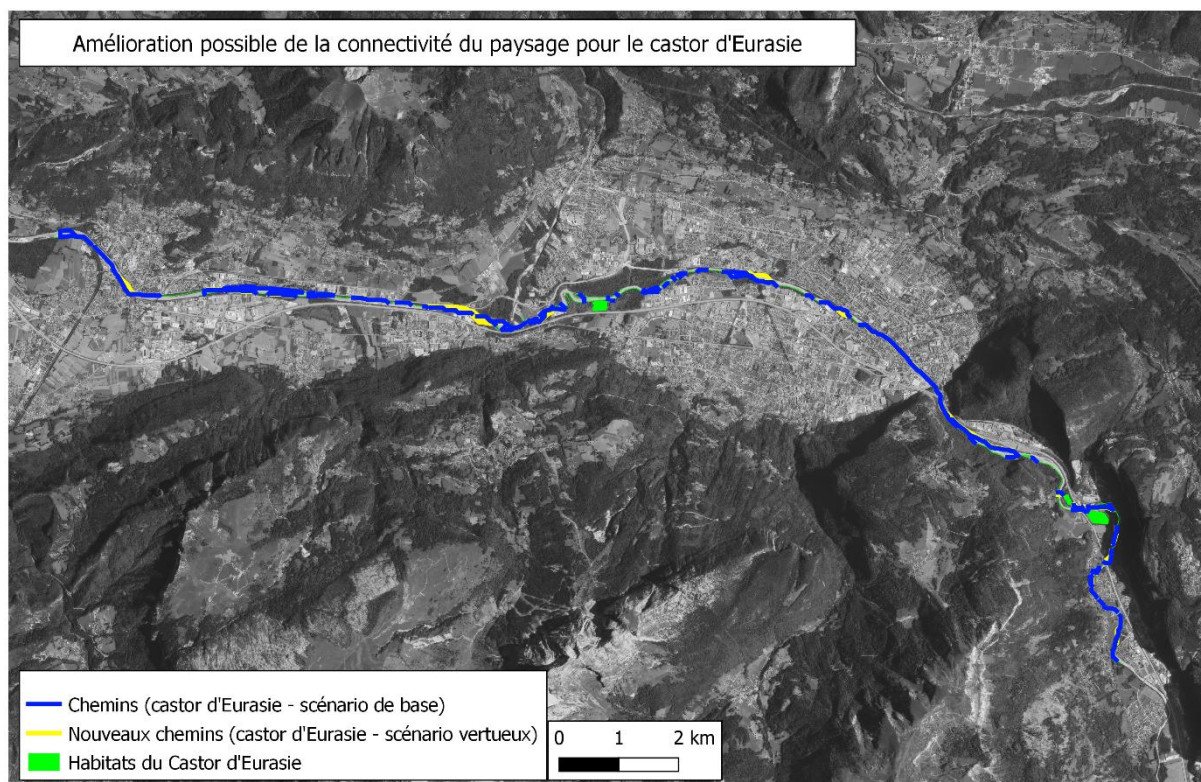
Espèces	Scénarios		
	Vertueux	Enrochement	Enrochement+
Chevalier guignette	0%	0%	0%
Crapaud commun	+14%	0%	-5%
Castor d'Eurasie	+46%	0%	-4%
Couleuvre helvétique	0%	0%	0%
Moyenne	15%	0%	-2%

Le scénario le plus favorable correspond à une augmentation moyenne de 15 % de la PC pour les 4 espèces cibles. Le scénario "enrochement" n'a aucun effet (+0%), tandis que le scénario "enrochement +" correspond à une diminution de 2% de la PC (Tableau 6). Ces valeurs moyennes masquent toutefois de fortes différences entre les espèces. La couleuvre helvétique et le chevalier guignette sont insensibles à toute modification des berges. En revanche, pour le castor d'Eurasie, le scénario le plus favorable augmente la connectivité de 46 % et pour le crapaud commun de 14 %. Pour ces deux espèces, le scénario "enrochement +" a conduit à une diminution de la PC de 4% et 5%, respectivement (tableau 6).

Le chevalier guignette n'est pas sensible aux changements de scénario, ce qui peut s'expliquer par sa capacité à voler. Le passage d'un enrochement à des berges végétalisées et inversement n'a pas eu d'impact sur lui, d'autant plus que son habitat principal est constitué de bancs de sable au milieu des cours d'eau. Leur importance dans la connectivité du paysage pour cette espèce est donc grande (figure 6).

La couleuvre helvétique est une espèce très inféodée aux berges. Cependant, elle n'est pas sensible aux changements de scénario. Ceci peut s'expliquer par le fait que les berges en enrochements ont été identifiées par les experts comme des habitats favorables à cette espèce, au même titre que les berges naturelles (voir en annexe 2). Par conséquent, le passage d'un type de berge à un autre dans le cadre de l'étude de scénario n'altère pas la connectivité du paysage pour cette espèce. Ce type d'exemple est intéressant du point de vue de la gestion, car il montre que la restauration écologique n'est pas forcément favorable à toutes les espèces, en particulier celles qui sont bien adaptées aux infrastructures humaines ou aux habitats dégradés.

L'analyse de la connectivité pour le castor d'Eurasie et le crapaud commun donne des résultats plus conformes à nos attentes. Le scénario le plus favorable améliore considérablement la connectivité, tandis que le scénario "enrochement+" la réduit (tableau 6). Le scénario 'enrochement' ne concernant que le remplacement d'une seule fascine dans le paysage (0,5% du linéaire total de la berge), il est logique que son impact soit nul sur la connectivité à l'échelle du tronçon, même si l'habitat est dégradé localement.



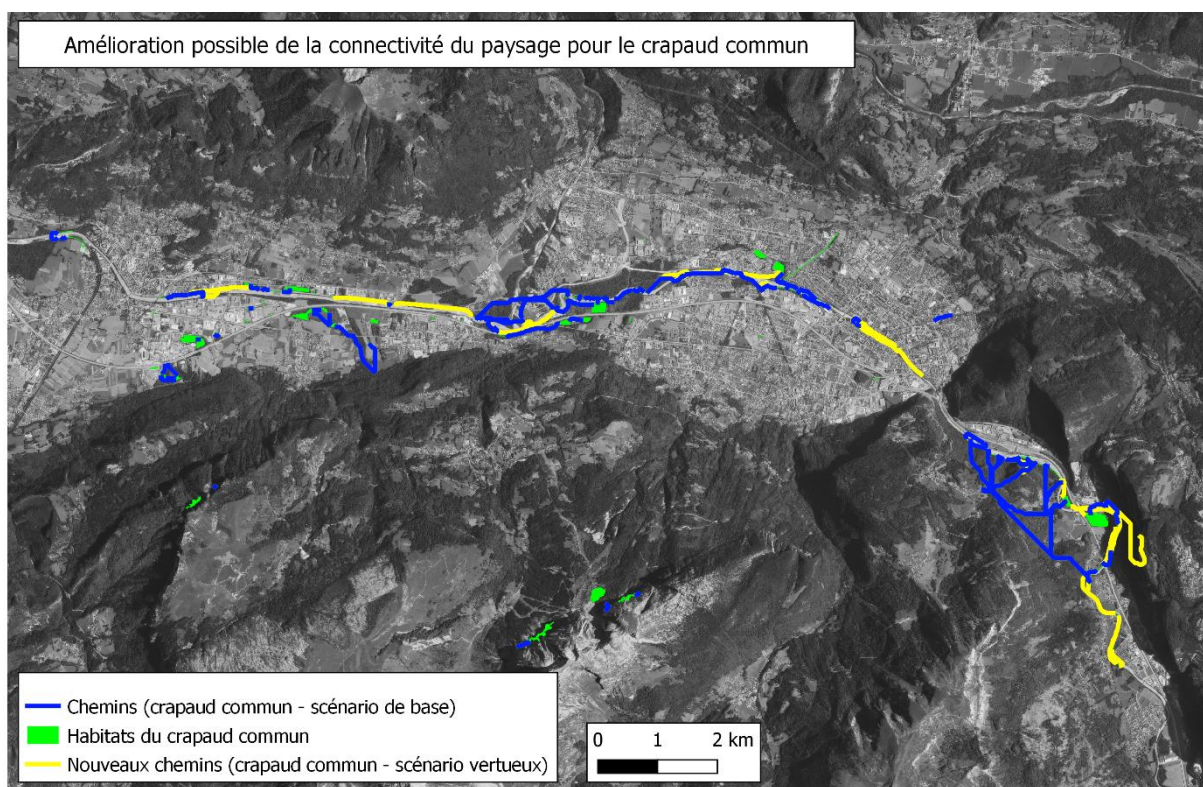
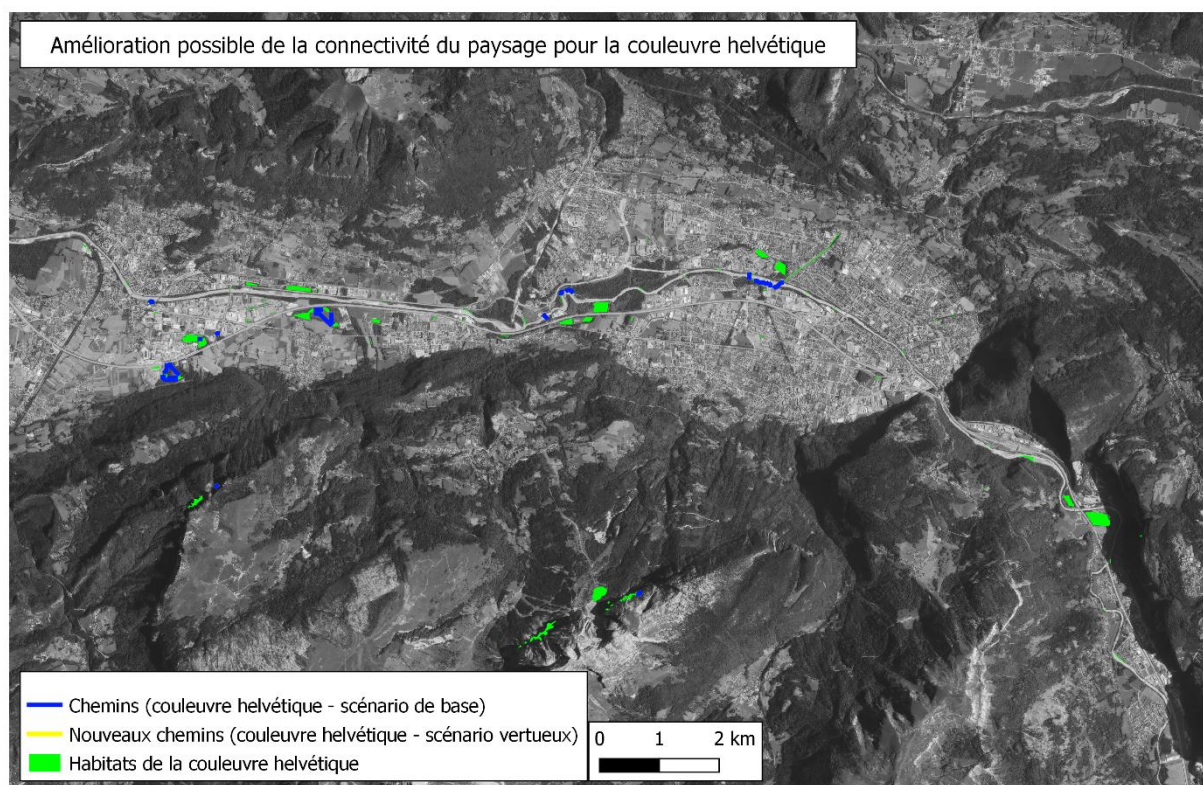


Figure 7 : Chemins potentiels empruntés par les différentes espèces en fonction du scénario envisagé (scénario de base vs scénario « vertueux »). Les chemins sont inchangés pour le chevalier guignette et la couleuvre helvétique, mais de nouveaux chemins apparaissent pour le castor d'Eurasie et le crapaud commun.

3.3. Hiérarchisation des sections de berges à restaurer

Le scénario le plus optimiste (remplacer toutes les sections d'enrochement par des fascines) n'étant pas un scénario réaliste d'aménagement à court terme, nous avons testé différents scénarios où le gestionnaire n'aurait les moyens de restaurer qu'une seule section de la berge. L'objectif de cette approche est d'identifier les tronçons qui offriraient le plus grand gain de connectivité pour les espèces cibles. Nous avons d'abord isolé les berges en enrochement, c'est-à-dire celles qui pourraient être potentiellement restaurées. Nous les avons divisés en sections d'environ 100 m de long. Pour chaque espèce cible, nous avons ensuite simulé la restauration de la berge enrochée avec du génie végétal. Nous avons ainsi modifié systématiquement la résistance de chaque section, une par une, en passant d'une valeur de résistance d'enrochement à une valeur de résistance de fascine. A chaque étape, nous avons recalculé les chemins de moindre coût et recréé un graphe. Pour chaque graphe, nous avons calculé le changement de PC, exprimé en pourcentage de changement net (qui peut être positif ou négatif) dans la connectivité par rapport au scénario actuel. Pour chaque section de 100 m, nous avons ainsi obtenu un changement net de connectivité pour chaque espèce cible. Ceci a permis de calculer les impacts potentiels de la restauration de chaque tronçon de 100m, et donc de faire une sélection de ceux qui maximiseraient les gains de connectivité liés à la restauration.

Pour tester la sensibilité de l'analyse des scénarios aux variations de la taille des sections, nous avons répété l'opération en utilisant des sections de 500 m (un autre scénario plausible de modification du paysage). Au total, 220 sections de 100 m et 77 sections de 500 m ont été testées une à une.

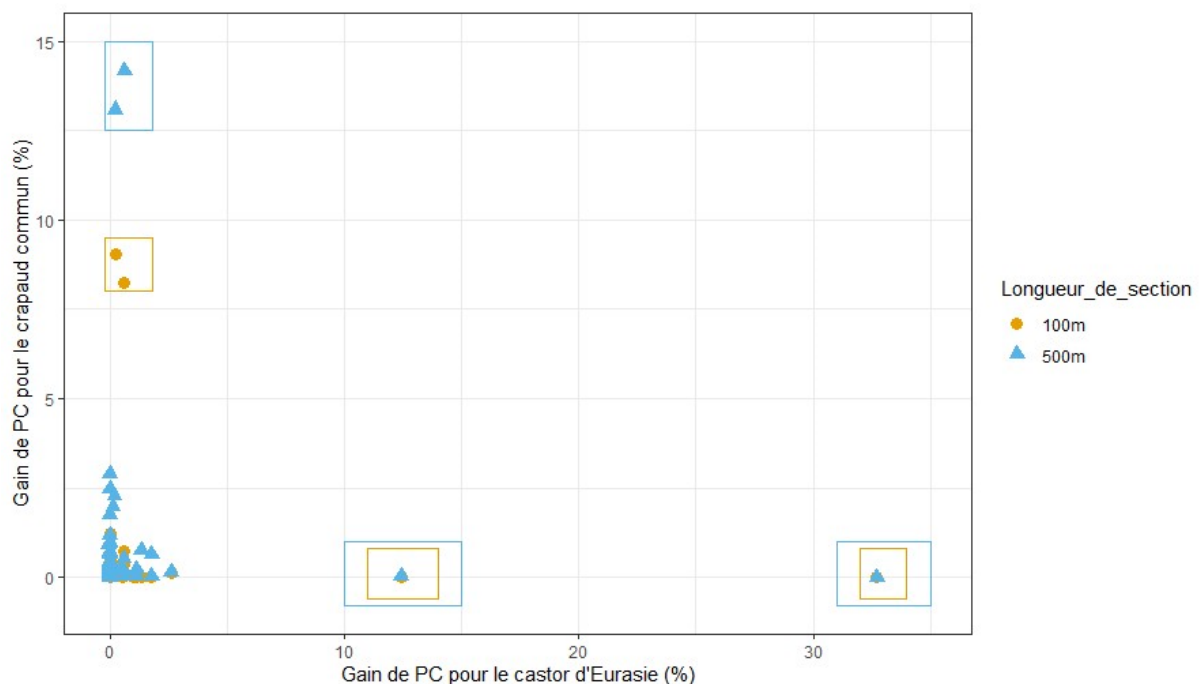


Figure 8. Gains de connectivité pour le castor d'Eurasie et crapaud commun obtenus en remplaçant les sections d'enrochement par des fascines. Les points représentent des sections de 100 m, tandis que les triangles représentent des sections de 500 m. Le gain de connectivité est exprimé pour chaque espèce en pourcentage de gain de PC par rapport au PC calculé pour le scénario actuel. Les cadres mettent en évidence les sections présentant un gain de connectivité significatif (plus de 3 %) pour l'une ou l'autre espèce.

L'analyse des différents scénarios ayant montré que deux des quatre espèces (le chevalier guignette et la couleuvre helvétique) étaient peu sensibles aux modifications des berges, nous n'avons présenté que les résultats pour les deux autres espèces (figure 8). Quelle que soit la longueur considérée (100 m ou 500 m), la grande majorité des tronçons testés n'ont pas ou peu d'effet sur la connectivité en cas de restauration. Ainsi, 98,1 % (210/214) des tronçons de 100 m et 94,8 % des tronçons de 500 m (73/77) n'augmentent pas la PC d'une espèce de plus de 3 %. Trois tronçons de 100 m et cinq tronçons de 500 m offrent un plus grand potentiel d'amélioration de la connectivité. Sur les tronçons de 100 m, deux d'entre eux amélioreraient la PC du crapaud commun de plus de 7,5 % et deux amélioreraient la PC du castor de plus de 12 %. Pour les tronçons de 500 m, deux d'entre eux améliorent significativement la connectivité pour le crapaud commun (+13,1 % et +14,2 % respectivement), et deux pour le castor d'Eurasie (respectivement +12,4 % et +32,7 %). Il convient toutefois de noter que les tronçons qui améliorent la connectivité ne le font que pour une seule espèce cible dans chaque cas. Ainsi, les tronçons les plus favorables au castor d'Eurasie ne recoupent pas les tronçons les plus favorables au crapaud commun. Cela peut s'expliquer par les différences de résistance du paysage pour ces deux espèces, qui ont des besoins écologiques différents.

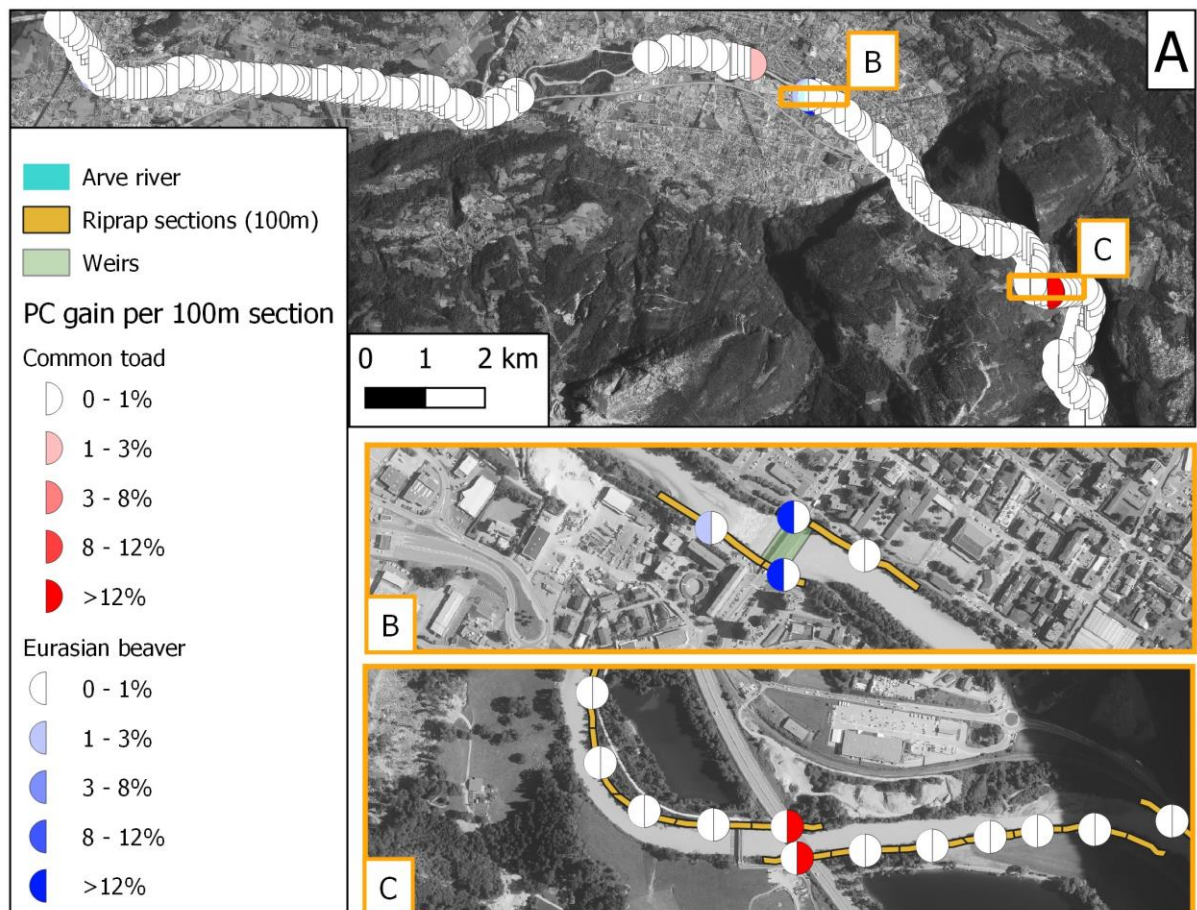


Figure 9. Gain en PC obtenu en remplaçant chaque section d'enrochement de 100 m par une fascine. Les sections sont représentées par des cercles pour plus de visibilité. Comme chaque section est testée pour deux espèces, les cercles sont divisés en deux. Le gain de connectivité est représenté par un gradient de bleu (castor d'Eurasie) ou de rouge (crapaud commun). Des encarts détaillés B et C montrant les tronçons présentant les gains de connectivité les plus élevés sont fournis pour une meilleure lisibilité.

Dans la figure 9, nous avons localisé les tronçons de 100 m montrant une amélioration significative de la connectivité. Cette analyse cartographique permet de confirmer que les tronçons favorables aux deux espèces cibles sont différents, voire éloignés. Les tronçons prioritaires pour la restauration des corridors riverains du castor d'Eurasie sont situés en amont et en aval de la ville de Cluses. Les tronçons prioritaires pour la restauration des corridors riverains du crapaud commun sont situés en amont (est) de la zone d'étude, à l'exception d'un tronçon de 100 m situé entre Cluses et Bonneville (ouest). Il semble néanmoins qu'il existe des secteurs clés où se concentrent les tronçons à prioriser. Par exemple, les encarts B et C (figure 9) contiennent les principaux secteurs à prioriser, respectivement pour le castor d'Eurasie et le crapaud commun. La cartographie des tronçons de 500m a montré des résultats très similaires et n'est donc pas montrée.

Les secteurs les plus intéressants à restaurer en termes de connectivité des habitats pour le castor d'Eurasie sont situés de part et d'autre d'un seuil situé en milieu urbain (Cluses). Les seuils ont en effet été identifiés comme des barrières potentielles au déplacement longitudinal du castor (voir annexe 2). Comme les milieux situés au-dessus des berges n'étaient pas franchissables par les castors (zones bâties), l'amélioration de la franchissabilité des berges semblait très favorable à la connectivité de l'habitat. Les principaux secteurs à restaurer pour le crapaud commun sont situés sous le pont de l'autoroute, permettant aux crapauds d'éviter la barrière de déplacement créée par cette infrastructure et les enrochements situés en dessous. Notre analyse a donc montré que la restauration de petites zones bien choisies dans le paysage pouvait permettre aux animaux semi-aquatiques d'éviter les barrières écologiques présentes dans les paysages urbanisés (bâtiments, routes) ou dans le lit des rivières (seuils).

4. Conclusions – Perspectives

4.1. Conclusion : conseils pour les gestionnaires

Cette étude présente un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires de rivières qui souhaitent restaurer leurs berges en utilisant le génie végétal tout en intégrant la dimension de la connectivité quand ils engagent ces travaux de restauration de leurs ripisylves. En particulier, nous avons montré qu'il peut être difficile de satisfaire les besoins de toutes les espèces de l'habitat riverain lors de la sélection d'un tronçon à restaurer. Pour résoudre ce problème, il peut être intéressant de restaurer plusieurs petits tronçons bien choisis en fonction des besoins de plusieurs espèces cibles. Il peut également être intéressant de se concentrer sur une ou deux espèces particulièrement à enjeu (par exemple, une espèce à haute valeur de conservation) afin de limiter le nombre d'espèces cibles dont les intérêts pourraient différer. Dans tous les cas, ces travaux soulignent l'importance de disposer d'inventaires d'espèces précis et actualisés pour orienter les choix de gestion, en particulier lorsqu'il s'agit de restaurer la connectivité écologique.

4.2. Reproductibilité et applications à plus large échelle

La méthode détaillée dans ce rapport a été spécifiquement développée dans le cadre d'une étude de cas sur un tronçon de l'Arve particulièrement anthropisé. Toutefois, elle est facilement transposable à d'autres zones d'études, d'autres contextes voire à des échelles plus larges. Nous avons détaillé ci-dessous quelques recommandations pour reproduire une telle analyse.

4.2.1. Choix de la ou des espèces cibles

Dans le cas où l'on souhaiterait effectuer une étude générale de la connectivité sur un tronçon de cours d'eau, nous recommandons comme dans la présente étude de s'appuyer sur les inventaires faunistiques les plus exhaustifs possibles pour n'oublier aucun type biologique. Une analyse factorielle sur des traits liés à la capacité de dispersion permettra ensuite de partitionner les espèces en groupes et de sélectionner des espèces cibles représentatives de l'ensemble des espèces présentes.

Toutefois, comme décrit dans ce rapport, cette approche peut mener à mettre sur un même plan toutes les espèces cibles. Si ces dernières ont des besoins très différents et que l'analyse montre que les tronçons à prioriser dans le cadre d'un programme de restauration de berges sont différents d'une espèce à l'autre, il peut difficile de conclure. Une alternative peut être de sélectionner une ou des espèces cibles présentant un enjeu particulier, dont on voudrait maximiser (pour une espèce patrimoniale ou rare par exemple) ou minimiser (pour une espèce invasive) la connectivité. Dans le cas de l'Arve, le castor d'Eurasie est très présent et peut même occasionner des dégâts du fait de la création de barrages qui inondent en amont ou de sa propension à dégrader les ouvrages de protection de berge en génie végétal. L'intérêt du gestionnaire n'est donc pas nécessairement de favoriser la dispersion de toutes les espèces. Dans le cadre de ce travail de recherche, il nous paraissait toutefois intéressant de ne pas discriminer les espèces sur des critères autres que biologiques.

Le choix de la zone d'étude peut également conditionner le choix des espèces cibles. En effet, les enjeux de connectivité sont d'autant plus prégnants que la zone considérée est vaste et que la capacité de dispersion de l'espèce considérée est faible. A l'inverse, des espèces se dispersant sur de grandes longueurs et avec facilité seront moins sensibles à la fragmentation de l'habitat. Dans notre étude, le cas du chevalier guignette en est un bon exemple. Nous recommandons donc de ne pas travailler sur des linéaires de cours d'eau dont la longueur est significativement inférieure à la distance de dispersion maximale de l'espèce cible. Les zones d'études très étendues feront par contre plus ressortir les éventuels points noirs dans la connectivité.

4.2.2. Effort cartographique

L'effort cartographique sera directement dépendant de la taille de la zone d'étude. En particulier, l'analyse se basant sur des cartes raster, il conviendra de choisir une résolution de travail adaptée à la taille de la zone d'étude. Pour des analyses à grande échelle (>100 km de linéaire de cours d'eau par exemple), il sera possible de s'appuyer sur des cartes d'occupation du sol de type OSO (qui ont une résolution de 10m). Pour des zones d'études plus petites, des cartographies plus fines se basant sur du travail de terrain seront nécessaires.

Dans notre cas, nous avons choisi une zone d'étude d'environ 16x22 km et nous avons choisi une résolution spatiale de 2 m pour l'analyse, ce qui est très fin et était proche de la limite que pouvait gérer le logiciel Graphab sur un ordinateur classique. Pour une approche plus axée « gestionnaire »

que « recherche », il est possible d'utiliser une résolution spatiale moins fine. De même, si la zone d'étude est plus étendue, il sera nécessaire de diminuer la résolution pour des questions de capacité de calcul de la machine utilisée. Si les données d'entrée des modèles sont de résolution plus faible, il peut par exemple être pertinent de s'aligner sur cette valeur.

Le cas de la cartographie des berges est particulier. Celle-ci devra être la plus fine possible et faire appel à des variables adaptées aux espèces cibles choisies. Dans notre cas, nous avons choisi 3 variables : pente, couverture végétale et type d'ouvrage. Les gestionnaires pourront s'appuyer sur leur connaissance du terrain pour cartographier les types d'ouvrage. La détermination de la couverture végétale peut s'appuyer sur du travail de terrain et/ou de la photo interprétation. La pente peut se déduire d'un modèle numérique de terrain (si possible déduit d'un LIDAR avec une résolution de 1m) ou de prospections de terrain.

4.2.3. Analyse de la connectivité

Les analyses de connectivité présentées dans ce rapport ont été réalisées au moyen du logiciel Graphab 2.8 (Foltête et al., 2012, 2021) (<https://sourcesup.renater.fr/www/graphab/fr/home.html>). Il s'agit d'un logiciel gratuit et open source et est donc accessible à tout gestionnaire intéressé par les questions de connectivité écologique. Son manuel d'utilisation est disponible en ligne (<https://sourcesup.renater.fr/www/graphab/fr/documentation.html>).

La démarche détaillée et les codes utilisés sont fournis en annexe 3 pour une meilleure reproductibilité.

4.3. Livrables 2023

Le projet tel que soumis à l'Agence de l'eau mentionnait les livrables suivants :

Livrables mentionnés dans la fiche action du projet soumis à l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse	Localisation dans le rapport
Recueil de données sur la biologie et la circulation des espèces cibles et leur présence sur le tronçon de rivière choisi	Chapitres 2.2 et 2.3 Annexe 1 Annexe 2
Recueil des données sur la structure des berges et la cartographie des habitats	Chapitre 2.3.1
Développement du modèle	Chapitres 2.4 et 3 Annexe 3
Analyse du fonctionnement du corridor actuel	Chapitre 3.1
Analyse de l'impact de différents scénarios d'aménagement	Chapitres 3.2 et 3.3
Ouverture méthodologique pour une utilisation à plus large échelle (up-scaling).	Chapitre 4.2
Note de synthèse pédagogique à destination des gestionnaires	Chapitre 4.2 Annexe 4

Par ailleurs, le projet a fait l'objet de la rédaction d'un article dans la presse technique (Annexe 4) et d'une publication scientifique (Annexe 5) :

- Boncourt E., Bergès L., Alp M., Dupont B., Herviault T. & Evette A., 2024. Riparian habitat connectivity restoration in an anthropized landscape: a multi-species approach based on landscape graph and bioengineering structures. *Environmental management (submitted)*
- Boncourt E., Evette A., Bergès L. & Alp M. Le génie végétal au secours de la connectivité écologique des berges de cours d'eau. *Sciences eaux & territoires (submitted)*

4.4. Perspectives de travail en 2024

Dans la continuité des travaux engagés depuis 2022 et soutenus par l'Agence de l'eau, il est proposé en 2024 d'élargir ce type d'analyse au cas des insectes aquatiques. En effet, ces organismes sont d'une grande importance écologique, et sont notamment utilisés comme indicateur de la qualité de l'eau (via des indices comme l'I2M2, Mondy et al., 2012), mais l'importance de la qualité de leur habitat terrestre est généralement sous étudiée. En effet, ces animaux présentent des particularités au niveau de leur cycle de vie qui les distinguent des vertébrés terrestres traités dans Génitrame 1. Leur cycle de vie se décompose entre une vie larvaire dans les milieux aquatiques, puis l'émergence, suivie par la vie adulte avec la dispersion et l'accouplement réalisés pour beaucoup dans les milieux terrestres. Cette

vie entre milieu aquatique et milieu terrestre donne un rôle central à la fonctionnalité des berges en tant qu'interface, et donc à leur connectivité transversale. De plus, les habitats terrestres constituent pour beaucoup de ces espèces des milieux de passage et non des habitats préférentiels. Ces particularités rendent indispensables la création de modèles dédiés pour l'étude des insectes aquatiques et non une simple adaptation des modèles développés pour les vertébrés dans GéniTrame 1, d'autant que ce dernier a surtout étudié la connectivité longitudinale. Le projet devra s'attacher à bien déterminer les caractéristiques structurelles et écologiques qui permettent aux insectes de bien compléter leur cycle, notamment lors des phases de ponte et d'émergence, afin de produire une cartographie fidèle des habitats à partir de laquelle seront créés les modèles de connectivité.

L'intérêt opérationnel résidera dans la possibilité, une fois les réseaux écologiques modélisés, de simuler l'impact d'actions du gestionnaire sur la connectivité pour les espèces cibles. Ainsi, nous pourrons utiliser, dans la lignée de GéniTrame 1, une approche par scénarios, et également sélectionner les tronçons prioritaires à restaurer dans une optique d'amélioration de la connectivité fonctionnelle. Ces résultats seront mis en regard de ceux obtenus pour les vertébrés afin de les comparer, de faire émerger des points de convergence ou au contraire de divergence, et de formuler des recommandations pour les gestionnaires.

5. Bibliographie

- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M., & Turlure, C. (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks : Dispersal, connectivity and networks. *Biological Reviews*, 88(2), 310-326.
- Cavaillé, P., Dommanget, F., Daumergue, N., Loucougaray, G., Spiegelberger, T., Tabacchi, E., & Evette, A. (2013). Biodiversity assessment following a naturalness gradient of riverbank protection structures in French prealps rivers. *Ecological Engineering*, 53, 23-30.
- Cavaillé, P., Ducasse, L., Breton, V., Dommanget, F., Tabacchi, E., & Evette, A. (2015). Functional and taxonomic plant diversity for riverbank protection works : Bioengineering techniques close to natural banks and beyond hard engineering. *Journal of Environmental Management*, 151, 65-75.
- Clauzel, C., Girardet, X., & Foltête, J.-C. (2013). Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution : Application to the European tree frog (*Hyla arborea*) in Franche-Comté. *Journal of Environmental Management*, 127, 125-134.
- Clauzel, C., & Godet, C. (2020). Combining spatial modeling tools and biological data for improved multispecies assessment in restoration areas. *Biological Conservation*, 250, 108713.
- de la Fuente, B., Mateo-Sánchez, M. C., Rodríguez, G., Gastón, A., Pérez de Ayala, R., Colomina-Pérez, D., Melero, M., & Saura, S. (2018). Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors : The connectivity backbone of forest green infrastructure. *Land Use Policy*, 75, 429-441.
- Diniz, M. F., Cushman, S. A., Machado, R. B., & De Marco Júnior, P. (2020). Landscape connectivity modeling from the perspective of animal dispersal. *Landscape Ecology*, 35(1), 41-58.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity : Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(02), 163.
- Dutta, T., De Barba, M., Selva, N., Fedorca, A. C., Maiorano, L., Thuiller, W., Zedrosser, A., Signer, J., Pflüger, F., Frank, S., Lucas, P. M., & Balkenhol, N. (2023). An objective approach to select surrogate species for connectivity conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1078649.
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 1-23.
- Florsheim, J. L., Mount, J. F., & Chin, A. (2008). Bank Erosion as a Desirable Attribute of Rivers. *BioScience*, 58(6), 519-529.
- Foltête, J.-C., Clauzel, C., & Vuidel, G. (2012). A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 38, 316-327.
- Foltête, J.-C., Vuidel, G., Savary, P., Clauzel, C., Sahraoui, Y., Girardet, X., & Bourgeois, M. (2021). Graphab : An application for modeling and managing ecological habitat networks. *Software Impacts*, 8, 100065.
- González, E., Felipe-Lucia, M. R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G., & Sher, A. A. (2017). Integrative conservation of riparian zones. *Biological Conservation*, 211, 20-29.
- Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. (2004). Predictors of Species Sensitivity to Fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13(1), 207-251.

Inglada, J., Vincent, A., Arias, M., Tardy, B., Morin, D., & Rodes, I. (2017). Operational High Resolution Land Cover Map Production at the Country Scale Using Satellite Image Time Series. *Remote Sensing*, 9(1), 95.

INPN (2023). Accès aux données d'observation sur les espèces. Muséum national d'histoire naturelle. <https://inpn.mnhn.fr/espece/extraction-sinp/preambule>

INPN (2023b). ZNIEFF 820031533 - Ensemble fonctionnel de la rivière Arve et de ses annexes. Muséum national d'histoire naturelle. <https://inpn.mnhn.fr/zone/znieff/820031533>

IUCN (2022). Habitats Classification Scheme (Version 3.1). International union for conservation of nature. <https://www.iucnredlist.org/resources/habitat-classification-scheme>

Janssen, P., Cavaillé, P., Vivier, A., & Evette, A. (2019). Le génie végétal favorise une plus grande diversité de micro-habitats aquatiques et de macro-invertébrés benthiques. *Techniques Sciences Méthodes*, 9, 55-64.

Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). FactoMineR : An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1).

Leoncini, F., Semenzato, P., Di Febbraro, M., Loy, A., & Ferrari, C. (2023). Come back to stay : Landscape connectivity analysis for the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in the western Alps. *Biodiversity and Conservation*, 32(2), 653-669.

Martin, F.-M., Janssen, P., Bergès, L., Dupont, B., & Evette, A. (2021). Higher structural connectivity and resistance against invasions of soil bioengineering over hard-engineering for riverbank stabilisation. *Wetlands Ecology and Management*, 29(1), 27-39.

Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A., & Albert, C. H. (2018). Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biological Conservation*, 227, 326-334.

Merritt, D. M., & Wohl, E. E. (2006). Plant dispersal along rivers fragmented by dams. *River Research and Applications*, 22(1), 1-26.

Mondy, C. P., Villeneuve, B., Archaimbault, V., & Usseglio-Polatera, P. (2012). A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands : A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators*, 18, 452-467.

Myhrvold, N. P., Baldridge, E., Chan, B., Sivam, D., Freeman, D. L., & Ernest, S. K. M. (2015). An amniote life-history database to perform comparative analyses with birds, mammals, and reptiles. *Ecology*, 96(11), 3109-000.

Pardini, R. (2018). Biodiversity Response to Habitat Loss and Fragmentation. In Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences (p. B9780124095489098000). Elsevier.

Rey, F., Bifulco, C., Bischetti, G. B., Bourrier, F., De Cesare, G., Florineth, F., Graf, F., Marden, M., Mickovski, S. B., Phillips, C., Peklo, K., Poesen, J., Polster, D., Preti, F., Rauch, H. P., Raymond, P., Sangalli, P., Tardio, G., & Stokes, A. (2019). Soil and water bioengineering : Practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. *Science of The Total Environment*, 648, 1210-1218.

Roché, J.-E., Witté, I., Comolet-Tirman, J., Siblet, J.-P., Cochet, G., Deceuninck, B., Frochot, B., Guillot, G., Muller, Y., Nicolau-Guillaumet, P., & Olioso, G. (2016). Proposition de classification par l'habitat des oiseaux nicheurs de France. Test de l'influence du niveau typologique sur des diagnostics de tendances. *Alauda*, 84(2), 111-144.

- 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(2-3), 91-103.
- Trochet, A., Moulherat, S., Calvez, O., Stevens, V., Clobert, J., & Schmeller, D. (2014). A database of life-history traits of European amphibians. *Biodiversity Data Journal*, 2, e4123.
- Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity : A graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), 1205-1218.
- Van Looy, K., Honnay, O., Bossuyt, B., & Hermy, M. (2003). The effects of river embankment and forest fragmentation on the plant species richness and composition of floodplain forests in the Meuse valley, Belgium. *Belgium Journal of Botany*.
- Van Looy, K., Tormos, T., & Souchon, Y. (2014). Disentangling dam impacts in river networks. *Ecological Indicators*, 37, 10-20.
- Verbeylen, G., De Bruyn, L., Adriaensen, F., & Matthysen, E. (2003). Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology*, 18(8), 791-805.
- Wainwright, J., Turnbull, L., Ibrahim, T. G., Lexartza-Artza, I., Thornton, S. F., & Brazier, R. E. (2011). Linking environmental régimes, space and time : Interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology*, 126(3-4), 387-404.
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11(1), 105-119.
- Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement : A review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777-797.

6. ANNEXES

Annexe 1 : Liste de toutes les espèces de vertébrées inventoriées dans la zone d'étude

Groupe	Nom scientifique
Reptiles	<i>Natrix helvetica</i> (Lacepède, 1789)
Reptiles	<i>Natrix maura</i> (Linnaeus, 1758)
Reptiles	<i>Trachemys scripta</i> (Thunberg in Schoepff, 1792)
Oiseaux	<i>Acrocephalus arundinaceus</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Acrocephalus palustris</i> (Bechstein, 1798)
Oiseaux	<i>Acrocephalus scirpaceus</i> (Hermann, 1804)
Oiseaux	<i>Actitis hypoleucos</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Alcedo atthis</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Anas platyrhynchos</i> Linnaeus, 1758
Oiseaux	<i>Anthus spinoletta</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Ardea cinerea</i> Linnaeus, 1758
Oiseaux	<i>Ardeola ralloides</i> (Scopoli, 1769)
Oiseaux	<i>Aythya ferina</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Aythya fuligula</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Carduelis carduelis</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Larus michahellis</i> Naumann 1840
Oiseaux	<i>Cettia cetti</i> (Temminck, 1820)
Oiseaux	<i>Charadrius dubius</i> Scopoli, 1786
Oiseaux	<i>Chroicocephalus ridibundus</i> (Linnaeus, 1766)
Oiseaux	<i>Cinclus cinclus</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Circus aeruginosus</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Cygnus olor</i> (Gmelin, 1803)
Oiseaux	<i>Dendrocopos minor</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Egretta garzetta</i> (Linnaeus, 1766)
Oiseaux	<i>Falco peregrinus</i> Tunstall, 1771
Oiseaux	<i>Fulica atra</i> Linnaeus, 1758
Oiseaux	<i>Gallinago gallinago</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)
Oiseaux	<i>Hirundo rustica</i> Linnaeus, 1758
Oiseaux	<i>Larus fuscus</i> Linnaeus, 1758
Oiseaux	<i>Mergus merganser</i> Linnaeus, 1758
Oiseaux	<i>Motacilla alba</i> Linnaeus, 1758
Oiseaux	<i>Motacilla cinerea</i> Tunstall, 1771
Oiseaux	<i>Motacilla flava</i> Linnaeus, 1758
Oiseaux	<i>Netta rufina</i> (Pallas, 1773)
Oiseaux	<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Podiceps cristatus</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Poecile montanus</i> (Conrad, 1827)

Oiseaux	<i>Rallus aquaticus</i> Linnaeus, 1758
Oiseaux	<i>Riparia riparia</i> (Linnaeus, 1758)
Oiseaux	<i>Tachybaptus ruficollis</i> (Pallas, 1764)
Mammifères	<i>Castor fiber</i> Linnaeus, 1758
Mammifères	<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)
Mammifères	<i>Neomys anomalus</i> Cabrera, 1907
Mammifères	<i>Neomys fodiens</i> (Pennant, 1771)
Amphibiens	<i>Alytes obstetricans</i> (Laurenti, 1768)
Amphibiens	<i>Bombina variegata</i> (Linnaeus, 1758)
Amphibiens	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)
Amphibiens	<i>Pelophylax ridibundus</i> (Pallas, 1771)
Amphibiens	<i>Rana temporaria</i> Linnaeus, 1758
Amphibiens	<i>Salamandra salamandra</i> (Linnaeus, 1758)

Annexe 2 : Valeurs de résistances attribuées à chaque couple espèce / classe d'occupation du sol dans les modèles de connectivité utilisés dans cette étude

Castor d'Eurasie

Habitat préférentiel

Berges boisées non enrochées disposant autour d'une zone de quiétude d'au moins 10m sans aucune infrastructure (routes, pistes, bâti) ainsi que les plans d'eau situés à moins de 30m du lit de l'Arve.

Occupation du sol, hors habitats riverains

Occupation du sol	Perméabilité	Valeur de résistance attribuée
Aulnaies et saulaies riveraines, rivières	Très favorable	1
Autres forêts riveraines à feuilles caduques	Favorable	10
Résineux	Neutre	100
Végétation arbustive et buissonnantes, roselières, zones rudérales, prairies, cultures	Défavorable	1 000
Zones situées à plus de 40m des cours d'eau ou de leurs annexes, bâti, routes, seuils	Barrières	10 000

Berge de cours d'eau

Valeurs de résistance attribuées			Type d'ouvrage de protection de berges				
			Végétation	Zone nue (falaise, béton)	Enrochement	Enrochement de pied de berge	Fascine (génie végétal)
Pente	Pente faible (<60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	1000	1000	-	-	100
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	100	10	1	1
		Couvert arboré	-	100	-	1	1
	Pente forte (>60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	1000	1000	-	100	100
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	100	100	1	1
		Couvert arboré	1000	100	100	1	1

Chevalier guignette

Habitat préférentiel

Bancs de graviers, formations riveraines à petite massette, lit de rivière avec végétation ripicole herbacée

Occupation du sol, hors habitats riverains

Occupation du sol	Perméabilité	Valeur de résistance attribuée
Lacs, retenues, rivières, bancs d'alluvions à végétation pionnière	Très favorable	1
Roselières, zones humides, seuils	Favorable	10
Fourrés, prairies artificielles	Neutre	100
Forêts, jardins, routes, zones artificialisées	Défavorable	1 000
Bâti, sites industriels, zones agricoles	Barrières	10 000

Berge de cours d'eau

Valeurs de résistance attribuées		Type d'ouvrage de protection de berges					
		Végétation	Zone nue (falaise, béton)	Enrochement	Enrochement de pied de berge	Fascine (génie végétal)	Zone naturelle ou semi naturelle
Pente	Pente faible (<60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	10000	1000	-	1	1
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	1000	1000	1	1
		Couvert arboré	-	1000	1000	100	100
	Pente forte (>60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	1000	1000	-	10	10
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	1000	1000	10	10
		Couvert arboré	1000	1000	1000	100	100

Couleuvre helvétique

Habitat préférentiel

Lacs et retenues, berges de cours d'eau herbacées à faibles pentes

Occupation du sol, hors habitats riverains

Occupation du sol	Perméabilité	Valeur de résistance attribuée
Lacs et retenues, cours d'eau secondaires	Très favorable	1
Grands cours d'eau (Arve), bancs d'alluvion	Favorable	10
Forêts, fourrés, prairies artificielles, zones agricoles	Neutre	100
Jardins, routes, plantations de résineux	Défavorable	1 000
Sites industriels, zones artificialisées, remblais, enrochements liés sur berges	Barrières	10 000

Berge de cours d'eau

Valeurs de résistance attribuées			Type d'ouvrage de protection de berges				
			Végétation	Zone nue (falaise, béton)	Enrochement	Enrochement de pied de berge	Fascine (génie végétal)
Pente	Pente faible (<60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	1000	10	-	100	100
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	1	1	1	1
		Couvert arboré	-	100	100	100	100
	Pente forte (>60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	10000	100	-	1000	1000
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	10	10	100	100
		Couvert arboré	1000	1000	1000	1000	1000

Crapaud commun

Habitat préférentiel

Berges arborées de pentes faibles, berges de lacs et retenues

Occupation du sol, hors habitats riverains

Occupation du sol	Perméabilité	Valeur de résistance attribuée
Forêts de feuillus, lacs et retenues	Très favorable	1
Cours d'eau secondaires, bancs d'alluvions, roselières	Favorable	10
Fourrées, forêts de conifères, prairies artificielles	Neutre	100
Jardins, routes	Défavorable	1 000
Sites industriels, zones artificialisées, zones agricoles, seuils, enrochements liés sur berges	Barrières	10 000

Berge de cours d'eau

Valeurs de résistance attribuées			Type d'ouvrage de protection de berges				
			Végétation	Zone nue (falaise, béton)	Enrochement	Enrochement de pied de berge	Fascine (génie végétal)
Pente	Pente faible (<60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	10000	10000	-	1000	1000
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	1000	1000	10	10
		Couvert arboré	-	10	10	1	1
	Pente forte (>60°)	Absente ou très peu dense (<25% de recouvrement)	10000	10000	-	100	100
		Couvert herbacé pur ou associé à un couvert arbustif peu dense (<50%)	-	100	100	10	10
		Couvert arboré	1000	1000	1000	10	10

Annexe 3 : Détail des analyses et codes utilisés sous Graphab (exemple avec le castor d'Eurasie)

Les étapes d'analyses sont détaillées ci-dessous. Graphab peut être utilisé via son interface graphique, ce qui est plus aisé pour une personne peu habituée. Le logiciel pouvant également être utilisé en lignes de commande, nous donnons à titre indicatif les codes utilisés pour la réalisation des analyses présentées dans ce rapport.

Etape 1 : création d'un projet à partir de la carte raster d'habitat

Code :

```
java -jar graphab-2.8.3.jar --create projet_castor carto_habitats.tif habitat=18 minarea=0.05  
dir=D:\graphab
```

Explications : création du projet nommé « projet_castor » à partir de la cartographie des habitats nommée carto_habitats.tif. Dans notre raster, les habitats du castor ont été codés par le nombre 18. La taille minimale d'habitat considérée est de 500 m² (0.05 km²). Le projet et tous les fichiers créés vont être enregistrés dans le dossier D:\graphab

Etape 2 : création d'un jeu de lien et d'un graphe pour le scénario de base

Code :

```
java -jar graphab-2.8.3.jar --project D:\graphab\projet_castor\projet_castor.xml --linkset  
remcrosspath distance=cost name=liens_scenario_base distance=cost 1,2,3=1 4,5,6=10 7,8,9=100  
10,11,12=1000 13,14,15,16,17=10000 --graph name=graph_scenario_base nointra threshold={30000}  
--gmetric PC d={30000} p=0.05
```

Explications : Création d'un jeu de liens entre les taches d'habitas. Les liens sont pondérés en distance de coûts (chemins de moindre coût). La valeur de résistance 1 est attribuée aux classes d'occupation du sol 1,2 et 3 ; la valeur 10 est attribuée aux classes 4,5 et 6, etc.

Le graphe « graph_scenario_base » est créé. Les liens intra-taches sont supprimés (« nointra ») et le graphe est élagué à la distance maximale de dispersion de l'espèce, 30000 m, convertie en distance de coût (d'où les accolades : {30000}). La métrique PC est calculée pour cette distance de dispersion.

Etape 3 : création d'un jeu de lien et d'un graphe pour les autres scénarios

Code :

```
java -jar graphab-2.8.3.jar --project D:\graphab\projet_castor\projet_castor.xml --linkset  
remcrosspath distance=cost name=scenario_vertueux distance=cost 1,2,3,11,12=1 4,5,6=10 7,8,9=100  
10=1000 13,14,15,16,17=10000 --graph name=graphvertu nointra threshold=70478.07298951961 --  
gmetric PC d=70478.07298951961 p=0.05
```

Explications : Même code que précédemment à deux exceptions près :

- Les valeurs de résistance attribuées changent : les classes 11 et 12 se voient attribuer une résistance de 1 au lieu de 1000 précédemment (scénario où l'on remplace des enrochements par des fascines par exemple).
- La distance {30000} est remplacée par sa valeur « en dur » calculée par le logiciel à l'étape précédente.

Une nouvelle valeur de PC est calculée pour comparaison avec l'étape précédente. Renouveler l'étape avec d'autres valeurs de résistances pour créer d'autres scénarios

Etape 4 : test de différents tronçons à modifier

Préalable :

Mettre via un logiciel de SIG des sections de berges candidates dans un fichier shapefile de type polygones « sections100m.shp ». A l'heure actuelle, cette analyse ne peut être réalisée qu'en lignes de commande.

Code :

```
java -jar graphab-2.8.3.jar --project D:\graphab\projet_castor\projet_castor.xml --landmod  
zone=D:\sections\sections100m.shp id=id code=code --linkset remcrosspath distance=cost 1,2,3=1  
4,5,6=10 7,8,9=100 10,11,12=1000 13,14,15,16,17=10000 --graph nointra  
threshold=70478.07298951961 --gmetric PC d=70478.07298951961 p=0.05
```

Explications : ce code sert à utiliser la fonction landmod à partir du shapefile « sections100m.shp ». Les valeurs de résistance données sont les mêmes qu'à l'étape 2. Pour chaque polygone contenu dans le shapefile, un nouveau jeu de liens et un nouveau graphe est créé, et une nouvelle valeur de PC calculée.

Le génie végétal au secours de la connectivité écologique des berges de cours d'eau

Etienne Boncourt¹, André Evette¹, Laurent Bergès¹, Maria Alp²

¹ Univ. Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM, F-38402 St-Martin-d'Hères, FR

² RiverLy, INRAE, Villeurbanne, France

Auteur pour la correspondance : Etienne Boncourt, etienne.boncourt@gmail.com

Date de soumission : 03/04/2024

Date de publication : xx/xx/xx

Mots clés : génie végétal – connectivité écologique – milieux riverains – restauration écologique

1. Résumé

Dans les zones urbanisées, les rivières et les écosystèmes riverains sont souvent les seuls corridors écologiques disponibles pour le déplacement de la faune. Cependant, les berges y sont souvent stabilisées par des ouvrages de génie civil, ce qui peut entraîner une dégradation de l'habitat et une perte de connectivité de ces habitats à l'échelle du paysage. Les ouvrages de génie végétal sont une alternative aux enrochements, car ils maintiennent la qualité des écosystèmes naturels en utilisant des espèces végétales indigènes au lieu de rochers, mais leur impact positif potentiel sur les mouvements d'animaux associés aux écosystèmes riverains reste mal connu. Avec le projet GéniTrame, nous avons conçu une méthode permettant aux gestionnaires de rivières d'évaluer le gain de connectivité possible grâce au génie végétal. Nous avons appliqué la méthode des graphes paysagers et le concept de quantité d'habitat atteignable afin d'évaluer la connectivité de l'habitat de quatre espèces de vertébrés cibles présentant une large gamme de capacités de dispersion et testé différents scénarios contrastés de gestion d'ouvrages le long des berges. Nous avons montré que la restauration de petites portions de berges bien choisies au moyen d'ouvrages de génie végétal pouvait conduire à des gains significatifs de connectivité pour certaines espèces (castor, crapaud commun) mais à aucun gain pour d'autres (chevalier guignette, couleuvre à collier). La méthode employée pourra aider les gestionnaires de rivières soucieux d'intégrer la dimension de la connectivité paysagère dans les travaux de restauration de berges.

2. Abstract

Soil water bioengineering to help improve the ecological connectivity of river banks

In urban areas, rivers and riparian ecosystems are often the only ecological corridors available for the movement of wildlife. Riverbanks are often stabilised by civil engineering works, which can lead to habitat degradation and loss of landscape connectivity. Soil water bioengineering structures are an alternative to riprap, as they maintain the quality of natural ecosystems using native plant species

instead of rocks, but their potential positive impact on animal movements remains poorly understood. With the GéniTFrame project, we designed a method enabling river managers to assess the potential gain in connectivity thanks to soil water bioengineering. Using four target vertebrate species with a wide range of dispersal abilities, we used landscape graphs to assess habitat connectivity under different contrasting riverbank scenarios. We showed that the restoration of small, well-chosen stretches of riverbank by means of soil water bioengineering structures could lead to major gains in connectivity for some species (beaver, common toad) but no gain for others (common sandpiper, ring-necked snake). The method used could help river managers wishing to integrate the landscape connectivity dimension into riverbank restoration work.

3. Chapeau

Le génie végétal est une alternative intéressante au génie civil pour stabiliser les berges de cours d'eau et les protéger contre l'érosion dans les zones à forte pression foncière. Les berges avec ces ouvrages servent d'habitat à de nombreuses espèces végétales et animales. Des outils de l'écologie du paysage permettent d'aller plus loin et de quantifier leur impact sur la connectivité des habitats à l'échelle du paysage, à savoir leur capacité à favoriser les mouvements de faune le long des berges de cours d'eau, qui sont souvent les seuls corridors écologiques présents dans les zones fortement anthropisées.

4. Les corridors rivulaires, des corridors écologiques d'importance

4.1. Les ripisylves, habitats pour de nombreuses espèces

Les milieux riverains naturels sont situés sur les berges de cours d'eau, à l'interface des écosystèmes aquatiques et terrestres. Il s'agit de milieux changeants, soumis aux alternances crue/étiage ainsi qu'aux aléas des dynamiques hydrogéomorphologiques qui modifient le lit des rivières. Ils servent d'habitat à de nombreuses espèces animales, dont certaines sont spécifiquement inféodées à ces milieux : castor, martin-pêcheur, musaraignes aquatiques, mais aussi invertébrés terrestres et aquatiques, bactéries ou champignons. Ils hébergent également de nombreuses autres espèces plus généralistes ou généralement associées à d'autres milieux : les chauves-souris et pics utilisent leurs arbres pour nicher, les grands mammifères viennent s'y rafraîchir, etc. Les milieux riverains sont ainsi reconnus pour leur grande biodiversité qui s'avère disproportionnellement élevée par rapport à leur étendue. Ces milieux fournissent également un grand nombre de services écosystémiques tels que la protection contre les inondations, la filtration des polluants, l'intérêt paysager et récréatif ou le rafraîchissement de l'air.

4.2. La connectivité écologique, un processus clef pour le maintien de la biodiversité

Pour subvenir à leurs besoins vitaux, les animaux ont besoin de se déplacer. Certaines espèces sont capables de se déplacer sur de longues distances, comme les oiseaux migrateurs qui parcourent plusieurs milliers de kilomètres deux fois par an. Généralement, les espèces de petite taille se déplacent sur de plus petites distances, même s'il existe de fameux contre exemples, comme certaines espèces de papillons comme la Vanesse des chardons qui sont capables de réaliser des migrations

saisonniers entre l'Europe et l'Afrique. Sans parler de cas aussi extrême, les simples besoins quotidiens des animaux (se nourrir, s'abriter, se reproduire) ne sont réalisables que grâce à leur capacité à se mouvoir dans le paysage.

Toutefois, les animaux ne peuvent pas traverser tous les paysages avec la même facilité. La connectivité paysagère, qui reflète cette propriété du paysage, est fonction des éléments composant la matrice paysagère (forêts, zones agricoles, bâti, routes, pelouses, etc.), de leur configuration (habitats naturels très morcelés, autoroute traversant tout le paysage...) ainsi que du taxon considéré (un oiseau ne traversera pas un paysage de la même manière qu'un lombric ou qu'un poisson). Toute altération de la connectivité écologique d'un paysage peut avoir des conséquences négatives sur les populations animales. Une diminution de la connectivité peut ainsi diminuer les ressources alimentaires, empêcher l'accès à des sites de reproduction ou isoler des populations les unes des autres, ce qui empêche le brassage génétique et peut mener à des extinctions locales sous l'effet de la consanguinité (Van Looy et al 2014).

En France, le bon maintien de la connectivité écologique du paysage se traduit dans les documents de planification territoriale sous le concept de trame verte et bleue (TVB). Les trames sont constituées de réservoirs de biodiversité et de corridors écologiques permettant aux espèces de circuler entre ces réservoirs. La trame verte correspond à la connectivité des habitats terrestres, tandis que la trame bleue concerne les milieux aquatiques. Plus récemment la trame turquoise (mélange des trames verte et bleue) s'intéresse aux zones d'interface et d'interaction entre des milieux aquatiques et des milieux terrestres (Clauzel et al 2023).

4.3. Les corridors rivulaires, parmi les seuls corridors écologiques disponibles dans les paysages anthropisés

Les zones urbanisées ou d'agriculture intensive laissent peu de place aux corridors de déplacements naturels de la faune puisque les zones boisées, haies et autres éléments naturels y sont rares ou absents. La connectivité des habitats dans ces paysages anthropisés est donc généralement faible. Les rivières et leurs berges y constituent souvent le dernier corridor écologique pour assurer la circulation des animaux (Martin et al 2021). Le maintien de cette trame turquoise est essentiel pour permettre la dispersion des espèces, aussi bien spécialistes que généralistes.

4.4. Les ouvrages de protection de berges, des altérations des habitats riverains

Dans les zones où la pression foncière est forte, l'espace disponible pour les milieux riverains est souvent réduit, et les endiguements et protections de berges associées y sont fréquents. La place disponible pour la conservation ou la restauration d'un espace de mobilité pour le cours d'eau est ainsi souvent limitée. En conséquence, des aménagements sont construits dans l'objectif de protéger les constructions, infrastructures et activités humaines des risques d'érosion et d'inondation. D'une façon générale, les ouvrages de protection de berge sont de trois types :

- les ouvrages de génie civil constitués de maçonneries en pierre ou en béton, de gabions ou d'enrochements ;

- les ouvrages de génie végétal constitués de végétaux vivants et qui utilisent les caractéristiques des plantes, pour protéger les berges contre l'érosion ;
- les ouvrages mixtes qui associent ces deux techniques.



Photo 1. Ouvrages de protection de berges issus de différentes techniques.

A gauche : enrochement (photo Etienne Boncourt). A droite : fascine de saules (génie végétal, photo Pierre-André Frossard).

5. Le projet GéniTrame : le génie végétal peut-il permettre d'améliorer la connectivité écologique ?

5.1. Démarche globale

Les ouvrages de génie végétal s'intègrent généralement mieux aux paysages et à leur environnement écologique que les ouvrages de génie civil. Toutefois, les travaux de restauration sont souvent menés sur ces milieux sans prendre en compte leur importance au sein des corridors écologiques (fluvial et paysager). Si le génie végétal permet la restauration de certains aspects de la connectivité structurelle, c'est-à-dire la continuité des habitats des ripisylves (Martin et al 2021), l'idée est ici d'aller plus loin en intégrant la dimension de connectivité fonctionnelle paysagère lors de l'aménagement de berges, à savoir la capacité effective du milieu à favoriser les mouvements d'animaux, et de prioriser les interventions en fonction de ce facteur.

Cette question se pose avec beaucoup d'acuité en milieu urbain et semi-urbain, où les corridors riverains sont souvent les derniers corridors écologiques disponibles. Ces corridors permettent notamment de connecter les habitats plus naturels situés en amont et en aval des zones urbanisées.

Le projet GéniTrame visait à développer des outils de modélisation pour mieux prendre en compte la continuité des corridors rivulaires dans les projets d'aménagement de berge (Boncourt et al., 2024). Il nous a permis d'étudier le rôle des ouvrages de protection de berge dans la connectivité fonctionnelle pour plusieurs espèces cibles (voir encadré 1). Les modèles utilisés, basés sur les graphes paysagers, ont permis de cibler les zones prioritaires à conserver ou à restaurer pour améliorer la connectivité fonctionnelle de ces corridors.

5.2. Description du projet

Nous avons appliqué notre démarche à un tronçon de la rivière Arve, en Haute-Savoie (74). Ce tronçon urbain et périurbain de 25 km relie les communes de Magland et Bonneville en passant par Cluses. Les berges y sont aménagées sur près de la moitié de leur longueur, principalement avec des enrochements (46% du linéaire), mais également avec des techniques mixtes (2%) et même une fascine de saules (0,5%). Cette variété rend possible l'étude de la contribution de chaque type d'ouvrage à la connectivité des habitats.

Encadré 1. Quelles espèces sélectionner pour évaluer la connectivité fonctionnelle d'un paysage ?

La connectivité fonctionnelle d'un paysage est sa capacité à être traversé par les animaux. Chaque espèce ou groupe d'espèces utilisant le paysage d'une manière différente, la connectivité s'évalue généralement taxon par taxon. Toutefois, il peut être utile de s'interroger sur l'impact qu'aura la construction d'un ouvrage (route, digue, etc.) sur la connectivité d'un paysage envisagée d'un point de vue général. Dans ce cas, sur quelles espèces faire ces analyses ? Si on n'est pas capable de modéliser la connectivité pour toutes les espèces recensées dans un paysage – elles peuvent être très nombreuses – il peut être utile de les rassembler par groupes d'animaux susceptibles de se comporter de manière similaire. Des études (e.g. Meurant et al., 2018) ont montré qu'en réalisant une analyse factorielle basée sur des traits biologiques liés à la sensibilité à la fragmentation du paysage (capacité de dispersion, dynamique de population...), il était possible de sélectionner un petit nombre d'espèces représentant une grande variété de capacité de dispersion et d'adaptation à la fragmentation du paysage. Une classification hiérarchique sur les traits de 18 espèces de vertébrés étudiées sur notre zone a identifié quatre groupes d'espèces sur la base de leurs capacités de dispersion : les animaux volants, les grands disperseurs amphibies, les petits disperseurs amphibies et les marcheurs. Ces quatre groupes sont représentés respectivement par le chevalier guignette, le castor d'Eurasie, la couleuvre helvétique et le crapaud commun.

Encadré 2. Les graphes paysagers pour analyser la connectivité écologique

Les graphes paysagers offrent un cadre conceptuel pour étudier les réseaux d'habitats. Ils permettent de créer des modèles où les organismes cibles fréquentent des taches d'habitats adaptés situées dans une matrice d'habitats non adaptés.

La facilité avec laquelle les organismes peuvent se déplacer à travers la matrice d'une tache d'habitat à une autre dépend de leurs capacités de mouvement et des caractéristiques des éléments composant la matrice. Pour modéliser de tels mouvements d'animaux entre des taches d'habitat dans des paysages hétérogènes, on attribue à tous les éléments du paysage des valeurs indiquant leur degré de résistance pour le déplacement des organismes cibles. Les valeurs de résistance peuvent être dérivées de données empiriques collectées dans la zone d'étude, telles que des données génétiques, des données de déplacements effectifs (télémétrie), d'un modèle d'habitat ou bien d'une combinaison de données issues de la littérature et d'avis d'experts.

Une fois le graphe paysager constitué, la connectivité des habitats au sein de ce graphe peut être évalué grâce à des indices de quantité d'habitat atteignable comme la probabilité de connectivité (PC) (Saura & Pascual-Hortal, 2007). Cet indicateur reflète la probabilité que deux individus d'une même espèce, tirés au hasard dans le paysage considéré, soient situés dans des taches d'habitat connectées fonctionnellement.

A partir d'un paysage de référence et du graphe associé, il est possible de simuler l'impact des changements d'usages du sol sur un territoire et donc de résistance du paysage (création d'infrastructures humaines, restauration d'habitats...) sur le graphe paysager et sur l'indice de probabilité de connectivité. Dans le cas du projet GéniTrame, nous avons par exemple simulé l'impact du remplacement de tous les enrochements par des ouvrages de génie végétal, ou bien le remplacement de toutes les berges encore naturelles par des enrochements.

6. Les ouvrages de génie végétal : des solutions efficaces pour certaines espèces

6.1. Les espèces de vertébrés sont diversement sensibles à la modification de la qualité des berges

Les espèces modélisées, le chevalier guignette, le castor d'Eurasie, la couleuvre helvétique et le crapaud commun, ont répondu de manières très diverses à des changements simulés d'aménagement des berges. Dans le scénario vertueux remplaçant toutes les berges enrochées de la zone d'étude par des ouvrages de génie végétal, la probabilité de connectivité (PC) des habitats du castor d'Eurasie augmente de 46%, tandis que celle du crapaud commun n'augmente que de 14% (figure 1). La création d'ouvrages de génie végétal comme des fascines permet donc de faciliter la dispersion de certains animaux dans le paysage. A contrario, si on remplace toutes les berges naturelles par des enrochements, on constate une diminution de la PC de 4% pour le castor d'Eurasie et de 5% pour le crapaud commun. Cette perte potentielle relativement faible illustre le fait que notre zone d'étude présente déjà une connectivité paysagère faible, et que de lourds aménagements supplémentaires ne peuvent presque plus la diminuer. A l'inverse, la marge de manœuvre est grande pour améliorer la connectivité grâce à des ouvrages de génie végétal.

La couleuvre helvétique et le chevalier guignette ne sont pas sensibles à des modifications d'aménagement des berges, ces espèces étant capables d'utiliser comme habitat les berges enrochées, aussi bien que les berges restaurées avec des ouvrages de génie végétal.

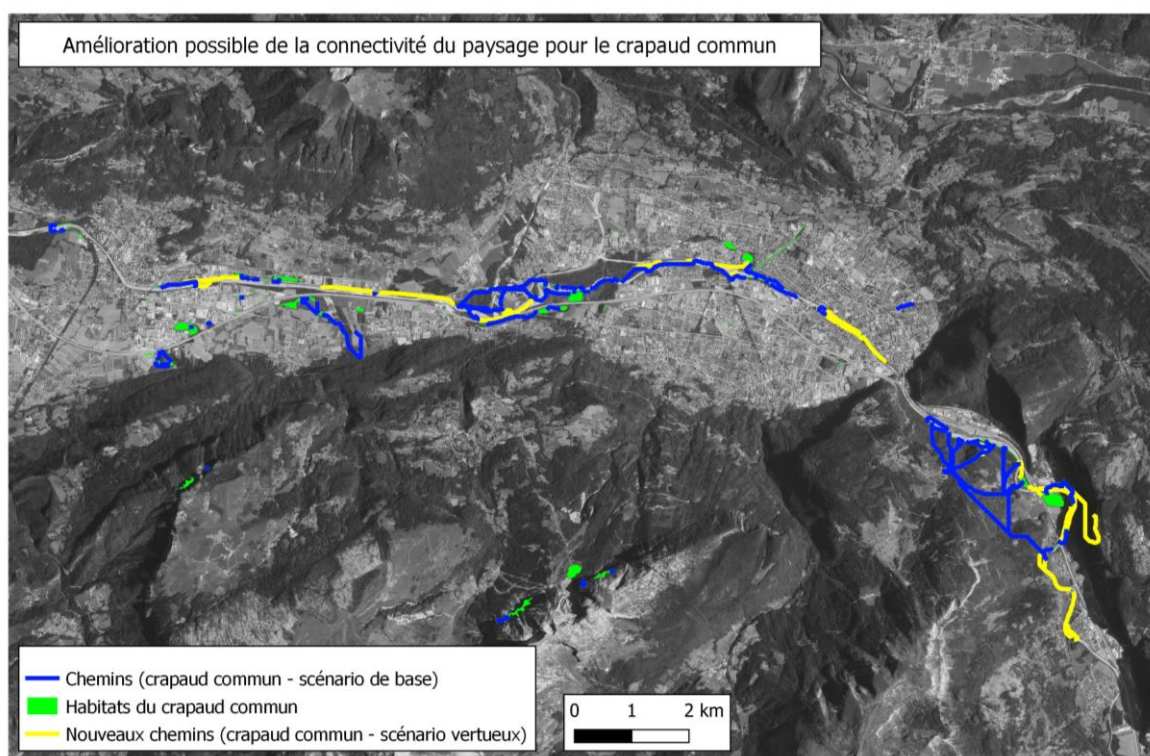


Figure 1. Exemple de création de nouvelles connexions entre habitats pour le crapaud commun en remplaçant des enrochements de berges par des ouvrages de génie végétal.

Les habitats du crapaud commun sont représentés en vert. Les liens existants entre habitats sont modélisés et représentés en bleu. Les liens qui pourraient potentiellement être créés par remplacement systématique des enrochements par des ouvrages de génie végétal (scénario vertueux) sont représentés en jaune. Ils correspondent à une augmentation de la probabilité de connectivité (PC) de 14%.

6.2. La modélisation permet de cibler des tronçons à restaurer en priorité

Les graphes paysagers permettent également de tester des hypothèses plus précises. Ainsi, il est possible d'évaluer l'impact sur la connectivité de la restauration d'un tronçon précis de berge enrochée. Dans notre étude, nous avons découpé les berges enrochées en sections de 100 m de long et testé un à un le remplacement des enrochements par des ouvrages de génie végétal (fascines de pied de berge et haut de talus végétalisé). Cette démarche permet d'identifier et de hiérarchiser les tronçons où la restauration améliorerait le plus la connectivité pour les espèces étudiées, et offre aux gestionnaires un outil pour cibler les berges prioritaires à restaurer à l'échelle du paysage.

Nous avons ainsi montré que la restauration de la grande majorité des tronçons (210/214, soit 98%) n'aurait qu'un impact modéré sur la probabilité de connectivité du paysage pour le castor d'Eurasie et du crapaud commun (gain de moins de 3%). En revanche, certaines zones sont critiques pour améliorer sensiblement la connectivité pour l'une ou l'autre espèce, mais pas pour les deux à la fois. Leur restauration permettrait d'augmenter considérablement la connectivité du paysage pour l'espèce concernée. Par exemple, la restauration d'une seule section de 100 m peut augmenter la probabilité de connectivité du castor d'Eurasie de 32%. De même, le remplacement d'une autre section permettrait d'augmenter l'indice PC du crapaud commun de 14%.

Dans le cas du castor d'Eurasie, il s'agit d'une zone enrochée située le long d'un seuil (obstacle à l'écoulement). Les seuils constituent des obstacles à la dispersion de ces animaux qui se dispersent principalement via le lit de la rivière. Ainsi, pour les franchir, les castors sont obligés de passer par les berges. Même s'ils sont capables de se déplacer sur les enrochements, ils le feront plus facilement sur des berges végétalisées. Des ouvrages de génie végétal le long du seuil, plus favorables au déplacement, permettraient donc de le contourner sans risque (figure 2).

Pour le crapaud commun, la zone critique identifiée sur le tronçon étudié est la berge enrochée située sous un pont permettant à l'autoroute d'enjamber la rivière. L'autoroute elle-même constitue un obstacle infranchissable pour de nombreux animaux. Le fait de végétaliser la zone sous le pont (par exemple comblement des enrochements, plantation d'espèces sciaphiles et mise en place d'une fascine de pied de berge) permettrait donc de créer un corridor terrestre reliant l'amont et l'aval de la rivière. Les espèces qui se dispersent principalement par voie terrestre, comme le crapaud commun, s'en trouveraient donc favorisées (figure 2).

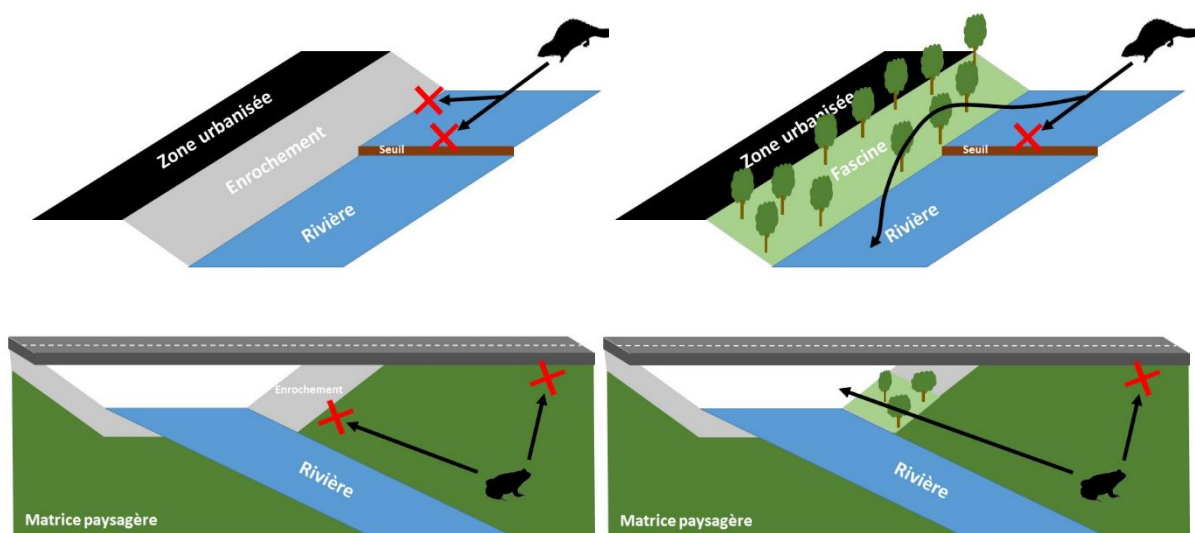


Figure 2. Illustration de deux mécanismes par lesquels le génie végétal permet d'améliorer la connectivité des habitats.

En haut, le remplacement d'enrochement par un ouvrage de génie végétal permet aux castors de contourner un obstacle à la dispersion (seuil). En bas, le remplacement des enrochements sous le pont par du génie végétal ou à minima un cheminement adapté permettrait de créer un point de passage, ce qui lèverait une barrière au déplacement entre l'amont et l'aval de la rivière.

7. Conclusions et conseils pour la gestion

Cette étude propose une méthode pour aider les gestionnaires de rivières soucieux d'intégrer la dimension de la connectivité paysagère dans les travaux de restauration de berges grâce au génie végétal : elle permet de quantifier l'impact de nouveaux aménagements de berges sur la connectivité et de prioriser la localisation des travaux de restauration des ripisylves à l'échelle du paysage. Néanmoins, nous avons montré qu'il était difficile de satisfaire les besoins de toutes les espèces de l'habitat riverain lors de la sélection d'un tronçon à restaurer. Pour résoudre ce problème, il est nécessaire de restaurer plusieurs petits tronçons bien choisis en fonction des besoins de plusieurs espèces cibles. Il peut également être intéressant de se concentrer sur une ou deux espèces particulièrement à enjeu (par exemple, une espèce à haute valeur de conservation) afin de limiter le nombre d'espèces cibles dont les intérêts écologiques pourraient entrer en conflit. Ce travail souligne aussi l'importance de disposer d'inventaires d'espèces précis et actualisés pour orienter les choix de gestion, en particulier lorsqu'il s'agit de restaurer la connectivité écologique.

En savoir plus. Genibiodiv, la plateforme INRAE dédiée au génie végétal

Le site internet <https://genibiodiv.inrae.fr/> a pour objectif de présenter les différents types d'aménagement de berges de cours d'eau, et notamment les techniques de génie végétal, ainsi que leur effet sur la biodiversité ou leur résistance mécanique.

8. Références

- Boncourt, E., Bergès, L., Alp, M., Dupont, B., Hervault, T., & Evette, A. (2024). Riparian habitat connectivity restoration in an anthropized landscape : A multi-species approach based on landscape graph and soil bioengineering structures. *Environmental Management*.
<https://doi.org/10.1007/s00267-024-01959-5>
- Clauzel, C., C. Eggert, S. Tarabon, L. Pasquet, G. Vuidel, M. Bailleul, C. Miaud and C. Godet (2023). Analyser la connectivité de la trame turquoise: définition, caractérisation et enjeux opérationnels. *Sciences Eaux & Territoires*, 43: 67-71. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2023.43.7642>
- Martin, F., A. Evette and L. Bergès (2020). Pour une meilleure prise en compte de la connectivité écologique dans l'aménagement et la gestion des berges de cours d'eau. *Sciences Eaux & Territoires*, (Articles hors-série 2020), 1–4. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.HS.08>
- Martin, F.-M., P. Janssen, L. Bergès, B. Dupont and A. Evette (2021). Higher structural connectivity and resistance against invasions of soil bioengineering over hard-engineering for riverbank stabilisation. *Wetlands Ecology and Management* 29(1): 27-39. <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09765-6>
- Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A., & Albert, C. H. (2018). Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biological Conservation*, 227, 326-334. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.028>
- 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(2-3), 91-103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- Van Looy, K., T. Tormos, J. Piffady and Y. Souchon (2014). "Le corridor fluvial : des trames déjà en place à renforcer et à protéger." *Sciences Eaux & Territoires* 14(2): 30-35. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2014.14.06>

Annexe 5 : Article scientifique



Riparian habitat connectivity restoration in an anthropized landscape: A multi-species approach based on landscape graph and soil bioengineering structures

Etienne Boncourt ¹ · Laurent Bergès ¹ · Maria Alp ² · Blandine Dupont¹ · Timothée Hervault¹ · André Evette ¹

Received: 2 November 2023 / Accepted: 2 March 2024

© The Author(s), under exclusive licence to Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2024

Abstract

In urbanized areas, rivers and riparian ecosystems are often the only ecological corridors available for wildlife movement. There, riverbanks are often stabilised by civil engineering structures (dykes, riprap). This can lead to habitat degradation and loss of landscape connectivity. Fascines (willow bundles tied together) could be an alternative to riprap, since they maintain the quality of the natural ecosystems by using native vegetal species instead of rocks, but their potential positive impact needs to be assessed. We proposed a landscape-scale decision-making method for river managers who want to restore banks by transforming riprap into fascines to improve landscape connectivity. We applied our methodology to a case study involving a 25 km-stretch of the Arve River, France. We selected four target vertebrate species based on biological traits to cover a wide range of dispersal capacities. For each species, we used landscape graphs to assess habitat connectivity under different contrasted riverbank scenarios. Scenarios included replacing all-natural banks with ripraps or replacing all ripraps with fascines. In addition, we systematically tested the effect of replacing individual 100 or 500 m sections of ripraps by fascines, to locate where riverbank restoration would maximize connectivity gain. The four species selected responded very differently to the scenarios (up to +14% and +46% change in Probability of Connectivity for common toads and Eurasian beavers, respectively, 0% for common sandpipers and barred grass snakes). The restoration of specific riverbank sections could result in important gains in PC (up to +33% for one single section for one species) but no section maximized connectivity gain for all the target species.

Keywords Ecological connectivity restoration · Graph theory · Riverbank · Riverine landscape management · Vertebrates

Introduction

Riparian habitats are transition areas, or ecotones, at the interface between terrestrial and aquatic habitats. They offer habitat to a wide variety of animal species, whether aquatic (e.g. for spawning and nursery of juvenile fish (Mouton et al., 2012), terrestrial (such as forest species), or dependent on these specific environments (e.g. beaver). Riparian habitats are also crucial for connectivity across these different types of environments for amphibious species, whose life cycles require both terrestrial and aquatic habitats (Wells, 2007). These habitats are therefore of

disproportionate ecological importance in relation to their size as they are often only a few dozen metres wide (Sabo et al., 2005; González et al., 2017; Hunter, 2017). The specific linear nature of rivers makes them potential biological corridors, particularly in human-modified landscapes (Naiman et al., 1993; Erős et al., 2011; de la Fuente et al., 2018). Biological corridors are areas that allow organisms to move through a landscape. In particular, they enable gene flow, which is of great importance for biodiversity conservation. Their conservation is often integrated into public environmental policies (Rosenberg et al., 1997; Van Der Windt & Swart, 2007).

Under natural conditions, rivers and riparian zones are highly dynamic systems that change their position and extensions in the landscape following hydrogeomorphological processes at various temporal scales (Tabacchi et al., 1990; Benda et al., 2004). Riverbank erosion along rivers is one of these natural processes and is

✉ Etienne Boncourt
etienne.boncourt@gmail.com

¹ Univ. Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM, F-38402 St-Martin-d'Hères, France

² RiverLy, INRAE, F-69625 Villeurbanne, France

necessary to create new pioneer habitat and feed the river's sediment transport flow (Florsheim et al. 2008). To limit this erosion in urban areas, riverbanks are often stabilized using bank stabilization structures like dikes, riprap (civil engineering structures made of rocks or concrete) or other civil engineering works.

Riverbeds and riparian habitats are subject to many pressures linked to anthropization, in particular through changes in hydrological regime, installation of dams, and channelization of watercourses. Damming and channelization can lead to a loss of habitat and functional connectivity – i.e. the way the landscape structure affects ecological processes like gene flow across landscapes (Wainwright et al., 2011; Baguette et al., 2013). This has been observed in many species such as aquatic macroinvertebrates and fish (Smith et al. 2009; Van Looy et al., 2014), but also in riparian plants (Merritt & Wohl, 2006) and mammals, such as otters (Leoncini et al., 2023), whose dispersal is impeded by dams. River embankments with civil engineering structures are usually linked to a loss and/or degradation of natural riparian habitats as they consist in replacing native woody and herbaceous riparian plants to bare ground or rock (Ward & Stanford, 1995; Van Looy et al., 2003; Dudgeon et al., 2006). They also lead to a loss of lateral connectivity by inducing differences between upstream and downstream plant communities (Van Looy et al. 2003; Martin et al., 2021). Loss of connectivity is one of the main causes of biodiversity loss (Haddad et al., 2015; Thomson et al., 2017; Pardini, 2018).

Soil water bioengineering (SWBE) bank stabilisation structures are an alternative to 'hard' civil engineering structures such as riprap. SWBE structures make it possible to maintain habitats with higher quality and functional diversity (Cavaillé et al., 2015; Janssen et al., 2019), suitable for more terrestrial and aquatic species (Cavaillé et al., 2013, 2018). For instance, fascine toes (small-diameter willow bundles tied together to form a solid structure) show a higher vegetation cover, a higher abundance of plants, a higher species richness and a lower abundance of invasive alien species than riprap (Cavaillé et al., 2013; Martin et al., 2021). Soil water bioengineering structures can help stabilise riverbank, while restoring habitats (Rey et al., 2019) and improving habitat connectivity (Martin et al. 2021). In general, restoring riparian habitats can greatly improve landscape connectivity (Rojas et al., 2020). River managers may therefore wish to restore riparian habitats by replacing civil engineering structures with SWBE structures. However, in highly urbanized areas, hosting a large number of civil engineering bank stabilisation structures, it is unrealistic to replace all of them simply because of financial and technical constraints.

Therefore, efforts to identify where restoration would improve habitat connectivity the most can facilitate implementation of SWBE structure. To maximize the positive

impact of new restoration projects on landscape connectivity, we need to identify key areas for the dispersal of organisms. Restoration ecology and landscape ecology have provided a wealth of literature on how to prioritize areas for restoration to maximize landscape connectivity (e.g. Hodgson et al., 2011; Tarabon et al., 2019; Bergès et al. 2020). These studies focus in particular on habitat patch creation (Hodgson et al., 2011; Clauzel et al., 2015) or the detection of barriers to movement to remove in priority (McRae et al., 2012; Roy & Le Pichon 2017; Kraft et al., 2019). How to optimize the location of the terrestrial habitats to be restored has been extensively addressed in the literature, but not specifically for riparian habitats. The applied techniques range from least-cost distance calculations based on estimated resistance surfaces (McRae et al., 2012; Roy & Le Pichon 2017) to more complex spatially explicit models, e.g. ecological network modeling based on landscape graphs (Clauzel et al., 2015; Avon & Bergès, 2016; Kraft et al., 2019; Clauzel & Godet, 2020). Landscape graphs are models derived from graph theory, a mathematical discipline dedicated to the study of networks. Graph theory applied to landscape ecology borrows some of its concepts from the theory of island metapopulation models. In this conceptual framework, target organisms frequent patches of adapted habitats located in a matrix of non-adapted habitats (Urban, Keitt 2001). The ease with which organisms can move through the matrix from one habitat patch to another depends on their movement capabilities and the characteristics of the elements composing the matrix. Resistance surfaces are used to model such movements of animals between habitat patches across heterogeneous landscapes. Resistance surfaces are raster layers in which all the elements of the landscape are assigned values indicating their propensity to the movement of target organisms. Even if resistance surfaces are largely used for connectivity analyses (Zeller et al., 2012), there is no consensus on how to parameterize them. Resistance values can ideally be derived from empirical data collected in the study area, such as genetic data (landscape genetics), movement data (telemetry), species habitat models (Duflot et al., 2018; Lalechère & Bergès, 2021) or from a combination of data from the literature and expert opinion (Dutta et al. 2023). The use of landscape graphs and resistance surfaces in landscape ecology makes it possible to calculate specific metrics for quantifying the connectivity of habitats in a spatial network. In particular, the concept of the amount of reachable habitat (ARH) focuses on habitat accessibility, including the surface and quality of the habitat patches themselves and their degree of habitat connectivity (Saura et al., 2011). ARH can be assessed in the form of a single metric (Saura and Rubio, 2010).

Connectivity has to be assessed taxon by taxon as species differ in their response to habitat availability and

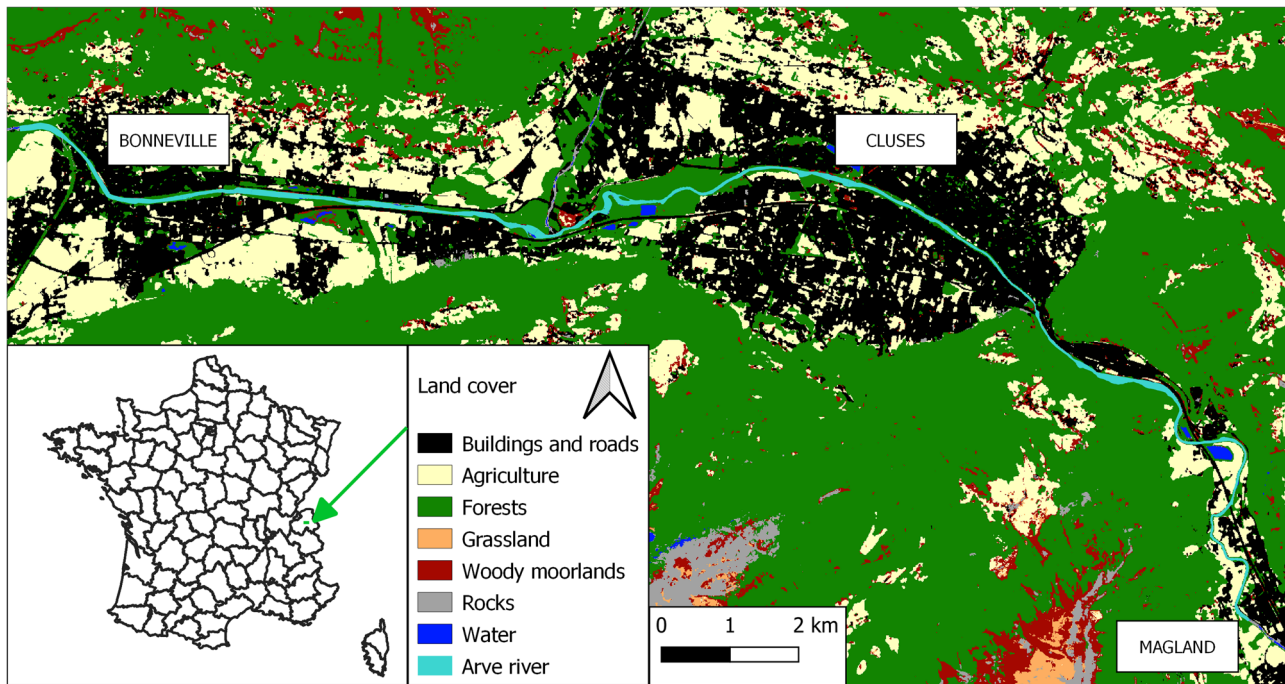


Fig. 1 Land cover map of the study area. Data from France OSO soil mapping (Inglada et al. 2017). The names of the main towns along the river are shown in white boxes

configuration (Vos et al., 2001). However, it is rarely possible to carry out detailed analyses for every species. How to select target species to best quantify multi-species landscape connectivity is still under debate in the literature (e.g. Albert et al., 2017; Meurant et al., 2018; Dutta et al. 2023). Meurant et al. (2018) showed that a small number of surrogate species covering different biological traits related to dispersal might adequately represent the needs of the full list of species found in a given habitat type, and provide more informative results than simply maximizing taxonomic diversity of surrogate species. Working with surrogate species is a good way to reconcile conservation objectives with stakeholder constraints and field data availability (Opdam et al., 2008; Wiens et al., 2008).

In this study, we proposed a method for prioritizing sections of the riparian habitat for restoration to maximize gains in habitat connectivity restoration to a peri-urban river located in the South East of France. First, based on a multivariate analysis of species traits, we selected several surrogate species, which allowed us to characterize the ability of species to reach available habitats within the riparian ecosystem. For each surrogate species, we used landscape graphs to quantify the importance of riparian habitats to total connectivity. Then, we assessed the contribution of existing and potential SWBE structures, comparing several scenarios. Scenarios were chosen to assess the maximum potential gain in connectivity by replacing all riprap with SWBE structures, or to assess the contribution

of existing bank stabilisation structures to connectivity. Finally, in order to prioritize restoration areas, we systematically tested the ability of each potentially restorable bank section along the river to improve habitat connectivity for our surrogate species.

We hypothesized that, as each species has different needs and dispersal capacities, the sections that maximize habitat connectivity will differ from one taxon to another. However, the aim of the study was to identify optimal sections that would enable a trade-off to be found to increase habitat connectivity for as many species as possible.

Materials and methods

Study area

The study area is located in the Haute-Savoie department, France. The section of interest is a 25 km long stretch of the Arve river between the towns of Magland (upstream) and Bonneville (downstream). As the spatial analysis methods used require the use of raster layers, the study area considered is a 157 km² rectangle encompassing the 25 km stretch of river studied (Fig. 1). The Arve has a mean annual discharge of 27.4 m³/s (measured at the hydrological station of Sallanches). The elevation in the study site ranges between 440 m (Bonneville) and 500 m (Magland). It is mainly (54% of the river length) located in an urbanized

area (Fig. 1). It is characterized by the number of bank stabilisation structures along the river corridor to control erosion. These structures consist of riprap (46.1% of the total length, see sample photo in the supplementary material), mixed technique (riprap toe with vegetation on the upper part of the bank, 2.2%) or soil water bioengineering structures (live toe willow fascines, 0.5%, see sample photo in the supplementary material). Natural banks represent 51.2% of the total bank length. The detailed cartography and typology of the bank stabilisation structures were provided by the river manager (Syndicat mixte d'aménagement de l'Arve et de ses affluents hereafter named SM3A) and supplemented by a field observation campaign along the entire length to verify the information and assess the vegetation height.

Selection of surrogate species

Species differ in their response to landscape configuration, i.e. the size and position of habitat patches and the composition of the landscape matrix (Vos et al., 2001). In order to avoid performing a connectivity analysis for all the species surveyed in the area, we developed a method to select a few surrogate species that cover a diversity of biological traits.

First, we listed the 54 vertebrate species present in our study area by compiling georeferenced data from inventories carried out by the SM3A, the natural heritage information system SINP (INPN, 2023) as well as the data present in the inventories of the zone of floristic and faunistic ecological interest (INPN, 2023b). We limited our analysis to the vertebrates found in the area. The use of vertebrates as umbrella species in conservation studies is relevant and very common (Yang et al., 2023). The detailed species list is provided in the Appendix 1 in the supplementary material. Then, for mammals, reptiles and amphibians, we selected only species using watercourses as habitats according to IUCN (environment 5.1 in IUCN nomenclature, see IUCN (2022) for detailed information). For birds, we only selected species whose main breeding habitats are moving riverbeds, riparian habitats and torrents, according to the habitat preference classification of Roché et al. (2016), and removed generalist species. Our final list encompassed 18 species that depend on riparian habitats: five amphibians, ten birds, two mammals and one reptile (Table 1).

We based our species selection on several biological traits that are representative of species ability to reach distant habitats. As we restricted the analysis to those species dependent on a single habitat type (riparian habitats), we did not include habitat preferences in the factorial analysis. Following Henle et al. (2004), we selected traits linked to vulnerability to habitat change: two functional traits related

to dispersal capacity (maximum dispersion distance and dispersal mode) and two life history traits related to population dynamics (maximum longevity and fecundity per year). For each species, we collected information on these traits from the literature, using either existing databases and generalist papers (Sutherland et al., 2000; Grimm et al., 2014; Trochet et al., 2014; Myhrvold et al., 2015; Oliveira et al., 2017) or articles more specific to each taxon (Rouland & Migot, 1990; Smith & Green, 2005; Decout et al., 2010; Meister et al., 2010; Quaglietta et al., 2013). Depending on data precision and accessibility in the literature, we coded the traits either as categorical or as continuous variables. The categorical variables were the maximum dispersion distance (coded into the following categories: 0.1–1 km; 1–10 km; >10 km) and the dispersal mode (categories: aerial; terrestrial; terrestrial and aquatic). The continuous variables were the maximum longevity (in years) and the fecundity per year (in number of offspring) (Table 1).

To select surrogate species, we performed a k-means clustering on these four variables using the Hierarchical clustering on principal components (HCPC), based on a factor analysis for mixed data (FAMD). To do so, we used the functions FAMD and HCPC of the package FactoMineR (Lê et al., 2008) in R environment (R Core Team, 2022). We kept the number of clusters with the highest relative loss of inertia as recommended by Lê et al. (2008). For each cluster, we selected the species located closest to the barycenter as surrogate (thereafter called paragon species).

Habitat characterization

SM3A provided us with a detailed mapping of the habitats along the rivers in the study area. For more remote areas, we used Occupation des Sols (OSO) soil mapping (Inglada et al. 2017), which provides a 23-class land cover map at 10 m resolution produced from satellite data. For the aquatic environment, the location of obstacles to flow (weirs) was provided by the SM3A.

We treated the riverbanks separately from the rest of the study area. We mapped them using a 10 m buffer zone along the Arve River. We determined three characteristics of the banks: type of stabilisation structure, vegetation height and slope. The type of stabilisation structure (5 categories: riprap, lower-bank ripraps with upper-bank plantings, bare rock, natural bank, live toe fascine) and the vegetation height (3 categories: low vegetation cover <25%, mainly herbaceous or shrubby vegetation, mainly tree cover) were mapped in a field survey (2017). The slope was determined using a 1m-resolution digital elevation model obtained by LIDAR and supplied by SM3A. We used two categories: low slope (<60%) and high slope (>60%). Crossing these three characteristics allowed us to

Table 1 The 18 candidate species surveyed in the area after retaining only those strictly associated with watercourses

Id	Group	Scientific name	Common name	Maximum dispersion distance	Maximum longevity (years)	Fecundity per year	Main dispersal mode	Cluster
1	Reptiles	<i>Natrix helvetica</i> (Lacépède, 1789)	Barred grass snake	100 m–1 km	20	12	Terrestrial and aquatic	2
2	Birds	<i>Actitis hypoleucos</i> (Linnaeus, 1758)	Common sandpiper	+10 km	14.5	4	Aerial	1
3	Birds	<i>Alcedo atthis</i> (Linnaeus, 1758)	Common kingfisher	+10 km	21	9	Aerial	1
4	Birds	<i>Ardea cinerea</i> Linnaeus, 1758	Grey heron	+10 km	37.5	4	Aerial	1
5	Birds	<i>Ardeola ralloides</i> (Scopoli, 1769)	Squacco heron	+10 km	5.8	3	Aerial	1
6	Birds	<i>Cettia cetti</i> (Temminck, 1820)	Cetti's warbler	+10 km	7.6	6	Aerial	1
7	Birds	<i>Charadrius dubius</i> Scopoli, 1786	Little ringed plover	+10 km	13	7	Aerial	1
8	Birds	<i>Mergus merganser</i> Linnaeus, 1758	Common merganser	+10 km	14.8	8	Aerial	1
9	Birds	<i>Motacilla cinerea</i> Tunstall, 1771	Grey wagtail	+10 km	8	9	Aerial	1
10	Birds	<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	Night heron	+10 km	21.1	4	Aerial	1
11	Birds	<i>Riparia riparia</i> (Linnaeus, 1758)	Sand martin	+10 km	10	6	Aerial	1
12	Mammals	<i>Castor fiber</i> Linnaeus, 1758	Eurasian beaver	+10 km	35	3	Terrestrial and aquatic	3
13	Mammals	<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)	Eurasian otter	+10 km	22	2	Terrestrial and aquatic	3
14	Amphibians	<i>Alytes obstetricans</i> (Laurenti, 1768)	Common midwife toad	100 m–1 km	7	45	Terrestrial and aquatic	2
15	Amphibians	<i>Bombina variegata</i> (Linnaeus, 1758)	Yellow-bellied toad	1–10 km	29	161	Terrestrial and aquatic	3
16	Amphibians	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)	Common toad	1–10 km	40	9000	Terrestrial	4
17	Amphibians	<i>Pelophylax ridibundus</i> (Pallas, 1771)	Marsh frog	1–10 km	12	12,000	Terrestrial	4
18	Amphibians	<i>Rana temporaria</i> Linnaeus, 1758	Common frog	1–10 km	27	3556	Terrestrial and aquatic	3

The four variables (biological traits) used to perform the factor analysis are indicated, as is the cluster resulting from the hierarchical clustering. Id = unique identifier used for each species. The paragon species selected for each cluster are in bold

obtain a classification of the banks in $5 \times 3 \times 2 = 30$ categories. 68.1% of the riverbanks were categorized as steep (vs. 32.9% as shallow). Vegetation cover on the banks was sparse (<25%), herbaceous/shrubby and woody on 4.2%, 14.1% and 81.7% of the linear length, respectively.

We carried out the cartographic work using QGIS (QGIS.org, 2023). We combined the collected information in a land use raster map adopting a resolution of 2 m, the finest resolution usable by Graphab software (Foltête et al., 2012, 2021) in our computer configuration (Intel Core i7, 32GB RAM).

Resistance maps

We first determined the main habitat types for each target species, based on literature and discussions with experts of each taxon. All patches of potential habitats were mapped within the study area. Then, we classified the different elements of the matrix according to their resistance to species movement based on literature and expert opinion. We used the literature to select prior resistance values, which were then corrected and validated by local naturalist experts. The resistance values were attributed on a logarithmic scale according to previous papers that demonstrated the importance of using a contrasted resistance scale in landscape connectivity models (Verbeylen et al., 2003; Clauzel et al., 2013; Clauzel & Godet, 2020). Our resistance values thus ranged from 1 (habitat patch) to 10,000 (barrier), with a value of 10 assigned to elements favorable to movement, a value of 100 to elements neutral to movement and a value of 1000 to elements unfavorable to movement (Tables 2 and 3). The resistance map obtained covered the entire study area (157 km²).

Assessment of connectivity using landscape graphs

We constructed landscape graphs for each species/scenario combination using Graphab 2.4 software (Foltête et al., 2012, 2021). To exclude from the model patches too small to constitute real habitats for vertebrate species, we only kept habitat patches larger than 500 m² as nodes for the graphs. Graph links were constructed between all habitat patches, and we only retained the ones that were shorter than the maximum dispersion distance of each species based on literature. The link impedance between patches was calculated in least-cost distances based on the previously constructed resistance map.

We assessed the landscape connectivity by computing the Probability of Connectivity (PC) index for each graph. The PC accounts for the amount of reachable habitat for the target species (Saura & Pascual-Hortal, 2007). It is defined as the probability that two individuals randomly selected within the landscape are located in interconnected habitat

Table 2 Resistance values assigned to the various landscape elements based on literature and expert opinion, for the 4 surrogate species

Land cover class	Very favorable	Favorable	Neutral	Unfavorable	Barrier
Resistance attributed	1	10	100	1000	10,000
Eurasian beaver	Riparian alder and willow groves, rivers	Other deciduous riparian forests	Coniferous forests	Shrub and bush vegetation, reedbeds, ruderal areas, meadows, crops	Areas located more than 40 m from watercourses, buildings, roads, weirs
Common sandpiper	Lakes, reservoirs, rivers, alluvial banks with pioneer vegetation	Reedbeds, wetlands, weirs	Bushes, artificial meadows	Forests, gardens, roads, artificial areas	Buildings, industrial sites, crops
Barred grass snake	Lakes and reservoirs, minor watercourses	Large rivers (here Arve), alluvial beds	Forests, bushes, artificial meadows, agricultural areas	Gardens, roads, conifer plantations with joint	Industrial sites, artificial areas, ripraps
Common toad	Deciduous forests, lakes and reservoirs	Minor watercourses, alluvial deposits, reedbeds	Woodlands, coniferous forests, artificial meadows	Gardens, roads	Industrial sites, artificial areas, crops, weirs, ripraps with joint

Table 3 Resistance values assigned to different riverbanks based on literature and expert opinion, for the 4 surrogate species, depending on their stabilisation structures, vegetation cover and slope

Species	Slope	Vegetation	Type of bank stabilisation structure			
			Bare zone (cliff, concrete)	Riprap	Lower-bank ripraps with upper-bank plantings	Live toe fascine
Eurasian beaver	Low slope (<60°)	Absent or very sparse (<25% coverage)	1000	1000	–	100
		Herbaceous or shrubby vegetation	–	100	10	1
	High slope (>60°)	Tree cover	–	100	–	1
		Absent or very sparse (<25% coverage)	1000	1000	–	100
Common sandpiper	Low slope (<60°)	Herbaceous or shrubby vegetation	–	100	100	1
		Tree cover	1000	100	100	1
	High slope (>60°)	Absent or very sparse (<25% coverage)	10,000	1000	–	1
		Herbaceous or shrubby vegetation	–	1000	1000	1
Barred grass snake	Low slope (<60°)	Tree cover	–	1000	1000	100
		Absent or very sparse (<25% coverage)	1000	1000	–	10
	High slope (>60°)	Herbaceous or shrubby vegetation	–	1000	1000	10
		Tree cover	1000	1000	1000	100
Common toad	Low slope (<60°)	Absent or very sparse (<25% coverage)	10,000	10	–	100
		Herbaceous or shrubby vegetation	–	1	1	1
	High slope (>60°)	Tree cover	–	100	100	100
		Absent or very sparse (<25% coverage)	10,000	100	–	1000
	Low slope (<60°)	Herbaceous or shrubby vegetation	–	10	10	100
		Tree cover	1000	1000	1000	1000
	High slope (>60°)	Absent or very sparse (<25% coverage)	10,000	10,000	–	1000
		Herbaceous or shrubby vegetation	–	1000	1000	10
	Low slope (<60°)	Tree cover	–	10	10	1
		Absent or very sparse (<25% coverage)	10,000	10,000	–	100
	High slope (>60°)	Herbaceous or shrubby vegetation	–	100	100	10
		Tree cover	1000	1000	1000	10

patches. The PC takes into account (1) the total amount of habitat available, (2) the spatial configuration of habitat patches, (3) the resistance of the landscape matrix to species movement and (4) the dispersal capacity of the target species modeled:

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

with a_i and a_j the respective capacities of habitat patches i and j and A_L the total landscape capacity. We considered habitat patch capacity to be equal to habitat patch area. p_{ij}^* is the maximum value of the probability of dispersal p_{ij} calculated on all the possible paths connecting patches i and j . p_{ij} is the direct probability of dispersal between the two habitat patches i and j and is a negative exponential function of the distance between them d_{ij} in km. :

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

k is a constant expressing the intensity of the decrease in the probability of movement (p) with distance (d). The value of k was fixed such that $p_{ij} = 0.05$ when d_{ij} equals the maximum dispersion distance of the target species

Contribution of each habitat type to landscape connectivity

To focus on the importance of each habitat type in the ecological network, we classified habitats into three categories: riverbanks, other river-related habitats (e.g. gravel banks in the middle of the watercourse) and offstream habitats (e.g. pond banks, wetlands). To test each species' level of dependence on riverbank versus offstream or other river-related habitats, we created new graphs, each time removing all habitat patches in a given category. We replaced the removed habitats with matrix elements to which we assigned a resistance value equal to the average resistance of the study area. For each graph, we calculated the PC and the loss of PC compared with the current situation (in %).

We scaled this analysis down to the habitat patch level. We also evaluated the importance of each patch of habitats, using the dPC (for delta PC) index calculated with Graphab. dPC is calculated by removing each patch one by one from the network and calculating the associated percentage of PC change. This quantifies the importance of each habitat patch in the spatial ecological network (Saura & Rubio, 2010). To control for habitat patch area, we also calculated the dPC/area index, quantifying the connectivity importance of each patch per surface unit, which seems appropriate in a context where riverbanks often represent very small surfaces and neighbor larger habitats (e.g. lakes and reservoirs).

Effect of soil water bioengineering structures on habitat connectivity

To investigate the potential for improvement and further degradation in the studied landscape, we drew up three contrasting scenarios of land use change and compared them with the baseline scenario, reflecting the current landscape configuration: (1) the 'riprap to fascines' scenario, or a best-case scenario, in which all riprap structures would be replaced in the study area with low-slope, live toe fascines and plantings above, considered a priori to be the most favorable situation for connectivity; (2) the 'fascines to riprap' scenario, in which the existing live toe fascines would be transformed into riprap; and (3) the 'fascines and natural banks to riprap' scenario, or worst-case scenario, in which the live toe fascines and all natural banks would be replaced by riprap. The first scenario was designed to assess the potential for improving habitat connectivity through SWBE structures. The second would quantify the contribution of existing live toe fascines to the observed connectivity. The third was designed to assess the contribution of existing natural banks to connectivity. We computed the PC for each scenario and each target species. The PC of the baseline scenario was used to compare the overall connectivity of the ecological network between target species.

Prioritization of bank sections to restore

As the 'riprap to fascines' scenario is not a realistic short-term development scenario, we tested intermediate scenarios where the manager would only have the means to restore one section of the banks in the study area (25 km). The aim of this approach was to identify the sections that would offer the highest gain in connectivity for the target species. We first isolated the riprap embankments. Using the QGIS plugin Polygon divider, we divided them into sections of around 100 m in length. For each target species, we then systematically changed the resistance of each section one by one, switching from a riprap resistance value to a live toe fascine resistance value. For each stage (one species and one section), we recalculated the least-cost paths and recreated a graph. For each graph, we calculated PC change, expressed as a percentage of change in connectivity (positive or negative) relative to the baseline scenario. We obtained a change in connectivity for each surrogate species. This made it possible to calculate the impacts of the restoration of any 100 m section, and thus to select those that would maximize connectivity gains once restored. Finally, to test for the sensitivity of this analysis to section size considered, we repeated the operation using 500 m sections (an equally plausible landscape change scenario). A total of 214 sections of 100 m and 77 sections of 500 m were tested one by one.

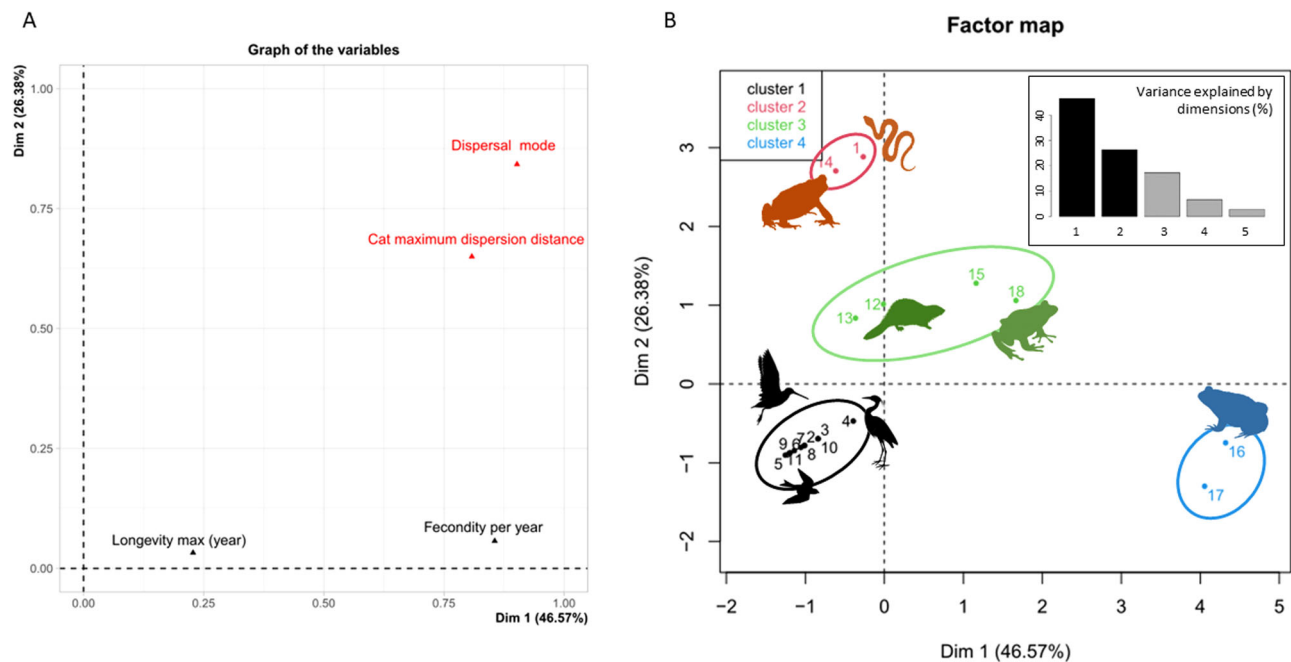


Fig. 2 Factor analysis for mixed data (FAMD) performed on the 18 species and projected into the factorial map formed by the first two components. **A** Qualitative and quantitative variables (traits). The continuous variables appear in black while the categorical variables appear in red. **B** Species clustered according to their traits. Each point

represents a species, and numbers correspond to species identifiers mentioned in Table 2. The hierarchical principal component clustering (HCPC) resulted in four clusters. The silhouettes of some emblematic animals are shown for illustrative purposes

Results

Selection of surrogate species

The first two components of the HCPC captured 73% (46.6% and 26.4% respectively) of the variation of the four variables reflecting traits related to dispersal capacity in 18 species (Fig. 2). The variables ‘maximum longevity’ and ‘fertility per year’ were negatively correlated. At the same time, dispersal mode and maximum dispersion distance appeared to be related (Fig. 2A). In particular, species that fly can disperse over longer distances.

Hierarchical clustering identified four clusters, each comprising between two and 10 species (Fig. 2B, Table 1). Clusters 1 and 4 were taxonomically homogeneous, being composed of birds and amphibians, respectively. Cluster 2 included one reptile species and one amphibian, while cluster 3 contained two mammals and two amphibians (Table 1). We labeled the clusters according to their main ecological characteristics: “flying animals” (Main dispersal mode = ‘Aerial’), “amphibious weak dispersers” (Main dispersal mode = ‘Terrestrial and aquatic’ and Maximum dispersion distance = “100 m–1 km”), “amphibious strong dispersers” (Main dispersal mode = ‘Terrestrial and aquatic’ and Maximum dispersion distance = “+10 km”) and “walkers” (Main dispersal mode = ‘Terrestrial’). The paragon species of these four clusters were the common sandpiper (*Actitis hypoleucos*), the

barred grass snake (*Natrix helvetica*), the Eurasian beaver (*Castor fiber*) and the common toad (*Bufo bufo*), respectively. These four species were used as target species thereafter.

Contribution of each habitat type to landscape connectivity

For the Eurasian beaver, the main habitats identified (0.29 km², 0.2% of the total study area) were wooded banks with no ripraps, with a quiet zone of at least 10 m around them, free of any infrastructure (roads, tracks, buildings), as well as water bodies less than 30 m from the Arve riverbed. For the common sandpiper, the main habitats (0.29 km², 0.2% of the total study area) were gravel banks, riparian vegetation with small cattail and riverbed with herbaceous riparian vegetation. For the barred grass snake, the main habitats (0.52 km², 0.3% of the total study area) were lakes and reservoirs banks and low-slope herbaceous stream banks. Finally, for the common toads, main habitats (0.57 km², 0.4% of the total study area) were wooded riverbanks with low slopes, lake banks and reservoirs.

The highest probability of connectivity (PC) in the study area was found for the common sandpiper ($PC = 3.0 \cdot 10^{-6}$), followed by the Eurasian beaver ($PC = 2.1 \cdot 10^{-6}$), the common toad ($PC = 8.1 \cdot 10^{-7}$) and the barred grass snake ($PC = 6.3 \cdot 10^{-7}$).

Calculating PC with each habitat type removed one by one, we observed that the Eurasian beaver was the species

Table 4 Variation in PC obtained by removing each habitat type one by one is expressed as a percentage loss compared with the current situation

Species	Loss of PC if removed		
	Riverbank habitats	Other river related habitats	Offstream habitats
Common sandpiper	–	100%	–
Common toad	60.1%	–	52.4%
Eurasian beaver	99.9%	–	4.8%
Barred grass snake	28.0%	–	75.5%

most dependent on riverbank habitats, which contribute to almost all habitat connectivity for this species (Table 4). The common sandpiper main habitats were gravel banks, which were classified as ‘other river related habitats’. Habitat connectivity for the common toad depended on both riverbank and offstream habitats. Connectivity for the barred grass snake was mainly linked to offstream habitats (Table 4). Note that it is normal for the sum of PC losses for each species to be >100%, as several habitat patches of different types may be redundant in terms of connectivity.

Calculating the dPC for each habitat patch showed that for the Eurasian beaver and the barred grass snake, each offstream habitat patch contributed more in absolute values to total network connectivity than riverbank habitat patches. To a lesser extent, this was also the case for the common toad. In our landscape, the only habitats of the common sandpiper were gravel banks (classified as ‘other river related habitats’), thus no comparison across habitat types was possible. When controlling the contribution of habitat patch to overall connectivity by habitat patch area (dPC/area), riverbank habitats appeared to contribute more to overall network connectivity than offstream habitats for the common toad and the Eurasian beaver. The trend remained the same for the barred grass snake (Fig. 3).

Impact of landscape change scenarios

The live toe fascines were identified as very favorable environments (resistance = 1) for the Eurasian beaver and common toad, and neutral (resistance = 100) for the common sandpiper and barred grass snake (Table 3). The ‘riprap to fascines’ scenario responded in an average increase in PC of 15% for the four target species. The ‘fascines to riprap’ scenario had no effect (+0%), while the ‘fascines and natural banks to riprap’ scenario corresponded to a PC decrease of 2%. However, these values masked strong differences among species. The barred grass snake (amphibious low disperser) and the common sandpiper (aerial disperser by flight) resulted insensitive to any bank modifications. In contrast, the ‘riprap to fascines’ scenario increased connectivity by 46% and 14% for the Eurasian beaver (amphibious high disperser) and the common toad (walker), respectively. For these two species, the ‘fascines and natural banks to riprap’ scenario led to a decrease in PC of 4% and 5%, respectively (Table 5).

Prioritization of bank sections to restore

As the analysis of the different scenarios showed that two of the four species (the common sandpiper and the barred grass snake) were insensitive to bank modifications, the prioritization of the sections to restore was only made for the other two species (Fig. 4). Whatever the section length (100 m or 500 m), the vast majority of the sections tested had little or no effect on connectivity if they were the only ones to be restored. Thus 98.1% (210/214) of the 100 m sections and 94.8% of the 500 m sections (73/77) increased the PC of any species by less than 3%. Only four 100 m sections and four 500 m sections offered greater potential for connectivity improvement. Over the 100 m sections, two of them would improve PC for common toad by more than 7.5% and two would improve PC for beaver by more than 12%. For the 500 m sections, two significantly improved connectivity (gain above 5%) for common toad (+13.1% and +14.2% respectively), and two for Eurasian beaver (+12.4% and +32.7% respectively). However, the sections that best-improved connectivity could only do so for a single target species at a time. In other words, the most favorable sections for the Eurasian beaver did not overlap with the most favorable sections for the common toad.

Sections favorable to the two target species were different and distant (Fig. 5). The high-priority sections for the restoration of Eurasian beaver riparian corridors were located in the town of Cluses, on either side of a weir (B). The high-priority sections for the restoration of common toad riparian corridors were located upstream (east) of the study area, under the bridge over which the highway crosses the Arve river (C). The location of the sections to restore did not change when we used 500 m sections, which suggests that at this spatial scale the prioritization does not depend on the length of the section considered (see Appendix 3 in the supplementary material).

Discussion

We showed that using soil water bioengineering (SWBE) structures instead of civil engineering for riverbank stabilisation could greatly change landscape connectivity for some species, while showing no effect for others. Our results showed that not all tested vertebrate species

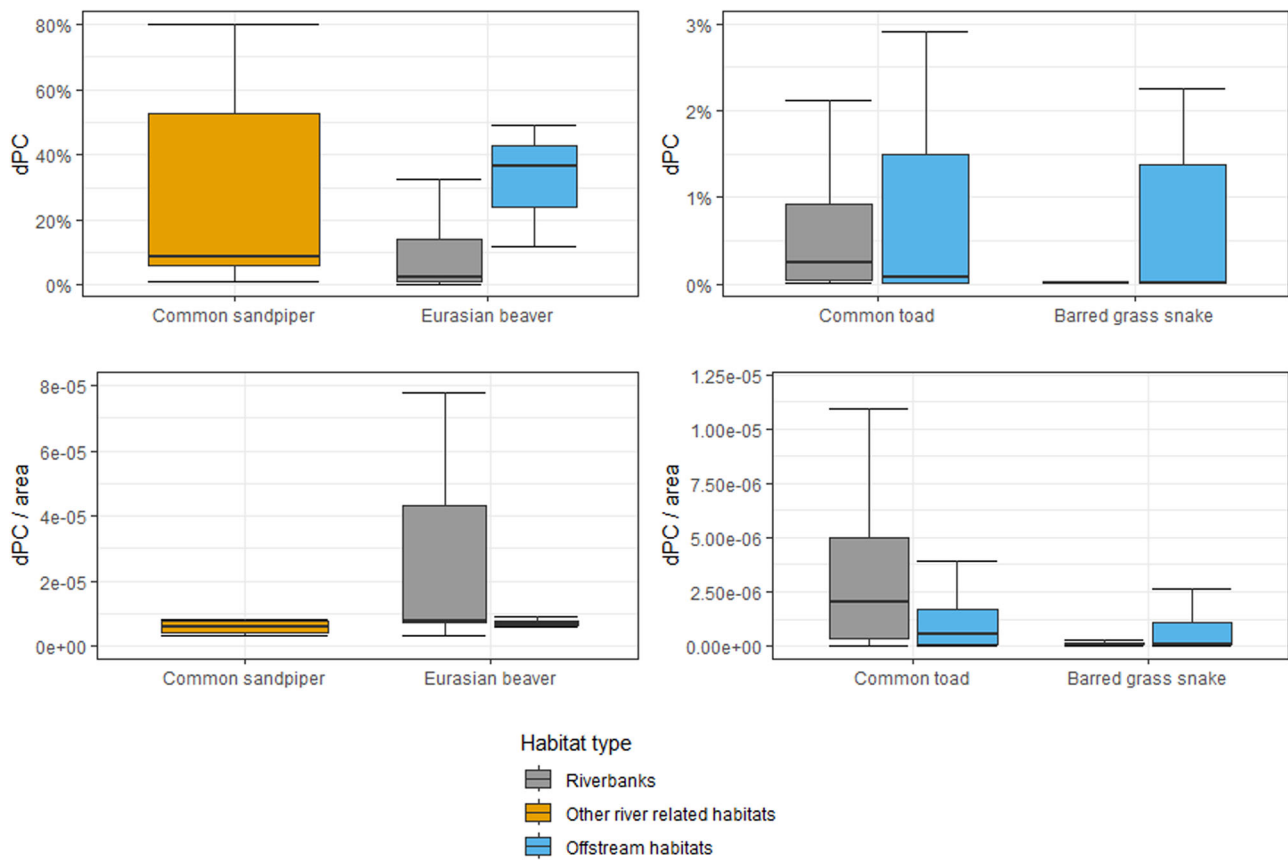


Fig. 3 Boxplot of the distribution of the delta Probability of connectivity (dPC) computed for each habitat patch, differentiating between riverbank habitats, other river-related habitats (mainly gravel banks) and off-stream habitats. Top: dPC is shown as a percentage of

PC change. Bottom: dPC is divided by patch area to eliminate the 'area effect' associated with the PC calculation method. We separated species into two groups for easier reading

Table 5 Percentage change in probability of connectivity (PC) relative to the baseline scenario, for each species and each scenario

Species	Scenarios		
	Riprap to fascines	Fascines to riprap	Fascines and natural banks to riprap
Common sandpiper	0%	0%	0%
Common toad	+14%	0%	−5%
Eurasian beaver	+46%	0%	−4%
Barred grass snake	0%	0%	0%

responded in a similar way to changes in riverbank structures, some of them not responding at all (common sandpiper and barred grass snake). Restoring small, well-positioned bank sections could lead to significant gains in connectivity for certain species like the Eurasian beaver or the common toad. However, sections that simultaneously favor all taxa were not detected.

Selection of surrogate species

We used a method for selecting surrogate species based on the use of species traits linked to sensitivity to landscape fragmentation. This method was mainly based on data from

generalist databases covering a wide number of species (Grimm et al., 2014; Trochet et al., 2014; Myhrvold et al., 2015) and is therefore easily transposable to other case studies. However, for some species, more specific literature would be required for conducting this analysis. In our study, this was particularly the case for certain reptile and amphibian species, for which the literature is less extensive than for birds and mammals.

Our method enabled us to highlight four clusters of species, and therefore four surrogate species, to represent the diversity of traits related to dispersal capacities and life cycle present in our pool of candidate species. This number of species was slightly lower than the results of Meurant et al.

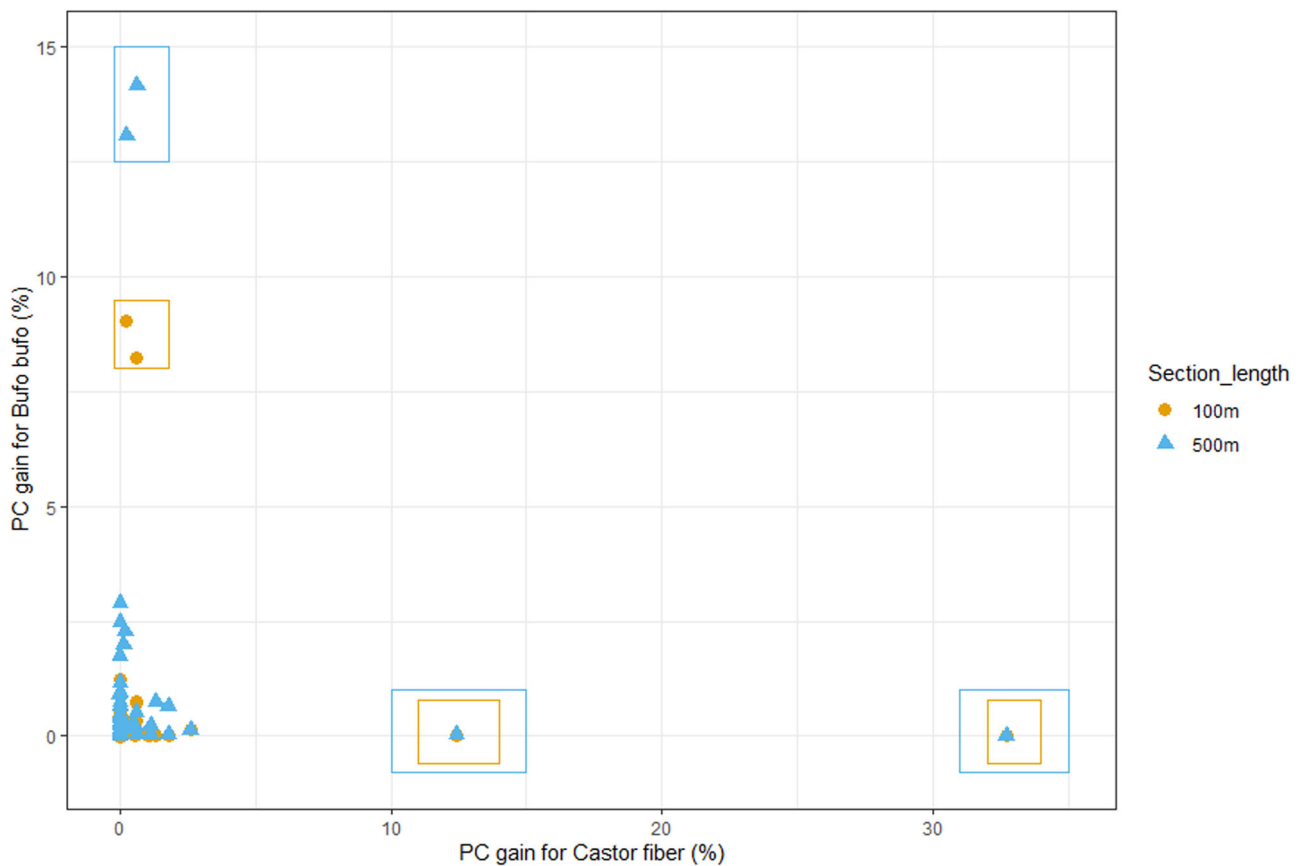


Fig. 4 Gains in habitat connectivity for two target species achieved by replacing riprap sections with live toe fascines. The orange dots represent 100 m sections, while the blue triangles represent 500 m sections. The gain in connectivity for each species (Eurasian beaver

Castor fiber and common toad *Bufo bufo*) is expressed as the PC gain relative to the PC of the baseline scenario. Rectangles highlight sections with a significant gain in connectivity (above 5%) for a given species

(2018), who used an initial list of 296 vertebrate species – compared with 18 in our study, which probably corresponds to a much greater diversity of biological traits. In this configuration, they demonstrated that selecting 5 to 7 species based on traits was generally sufficient to retain the majority of 84 conservation criteria. The use of surrogate species representative of their cluster, rather than virtual species in connectivity analysis, seemed also better suited to communicate with river managers and decision-makers. Generalist species that used riparian habitats might also be sensitive to bank modifications. Nevertheless, we chose to include only specialist species in the analysis, which were particularly sensitive to landscape modifications (Devictor et al., 2008; Keinath et al., 2017). We believe this conservative approach is relevant to environmental management research.

Unsurprisingly, the factorial analysis showed that the variables ‘maximum longevity’ and ‘fertility per year’ were negatively correlated. This is a good example of the *r/K* dichotomy (Pianka, 1970), which explains why there is always a trade-off between quality and quantity of offspring. The so-called *r* species (mainly represented by the amphibians in our study) have a reproductive strategy that

enables them to deal with major variations in the availability of vital resources. They are characterized by short life spans and high annual fecundity. *K* species invest more in the survival of their young in a context of predictable access to resources. They are characterized by a long lifespan and low annual fecundity. On the other hand, there were a statistical relationship between dispersal mode and maximum dispersal distance. In particular, species capable of flight were able to disperse further, while the walking group dispersed over shorter distances. The four clusters identified, “flying animals”, “amphibious weak dispersers”, “amphibious strong dispersers” and “walkers”, appeared to be ecologically coherent. The fact that they were not all taxonomically homogeneous is consistent with the results of Meurant et al. (2018) who showed that grouping the species by taxon was not necessarily the most appropriate approach.

Connectivity analysis and riverbank change scenarios

PC ranking mainly reflected the target species’s dispersal capacities in the studied landscape. It was logical to find

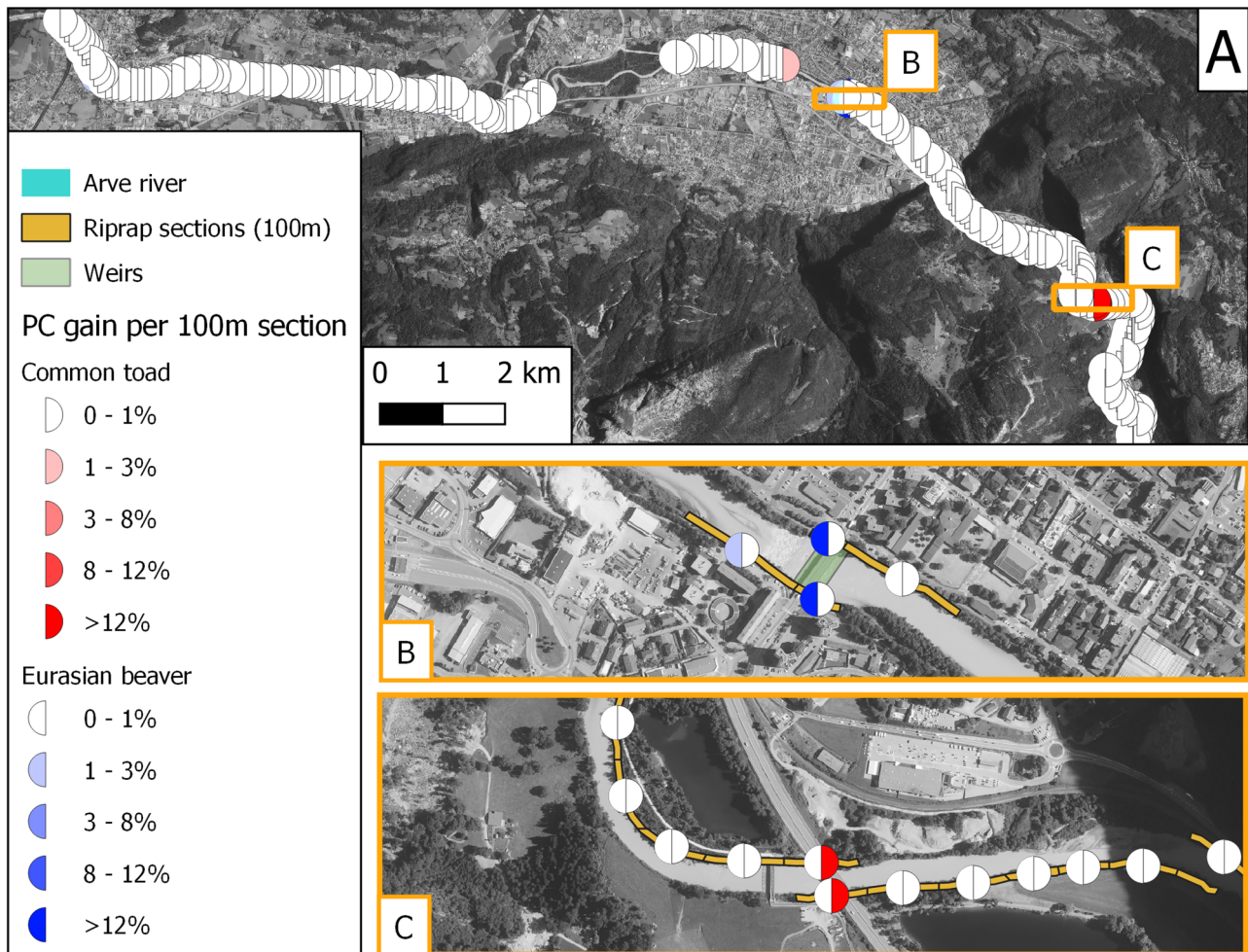


Fig. 5 A PC gain obtained by replacing one by one 100 m riprap section with a live toe fascine. Sections are represented by circles for visibility. As each section is tested for two species, the circles are

divided in two. The gain in connectivity is represented by a gradient of blue (Eurasian beaver) or red (common toad). We provided detailed inserts **B**, and **C** for greater readability

that connectivity of the landscape was highest for the common sandpiper first, as birds are naturally less sensitive to landscape fragmentation and barriers compared to other taxa such as reptiles (Keinath et al., 2017). Next came the Eurasian beaver, which dispersed mainly along watercourses (Table 2) followed by the common toad and barred grass snake, which dispersed mainly along terrestrial habitats and were therefore more sensitive to the quality of the landscape matrix (Keinath et al., 2017).

Interestingly, scenario analysis revealed significant disparities between species (Table 5). The common sandpiper was not sensitive to changes in riverbank structures, which can be explained by its ability to fly and high dispersal distances. Changing from riprap to vegetated banks and vice versa had little impact on it, particularly as its main habitat was gravel banks in the middle of watercourses. The importance of gravel banks in landscape connectivity for this species was therefore significant (Fig. 3).

The barred grass snake (*Natrix helvetica*) had some dependence on riverbanks (Table 4). However, it did not appear to be sensitive to riverbank change scenarios at all (Table 5). This can be explained by the fact that riprap banks and fascines were categorized neither as favorable habitats, nor as elements that particularly impede this species movements. Experts therefore assigned them an equal resistance value (100) (Table 3). Consequently, switching from one type of bank to another as part of the scenario did not affect landscape connectivity for this species. This result is interesting from a management perspective, as it shows that ecological restoration is not necessarily favorable for all species, particularly species that are well adapted to human infrastructures or degraded habitat (Watts & Wallace Covington, 2004; Noreika et al., 2015).

The analysis of connectivity for Eurasian beaver (*Castor fiber*) and common toad (*Bufo bufo*) showed that both species seemed to be highly dependent on riverbank habitats for their connectivity (Table 4). The ‘riprap to fascines’ scenario

greatly improved connectivity, while the ‘fascines and natural banks to riprap’ scenario reduced it (Table 5). The ‘fascines to riprap’ scenario only concerned the replacement of the single live toe fascine in the landscape (0.5% of the total bank linear), so its impact on connectivity was expected to be low. The dPC analysis showed that offstream habitats could be very important for habitat connectivity in absolute value (Fig. 4). This was particularly the case for the Eurasian beaver, which occurred in offstream water bodies that could cover large areas of the study area (Table 2). When divided by surface area (dPC/area), the importance of riverbank habitats for ecological connectivity appeared to be greater, highlighting their disproportionate ecological importance in relation to their surface. Their importance had already been demonstrated by Sabo et al. (2005), who showed that riparian habitats increased regional species richness by >50% on average worldwide, despite their narrow surface area. Riparian habitats are therefore what Hunter (2017) calls small natural features with large ecological roles. Nevertheless, maintaining favorable offstream habitats in addition to riverbank habitats for semi-aquatic species seemed to be a good solution for maintaining or improving landscape connectivity. This was particularly the case for species that were not strictly river-dwelling, such as the common toad and the barred grass snake (Table 3). This result is consistent with previous studies showing the importance of the offstream wetland network in ecological connectivity, particularly when riverbed habitats are subject to change as a result of hydromorphological variations like flooding (Karim et al., 2012). Our study shows that this is also the case in urbanized areas, which are much less subject to hydromorphological variations due to the channelization of rivers. This study is based on resistance surfaces parameterized based on expert opinions and the literature. It could be useful to supplement it with field studies on the actual movements of species, for example using genetics or telemetry.

Prioritization of bank sections to restore

Our prioritization analysis showed that at the tested scale (100 and 500m-long sections) there was no single section where restoration would maximize connectivity for all the target species. On the contrary, the majority of sections tested had only a limited effect on connectivity when considered separately (PC gain < 3%). The few sections with a strong effect were only effective for one species at a time, either the Eurasian beaver or the common toad (Fig. 4). Multi-species connectivity studies often revealed inter-taxon disparities in response to habitat change (e.g. Albert et al., 2017; Meurant et al., 2018). It was noteworthy that a few sections had a very high potential for increasing connectivity, and their restoration alone would allow to achieve or approach the level of connectivity of the best case (‘riprap to fascines’) scenario.

For example, one 500 m section would increase connectivity for common toad by 14%, which was the potential total gain of the ‘riprap to fascines’ scenario in the studied riverine landscape. For Eurasian beavers, a single section could increase PC by more than 32%, close to the total gain of 46% for the ‘riprap to fascines’ scenario.

A cartographic analysis of the location of the sections tested showed that there were key sectors of the river where the priority sections to restore were concentrated. These were areas whose position in the habitat network made the reduction of their resistance to movement particularly interesting for connectivity. For example, panel B (Fig. 5) showed that the most interesting sectors to restore in terms of habitat connectivity for Eurasian beavers were located on either side of a weir in an urban environment. The weirs were identified as potential barriers to beaver longitudinal movement (Table 2). As the concerned weirs were located in urban areas, the environments above the banks were not crossable by beavers (built-up areas). The fact that the beavers could cross the banks laterally (10 m wide) were not sufficient to enable them to reach areas favorable to movement. They therefore needed to travel a longer distance along the banks to bypass the weirs and move from one section of the river to another. This cost of movement would be reduced by replacing riprap with SWBE structures, improving the crossability of the banks to improve habitat connectivity. Panel C (Fig. 5) contained the main sectors to restore for the common toad. These were located under the highway bridge. As the highway itself was a strong barrier to toad movement, being able to pass underneath it would increase habitat connectivity between downstream and upstream. This could be made possible by replacing the bank riprap under the freeway bridge with a fascine, which was more permeable to toad movement than riprap.

Our analysis therefore showed that the restoration of small, well-chosen areas of riverbanks could enable semi-aquatic animals to avoid ecological barriers present in urbanized landscapes (buildings, roads) or in riverbeds (weirs). Detecting and removing barriers to movement to improve connectivity is a well-known issue in landscape ecology, in both terrestrial (McRae et al., 2012) and aquatic contexts (Kraft et al., 2019). In the case of the Eurasian beaver, it is likely that the same result could be achieved by removing the barrier in the riverbed (weir) as by restoring the surrounding banks.

The prioritization analysis was not very sensitive to the size of the sections tested. We could expect that switching from 100 m to 500 m sections should reveal new favorable zones, but the most favorable zones to restore did not change (Appendix 3). The switch just revealed low-priority areas (potential PC gain < 3%) for the common toad and the Eurasian beaver. However, high-priority areas were immediately apparent when testing 100 m sections. The switch to 500 m only confirmed the potential PC gain (Fig. 4, Appendix 3).

Conclusion: insight for management

Our study proposes a valuable decision-making method to help river managers determine where to restore bank stabilisation structures using soil water bioengineering. As many species with variable dispersal capacities may be present in the study area, we recommend that managers rely on accurate, up-to-date species inventories to guide management choices. We showed that it can be difficult to satisfy the needs of all riparian habitat species when selecting a section to restore. This result supports previous studies showing that different riparian species can respond differently to deleterious changes in their environment (e.g. Van Looy et al., 2013). It seems logical to obtain similar results for a priori more favorable changes in the landscape, such as ecological restoration. To improve habitat connectivity in a multi-species context, it may be worthwhile to restore several small, appropriately located sections according to the ecological requirements of several target species. It may also be worthwhile to focus on one or two species of particular concern (e.g., a species with high conservation value) to limit the number of target species with different ecological needs. As the restoration of connectivity is not necessarily at the heart of all restoration projects, this choice of target species can be made as part of a more general framework for defining the objectives of the restoration project (Hallett et al., 2013; Coutinho et al., 2023). We believe that our method will find its place as a decision-making tool for planning restoration projects, alongside others from other fields that may include other areas of ecology as well as governance or economic benefit criteria that may be crucial to the chances of success of ecological restoration projects (Hallett et al., 2013).

Supplementary information The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.1007/s00267-024-01959-5>.

Acknowledgements This study was funded by the Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (AERMC) within the program Génitrame. Thanks to the Syndicat mixte d'aménagement de l'Arve et de ses affluents (SM3A) which kindly shared their data. Thanks to all the experts who agreed to answer our questions and help us parameterize the resistance surface maps.

Author contributions A.E., L.B. and M.A. designed the study. B.D. and T.H. performed the field work. E.B. performed the analysis and led the writing of the manuscript. A.E., L.B., M.A. and E.B. contributed critically to the drafts and gave final approval for publication.

Funding This study was funded by the Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (French water agency).

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors declare no competing interests.

References

- Albert CH, Rayfield B, Dumitru M, Gonzalez A (2017) Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conserv Biol* 31(6):14
- Avon C, Bergès L (2016) Prioritization of habitat patches for landscape connectivity conservation differs between least-cost and resistance distances. *Landsc Ecol* 31(7):1551–1565. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0336-8>
- Baguette M, Blanchet S, Legrand D, Stevens VM, Turlure C (2013) Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks: Dispersal, connectivity and networks. *Biol Rev* 88(2):310–326. <https://doi.org/10.1111/brv.12000>
- Benda L, Poff NL, Miller D, Dunne T, Reeves G, Pess G, Pollock M (2004) The network dynamics hypothesis: how channel networks structure Riverine habitats. *BioScience* 54(5):413. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0413:TNDHHC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0413:TNDHHC]2.0.CO;2)
- Bergès L, Avon C, Bezombes L, Clauzel C, Duflo R, Foltête J-C, Gaucherand S, Girardet X, Spiegelberger T (2020) Environmental mitigation hierarchy and biodiversity offsets revisited through habitat connectivity modelling. *J Environ Manag* 256:109950. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109950>
- Cavaillé P, Ducasse L, Breton V, Dommanget F, Tabacchi E, Evette A (2015) Functional and taxonomic plant diversity for riverbank protection works: Bioengineering techniques close to natural banks and beyond hard engineering. *J Environ Manag* 151:65–75. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.028>
- Cavaillé P, Dumont B, Van Looy K, Floury M, Tabacchi E, Evette A (2018) Influence of riverbank stabilization techniques on taxonomic and functional macrobenthic communities. *Hydrobiologia* 807(1):19–35. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3380-3>
- Cavaillé P, Dommanget F, Daumergue N, Loucougaray G, Spiegelberger T, Tabacchi E, Evette A (2013) Biodiversity assessment following a natural gradient of riverbank protection structures in French prealps rivers. *Ecol Eng* 53:23–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.105>
- Clauzel C, Godet C (2020) Combining spatial modeling tools and biological data for improved multispecies assessment in restoration areas. *Biol Conserv* 250:108713. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108713>
- Clauzel C, Girardet X, Foltête J-C (2013) Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: Application to the European tree frog (*Hyla arborea*) in Franche-Comté. *J Environ Manag* 127:125–134. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.018>
- Clauzel C, Bannwarth C, Foltête J-C (2015) Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France. *J Nat Conserv* 23:98–107. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.07.001>
- Coutinho AG, Carlucci MB, Cianciaruso MV (2023) A framework to apply trait-based ecological restoration at large scales. *J Appl Ecol* 60(8):1562–1571. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14439>
- Decout, S, Manel, S, Miaud, C, & Luque, S (2010). *Connectivity and landscape patterns in human dominated landscape: A case study with the common frog Rana temporaria*. 11.
- Devictor V, Julliard R, Jiguet F (2008) Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117(4):507–514. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16215.x>
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev* 81(02):163. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Duflo R, Avon C, Roche P, Bergès L (2018) Combining habitat suitability models and spatial graphs for more effective landscape

- conservation planning: An applied methodological framework and a species case study. *J Nat Conserv* 46:38–47. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.005>
- Dutta T, De Barba M, Selva N, Fedorca AC, Maiorano L, Thuiller W, Zedrosser A, Signer J, Pflüger F, Frank S, Lucas PM, Balkenhol N (2023) An objective approach to select surrogate species for connectivity conservation. *Front Ecol Evol* 11:1078649. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1078649>
- Erős T, Schmera D, Schick RS (2011) Network thinking in riverscape conservation – A graph-based approach. *Biol Conserv* 144(1):184–192. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.013>
- Florsheim JL, Mount JF, Chin A (2008) Bank Erosion as a Desirable Attribute of Rivers. *BioScience* 58(6):519–529. <https://doi.org/10.1641/B580608>
- Foltête J-C, Clauzel C, Vuidel G (2012) A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environ Model Softw* 38:316–327. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002>
- Foltête J-C, Girardet X, Clauzel C (2014) A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landsc Urban Plan* 124:140–150. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.012>
- Foltête J-C, Vuidel G, Savary P, Clauzel C, Sahraoui Y, Girardet X, Bourgeois M (2021) Graphab: An application for modeling and managing ecological habitat networks. *Softw Impacts* 8:100065. <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2021.100065>
- de la Fuente B, Mateo-Sánchez MC, Rodríguez G, Gastón A, Pérez de Ayala R, Colomina-Pérez D, Melero M, Saura S (2018) Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. *Land Use Policy* 75:429–441. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.002>
- González E, Felipe-Lucia MR, Bourgeois B, Boz B, Nilsson C, Palmer G, Sher AA (2017) Integrative conservation of riparian zones. *Biol Conserv* 211:20–29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.035>
- Grimm A, Prieto Ramírez AM, Moulherat S, Reynaud J, Henle K (2014) Life-history trait database of European reptile species. *Nat Conserv* 9:45–67. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.9.8908>
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv* 1(2):e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hallett LM, Diver S, Eitzel MV, Olson JJ, Ramage BS, Sardinas H, Statman-Weil Z, Suding KN (2013) Do we practice what we preach? Goal setting for ecological restoration: Goal setting for ecological restoration. *Restor Ecol* 21(3):312–319. <https://doi.org/10.1111/rec.12007>
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C, Settele J (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers Conserv* 13(1):207–251. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e>
- Hodgson JA, Thomas CD, Cinderby S, Cambridge H, Evans P, Hill JK (2011) Habitat re-creation strategies for promoting adaptation of species to climate change: Habitat re-creation and range expansions. *Conserv Lett* 4(4):289–297. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00177.x>
- Hunter ML (2017) Conserving small natural features with large ecological roles: An introduction and definition. *Biol Conserv* 211:1–2. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.019>
- Inglada J, Vincent A, Arias M, Tardy B, Morin D, Rodés I (2017) Operational high resolution land cover map production at the country scale using satellite image time series. *Remote Sens* 9(1):95. <https://doi.org/10.3390/rs9010095>
- INPN (2023). Accès aux données d'observation sur les espèces. Muséum national d'histoire naturelle. <https://inpn.mnhn.fr/espece/extraction-sinp/preambule>
- INPN (2023b). ZNIEFF 820031533 - Ensemble fonctionnel de la rivière Arve et de ses annexes. Muséum national d'histoire naturelle. <https://inpn.mnhn.fr/zone/znief/820031533>
- IUCN (2022). Habitats Classification Scheme (Version 3.1). International union for conservation of nature. <https://www.iucnredlist.org/resources/habitat-classification-scheme>
- Janssen P, Cavaillé P, Vivier A, Evette A (2019) Le génie végétal favorise une plus grande diversité de micro-habitats aquatiques et de macro-invertébrés benthiques. *Tech Sci Méthodes* 9:55–64. <https://doi.org/10.1051/tsm/201909055>
- Karim F, Kinsey-Henderson A, Wallace J, Arthington AH, Pearson RG (2012) Modelling wetland connectivity during overbank flooding in a tropical floodplain in north Queensland, Australia: hydrological connectivity of floodplain wetlands. *Hydrol Process* 26(18):2710–2723. <https://doi.org/10.1002/hyp.8364>
- Keinath DA, Doak DF, Hodges KE, Prugh LR, Fagan W, Sekercioglu CH, Buchart SHM, Kauffman M (2017) A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Glob Ecol Biogeogr* 26(1):115–127. <https://doi.org/10.1111/geb.12509>
- Kraft M, Rosenberg DE, Null SE (2019) Prioritizing stream barrier removal to maximize connected aquatic habitat and minimize water scarcity. *JAWRA J Am Water Resour Assoc* 55(2):382–400. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12718>
- Lalechère E, Bergès L (2021) A validation procedure for ecological corridor locations. *Land* 10(12):1320. <https://doi.org/10.3390/land10121320>
- Lê, S, Josse, J, & Husson, F (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *J Stat Softw*, 25(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>
- Leoncini F, Semenzato P, Di Febbraro M, Loy A, Ferrari C (2023) Come back to stay: Landscape connectivity analysis for the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in the western Alps. *Biodivers Conserv* 32(2):653–669. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02517-3>
- Martin F-M, Janssen P, Bergès L, Dupont B, Evette A (2021) Higher structural connectivity and resistance against invasions of soil bioengineering over hard-engineering for riverbank stabilisation. *Wetl Ecol Manag* 29(1):27–39. <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09765-6>
- McRae BH, Hall SA, Beier P, Theobald DM (2012) Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *PLoS ONE* 7(12):e52604. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052604>
- Meister B, Hofer U, Ursenbacher S, Baur B (2010) Spatial genetic analysis of the grass snake, *Natrix natrix* (Squamata: Colubridae), in an intensively used agricultural landscape. *Biol J Linn Soc* 101(1):51–58. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01474.x>
- Merritt DM, Wohl EE (2006) Plant dispersal along rivers fragmented by dams. *River Res Appl* 22(1):1–26. <https://doi.org/10.1002/rra.890>
- Meurant M, Gonzalez A, Doxa A, Albert CH (2018) Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biol Conserv* 227:326–334. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.028>
- Mouton AM, Buysse D, Stevens M, Neucker T, Coeck J (2012) Evaluation of riparian habitat restoration in a lowland river: evaluation of riparian habitat restoration. *River Res Appl* 28(7):845–857. <https://doi.org/10.1002/rra.1500>
- Myhrvold NP, Baldrige E, Chan B, Sivam D, Freeman DL, Ernest SKM (2015) An amniote life-history database to perform comparative analyses with birds, mammals, and reptiles. *Ecology* 96(11):3109–000. <https://doi.org/10.1890/15-0846R.1>
- Naiman RJ, Decamps H, Pollock M (1993) The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol Appl* 3(2):209–212. <https://doi.org/10.2307/1941822>

- Noreika N, Kotiaho JS, Penttinen J, Punttila P, Vuori A, Pajunen T, Autio O, Loukola OJ, Kotze DJ (2015) Rapid recovery of invertebrate communities after ecological restoration of boreal mires. *Restor Ecol* 23(5):566–579. <https://doi.org/10.1111/rec.12237>
- Oliveira BF, São-Pedro VA, Santos-Barrera G, Penone C, Costa GC (2017) AmphiBIO, a global database for amphibian ecological traits. *Sci Data* 4(1):170123. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.123>
- Opdam P, Pouwels R, Rooij S, van, Steingröver E, Vos CC (2008) Setting biodiversity targets in participatory regional planning: introducing ecoprofiles. *Ecol Soc* 13(1):art20. <https://doi.org/10.5751/ES-02438-130120>
- Pardini, R. (2018). Biodiversity Response to Habitat Loss and Fragmentation. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences* (p. B9780124095489098000). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09824-9>
- Pianka ER (1970) On r- and K-Selection. *Am Nat* 104(940):592–597. <https://doi.org/10.1086/282697>
- QGIS.org (2023). QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- Quaglietta L, Fonseca VC, Hájková P, Mira A, Boitani L (2013) Fine-scale population genetic structure and short-range sex-biased dispersal in a solitary carnivore, *Lutra lutra*. *J Mammal* 94(3):561–571. <https://doi.org/10.1644/12-MAMM-A-171.1>
- R Core Team (2022) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rey F, Bifulco C, Bischetti GB, Bourrier F, De Cesare G, Florineth F, Graf F, Marden M, Mickovski SB, Phillips C, Peklo K, Poesen J, Polster D, Preti F, Rauch HP, Raymond P, Sangalli P, Tardio G, Stokes A (2019) Soil and water bioengineering: Practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. *Sci Total Environ* 648:1210–1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.217>
- Roché J-E, Witté I, Comolet-Tirman J, Sibley J-P, Cochet G, Deceuninck B, Frochet B, Guillot G, Muller Y, Nicolau-Guillaumet P, Oliso G (2016) Proposition de classification par l'habitat des oiseaux nicheurs de France. Test de l'influence du niveau typologique sur des diagnostics de tendances. *Alauda* 84(2):111–144
- Rojas IM, Pidgeon AM, Radeloff VC (2020) Restoring riparian forests according to existing regulations could greatly improve connectivity for forest fauna in Chile. *Landsc Urban Plan* 203:103895. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103895>
- Rosenberg DK, Noon BR, Meslow EC (1997) Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47(10):677–687. <https://doi.org/10.2307/1313208>
- Rouland, P, & Migot, P (1990). La réintroduction du castor (*Castor fiber*) en France. Essai de synthèse et réflexions. *Revue d'Écologie*, 145–158.
- Roy ML, Le Pichon C (2017) Modelling functional fish habitat connectivity in rivers: A case study for prioritizing restoration actions targeting brown trout. *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 27(5):927–937. <https://doi.org/10.1002/aqc.2786>
- Sabo JL, Sponseller R, Dixon M, Gade K, Harms T, Heffernan J, Jani A, Katz G, Soykan C, Watts J, Welter J (2005) Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86(1):56–62. <https://doi.org/10.1890/04-0668>
- 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. *Landsc Urban Plan* 83(2–3):91–103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- Saura S, Estreguil C, Mouton C, Rodríguez-Freire M (2011) Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecol Indic* 11(2):407–416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>
- Saura, S, & 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*. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>
- Smith MA, Green DM (2005) Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: Are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28(1):110–128. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x>
- Smith RF, Alexander LC, Lamp WO (2009) Dispersal by terrestrial stages of stream insects in urban watersheds: A synthesis of current knowledge. *J North Am Benthol Soc* 28(4):1022–1037. <https://doi.org/10.1899/08-176.1>
- Sutherland GD, Harestad AS, Price K, Lertzman K (2000) Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conserv Ecol* 4(1):art16. <https://doi.org/10.5751/ES-00184-040116>
- Tabacchi E, Planty-Tabacchi A-M, Décamps O (1990) Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. *Landsc Ecol* 5(1):9–20. <https://doi.org/10.1007/BF00153800>
- Tarabon S, Bergès L, Dutoit T, Isselin-Nondedeu F (2019) Maximizing habitat connectivity in the mitigation hierarchy. A case study on three terrestrial mammals in an urban environment. *J Environ Manag* 243:340–349. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.121>
- Thompson PL, Rayfield B, Gonzalez A (2017) Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography* 40(1):98–108. <https://doi.org/10.1111/ecog.02558>
- Trochet A, Moulherat S, Calvez O, Stevens V, Clobert J, Schmeller D (2014) A database of life-history traits of European amphibians. *Biodivers Data J* 2:e4123. <https://doi.org/10.3897/BDJ.2.e4123>
- Urban D, Keitt T (2001) Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology* 82(5):1205–1218. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1205:LCAGTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2)
- Van Looy, K, Honnay, O, Bossuyt, B, & Hermy, M (2003). The effects of river embankment and forest fragmentation on the plant species richness and composition of floodplain forests in the Meuse Valley, Belgium. *Belgium J Botany*.
- Van Looy, K, Cavillon, C, Tormos, T, Piffady, J, Landry, P, & Souchon, Y (2013). Are generalist and specialist species influenced differently by anthropogenic stressors and physical environment of riparian corridors? *Ripar Ecol Conserv*, 1. <https://doi.org/10.2478/remc-2013-0004>
- Van Looy K, Tormos T, Souchon Y (2014) Disentangling dam impacts in river networks. *Ecol Indic* 37:10–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.006>
- Verbeylen G, De Bruyn L, Adriaenssens F, Matthysen E (2003) Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landsc Ecol* 18(8):791–805. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000014492.50765.05>
- Vos CC, Verboom J, Opdam PFM, Ter Braak CJF (2001) Toward ecologically scaled landscape Indices. *Am Nat* 157(1):24–41. <https://doi.org/10.1086/317004>
- Wainwright J, Turnbull L, Ibrahim TG, Lexartza-Artza I, Thornton SF, Brazier RE (2011) Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology* 126(3–4):387–404. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.07.027>
- Waltz AEM, Wallace Covington W (2004) Ecological restoration treatments increase butterfly richness and abundance: mechanisms of response. *Restor Ecol* 12(1):85–96. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00262.x>
- Ward JV, Stanford JA (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul*

- Rivers: Res Manag 11(1):105–119. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450110109>
- Wells, KD (2007). *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press.
- Wiens JA, Hayward GD, Holthausen RS, Wisdom MJ (2008) Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *BioScience* 58(3):241–252. <https://doi.org/10.1641/B580310>
- Van Der Windt HJ, Swart JAA (2007) Ecological corridors, connecting science and politics: The case of the Green River in the Netherlands: Ecological corridors, connecting science and politics. *J Appl Ecol* 45(1):124–132. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01404.x>
- Yang N, Price M, Xu Y, Zhu Y, Zhong X, Cheng Y, Wang B (2023) Assessing global efforts in the selection of vertebrates as umbrella species for conservation. *Biology* 12(4):509. <https://doi.org/10.3390/biology12040509>
- Zeller KA, McGarigal K, Whiteley AR (2012) Estimating landscape resistance to movement: A review. *Landsc Ecol* 27(6):777–797. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0>
- Springer Nature or its licensor (e.g. a society or other partner) holds exclusive rights to this article under a publishing agreement with the author(s) or other rightsholder(s); author self-archiving of the accepted manuscript version of this article is solely governed by the terms of such publishing agreement and applicable law.