







Résultats & Perspectives

Identification des continuités écologiques terrestres au sein du territoire ALCOTRA en Région Sud Provence-Alpes-Côte d'Azur

Action n° 4.1 « Améliorer la connaissance des connectivités écologiques en lien avec des enjeux clefs du territoire »

Projet co-financé par le programme européen de coopération territoriale transfrontalière France-Italie INTERREG V-A ALCOTRA 2014-2020

Réalisé et rédigé par : Gwendoline PERCEL

Contributeurs: Xavier BRAY, Agnès HENNEQUIN, Frédéric PETENIAN, Léa UROY

Date : 19 décembre 2022

Contact: g.percel@arbe-regionsud.org





























































Résumé

Dans cette étude, nous avons proposé un cadre méthodologique permettant de modéliser les continuités écologiques à fine résolution spatiale (50 m) à une échelle régionale (17 000 km²) pour six espèces focales. La procédure de sélection nous a permis de cibler des espèces à fort enjeu de conservation, présentant des besoins écologiques et traits biologiques contrastés et qui sont emblématiques du territoire cible. Cependant, il s'agit principalement d'espèces de « haute altitude » (étage subalpin et alpin) et il serait judicieux de compléter cette sélection afin de mieux représenter le secteur des Préalpes et ses enjeux. L'utilisation de données de présence issues de la plateforme SILENE confirme que la méthode d'identification des zones d'habitat les plus favorables (Aires à Haute Valeur Ecologique; AHVE) est efficace et pertinente pour l'ensemble des espèces focales (excepté la Chevêche d'Athéna), malgré quelques limites inhérentes au « dire d'expert ». Les outils issus de la théorie des graphes (Graphab) nous ont permis de hiérarchiser les AHVE en fonction de leur contribution à la connectivité globale du réseau, soit en raison de leur grande superficie (quantité d'habitat disponible), soit en tant que relais dans la dispersion (rôle de « pas japonais »), soit les deux à la fois représentant ainsi des secteurs à conserver en priorité. En complément, les outils issus de la théorie des circuits (Omniscape) nous ont permis de localiser les zones ou le flux de dispersion était élevé et canalisé. Il conviendrait de valider empiriquement ces zones à fort enjeu de conservation à partir de données de déplacement issus de suivis télémétriques. Afin d'obtenir une carte consensus des continuités écologiques qui soit pertinente et informative, les flux de dispersion ont été combinés indépendamment pour trois groupes d'espèces représentatifs notamment de différents étages altitudinaux. L'application de ce cadre méthodologique à des espèces virtuelles représentatives de grandes stratégies de vie constituerait une perspective intéressante pour une évaluation plus globale des continuités écologiques à l'échelle du territoire. Par ailleurs, la méthodologie proposée repose sur plusieurs étapes successives, chacune nécessitant de renseigner des paramètres qui ne sont pas toujours bien connus. Dans ce contexte, il serait intéressant d'évaluer finement la sensibilité des résultats obtenus.









Riassunto

In questo studio abbiamo proposto un quadro metodologico per la modellizzazione delle continuità ecologiche a risoluzione spaziale fine (50 m) su scala regionale (17.000 km²) per sei specie focali. La procedura di selezione ci ha permesso di scegliere specie con un alto valore di conservazione, con esigenze ecologiche e caratteristiche biologiche contrastanti e che sono emblematiche dell'area di interesse. Tuttavia, si tratta principalmente di specie di "alta quota" (livelli subalpini e alpini) e sarebbe opportuno completare questa selezione per rappresentare meglio il settore delle Prealpi e le sue sfide. L'utilizzo dei dati di presenza della piattaforma SILENE conferma che il metodo di identificazione delle aree di habitat più favorevoli (Aree di Alto Valore Ecologico; AAVE) è efficace e pertinente per tutte le specie focali (eccetto la Civetta), nonostante alcuni limiti legati al "parere degli esperti". Gli strumenti derivati dalla teoria dei grafi (Graphab) ci hanno permesso di classificare le AAVE in base al loro contributo alla connettività complessiva della rete, sia per la loro grande superficie (quantità di habitat disponibile), sia come relè nel processo di dispersione (ruolo di "passo giapponese"), o entrambi, rappresentando così settori da conservare in via prioritaria. Inoltre, gli strumenti derivati dalla teoria dei circuiti (Omniscape) ci hanno permesso di individuare le aree in cui il flusso di dispersione era elevato e canalizzato. Sarebbe opportuno convalidare empiricamente queste aree ad alto rischio di conservazione utilizzando i dati di movimento del monitoraggio telemetrico. Per ottenere una mappa di consenso rilevante e informativa delle continuità ecologiche, i flussi di dispersione sono stati combinati in modo indipendente per tre gruppi di specie associate a diversi livelli altitudinali. L'applicazione di questo quadro metodologico a specie virtuali rappresentative di ampie strategie di vita sarebbe una prospettiva interessante per una valutazione più completa delle continuità ecologiche alla scala di u territorio. Inoltre, la metodologia proposta si basa su diverse fasi successive, ognuna delle quali richiede l'inserimento di parametri non sempre ben conosciuti. In questo contesto, sarebbe interessante valutare in modo dettagliato la sensibilità dei risultati ottenuti.









Table des matières

PREAMBULE	4
RESULTATS	5
1. Cartographie de l'occupation du sol au sein du territoire cible « étendu »	5
2. Sélection des espèces focales	6
3. Identification des zones d'habitat les plus favorables	9
3.1 Caractérisation de la potentialité en habitat à « dire d'expert »	11
3.2 Analyse de la favorabilité en habitat (indice F)	12
3.3 Identification des « Aires à Haute Valeur Ecologique » (AHVE)	13
4. Modélisation des réseaux écologiques <i>via</i> deux outils complémentaires	15
4.1 Estimation de la résistance au déplacement	18
4.2 Evaluation de la connectivité globale et de l'importance des AHVE via Graphab	19
4.3 Modélisation des flux de dispersion via Omniscape	23
5. Etablissement d'un diagnostic multi-espèces des continuités écologiques	24
5.1 Carte consensus des AHVE	25
5.2 Carte consensus des flux de dispersion	26
6. Validation des cartes de potentialité et favorabilité en habitat pour chaque espèce focale	27
DISCUSSION: INTERETS & LIMITES DE L'APPROCHE	30
1. Sélection des espèces focales	30
2. Impact des choix méthodologiques sur la modélisation des réseaux écologiques	30
2.1 Identification des zones d'habitat les plus favorables	30
2.2 Modélisation des chemins de dispersion	31
3. Evaluation de la robustesse des résultats : incertitude des paramètres	33
4. Validation des réseaux écologiques à partir de données empiriques	34
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	35
BIBLIOGRAPHIF	36









PREAMBULE

L'objectiffinal du projet européen Biodiv'Connect (PS4 – n°5194) est de préfigurer une stratégie macrorégionale pour le maintien et la restauration des continuités écologiques à l'échelle de l'Arc Alpin occidental. Il s'agit donc d'identifier les éléments nécessaires pour la définition d'une méthodologie d'identification des continuités écologiques commune aux deux pays présents dans cette région (France et Italie), ceci dans le but d'aborder et éventuellement de résoudre les problèmes liés au maintien et à la restauration de ces continuités de manières conjointe.

Les connaissances sur les continuités écologiques au sein du massif des Alpes Occidentales sur le territoire de Provence-Alpes-Côte d'Azur restent à ce jour encore lacunaires (voir les livrables de l'action 3.1 pour plus de détails). Afin de pallier ce manque de connaissances, la Région Sud Provence-Alpes-Côte d'Azur a été identifiée comme maître d'ouvrage d'une étude visant à « identifier et caractériser les continuités écologiques à enjeux de conservation et/ou restauration ». La réalisation de cette étude a été confiée à l'Agence Régionale pour la Biodiversité et l'Environnement (ARBE).

Partenaires techniques

Structures délégataires du projet
 Parc national du Mercantour (PNM)
 Parc national des Ecrins (PNE)
 Parc naturel Régional du Queyras (PNRQ)

Autres structures (non-délégataires)
 Conservatoire d'Espaces Naturels (CEN) – région Sud Provence-Alpes-Côte d'Azur
 Ligure de Protection des Oiseaux (LPO) – région Sud Provence-Alpes-Côte d'Azur

Partenaires scientifiques

IMBE (Dr. Cécile Albert)
INRAe (Dr. Philip Roch)









RESULTATS

1. Cartographie de l'occupation du sol au sein du territoire cible « étendu »

En utilisant plusieurs sources de données, nous avons créé une carte d'occupation du sol « composite » au format raster à une résolution de 25 m couvrant le territoire cible (zone Alcotra incluse en région Sud) d'une superficie de 16 980 km² ainsi qu'une zone tampon de 30 km d'une superficie de 23 250 km². Au total, la superficie du territoire cible « étendu » est de 40 230 km² (Figure 1). La forêt constitue la première occupation du sol recouvrant près de 50% de la superficie dont près de la moitié est représentée par des peuplements de conifères, suivie des milieux ouverts et semi-ouverts qui représentent 35% du territoire cible. Il s'agit majoritairement de zones à végétation clairsemée, de roches et sols nus et de landes et broussailles. Concernant les territoires artificialisés (7%), les zones urbaines continues et discontinues représentent un peu moins de 2% du territoire et le bâti diffus couvre près de 1.5%. Les zones humides et le réseau hydrographique (cours, voies et plan d'eau) couvrent une faible surface (3%), tout comme le réseau routier et ferroviaire et espaces associés (0.5%).

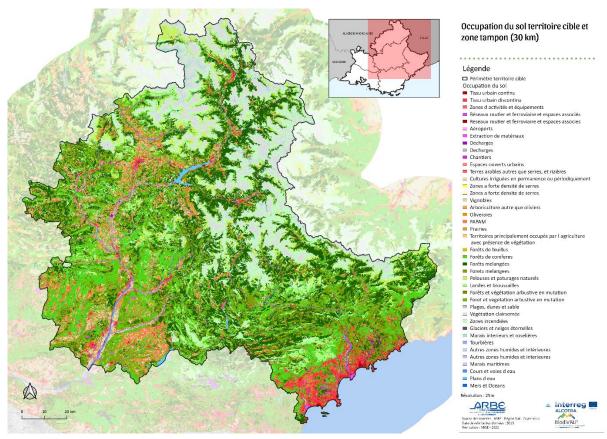


Figure 1. Cartographie de l'occupation du sol au sein du territoire cible « étendu » (zone Alcotra en région Sud et zone tampon de 30 km) à une résolution de 25 m









2. Sélection des espèces focales

Le dendrogramme issu de la Classification Hiérarchique sur Composantes Principales (CHCP) a permis d'identifier cinq groupes d'espèces (Figure 2). A la suite des échanges avec les partenaires scientifiques, il a été décidé de ne pas considérer les chiroptères (G1) dans le cadre de cette étude, étant donné (i) leur forte capacité de dispersion qui s'effectue par voie aérienne et (ii) l'impossibilité de caractériser finement les éléments paysagers considérés comme limitants pour ces espèces à l'échelle de notre territoire d'étude (disponibilité en gîtes, linéaires de haies...).

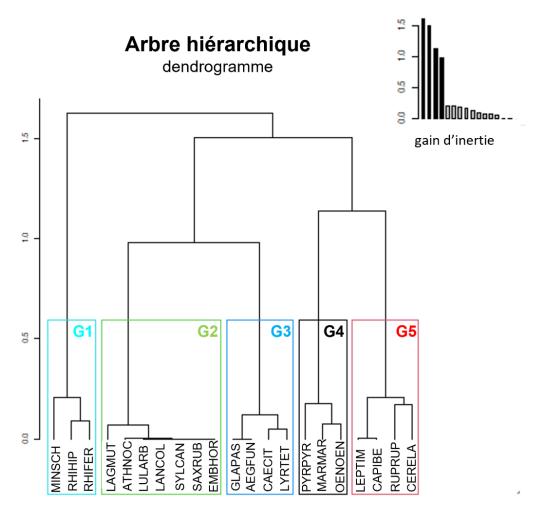


Figure 2. Résultats de la Classification Hiérarchique sur Composantes Principales (CHCP) – dendrogramme représentant les cinq groupes d'espèce identifiés par partitionnement

AEGFUN (Aegolius funereus); ATHNOC (Athene noctua), CAECIT (Carduelis citrinella); CAPIBE (Capra ibex); CERELA (Cervus elaphus); EMBHOR (Emberiza hortulana); GLAPAS (Glaucidium passerinum); LAGMUT (Lagopus muta); LANCOL (Lanius collurio); LEPTIM (Lepus timidus); LULARB (Lullula arborea); MARMAR (Marmota marmota); OENOEN (Oenanthe oenanthe); PYRPYR (Pyrrhocorax Pyrrhocorax); RUPRUP (Rupicapra rupicapra); SAXRUB (Saxicola rubetra); SYLCAN (Sylvia cantillans); LYRTET (Lyrurus tetrix); MINSCH (Miniopterus schreibersii); RHIFER (Rhinolophus ferrumequinum); RHIHIP (Rhinolophus hipposideros)









Finalement, six espèces focales ont été sélectionnées parmi les quatre groupes restants :

- Chevêche d'Athéna Athene noctua (ATHNOC)
- Chevêchette d'Europe Glaucidium passerinum (GLAPAS)
- Lagopède alpin Lagopus muta (LAGMUT)
- Tétras lyre Lyrurus tetrix (LYRTET)
- Bouquetin des Alpes Capra ibex (CAPIBE)
- Marmotte des Alpes Marmota marmota (MARMAR)

Le profil écologique de chacune des espèces (trame d'habitat, étage altitudinal, distance de dispersion médiane, superficie du domaine vital journalier) est présenté dans la **Table 1**. En termes d'habitat, seule la Chevêchette d'Europe est associée au milieu forestier alors que seule la Marmotte des Alpes est strictement inféodée aux milieux ouverts. Les autres espèces sont caractéristiques de milieux mosaïques ouverts et semi-ouverts. Concernant les autres traits de vie, la sélection apparaît relativement bien diversifiée avec des espèces focales possédant une capacité de dispersion qui s'étend entre 2 et 16 km et une superficie du domaine vital journalier comprise entre 0.03 et 10 km².

Table 1. Profil écologique de chacune des six espèces focales

Code Espèce	Nom latin	Nom vernaculaire	Groupe	Taxon	Trame habitat	Etage altitudinal	Dispersion (km)	Domaine vital (km²)
ATHNOC	Athene noctua	Chevêche d'Athéna	G2	ois	OUVSO	COLMED	4	0,5
CAPIBE	Capra ibex	Bouquetin des Alpes	G5	MAM	OUVSO	MONTSUBA-ALPNIV	16	10
GLAPAS	Glaucidium passerinum	Chevêchette d'Europe	G3	ois	FB	MONTSUBA	2	2,5
LAGMUT	Lagopus muta	Lagopède alpin	G2	OIS	OUVSO	ALPNIV	9	3
LYRTET	Lyrurus tetrix	Tétras lyre	G3	OIS	OUVSO	MONTSUBA	14	2
MARMAR	Marmota marmota	Marmotte des Alpes	G4	MAM	OUV	MONTSUBA-ALPNIV	2	0,03

A partir des observations extraites de la plateforme SILENE, nous avons défini la limite altitudinale inférieure et supérieure comme le 1^{er} et 9^e décile de la distribution, respectivement (Table 2).

On peut noter que les espèces retenues sont principalement des espèces de « haute altitude » avec une distribution qui s'étend jusqu'à l'étage Alpin-Nival (> 2200 m) pour trois d'entre elles. A contrario, seule la Chevêche d'Athéna est caractéristique de l'étage Collinéen-Méditerranéen (< 1000m). Par ailleurs, on peut noter que certaines espèces, comme la Chevêchette d'Europe ou encore le Lagopède alpin présentent une amplitude altitudinale restreinte alors qu'à l'inverse le Bouquetin des Alpes présente une amplitude plus importante (Table 2 ; Figure 3).









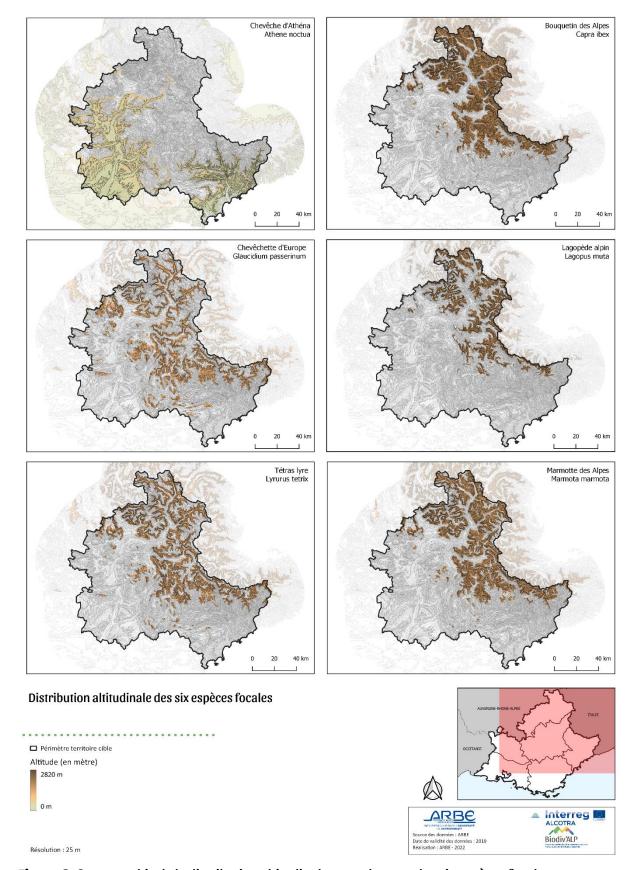


Figure 3. Cartographie de la distribution altitudinale pour chacune des six espèces focales









Table 2. Distribution altitudinale obtenue à partir des observations extraites de la plateforme SILENE pour chacune des six espèces focales

Code Espèce	Nom latin	Nom vernaculaire	Alt.min (m)	Alt.max (m)	Amplitude	Nb.obs SILENE
ATHNOC	Athene noctua	Chevêche d'Athéna	100	1000	900	978
CAPIBE	Capra ibex	Bouquetin des Alpes	1800	2900	1 100	21000
GLAPAS	Glaucidium passerinum	Chevêchette d'Europe	1400	2000	600	2679
LAGMUT	Lagopus muta	Lagopède alpin	2200	2800	600	2045
LYRTET	Lyrurus tetrix	Tétras lyre	1500	2200	700	10807
MARMAR	Marmota marmota	Marmotte des Alpes	1700	2500	800	20144

Valeur Alt.min & Alt.max arrondies à la centaine près

3. Identification des zones d'habitat les plus favorables

En utilisant le travail de synthèse réalisé par le CEN PACA capitalisant les besoins écologiques de l'ensemble des espèces de cohérence TVB identifiées pour la région Sud, nous avons obtenu une cartographie de la potentialité d'habitat restreinte à la distribution altitudinale pour chacune des six espèces focales (Figure 4). A partir de cette carte de potentialité, nous avons conduit une analyse de connexité afin de quantifier la favorabilité en habitat *via* une approche par fenêtre glissante. Cela nous a permis d'obtenir une représentation « continue » des zones d'habitat (Figure 5). Enfin, nous avons défini une valeur seuil de favorabilité, propre à chaque espèce (Figure 6) afin d'identifier les pixels les plus favorables. L'ensemble de ces pixels constituent les « Aires à Haute Valeur Ecologique » (AHVE) (Figure 7).

Pour l'ensemble des espèces focales, la superficie des classes d'occupation du sol considérées comme « potentielles » apparait relativement limitée par rapport à la superficie totale du territoire cible (entre 20 et 40%). En revanche, le diagnostic est différent lorsqu'on restreint la superficie à la distribution altitudinale de chaque espèce (Figure 4). En effet, les classes d'occupation du sol considérées comme « potentielles » représentent plus de 80% de la distribution pour le Bouquetin des Alpes, la Marmotte des Alpes et le Tétras Lyre, pour lequel la catégorie « fortement potentiel » (coefficient 3) atteint près de 50%. A l'inverse, pour la Chevêche d'Athéna, ainsi que dans une moindre mesure pour la Chevêchette d'Europe, les classes d'occupation du sol considérées comme « potentielles » au sein de la distribution altitudinale représentent une superficie beaucoup plus faible (entre 30 et 40 %).









L'indice de favorabilité (F) représente la densité de pixels « potentiels » au sein d'une surface équivalente à celle du domaine vital journalier de chaque espèce focale (Figure 5). La distribution des valeurs de l'indice F (Figure 6) va dépendre de plusieurs facteurs qui sont liés soit aux caractéristiques du paysage (quantité et configuration spatiale des classes d'occupation du sol considérées comme « potentielles »), soit aux traits de vie des espèces (superficie du domaine vital). En effet, plus les classes d'occupation du sol considérées comme « potentielles » sont de grandes superficies et distribuées de façon contiguë dans l'espace (peu fragmentées), plus les valeurs de l'indice F auront tendance à être élevées et relativement similaires. C'est notamment le cas des espèces qui sont liées aux milieux ouverts & semiouverts de « haute altitude », tels que le Bouquetin des Alpes, le Lagopède Alpin ou encore la Marmotte des Alpes. Cette dernière espèce représente un cas particulier étant donné qu'en plus, elle possède un domaine vital de faible superficie. Or, plus la superficie du domaine vital est faible, plus les valeurs de l'indice F auront tendance à être contrastées à l'échelle du territoire d'étude. A l'inverse, plus le domaine vital est grand, plus les valeurs de l'indice F auront tendance à être similaires. En ce sens, l'utilisation d'une approche par fenêtre glissante ne semble pas pertinente lorsque les espèces possèdent de grands domaines vitaux par rapport à la superficie du territoire cible.

De façon générale, les pixels situés en périphérie de zones potentielles ou en limite de distribution altitudinale se verront attribuer une faible valeur de favorabilité. Ainsi, cette analyse permet de mettre en évidence les zones centrales d'habitat. Ces zones « cœur » peuvent être extraites en définissant une valeur seuil au-delà de laquelle les pixels seront considérés comme des Aires à Haute Valeur Ecologique (AHVE). Cette méthode permet donc d'obtenir une représentation « binaire » du paysage (parcelle d'habitat *versus* matrice paysagère) qui sera le support des analyses de connectivité fondées sur la théorie des graphes (voir section 4). Dans cette étude, nous avons utilisé un seuil permettant de sélectionner 30% des pixels présentant les valeurs de favorabilité les plus élevées. La distribution de l'indice F étant propre à chaque espèce, le seuil était différent entre les six espèces focales (Figure 6). Globalement, on peut observer que les AHVE sont distribuées de façon continue et représentent une superficie importante au sein de la distribution altitudinale pour les espèces de « haute altitude », comme le Bouquetin des Alpes. A l'inverse, les AHVE identifiées pour la Chevêche d'Athéna sont de plus petites tailles et apparaissent beaucoup plus fragmentées (Figure 7).









3.1 Caractérisation de la potentialité en habitat à « dire d'expert »

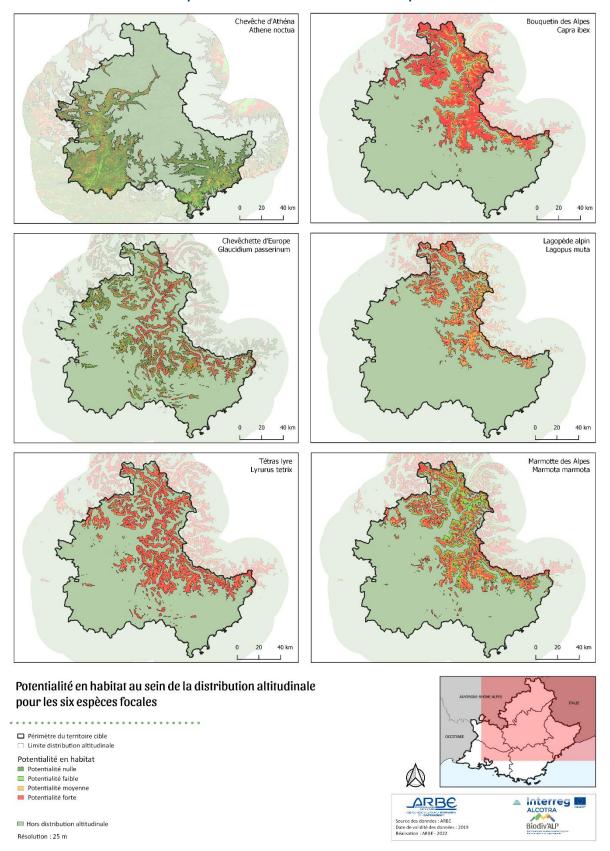


Figure 4. Carte de la potentialité en habitat restreinte à la distribution altitudinale pour chacune des six espèces focales









3.2 Analyse de la favorabilité en habitat (indice F)

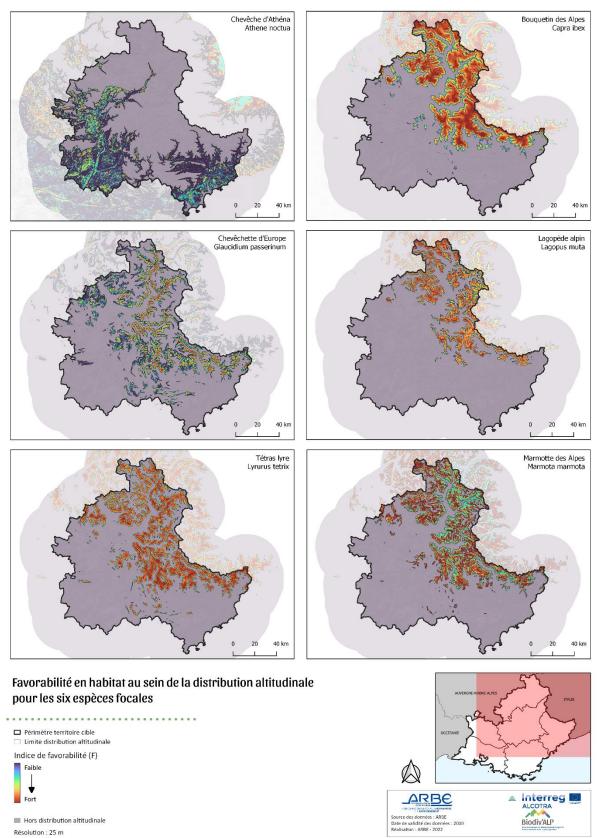


Figure 5. Carte de la favorabilité en habitat (indice F compris entre 0-1) restreinte à la distribution altitudinale pour chacune des six espèces focales









3.3 Identification des « Aires à Haute Valeur Ecologique » (AHVE)

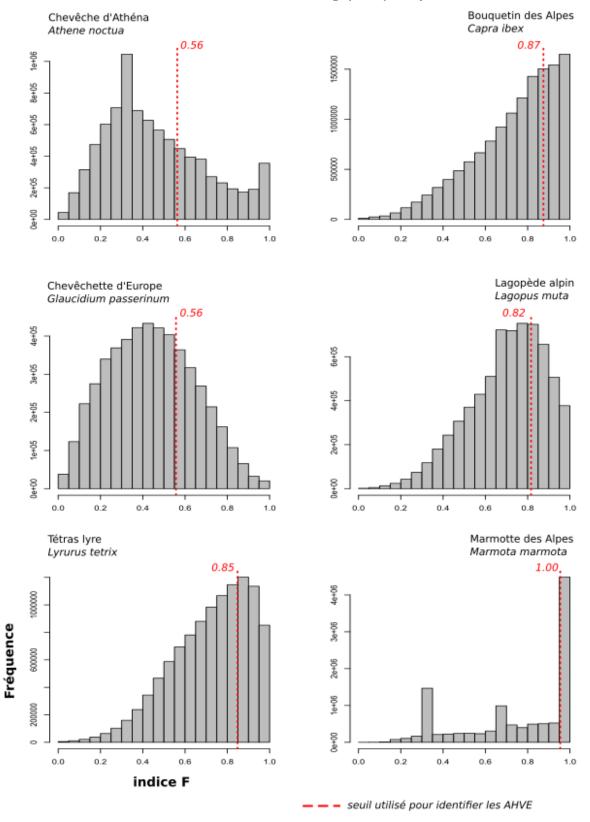


Figure 6. Distribution des valeurs de favorabilité (indice F) et présentation du seuil utilisé pour identifier les Aires à Haute Valeur Ecologique (AHVE) pour chacune des six espèces focales









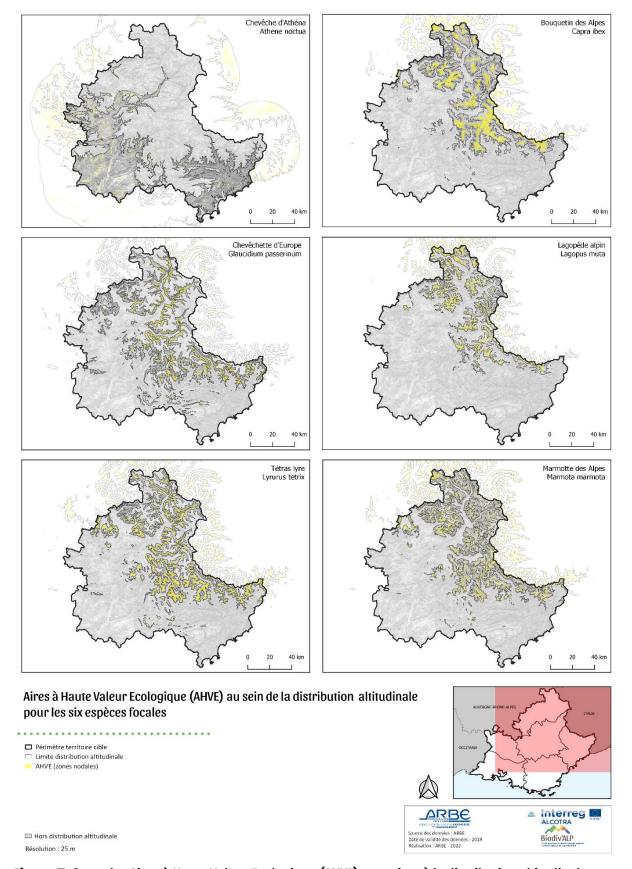


Figure 7. Carte des Aires à Haute Valeur Ecologique (AHVE) restreinte à la distribution altitudinale pour chacune des six espèces focales









4. Modélisation des réseaux écologiques via deux outils complémentaires

Dans cette étude, nous avons utilisé de façon complémentaire des outils issus de la théorie des graphes (Graphab) et de la théorie des circuits (Omniscape) afin de modéliser les réseaux écologiques indépendamment pour chacune des six espèces focales. Dans les deux cas, ces analyses reposent sur l'estimation de la résistance au déplacement des différentes classes d'occupation du sol. Les valeurs étant obtenues à partir des coefficients de potentialité, les cartes de résistance correspondent globalement à l'inverse des cartes de potentialité. Ainsi, au sein de la distribution spatiale, la majorité des classes d'occupation du sol sont considérées comme relativement perméable pour l'ensemble des espèces, à l'exception de la Chevêche d'Athéna ainsi que dans une moindre mesure pour la Chevêchette d'Europe (Figure 8).

A partir de la carte des AHVE et de cette carte de résistance (Figure 7 & 8), nous avons construit des graphes paysagers pour chacune des six espèces focales en utilisant le logiciel Graphab. Chaque graphe est composé de nœuds (AHVE) et de liens (chemins de moindre coût) permettant ainsi de représenter le paysage de façon « binaire ». Seuls les chemins dont le coût est inférieur à la distance de dispersion (distance métrique convertie en unité de coût) sont considérés comme valides (Table 3a ; Figure 9).

Les propriétés du graphe ont été caractérisés à l'aide de différentes métriques.

Dans un premier temps, des métriques surfaciques et topologiques ont été utilisées afin de caractériser les composantes qui correspondent à des sous-graphes représentant un réseau d'AHVE connectées entre-elles. Par ailleurs, la connectivité globale du réseau pour chaque espèce focale a été évaluée *via* la métrique de probabilité de connectivité (PC). Bien que la valeur seuil de PC susceptible de mettre en danger la persistance des métapopulations n'est pas connu, il est possible de comparer le degré de connectivité du réseau entre les différentes espèces. En ce sens, on peut observer que les réseaux écologiques de la Chevêchette d'Europe, de la Chevêche d'Athéna ainsi que dans une moindre mesure de la Marmotte des Alpes apparaissent les moins bien connectés (valeur de PC les plus faibles). En outre, ces réseaux sont caractérisés par un grand nombre de composantes de petite superficie, suggérant qu'un certain nombre d'AHVE ne sont pas connectées les unes aux autres. A l'inverse, les réseaux écologiques du Bouquetin des Alpes, du Tétras lyre et dans une moindre mesure du Lagopède alpin apparaissent globalement mieux connectés (valeur de PC les plus élevées) avec un nombre restreint de composantes de grande superficie, en particulier dans la zone alpine (Table 3b; Figure 9).

Dans un second temps, afin de caractériser l'importance de chaque AHVE (nœud) et de les prioriser, nous avons calculé une delta-métrique (dPC) qui a été décliné en plusieurs fractions – dPCintra (dPCi) qui représente la contribution du nœud en termes de quantité d'habitat disponible et dPCconnector (dPCc) qui représente la contribution du nœud comme relais dans la dispersion (rôle de « pas japonais »). Pour chacune de ces deux fractions, les valeurs ont été









classées en 4 catégories en utilisant la méthode des seuils naturels (algorithme de Jenks). Plus les valeurs sont élevées, plus les nœuds peuvent être considérés comme importants. On peut remarquer que le réseau écologique de la Chevêche d'Athéna est constitué de nombreuses AHVE de petite superficie (Table 3a). Cependant, parmi celles situées au sein du territoire cible (zone Alcotra en région Sud), aucune ne semble être réellement importante que ce soit en termes de quantité d'habitat disponible et/ou en termes de relais dans la dispersion. En effet, il semblerait que les aires les plus importantes se situent en périphérie, c'est-à dire au sein de la zone tampon (Figure 10). Un constat relativement similaire peut être fait pour la Marmotte des Alpes, avec néanmoins quelques AHVE au niveau de la zone transfrontalière qui semblent jouer un rôle significatif en tant que relais dans la dispersion. Pour les autres espèces, en particulier le Bouquetin des Alpes, le réseau écologique est constitué d'un nombre plus faible d'AHVE de plus grande superficie (Table 3a) dont certaines situées dans le territoire cible apparaissent jouer un rôle important en termes de quantité d'habitat disponible et/ou de relais dans la dispersion (Figure 10).

Globalement, en interprétant conjointement les fractions dPCi et dPCc, il est possible d'identifier trois grands types d'AHVE (Duflot et al., 2018):

- AHVE importantes en raison de leur grande superficie participant ainsi de façon considérable à la quantité totale d'habitat disponible à l'échelle du territoire cible mais présentant peu d'intérêt en termes de relais dans la dispersion. C'est le cas, par exemple, pour la Chevêchette d'Europe, avec plusieurs AHVE situées sur un axe Sud-Ouest/Nord-Est de la zone alpine.
- AHVE importantes en termes de relais dans la dispersion mais qui contribuent faiblement à la quantité totale d'habitat disponible à l'échelle du territoire cible. C'est le cas, par exemple, pour le Tétras lyre, avec un réseau d'AHVE situées au Nord du territoire cible, au niveau de la zone transfrontalière.
- AHVE importantes à la fois en termes de quantité d'habitat disponible (superficie) ainsi que comme relais dans la dispersion. C'est le cas, par exemple, pour le Bouquetin des Alpes, avec une AHVE située en zone transfrontalière au niveau du parc national du Mercantour et dont les valeurs de dPCi et dPCc sont affectées aux deux catégories les plus élevées. Ces zones sont prioritaires pour la conservation.

Bien que l'effet relatif de la disponibilité en habitat par rapport à la connectivité sur la viabilité de l'espèce reste mal connu (Rubio & Saura, 2012), un examen plus approfondi de la contribution relative de la fraction dPCc par rapport au dPC total pourrait être utile pour définir des stratégies de conservation efficaces.









A partir de la carte de favorabilité et de la carte de résistance (Figure 5 & 8), nous avons modélisé les chemins de dispersion au sein de la distribution altitudinale de chacune des six espèces focales en utilisant le logiciel Omniscape. La carte des flux de dispersion résultante (flux cumulé; FC) permet d'identifier les zones ou le flux est important et canalisé – c'est-à-dire qu'il n'existe pas de chemins alternatifs équivalent – et dont la disparition pourrait entrainer une forte diminution de la connectivité (Figure 11). Globalement, cette modélisation à haute résolution spatiale (50m) permet une analyse visuelle fine des secteurs à conserver en priorité.

Concernant les zones présentant un flux faible à modéré, elles peuvent représenter soit une zone peu perméable due à la présence d'éléments naturels ou anthropiques limitant le déplacement (par exemple, surface en eau ou surface urbanisée), soit une zone hautement perméable mais avec tellement d'options de déplacement que le flux se « dilue ». Etant donné que les stratégies de conservation peuvent différer en fonction de l'effet relatif de ces facteurs sur la probabilité de déplacement, il serait pertinent d'essayer de les distinguer. Pour cela, il est possible d'obtenir une carte de « flux cumulé normalisé » (FCN) en divisant le flux cumulé (FC) par le flux potentiel (FP) qui est obtenu en considérant une résistance au déplacement nulle (R = 1 pour toutes les classes d'occupation du sol). Cette procédure, suggérée par McRae et al. (2016) devrait permettre de distinguer les zones où le flux est entravé (FCN <1) – c'est-à-dire que le flux est limité par la présence de barrières ; des zones où le flux est diffus (FCN ≈ 1) c'est-à-dire que le flux cumulé est équivalent au flux potentiel ; des zones où le flux est intensifié (FCN > 1) voire canalisé (FCN >> 1) - c'est-à-dire qui correspondent à des « goulots d'étranglement » (voir par exemple, Cameron et al., 2022; Schloss et al., 2022). L'identification de ces différentes catégories nécessite néanmoins de définir des seuils numériques adaptés à la distribution des valeurs de FCN, en accord avec les connaissances des experts concernant le territoire cible (Gallo et al., 2019). Ce travail n'a pas été effectué dans le cadre de cette étude mais pourrait être envisagé si des préconisations de gestion adaptées à chaque espèce focale doivent être formulées.









4.1 Estimation de la résistance au déplacement

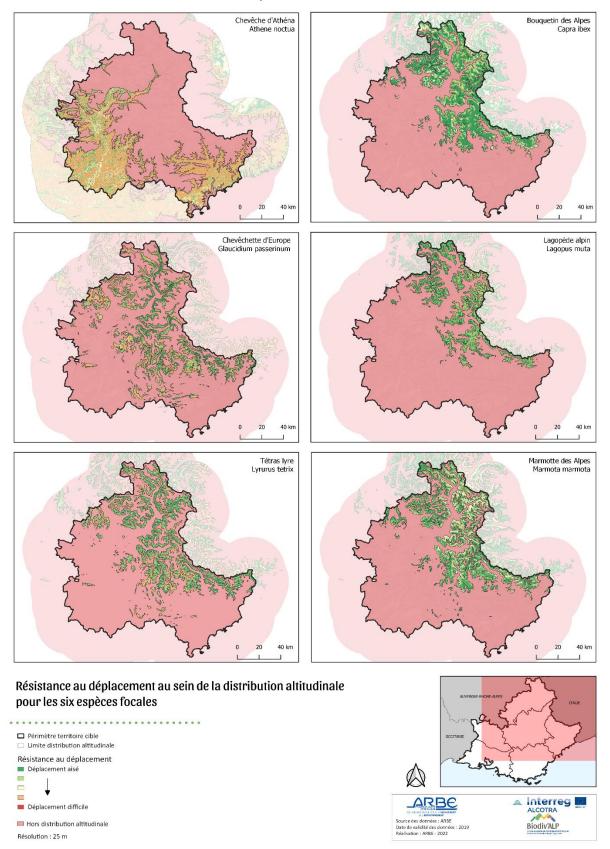


Figure 8. Carte de la résistance au déplacement restreinte à la distribution altitudinale pour chacune des six espèces focales









4.2 Evaluation de la connectivité globale et de l'importance des AHVE via Graphab

Table 3a. Distance de dispersion médiane (unité métrique convertie en unité de coût) et propriétés des nœuds du graphe (AHVE)

Code Espèce	Nom latin	Nom vernaculaire	DistM (m)	DistC (uc)	NN	SMN (km²)
ATHNOC	Athene noctua	Chevêche d'Athéna	4000	632	2424	0,65
CAPIBE	Capra ibex	Bouquetin des Alpes	16000	353	127	19,51
GLAPAS	Glaucidium passerinum	Chevêchette d'Europe	2000	197	637	1,47
LAGMUT	Lagopus muta	Lagopède alpin	9000	508	447	2,86
LYRTET	Lyrurus tetrix	Tétras lyre	14000	2708	500	4,05
MARMAR	Marmota marmota	Marmotte des Alpes	2000	113	4540	0,54

DistM (Distance de dispersion mesurée en mètres) ; DistC (Distance de dispersion mesurée en unités de coût) ; NN (Nombre de nœuds) ; SMN (Superficie moyenne des nœuds)

Table 3b. Métrique pondérée globale (PC) et métriques surfaciques et topologiques des composantes calculées dans Graphab pour chacune des six espèces focales

Code Espèce	Nom latin	Nom vernaculaire	PC	NC	SMC (km²)	SGC (km²)
ATHNOC	Athene noctua	Chevêche d'Athéna	4,61E-05	182	8,7	307
CAPIBE	Capra ibex	Bouquetin des Alpes	5,27E-04	6	413	2220
GLAPAS	Glaucidium passerinum	Chevêchette d'Europe	5,17E-06	173	5,5	80
LAGMUT	Lagopus muta	Lagopède alpin	4,99E-05	25	51	304
LYRTET	Lyrurus tetrix	Tétras lyre	3,09E-04	21	96	1850
MARMAR	Marmota marmota	Marmotte des Alpes	8,69E-05	162	15	1070

PC (Probabilité de Connectivité) ; NC (Nombre de composantes) ; SMC (Superficie moyenne des composante) ; SGC (Superficie de la plus grande composante)









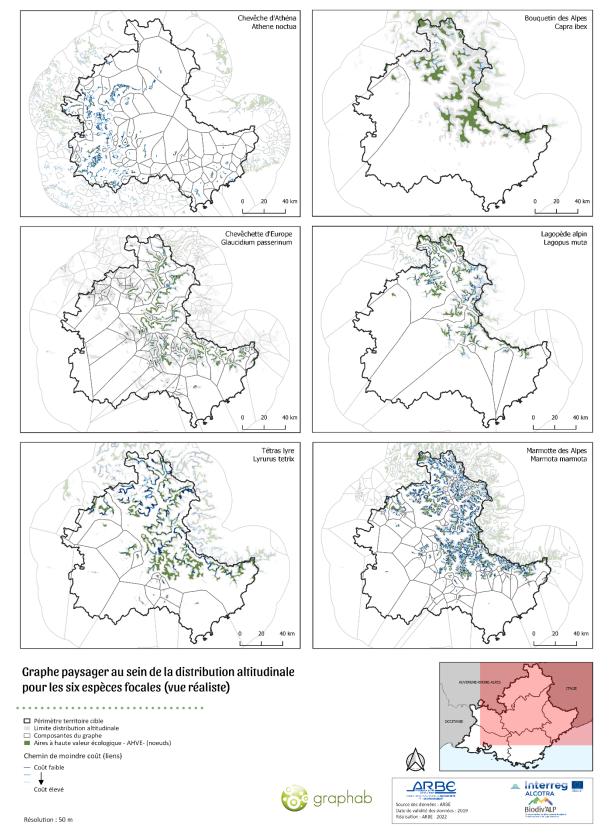


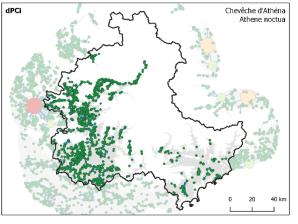
Figure 9. Carte des graphes paysagers (nœuds, liens et composantes) restreinte à la distribution altitudinale pour chacune des six espèces focales

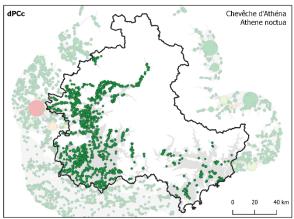


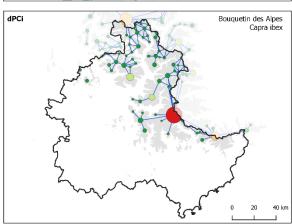


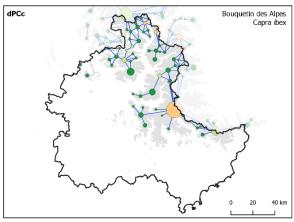


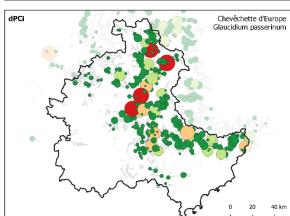


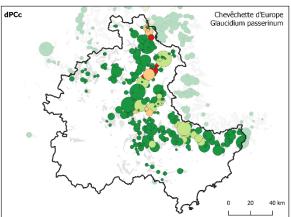












Delta-métrique dPC décliné en deux composantes - dpC intra (gauche) et dPC connector (droite) au sein de la distribution altitudinale pour les six espèces focales (vue topologique) - partie 1















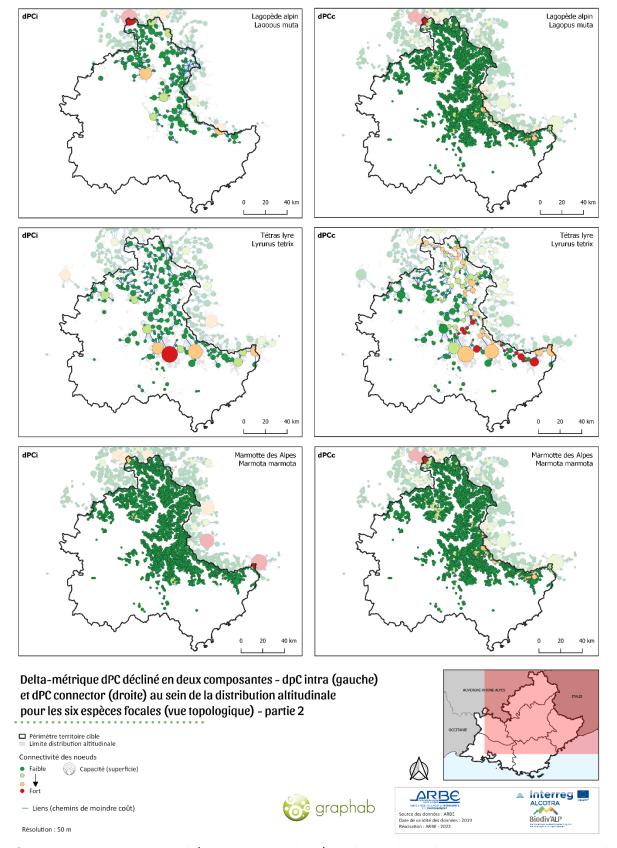


Figure 10. Carte de connectivité des AHVE restreinte à la distribution altitudinale pour chacune des six espèces focales – *dPCintra* (gauche) reflétant l'importance des AHVE en termes de quantité d'habitat disponibles et *dPCcon* (droite) reflétant l'importance des AHVE en termes de relais dans la dispersion









4.3 Modélisation des flux de dispersion via Omniscape

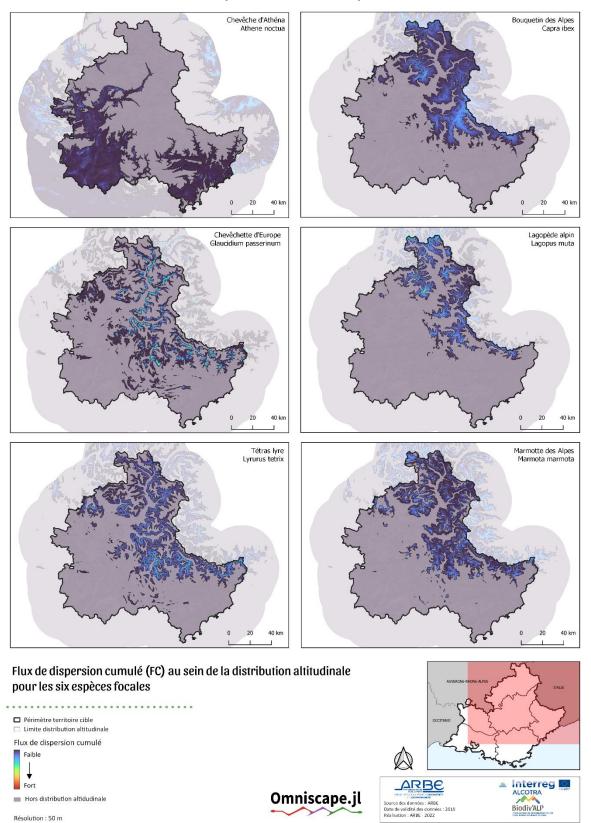


Figure 11. Carte des flux de dispersion (flux cumulé; FC) restreinte à la distribution altitudinale pour chacune des six espèces focales









5. Etablissement d'un diagnostic multi-espèces des continuités écologiques

Nous avons synthétisé les résultats obtenus pour chaque espèce focale en vue d'établir un diagnostic multi-espèces des continuités écologiques sur le territoire cible.

Dans un premier temps, nous avons superposé les cartes des AHVE obtenues indépendamment pour chacune des six espèces focales (Figure 7). Nous pouvons constater qu'un pixel est considéré comme particulièrement favorable au maximum pour trois espèces simultanément (Figure 12). Ce résultat souligne la diversité des besoins écologiques entre les espèces focales et conforte la procédure de sélection utilisée dans cette étude qui repose sur l'identification de différents profils écologiques.

Dans un second temps, nous avons superposé les cartes de flux de dispersion obtenues indépendamment pour chacune des six espèces focales (Figure 11). Etant donné que les zones principales de dispersion sont différentes entre les espèces focales, l'obtention d'une carte consensus intégrant l'ensemble des espèces apparaissait peu pertinente. Par conséquent, au préalable, nous avons effectué un regroupement d'espèce en se basant sur une analyse des corrélations des valeurs de flux cumulé (FC). Trois groupes d'espèces ont pu être identifiés – (i) Chevêche d'Athéna ; (ii) Chevêchette d'Europe et Tétras lyre ; (iii) Lagopède alpin, Bouquetin des Alpes et Marmotte des Alpes (Figure 13). Globalement, le principal critère de regroupement semble être la distribution altitudinale et plus particulièrement la limite altitudinale « haute ». En effet, les espèces du 3º groupe ont une distribution qui s'étend jusqu'à l'étage alpin alors que les espèces du 2º groupe ne sont pas présentes au-delà de l'étage subalpin et que l'espèce du 1er groupe est présente uniquement au sein de l'étage collinéen. Entre outre, les classes d'occupations du sol « roche et sols nu » et « pelouses sommitales » ne sont pas considérés comme des milieux potentiels pour la Chevêchette d'Europe et le Tétras lyre, contrairement aux espèces du 3º groupe. Néanmoins, au vu des coefficients de corrélation entre le Tétras lyre, le Bouquetin des Alpes et la Marmotte des Alpes (0.20 et 0.33, respectivement), l'inclusion de cette espèce dans le 3° groupe pourrait également être envisagée.

À la suite de ce regroupement, nous avons créé une carte consensus des continuités écologiques indépendamment pour les trois groupes d'espèces. La synthèse a été effectuée en calculant la moyenne des valeurs de flux (qui ont été préalablement standardisées) nous permettant ainsi d'identifier les principales zones de dispersion communes aux espèces d'un même groupe. On peut observer que les zones de dispersion apparaissent relativement continues et diffuses pour les espèces du 3° groupe alors qu'elles semblent plus canalisées pour les espèces du 2° groupe. Enfin, les zones de dispersion pour l'espèce du 1er groupe apparaissent discontinues et relativement canalisées à l'échelle du territoire cible (Figure 14).









5.1 Carte consensus des AHVE

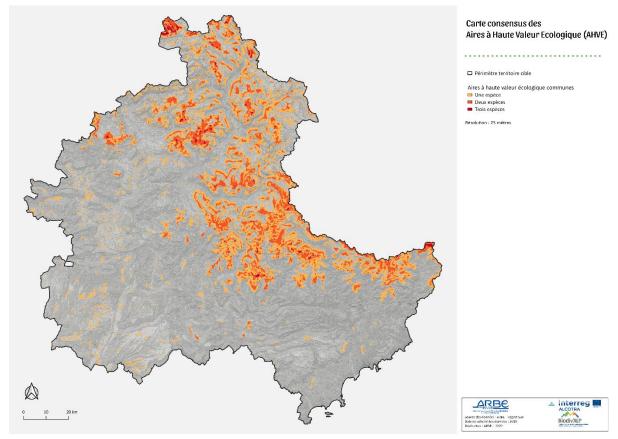


Figure 12. Carte consensus des AHVE obtenue en superposant les AHVE identifiées indépendamment pour chacune des six espèces focales









5.2 Carte consensus des flux de dispersion

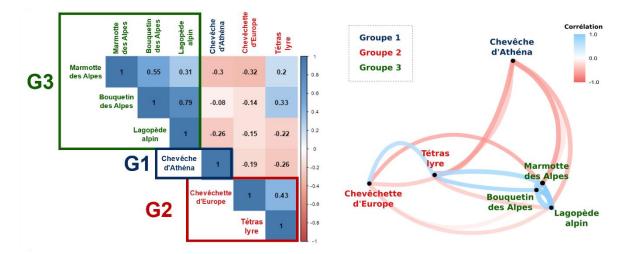


Figure 13. Coefficients de corrélation entre les valeurs de flux cumulé (FC) obtenus indépendamment pour chacune des six espèces focales et regroupement en trois groupes

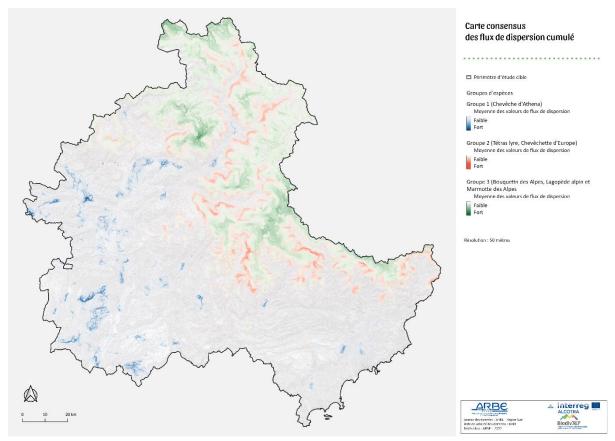


Figure 14. Carte consensus des chemins de dispersion (moyenne des valeurs de flux) pour les trois groupes d'espèces









6. Validation des cartes de potentialité et favorabilité en habitat pour chaque espèce focale

Dans cette étude, nous avons effectué une validation des cartes de potentialité et de favorabilité en habitat à partir des observations extraites de la plateforme SILENE.

Concernant les cartes de potentialité (Figure 15), la majorité des observations se situent au sein des classes d'occupation du sol considérées comme « fortement potentielle » (coefficient = 3), excepté pour la Chevêche d'Athéna pour laquelle les observations sont principalement effectuées au sein de classes d'occupation du sol considérées comme « non-potentielles » (coefficient = 0). Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce résultat. D'une part, il est possible que les connaissances concernant l'habitat de cette espèce soient incomplètes et que certaines classes d'occupation jugées non potentielles, le soient en réalité, même faiblement. D'autre part, il est également possible que ce résultat reflète un biais méthodologique lié à la précision des observations (25 m). En effet, ce niveau de précision correspond à la résolution des cartes de potentialité. Or, étant donné que les zones considérées comme « potentielles » apparaissent relativement fragmentées (nombreuses zones de petite superficie), il est possible qu'un certain nombre de points de présence soient localisés dans un pixel « non-potentiel » alors que l'observation sur le terrain a été faite dans un pixel « potentiel » adjacent. Dans tous les cas, les continuités écologiques identifiées pour la Chevêche d'Athéna doivent être interprétées avec beaucoup de précautions.

Concernant les cartes de favorabilité (Figure 16), en accord avec la validation des cartes de potentialité, nous avons trouvé que les observations étaient situées au sein de pixels présentant globalement une valeur de favorabilité (indice F) relativement élevée, excepté pour la Chevêche d'Athéna et dans une moindre mesure pour la Chevêchette d'Europe (Table 4).

Table 4. Valeur moyenne de l'indice favorabilité en habitat (F) associé à chaque observation

Code Espèce	Nom latin	Nom vernaculaire	Indice F mean ± sd
ATHNOC	Athene noctua	Chevêche d'Athéna	0.21 ± 0.25
CAPIBE	Capra ibex	Bouquetin des Alpes	0.64 ± 0.35
GLAPAS	Glaucidium passerinum	Chevêchette d'Europe	0.39 ± 0.29
LAGMUT	Lagopus muta	Lagopède alpin	0.62 ± 0.33
LYRTET	Lyrurus tetrix	Tétras lyre	0.60 ± 0.34
MARMAR	Marmota marmota	Marmotte des Alpes	0.56 ± 0.42









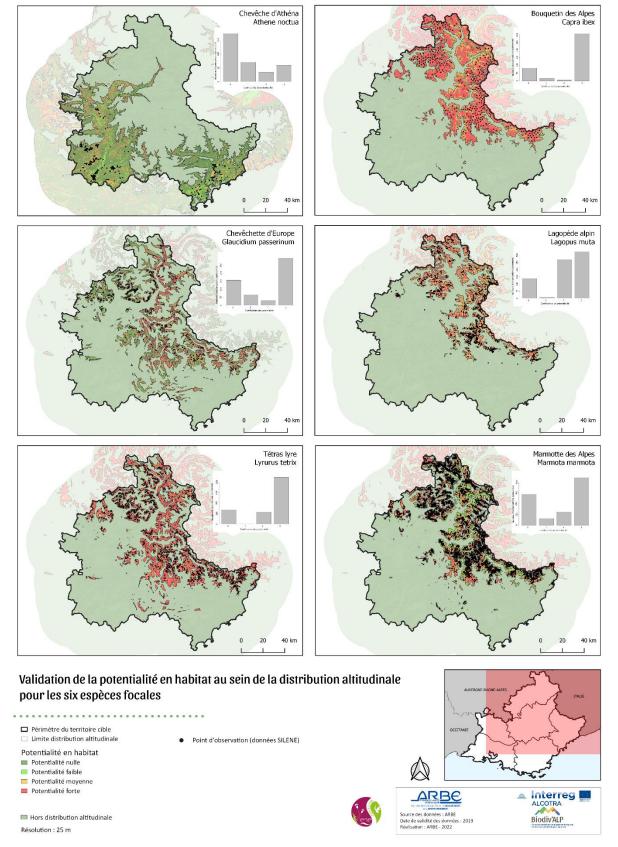


Figure 15. Carte de la localisation des observations extraites de la plateforme SILENE en fonction des différents niveaux de potentialité en habitat pour chacune des six espèces focales









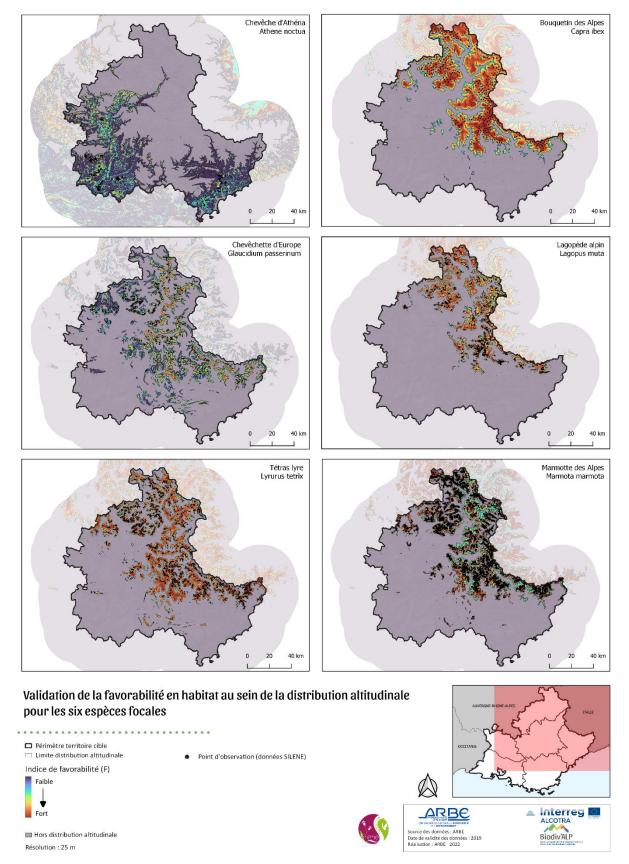


Figure 16. Carte de la localisation des observations extraites de la plateforme SILENE en fonction des valeurs de favorabilité en habitat (indice F) pour chacune des six espèces focales









DISCUSSION: INTERETS & LIMITES DE L'APPROCHE

1. Sélection des espèces focales

La procédure de sélection utilisée dans cette étude nous a permis de cibler des espèces à fort enjeu de conservation, présentant des traits de vie et besoins écologiques contrastés et qui sont « emblématiques » du territoire cible. Cependant, il est important de souligner que les espèces retenues sont principalement des espèces de « haute altitude » (étage subalpin et alpin), à l'exception de la Chevêche d'Athéna. Or, à cette altitude, les enjeux de continuités sont relativement faibles puisqu'il s'agit principalement de milieux naturels relativement préservés en comparaison des secteurs de « basse altitude » (étage collinéen) où se concentrent les activités anthropiques (urbanisation, infrastructures de transport, exploitation intensive des ressources...). Il serait donc pertinent de compléter cette sélection avec une ou deux espèces (idéalement un mammifère terrestre et un oiseau) afin de mieux représenter le secteur des Préalpes et les enjeux associés, tout en veillant à ne pas sélectionner une espèce trop généraliste à forte capacité de dispersion qui pourrait se révéler non pertinente dans le cadre d'une analyse des continuités.

2. Impact des choix méthodologiques sur la modélisation des réseaux écologiques

Les réseaux écologiques modélisés peuvent montrer une certaine variabilité en fonction des choix méthodologiques effectués aux différentes étapes de leur conception (Bernier & Théau, 2013). Deux étapes apparaissent particulièrement cruciales (i) l'identification des zones d'habitat les plus favorables (AHVE) et (ii) la modélisation des chemins de dispersion qui va elle-même dépendre de deux sous-étapes présentant chacune des contraintes différentes – d'une part l'estimation de la résistance aux déplacements et d'autre part l'algorithme utilisé pour « tracer » les chemins.

2.1 Identification des zones d'habitat les plus favorables

La délimitation des parcelles d'habitat – nécessaire pour l'élaboration de graphes paysagers – est plus facile à réaliser dans les paysages gérés qui présentent généralement des bords nets entre les unités de paysage que dans les paysages naturels où la variation spatiale des conditions écologiques est plus « douce » et moins contrastée, comme c'est le cas ici dans les secteurs de « haute altitude ». En ce sens, l'utilisation d'une approche par fenêtre glissante pour identifier les zones d'habitat les plus favorables apporte une réelle plus-value à la méthode puisqu'elle permet de ne pas restreindre le paysage à des unités homogènes et catégorielles (Fischer & Lindenmayer, 2006).

Dans notre cas, nous avons calculé un indice de favorabilité qui représente la densité des classes d'occupation du sol considérées comme « potentielle » pour assurer les besoins de l'espèce focale dans un espace équivalent à la superficie de son domaine vital journalier. La









procédure de validation réalisée à partir de données empiriques suggère que cette méthode est efficace et pertinente pour identifier les zones d'habitat les plus favorables pour l'ensemble des espèces focales, excepté pour la Chevêche d'Athéna.

Cette méthode présente néanmoins quelques limites étant donné que l'indice de favorabilité est calculé à partir de coefficients de potentialité qui sont attribués « à dire d'expert ». Or, cette approche est souvent considérée comme la moins rigoureuse d'un point de vue quantitatif car il n'y a aucun moyen de paramétrer et valider objectivement l'attribution des coefficients. De plus, il a été démontré qu'elle fournit une paramétrisation sous-optimale des variables environnementales par rapport aux approches empiriques (Clevenger et al., 2002). Par ailleurs, comme les experts viennent d'horizons et ont des expériences de terrain ou de recherche différentes, ils ont souvent des opinions divergentes concernant la potentialité en habitat ou la résistance au déplacement des différentes classes d'occupation du sol (Johnson & Gillingham, 2004). Diverses méthodes peuvent être utilisées pour réduire cette variation. Par exemple, les réponses peuvent être lissées en faisant la moyenne des coefficients mais ce type de procédure nécessite de pouvoir mobiliser un nombre suffisant d'experts (minimum entre 10 et 15) avec une méthodologie précise pour assurer l'indépendance des données, ce qui n'est pas toujours aisé à mettre en œuvre et relativement chronophage.

Une stratégie alternative serait d'utiliser directement les données d'observation – au moins en partie afin d'en conserver suffisamment pour l'étape de validation (voir par exemple Duflot et al., 2018). En effet, en se basant sur le concept de niche écologique, les modèles de distribution d'espèces (*Species Distribution Model*) analysent statistiquement les relations entre les données empiriques (abondance, occurrence) et les variables environnementales supposées les influencer. Ces relations peuvent ensuite être extrapolées à l'ensemble du territoire cible, ce qui permet de prédire la distribution de l'espèce focale – c'est-à-dire d'estimer la probabilité de présence en tout point de l'espace (Guisan & Zimmermann, 2000). En appliquant un seuil sur la carte résultante, il est alors possible de distinguer les parcelles d'habitat (probabilité de présence supérieure au seuil) de la matrice paysagère (probabilité de présence inférieure au seuil).

2.2 Modélisation des chemins de dispersion

Méthodes alternatives pour estimer la résistance au déplacement

Le déplacement des individus est un des comportements les plus difficiles à observer et représente donc un processus relativement mal connu pour la majorité des espèces. De ce fait, l'estimation de la résistance au déplacement correspond à l'étape la plus délicate lors de la modélisation des réseaux écologiques.

Dans cette étude, nous avons utilisé l'inverse des coefficients de potentialité en habitat pour définir des coefficients de friction qui ont ensuite été transformés en valeur de résistance selon









une échelle exponentielle. Cette méthode se révèle imparfaite pour plusieurs raisons. D'une part, les coefficients de potentialité sont attribués « à dire d'expert », or cette approche présente un certain nombre de limites (voir ci-dessus). D'autre part, l'utilisation des coefficients de potentialité signifie que nous faisons l'hypothèse que le comportement de déplacement d'un individu répond aux mêmes préférences que celui de la sélection de l'habitat, ce qui reste à démontrer (Zeller et al., 2012). En effet, parmi les classes d'occupation du sol présentant une potentialité nulle en termes d'habitat, il est possible que certaines soient tout de même utilisées pour le déplacement (faible résistance) alors que d'autres sont clairement évitées (forte résistance).

Une stratégie alternative serait d'estimer les valeurs de résistance à partir de données empiriques. Par exemple, Duflot et al. (2018) estiment la résistance au déplacement en calculant l'inverse de la probabilité de présence obtenue à partir des modèles de distribution d'espèces – plus la probabilité de présence est faible, plus le paysage est résistant au déplacement (Guisan & Thuiller, 2005). Cette approche est considérée comme plus rigoureuse par rapport au dire d'expert mais elle reste basée sur une hypothèse forte concernant le lien entre sélection de l'habitat et capacité de dispersion.

Idéalement, il faudrait donc estimer et sélectionner les valeurs de résistance optimales par modélisation statistique en utilisant des données de déplacement obtenues directement à partir de suivis télémétriques ou indirectement à partir de protocoles de capture-marquage-recapture ou d'études génétiques. Cette méthode présente l'avantage de s'appuyer plus explicitement sur le déplacement des espèces, mais elle est plus lourde à mettre en œuvre sur le plan pratique et économique (Zeller et al., 2012). Dans notre cas, nous disposons de données GPS issues de suivis télémétriques pour deux espèces focales – le Bouquetin des Alpes et le Tétras Lyre (voir la section 4 pour plus de détails).

Choix des algorithmes: chemin de moindre coût versus flux de courant

Dans cette étude, nous avons utilisé de façon complémentaire des méthodes issues de la théorie des graphes (Graphab) et de la théorie des circuits (Omniscape) afin de modéliser les réseaux écologiques des six espèces focales. Ces deux théories sont fondées sur des hypothèses différentes concernant le comportement de déplacement des espèces et plus généralement sur leur perception de l'environnement.

L'utilisation de graphes paysagers nous a permis de modéliser les chemins de moindre coût (liens du graphe) qui représentent le trajet optimal entre deux parcelles d'habitat (nœuds du graphe). Il est important de garder en tête que ces linéaires sont tracés finement (à l'échelle du pixel) et peuvent ne pas être représentatifs de la réalité du déplacement des espèces puisque celui-ci peut s'effectuer via de multiples chemins ou de façon plus diffuse à travers de vastes zones relativement perméables. Cela est particulièrement vrai dans les territoires faiblement anthropisés, comme c'est le cas des espaces montagnards. Ne pas prendre en compte ces









chemins peut entraîner des conséquences importantes en termes de planification territoriale. En effet, les aménageurs peuvent considérer, à tort, qu'il existe un seul et unique chemin permettant de maintenir un bon niveau de connectivité global du réseau et donc qu'ils disposent d'une marge de manœuvre dans les politiques d'aménagement plus faible qu'en réalité.

Ainsi, dans le cadre de cette étude, nous avons privilégié les outils issus de la théorie des circuits pour caractériser la dispersion à travers l'ensemble du paysage. Concrètement, nous avons pu cartographier les flux de dispersion potentiels en tenant compte de l'ensemble des chemins alternatifs possibles, contrairement au graphe paysager. Cet outils présente l'intérêt d'identifier les zones de dispersion canalisées qui seront à conserver en priorité, sans pour autant occulter les zones de dispersion plus diffuses.

3. Evaluation de la robustesse des résultats : incertitude des paramètres

La performance actuelle des logiciels de SIG et des logiciels de modélisation peut inciter à produire des cartes de continuités sans examiner réellement les fondements écologiques concernant les valeurs des paramètres d'entrée des modèles. Pourtant, la modélisation des réseaux écologiques, comme tout modèle, implique une simplification des processus étudiés (sélection de l'habitat, dispersion...). Selon les méthodes choisies, les données utilisées et les espèces focales, différentes sources d'incertitude peuvent entrer en ligne de compte. Dans ce contexte, chaque étude visant à modéliser les réseaux écologiques devrait évaluer la robustesse de la méthode employée, d'autant plus qu'il a déjà été souligné que la sensibilité des résultats aux différents paramètres variait selon le type de paysage (Rayfield et al., 2010).

Plus précisément, l'objectif est de déterminer dans quelle mesure les résultats de la modélisation changent en fonction des valeurs des paramètres d'entrée (analyse de l'incertitude) et éventuellement d'identifier quels paramètres ont la plus grande influence sur les résultats (analyse de sensibilité).

Une stratégie possible et relativement facile à mettre en œuvre consiste à utiliser une approche « par scénario » – c'est-à-dire à définir plusieurs valeurs au sein de la gamme possible pour le paramètre que l'on cherche à évaluer et comparer les résultats obtenus. Cette comparaison peut s'effectuer par un simple examen visuel ou de façon plus approfondie *via* le calcul d'indicateurs (par exemple, calcul de coefficients de corrélation).

Dans notre cas, l'incertitude associée aux paramètres suivants devrait être examinée en priorité:

- coefficients de potentialité en habitat attribués par les experts
- échelle des valeurs de résistance au déplacement
- seuil de l'indice de favorabilité utilisé pour identifier les AHVE
- superficie du domaine vital et distance de dispersion des espèces focales
- distribution altitudinale des espèces focales









Au vu du nombre de paramètres dont la source d'incertitude est à considérer et la gamme des valeurs qu'il est possible de tester pour chacun de ces paramètres, le nombre de combinaisons généré est considérable. Par conséquent, l'analyse de robustesse ne peut pas révéler comment les résultats différeraient selon l'ensemble des combinaisons possibles et seul un choix restreint pourra raisonnablement être comparé. Néanmoins, même une analyse limitée peut suggérer les mesures nécessaires pour réduire l'incertitude et fournir aux utilisateurs des informations utiles (Beier et al., 2008). Ce type d'analyse est particulièrement important pour des études qui aboutiront à des recommandations ou des mesures de conservation. En effet, présenter la gamme complète des possibilités d'actions ajoute de la transparence au processus et augmente la probabilité d'obtenir l'adhésion des décideurs, aménageurs et gestionnaires.

Enfin, nous attirons l'attention sur une autre source importante d'incertitude lors de la conception des réseaux écologiques qui est dû aux erreurs dans la caractérisation de l'occupation du sol – c'est-à-dire une mauvaise délimitation des entités et/ou des erreurs de classification. L'amélioration de la fiabilité de la carte d'occupation du sol représente probablement l'enjeu le plus important pour améliorer la fiabilité des réseaux modélisés puisqu'elle représente la donnée initiale. Il est également important d'avoir en tête que la résolution de la carte d'occupation du sol va déterminer le degré de précision qu'il est possible d'atteindre dans le « tracé » des chemins de dispersion.

4. Validation des réseaux écologiques à partir de données empiriques

Étant donné les nombreuses sources d'incertitude dans le processus de modélisation des réseaux écologiques (voir la section précédente) et la propagation des erreurs – depuis la cartographie imparfaite de l'occupation du sol jusqu'au paramètres utilisés pour la modélisation des chemins de dispersion – la validation des cartes obtenues aux différentes étapes de la conception des réseaux écologiques devrait être systématique afin d'éviter tout excès en termes d'interprétation. Pourtant, à ce jour, seules 25% des études qui ont explicitement cherché à cartographier les continuités écologiques, ont tenté de valider leur approche à partir de données empiriques (Lalechère & Bergès, 2021).

Dans cette étude, nous avons effectué une validation préliminaire des zones d'habitat les plus potentielles/favorables (évaluation basée sur un examen visuel associé au calcul de statistiques) qu'il conviendrait de compléter par des analyses spatiales plus élaborées.

En outre, la validation des chemins de dispersion devrait également être effectuée, idéalement à partir de données de déplacement. Cependant, en raison de la difficulté et du coût élevé pour obtenir ces données pour un grand nombre d'individus, très peu d'études ont validé les résultats de leur modélisation à partir de ce type de données (Foltête et al., 2020). Dans le cadre ce projet, le parc national des Ecrins nous a transmis des données GPS issues de suivis









télémétriques effectués pour deux espèces focales – le Bouquetin des Alpes¹ avec 93 individus suivis entre 2013 et 2021 (dont 57 mâles et 36 femelles) et le Tétras-Lyre avec 6 individus suivis entre 2019 et 2021 (seulement des mâles) et 12 individus en 2022 (dont 11 mâles et 1 femelle). L'étape de préparation des données étant relativement chronophage, la validation des chemins de dispersion modélisés n'a pu être réalisée dans la cadre de cette étude, faute de temps, mais représente une perspective intéressante à mettre en œuvre.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La construction de la démarche et le choix des outils de modélisation des réseaux écologiques va dépendre des questions que l'on se pose, du type de données dont on dispose et des applications souhaitées notamment en termes de conservation. Le choix des espèces représente également un élément déterminant (Avon & Bergès, 2012). L'objectif de ce projet était d'identifier les continuités écologiques terrestres à fort enjeu de conservation au sein d'un vaste territoire (zone Alcotra incluse en région Sud représentant une superficie de près de 17 000 km²). Pour cela, nous avons défini un cadre méthodologique fondé sur plusieurs étapes successives permettant une modélisation des réseaux écologiques à fine résolution spatiale (50 m) pour chacune des six espèces focales.

Deux outils complémentaires ont été utilisés afin d'évaluer la connectivité fonctionnelle – c'està-dire qui tient compte simultanément de la structure physique du paysage (occupation du sol, altitude...) ainsi que des besoins écologiques (types de milieux préférentiels) et traits biologiques (superficie du domaine vital, capacité de dispersion) des espèces focales. D'une part, les modèles de connectivité issus de la théorie des graphes nous ont permis de hiérarchiser les Aires à Haute Valeur Ecologique (zones d'habitats les plus favorables) selon leur importance en termes de quantité d'habitat disponible et/ou en tant que relais dans la dispersion. Ces modèles permettent de réaliser un diagnostic de l'état du réseau écologique de manière objective et reproductible. De plus, les éléments du graphe (nœuds et liens) peuvent directement être transposés aux éléments constitutifs de la trame verte (réservoirs et corridors) ce qui constitue une aide précieuse dans la planification territoriale (Clauzel & Bonnevalle, 2019; Urban et al., 2009). L'utilisation des chemins de moindre coût (liens) dans les stratégies d'aménagement du territoire reste néanmoins délicate étant donné que seul le chemin optimal est pris en compte dans ces modèles de connectivité. Ainsi, en complément, nous avons utilisé les outils issus de la théorie des circuits afin de modéliser l'ensemble des chemins de dispersion potentiels à travers le paysage, sans se limiter à une évaluation entre paires de parcelles d'habitat. Il est alors possible d'identifier les zones de passage où le flux est canalisé et irremplaçable et qui seront à conserver en priorité.

¹ Projet "LEMED-IBEX" n°1644 financé par le Fonds Européen de Développement Régional (FEDER) dans le cadre du programme Interreg V-A France-Italie ALCOTRA 2014-2020









En outre, ce cadre méthodologique repose sur une approche « espèce-centrée » ce qui conduit à des réseaux écologiques plus faciles à interpréter et à valider avec des données de terrain. Cependant, une critique majeure est qu'il semble irréaliste que les besoins d'une poignée d'espèces puissent représenter efficacement ceux du pool régional (Wiens et al., 2008). Par ailleurs, il peut être nécessaire de « synthétiser » les réseaux écologiques mono-spécifiques afin d'identifier les principales continuités écologiques à l'échelle du territoire d'étude. C'est le cas dans le cadre de ce projet dont l'objectif est de préfigurer une stratégie macrorégionale pour le maintien et la restauration des continuités écologiques à l'échelle de l'Arc Alpin occidental. Dans cette étude, le diagnostic multi-espèces a été effectué en superposant les cartes des AHVE et des flux de dispersion. Cette méthode peut néanmoins être questionnée dans la mesure où les espèces ont été choisies de façon à représenter la diversité des besoins écologiques et traits biologiques d'un pool d'espèces plus large. Dans ce cas, la combinaison des cartes peut se révéler peu informative. Une stratégie alternative serait d'appliquer ce cadre méthodologique à des espèces «virtuelles». Chaque espèce virtuelle pourrait être définie comme le profil écologique moyen d'un groupe d'espèces « réelles ». Il est également possible de construire des groupes fonctionnels représentatifs des principales stratégies de vie en combinant plusieurs traits, tels que le type de locomotion, le régime trophique, le degré de spécialisation vis-à-vis de l'habitat... Chaque combinaison représente un groupe fonctionnel pour lequel les valeurs des traits seront attribuées arbitrairement, de façon à être contrastées entre chaque groupe (voir par exemple Clauzel & Bonnevalle, 2019). Ainsi, cette étude pourrait être vue comme une première étape permettant de valider la méthode à partir d'espèces « réelles » pour lesquelles nous disposons de données empiriques. La deuxième étape consisterait à appliquer ce cadre méthodologique sur des espèces virtuelles / groupes fonctionnels afin d'obtenir une évaluation plus globale des continuités écologiques à fort enjeu de conservation au sein du territoire cible.

BIBLIOGRAPHIE

- Avon, C., & Bergès, L. (2012). *Outils pour l'analyse de la connectivité des habitats*. In Projet J Diacofor-Convention cadre Irstea-MEDDE DEB (2012-2014)
- Beier, P., Majka, D. R., & Spencer, W. D. (2008). Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836–851. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x
- Bernier, A., & Théau, J. (2013). Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada). *VertigO*, 13(2). https://doi.org/10.4000/vertigo.14105
- Cameron, D. R., Schloss, C. A., Theobald, D. M., & Morrison, S. A. (2022). A framework to select strategies for conserving and restoring habitat connectivity in complex landscapes. Conservation Science and Practice, 4(6). https://doi.org/10.1111/csp2.12698
- Clauzel, C., & Bonnevalle, C. (2019). Apports de la modélisation spatiale pour la gestion de la trame verte et bleue. Cybergeo : Revue Européenne de Géographie / European journal of









- geography, *UMR8504 Géographie-Cités*. https://www.researchgate.net/publication/333797493
- Clevenger, Anthony. P., Wierzchowski, J., Chruszcz, B., & Gunson, K. (2002). GIS-Generated, Expert-Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages. *Conservation Biology*, 16(2), 503–514.
- Duflot, 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. *Journal for Nature Conservation*, 46, 38–47. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.005
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2006). Beyond Fragmentation: The Continuum Model for Fauna Research and Conservation in Human-Modified Landscapes. *Oikos*, 112(2), 473–480.
- Foltête, J.-C., Savary, P., Clauzel, C., Bourgeois, M., Girardet, X., Sahraoui, Y., Vuidel, G., & Garnier, S. (2020). Coupling landscape graph modeling and biological data: a review. Landscape Ecology, 35(5), 1035–1052. https://doi.org/10.1007/s10980-020-00998-7
- Gallo, J. A., Butts, E. C., Miewald, T. A., & Foster, K. A. (2019). Comparing and Combining Omniscape and Linkage Mapper Connectivity Analyses in Western Washington.

 Conservation Biology Institute. Corvallis, OR. 34 pp. https://doi.org/https://doi.org/10.6084/m9.figshare.8120924
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9
- Johnson, C. J., & Gillingham, M. P. (2004). Mapping uncertainty: sensitivity of wildlife habitat ratings to expert opinion. *Journal of Applied Ecology*, 41(6), 1032–1041. https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00975.x
- Lalechère, E., & Bergès, L. (2021). A validation procedure for ecological corridor locations. Land, 10(1320). https://doi.org/10.3390/land10121320
- McRae, B. H., Popper, K., Jones, A., Schindel, M., Buttrick, S., Hall, K., Unnasch, R. S., & Platt, J. (2016). Conserving Nature's Stage: Mapping Omnidirectional Connectivity for Resilient Terrestrial Landscapes in the Pacific Northwest. The Nature Conservancy, Portland Oregon. 47 pp. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4158.6166
- Rayfield, B., Fortin, M.-J., & Fall, A. (2010). The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology*, 25(4), 519–532. https://doi.org/10.1007/s10980-009-9436-7
- Rubio, L., & Saura, S. (2012). Assessing the importance of individual habitat patches as irreplaceable connecting elements: An analysis of simulated and real landscape data. *Ecological Complexity*, 11, 28–37. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.01.003
- Schloss, C. A., Cameron, D. R., McRae, B. H., Theobald, D. M., & Jones, A. (2022). "No-regrets" pathways for navigating climate change: planning for connectivity with land use,









- topography, and climate. *Ecological Applications*, 32(1), e02468. https://doi.org/10.1002/eap.2468
- Urban, D. L., Minor, E. S., Treml, E. A., & Schick, R. S. (2009). Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, 12(3), 260–273. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01271.x
- Wiens, J. A., Hayward, G. D., Holthausen, R. S., & Wisdom, M. J. (2008). Using Surrogate Species and Groups for Conservation Planning and Management. *BioScience*, 58(3), 241–252. https://doi.org/10.1641/B580310
- Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777–797. https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0