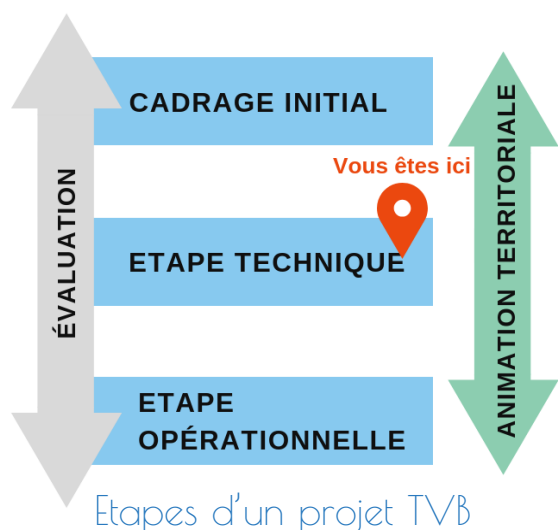




DIAGNOSTIC DES CONTINUITÉS ÉCOLOGIQUES SUR UN TERRITOIRE : UNE DIVERSITÉ DE MÉTHODES

→ Objectif du document :

Basé sur le cadre méthodologique pour identifier les trames vertes et bleues aux échelles infra-régionales proposé dans l'annexe continuités écologiques du SRADDET - cinquième partie du rapport 3 du plan d'actions stratégiques de l'ex-Schéma Régional de Cohérence Ecologique (SRCE) breton, ce document présente de façon simplifiée les concepts et théories scientifiques sur lesquels reposent les méthodes d'identification des continuités écologiques couramment employées pour les modéliser. Il propose également un regard critique sur ces méthodes afin de permettre aux utilisateurs de faire des choix éclairés. Il s'agit d'apporter une description compréhensible pour les aménageurs et praticiens leur permettant d'appréhender les types de modélisation des continuités écologiques et leurs différences, et de souligner les enjeux méthodologiques associés au paramétrage et donc des compétences associées pour leur mise en œuvre.

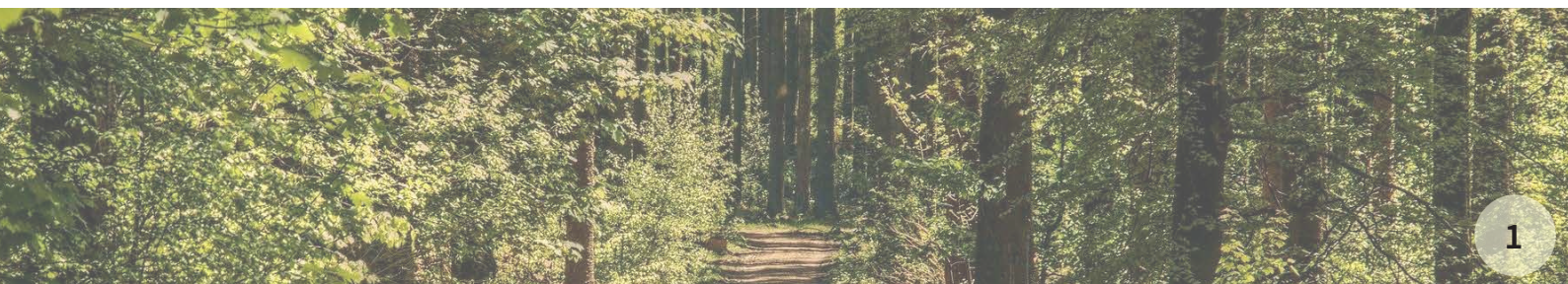


Il n'existe pas une seule méthode, mais plusieurs qui sont plus ou moins adaptées selon les enjeux de continuités écologiques sur le territoire considéré. L'identification des continuités est une étape qui nécessite la mise en place d'une démarche de concertation avec les acteurs locaux, afin qu'ils s'approprient les résultats et les discutent, quitte à les affiner.

Le document porte sur les méthodes d'analyse des continuités en milieu terrestre (trame verte¹), l'identification des continuités écologiques relatives à la trame bleue et la trame noire ne s'examinant pas de la même façon.

L'identification des continuités est une étape technique qui intervient, dans une démarche de projet trame verte et bleue territorial, idéalement après avoir identifié les enjeux de biodiversité relatifs aux continuités sur le territoire concerné. Ces enjeux sont déterminés à partir de la caractérisation du territoire, réalisée en concertation avec l'ensemble des acteurs locaux. Cette caractérisation permet notamment de répertorier et d'acquérir les données nécessaires à l'identification des continuités écologiques, ainsi que de discuter et de définir la méthodologie à adopter (phase 2 de l'annexe continuités écologiques du SRADDET - ex SRCE). Un document détaillant la construction de cette caractérisation du territoire a été produit dans le cadre du projet CHEMINS pour guider les chargés de mission TVB¹.

¹ Se référer aux liens avec les autres documents CHEMINS en fin de document.





1. Pour quelles raisons faut-il identifier les continuités écologiques ?.....	3
2. Concepts d'écologie du paysage.....	4
a. La notion d'échelle écologique.....	4
b. Que sont les continuités écologiques ?.....	4
c. La fragmentation et la connectivité du paysage.....	5
3. Supports d'informations pour l'aide à l'identification et à la validation des continuités écologiques.....	7
a. Les zonages institutionnels.....	7
b. Les documents de cadrage.....	8
c. Le lien avec les territoires voisins.....	8
d. La cartographie d'occupation du sol.....	8
e. La vérification/validation de terrain.....	9
4. Les différentes méthodes employées pour identifier les continuités.....	9
a. L'approche corridors écologiques et réservoirs de biodiversité.....	12
b. L'approche par sous-trames.....	13
c. L'identification des continuités par interprétation visuelle.....	16
d. L'identification des continuités par modélisation spatiale.....	17
1. Les méthodes d'analyse par densité de continuité.....	17
2. Les méthodes d'analyse de la connectivité structurelle.....	21
3. Les méthodes d'analyse de la connectivité fonctionnelle.....	22
5. Limites et complémentarités des différentes méthodes.....	32
Conclusion pour la TVB.....	35





1. Pour quelles raisons faut-il identifier les continuités écologiques ?

La Trame Verte et Bleue (TVB) est un outil d'aménagement et de planification qui vise à reconstituer et à maintenir un réseau de continuités écologiques cohérent, permettant aux espèces animales et végétales de vivre, de circuler et d'interagir ainsi qu'aux habitats naturels de fonctionner. La TVB tend donc principalement vers deux objectifs, qui sont :

- préserver la fonctionnalité des écosystèmes pour permettre la conservation des espèces et/ou des habitats
- protéger la biodiversité de l'impact des activités humaines en favorisant une gestion durable du territoire (Bernier & Théau 2013).

Pour plus d'informations, un document détaillé sur la politique de la trame verte et bleue a été produit dans le cadre du projet CHEMINS (CONN1. La TVB qu'est-ce que c'est ?).

La mise en œuvre de la TVB sur un territoire requiert donc dans un premier temps d'établir une phase d'identification des continuités écologiques. C'est à partir de ce diagnostic qu'il est ensuite possible de définir quels sont les enjeux de maintien et de restauration de ces continuités. Plus précisément, l'étape d'identification des continuités peut servir à répondre aux questions suivantes (Avon *et al.* 2014) :

- Quels habitats et corridors sont importants pour la connectivité d'une espèce, quels sont ceux à conserver en priorité ?
- Où faut-il modifier le réseau écologique d'une espèce pour améliorer sa connectivité globale ?
- Quels vont être les impacts d'un changement d'occupation du sol ou d'une mesure d'aménagement sur le réseau écologique d'une espèce ?

Ces sont les avancées conceptuelles et théoriques dans le domaine de l'écologie du paysage et de la géomatique qui ont fourni les bases de la définition de la politique TVB et de sa mise en œuvre. Un document détaillant l'évolution de la représentation des continuités écologiques a été produit dans le cadre du projet CHEMINS (CONN2). Par conséquent, l'identification des continuités écologiques d'un territoire et de leurs enjeux (maintien, restauration etc.) doit s'appuyer sur ces fondements scientifiques afin de mettre en place un plan d'actions efficace pour l'aménagement et la gestion de la biodiversité.





L'écologie du paysage

Définition issue du livret ACE « l'approche écopaysagère, mise en évidence des trames vertes dans les territoires ruraux »

L'écologie du paysage est une discipline qui analyse les effets de la composition et de la structure des paysages sur les processus écologiques, ainsi que les facteurs organisant ces paysages. Elle offre des méthodes pour gérer la conception, la mise en place et le suivi de modes d'aménagement et de gestion appropriés à la diversité écologique des paysages.

Pour l'écologue, le paysage est un système écologique dont la composition des différents types d'occupation du sol (forêts, prairies, bâti, cultures, routes...) et leurs arrangements spatiaux contrôlent la présence d'espèces (liée aux ressources présentes), mais aussi leurs déplacements et leurs interactions. L'hétérogénéité est donc une composante fondamentale des paysages. Le fait qu'il existe plusieurs grands types de paysages (bocages, grandes cultures, prairies...), avec chacun ses spécificités, implique la nécessité d'aborder la gestion des paysages à différentes échelles, celle du paysage et celle d'ensemble de paysages différents.

2. Concepts d'écologie du paysage

Il est nécessaire de devoir s'approprier certains concepts scientifiques développés dans le cadre de l'écologie du paysage, afin de comprendre et d'utiliser sciemment les différentes méthodes disponibles pour identifier les continuités écologiques sur un territoire.

a. La notion d'échelle écologique

Les dynamiques et processus écologiques sur un territoire interviennent à différentes échelles spatiales, ce qui rend parfois difficile leur compréhension. Cette notion d'échelle est prise en compte par la politique TVB de par sa déclinaison entre son niveau national, régional et local et de par son intégration dans le SRADDET - ex SRCE et dans les documents d'urbanisme (Schéma de cohérence Territorial SCoT, Plan Local d'Urbanisme PLU).

Cela n'est pas sans conséquences sur l'identification des continuités et implique de réaliser des analyses à différentes échelles d'observation (en fonction de la résolution et de l'étendue spatiale) selon les espèces ciblées et le territoire considéré. Un document spécifique sur les liens entre échelles écologiques et TVB a été produit dans le cadre du projet CHEMINS (CONN4. Pour quelles raisons écologiques redéfinir la TVB à différentes échelles).





b. Que sont les continuités écologiques ?

Pour comprendre ce que sont les continuités écologiques, il est nécessaire de s'intéresser aux usages que les espèces animales et végétales ont du paysage et des milieux qui les composent. La richesse écologique d'un territoire dépend à la fois de la taille et de la qualité de ces milieux, mais aussi de la capacité des espèces à se déplacer. Ces déplacements peuvent s'effectuer de façon quotidienne, pour trouver de la nourriture par exemple, de façon saisonnière lors de migrations, ou de façon ponctuelle lorsque les jeunes quittent leur lieu de naissance pour s'installer ailleurs.

Les déplacements des espèces dans le paysage peuvent être assurés de deux façons :

- Par des éléments paysagers (bosquets, mares...) qui forment des continuums de formation végétale à travers le paysage.
- Par la perméabilité de la mosaïque paysagère, c'est-à-dire par la nature des éléments paysagers présents et par leur organisation dans l'espace.

L'ensemble des continuités écologiques au sein d'un territoire constitue un maillage que l'on nomme réseau écologique. Le territoire dispose d'éléments paysagers (boisement, prairie, culture, haie, rivière...), pérennes ou saisonniers, définis comme des habitats abritant des espèces ayant des exigences écologiques similaires et qui permettent le déplacement de la faune et de la flore. Les espèces inféodées au milieu boisé pourront plus facilement se déplacer à travers un territoire fourni en éléments boisés diversifiés (bois, forêts, haies, taillis, bosquets...) qu'à travers un territoire constitué de milieux ouverts (urbains, cultures, prairies...).

La présence de ce réseau de continuités écologiques favorise également les interactions entre espèces, nécessaires pour leur survie. Par exemple, la présence de boisements à proximité de cultures favorise la présence de prédateurs des ravageurs de ces cultures et assure ainsi un service écosystémique important dans les milieux agricoles.

La survie des populations animales et végétales dépend de l'état de ce réseau écologique. Or, l'une des principales difficultés relative au développement de ce réseau cohérent à l'échelle d'un territoire est la confrontation entre les habitats des espèces et l'usage du territoire par l'Homme. Les modifications de l'aménagement et de la gestion des paysages (engendrées par l'urbanisation, l'agriculture intensive, l'abandon des terres agricoles, les infrastructures de transport, les diverses pollutions, l'homogénéisation des paysages) contribuent à l'érosion de la biodiversité et des services qu'elle rend en dégradant et en fragmentant les habitats et par conséquent les continuités écologiques associées.





Le retour du projet CHEMINS

Attention à ne pas confondre les continuités écologiques et les trames !

Les continuités résultent de la fonctionnalité écologique d'un territoire, selon les espèces animales et végétales qui y sont présentes et leurs interactions entre elles et avec leur environnement. Tandis que les trames représentent les choix politiques en termes d'aménagements et de gestion de la biodiversité faits à partir de l'identification des continuités et de la connaissance du contexte socio-économique du territoire.

c. La fragmentation et la connectivité du paysage

Le déplacement des espèces dans leur environnement est vital pour leur survie. Cependant, les activités humaines engendrent des perturbations qui modifient les structures paysagères et les habitats des espèces en les fragmentant. Le processus de fragmentation d'un paysage engendre une disparition de l'habitat qui va progressivement s'organiser sous la forme d'un réseau de taches de plus en plus isolées et réduites (Figure 1, CONN3. La fragmentation des habitats de la faune et de la flore).



Figure 1 : Fragmentation progressive de l'habitat forestier. La construction de nouveaux bâtis, l'expansion agricole et le développement des infrastructures de transport fragmentent et réduisent peu à peu les taches d'habitat forestier.
(source : <http://www.isere-environnement.fr>).

L'identification des continuités écologiques doit être couplée avec une analyse des éléments de fragmentation correspondant soit à des discontinuités naturelles (larges cours d'eau, falaises, etc.), soit à des discontinuités anthropiques (urbanisation, infrastructures linéaires de transport, etc.), considérées comme des éléments faisant obstacles aux déplacements des espèces. De la même façon, les ouvrages artificiels de franchissements existants sur le territoire (passages à faune, passes à poissons, etc.) sont également importants à prendre en compte car à l'inverse, ils facilitent le passage des espèces à travers un obstacle identifié.





La confrontation des obstacles et des éléments fragmentant aux continuités écologiques participe à évaluer leur caractère fonctionnel et à localiser notamment les zones de conflit. L'impact potentiel d'aménagements envisagés sur le territoire considéré peut être mesuré en intégrant à l'analyse les aménagements constituant ou non une fragmentation et en testant leur perméabilité pour certaines espèces. Les effets de ces éléments fragmentant peuvent être hiérarchisés en fonction de leurs caractéristiques. Par exemple, les effets liés aux routes peuvent être différenciés en fonction du trafic, de leurs caractéristiques géométriques, de la présence de clôtures, etc.

Cependant, la notion d'obstacles n'ayant pas été clairement définie par les textes (ni par le Code de l'environnement ni par les orientations nationales TVB), le centre de ressources TVB montre une diversité d'approches à la fois dans les méthodes et les représentations de ces éléments fragmentant (Vanpeene *et al.* 2017). Certains peuvent être des obstacles précis et ponctuels, comme un barrage par exemple. D'autres sont identifiés sous la forme de tronçons ou de surfaces, comme des zones artificialisées. Cette diversité met en avant la nécessité de rattacher la notion d'obstacles à l'échelle considérée (Amsellem *et al.* 2018). Par exemple, une zone urbanisée peut représenter un obstacle à l'échelle régionale mais ne pas être considérée totalement imperméable à une échelle plus locale, de par la présence d'espaces verts en ville notamment.

Les effets de la fragmentation varient selon les exigences écologiques des espèces. La réponse d'une espèce à la perte d'un habitat dépend de deux paramètres :

- De l'utilisation des ressources disponibles dans cet habitat,
- De la répartition spatiale des habitats utilisés et de leur connectivité.

La notion de connectivité fait référence à l'existence d'un réseau d'habitats au sein desquels les espèces qui leur sont inféodées peuvent réaliser leur cycle de vie. Ces habitats sont dits connectés grâce à la présence de structures paysagères favorables aux déplacements des espèces. La fonctionnalité écologique de ce réseau est évaluée par rapport à la diversité d'espèces capables de réaliser leur cycle de vie et de se disperser dans ce réseau.

Deux notions de connectivité paysagère se distinguent. La connectivité dite structurelle est fondée sur la configuration spatiale des taches d'habitat dans une mosaïque paysagère. Les mesures les plus couramment employées pour caractériser la connectivité structurelle concernent la taille des taches d'habitat et la distance entre ces taches (Figure 2).

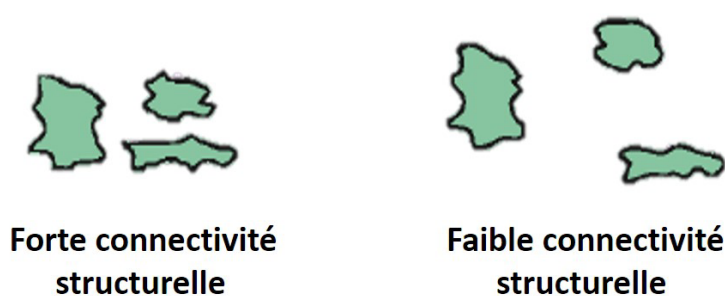


Figure 2 : Illustration schématique de la connectivité structurelle (d'après Calabrese & Fagan 2004). La connectivité structurelle dépend principalement des attributs physiques des éléments paysagers tels que la proximité spatiale par exemple. Les éléments présents à gauche ont donc une connectivité structurelle plus élevée que les éléments présents à droite.





Cependant, ces mesures ignorent les interactions complexes entre les espèces et l'hétérogénéité du paysage (la diversité de milieux). En effet, la connectivité peut être appréhendée à deux échelles différentes : celle du paysage et celle de l'individu. La dispersion des individus étant influencée par la composition et la structure du paysage, elle peut donc servir d'outil pour caractériser et comprendre le rôle de la structure paysagère en termes de connectivité. Cette seconde perception de la connectivité basée sur la dispersion des organismes a abouti à la définition de la connectivité dite fonctionnelle, distincte de la connectivité structurale (Figure 3). Deux taches d'habitat peuvent être structurellement non connectées mais fonctionnellement connectées si l'espèce considérée peut traverser la matrice qui les sépare. Cette connectivité fonctionnelle se réfère à la façon dont la nature des éléments paysagers et leur configuration spatiale affectent le comportement de dispersion des individus. Par conséquent, dans ce cas-là le degré de connectivité fonctionnelle dépend de l'espèce considérée.

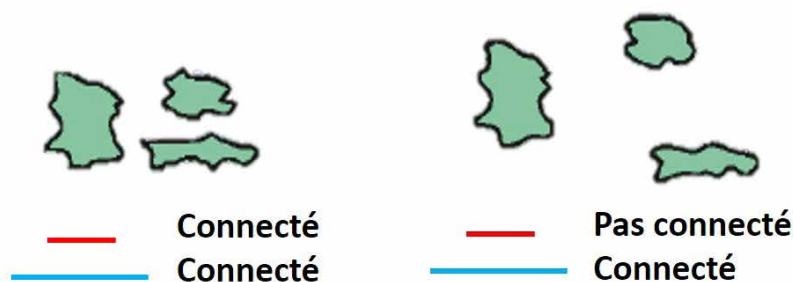


Figure 3 : Illustration schématique de la connectivité fonctionnelle (d'après Calabrese & Fagan 2004). La connectivité fonctionnelle dépend elle aussi des attributs physiques des éléments paysagers mais également de la capacité de dispersion de l'espèce étudiée. Les traits rouge et bleu représentent des mesures de capacité de dispersion différentes pour deux espèces hypothétiques. Si la distance entre les taches d'habitat est plus grande que cette mesure de dispersion, les taches ne sont pas connectées. Le paysage de gauche est donc connecté pour les deux espèces alors que le paysage de droite est seulement connecté pour l'espèce bleue.

3. Supports d'informations pour l'aide à l'identification et à la validation des continuités écologiques

L'apport d'informations et de données supplémentaires à l'identification des continuités s'avère nécessaire en fonction des objectifs de conservation ou de restauration à atteindre. En effet, il est utile d'identifier les barrières et les sources de pressions anthropiques qui peuvent nuire à la fonctionnalité du réseau écologique pour pouvoir proposer des solutions d'aménagement ou de gestion alternatives (TECH1. Caractérisation d'un territoire).

a. Les zonages institutionnels

Les zonages institutionnels, qu'il s'agisse de protections réglementaires (ex : arrêtés préfectoraux de protection de biotope), de protections foncières (ex : espaces naturels sensibles des Départements) ou de zonages d'inventaire (ex : ZNIEFF, zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique), permettent d'articuler les différentes politiques de protection de la nature et de connaître l'intérêt écologique d'un site. L'intérêt patrimonial d'un territoire est reconnu au travers de ces zonages. Leur intégration dans les continuités écologiques du territoire semble donc nécessaire. Cependant, il existe une forte hétérogénéité entre les méthodes dans la façon de prendre en compte ces zonages (Amsallem et al. 2010).





D'après les orientations nationales TVB, ces zonages peuvent être divisés en deux groupes dont l'intégration :

- automatique est conseillée : cœur de Parc National, Réserves Naturelles Nationales, sites classés et inscrits (au titre du patrimoine naturel), Arrêts Préfectoraux de Protection de Biotope, réserves biologiques intégrales ou dirigées,
- est à étudier au cas par cas : Natura 2000, ZNIEFF 1 et 2, Espaces Naturels Sensibles, sites gérés ou protégés par les Conservatoire d'espaces naturels, Parc Naturel Régionaux, forêts domaniales.

D'après le SRADDET breton, l'analyse des zonages institutionnels suppose de procéder en trois étapes :

- Examiner chaque zonage au regard de la pertinence à l'intégrer aux continuités écologiques ;
- Pour un zonage reconnu comme pertinent, examiner chaque site au regard de sa pertinence en tant que continuité écologique ;
- Pour chaque site, examiner s'il y a lieu de l'intégrer en totalité ou de n'en retenir qu'une partie. La prise en compte de ces zonages n'exclut pas une analyse plus fine de leur qualité et de leur évolution depuis leur classement.

b. Les documents de cadrage

Des ajustements éventuels à l'identification des continuités peuvent se faire à l'appui des documents de cadrage qui concernent le territoire étudié (SRADDET, SCoT, SAGE, charte de PNR, etc.). Ces documents ont pour rôle d'identifier la contribution du territoire par rapport à un réseau écologique d'échelle supérieure.

D'après le SRADDET, en termes de méthode, plutôt qu'une déclinaison ou une transposition de la cartographie régionale, c'est une comparaison entre les trames vertes et bleues régionales et locales qui doit être faite.

c. Le lien avec les territoires voisins

L'identification des continuités écologiques d'un territoire doit être mise en cohérence avec les résultats obtenus sur les territoires périphériques. En effet, d'un point de vue fonctionnel, les continuités ne s'arrêtent pas aux limites administratives. Il est donc important de vérifier l'existence de connexions avec les continuités identifiées à proximité du territoire concerné. Par ailleurs, le lien fait avec les territoires voisins est l'occasion de mesurer la pertinence de considérer certaines continuités écologiques au-delà des limites administratives ou du périmètre d'étude.

d. La cartographie d'occupation du sol

L'identification des continuités nécessite de s'appuyer sur une approche cartographique mobilisant des données géoréférencées telles que l'occupation du sol et les zonages institutionnels. Cette cartographie sert de support d'information pour identifier les continuités écologiques sur un territoire (Cf. docs TECH3 et TECH4).





Les données d'occupation du sol étant de nature et de précision variable selon les territoires, les résultats issus de l'identification des continuités écologiques restent conditionnés par leur disponibilité, comme c'est le cas, par exemple, avec les inventaires de haies ou de mares. Le SRADDET breton répertorie une typologie d'occupation du sol à considérer à minima pour identifier les continuités écologiques.

e. La vérification/validation de terrain

La vérification et la validation par une campagne de terrain des résultats qui sont issus de l'identification des continuités sur un territoire est une étape indispensable. Cela permet notamment de mettre en évidence des imprécisions dans la cartographie des continuités écologiques générée et ainsi de l'ajuster. Plus précisément, la vérification de terrain permet de :

- Valider l'état de conservation des milieux et leur dynamique ;
- Renforcer l'argumentaire scientifique par réalisation d'inventaires faunistiques et floristiques ;
- Préciser les limites des continuités écologiques identifiées.

Sordello et al. (2017) soulignent que ces constats de terrain confirment la nécessité, notamment aux échelles infrarégionales auxquelles les collectivités devront conduire leurs études pour décliner leur propre TVB, de ne pas reprendre tels quels les éléments cartographiques du SRADDET pour faire ces déclinaisons locales. Il s'agit bien de compléter, réajuster l'identification des continuités par des inventaires complémentaires et des investigations de terrain adaptés.

4. Les différentes méthodes employées pour identifier les continuités

Il est possible de mesurer la connectivité réelle d'un paysage pour une espèce en observant directement les déplacements d'individus entre les taches d'habitat. On s'appuie classiquement sur des techniques de radiotélémétrie qui établissent le cheminement des individus, sur des méthodes de capture-marquage-recapture, ou sur des mesures du taux de colonisation ou d'immigration au niveau de la tache d'habitat. Il est aussi possible de s'appuyer sur des données de génétique des populations qui renseignent sur la dispersion déjà réalisée des individus. Cependant, bien que cette connectivité « réelle » soit la plus la plus informative, elle est aussi la plus coûteuse et la plus lourde à étudier, et ne peut être envisagée qu'à petite échelle.

Il n'existe pas de méthode magique permettant à coup sûr d'identifier l'ensemble des continuités sur un territoire, qui soit reproductible n'importe où et applicable à n'importe quelle échelle. La politique TVB laisse une grande liberté méthodologique pour la définition des continuités écologiques et des trames. De plus, Il est difficile d'établir une méthodologie universelle de conception d'un réseau écologique, car chaque projet est spécifique à la région considérée et aux objectifs de conservation à atteindre (Bernier & Théau 2013).

La mise en œuvre de la TVB en France repose souvent sur des analyses cartographiques et spatiales assez sommaires qui n'intègrent pas suffisamment les concepts d'écologie du paysage. **Pourtant, l'enjeu de l'identification des continuités et de la politique de la trame verte et bleue en général, est bien de passer d'une simple analyse descriptive du paysage à une analyse fonctionnelle de celui-ci, en tenant compte de l'écologie des espèces et de la complexité de la mosaïque paysagère.**



L'objectif de la phase d'identification des continuités n'est pas seulement de réaliser un diagnostic écologique mais bien de réfléchir, en termes de planification territoriale, à l'impact des futurs aménagements et à la gestion de la biodiversité sur le territoire. Il existe cependant un vrai problème méthodologique pour qualifier spatialement la biodiversité et identifier les continuités écologiques, que ce soit au niveau régional ou au niveau local. Diverses méthodes sont mises en œuvre, depuis des approches très simples d'interprétation visuelle où l'on privilégie avant tout l'organisation spatiale des éléments du paysage jusqu'à des analyses spatiales où des modèles de dispersion des espèces servent de base à la modélisation des continuités.

L'emploi de méthodes de modélisation spatiale utilisant des outils de géomatique permet d'analyser le fonctionnement écologique d'un large territoire. La mise à disposition d'images aériennes et satellites et l'utilisation de systèmes d'information géographique (SIG) de plus en plus élaborés permettent d'établir des cartographies et de calculer des données d'habitat spatialement explicites comme le nombre et la taille des taches d'habitat, la longueur des lisières, etc. La modélisation spatiale des continuités écologiques permet également de faire des simulations de déplacement d'espèces selon différents scénarii d'aménagement afin de déterminer leurs impacts sur le réseau écologique.

Ces différentes techniques (Figure 4) requièrent des compétences spécifiques en écologie, géomatique et en modélisation spatiale pour être manipulées. La maîtrise d'outils spécifiques d'informatiques et géographiques tels que les logiciels de système d'information géographique (SIG) et les logiciels de modélisation spatiale est également indispensable.

Le retour du projet CHEMINS

Il faut cependant garder à l'esprit que l'utilisation d'approches méthodologiques différentes, bien que rigoureusement mises en œuvre, conduit à l'identification de réseaux écologiques relativement variables et par conséquent à la conception de trames différentes. Cette diversité de résultats est influencée par les choix méthodologiques effectués à différentes étapes de la conception d'un réseau, en fonction des données utilisées, des paramètres et de l'approche choisis. Par ailleurs, la façon de conceptualiser un modèle peut varier sensiblement d'un projet à un autre en fonction des caractéristiques naturelles et culturelles ainsi que des politiques de gestion du territoire concerné.

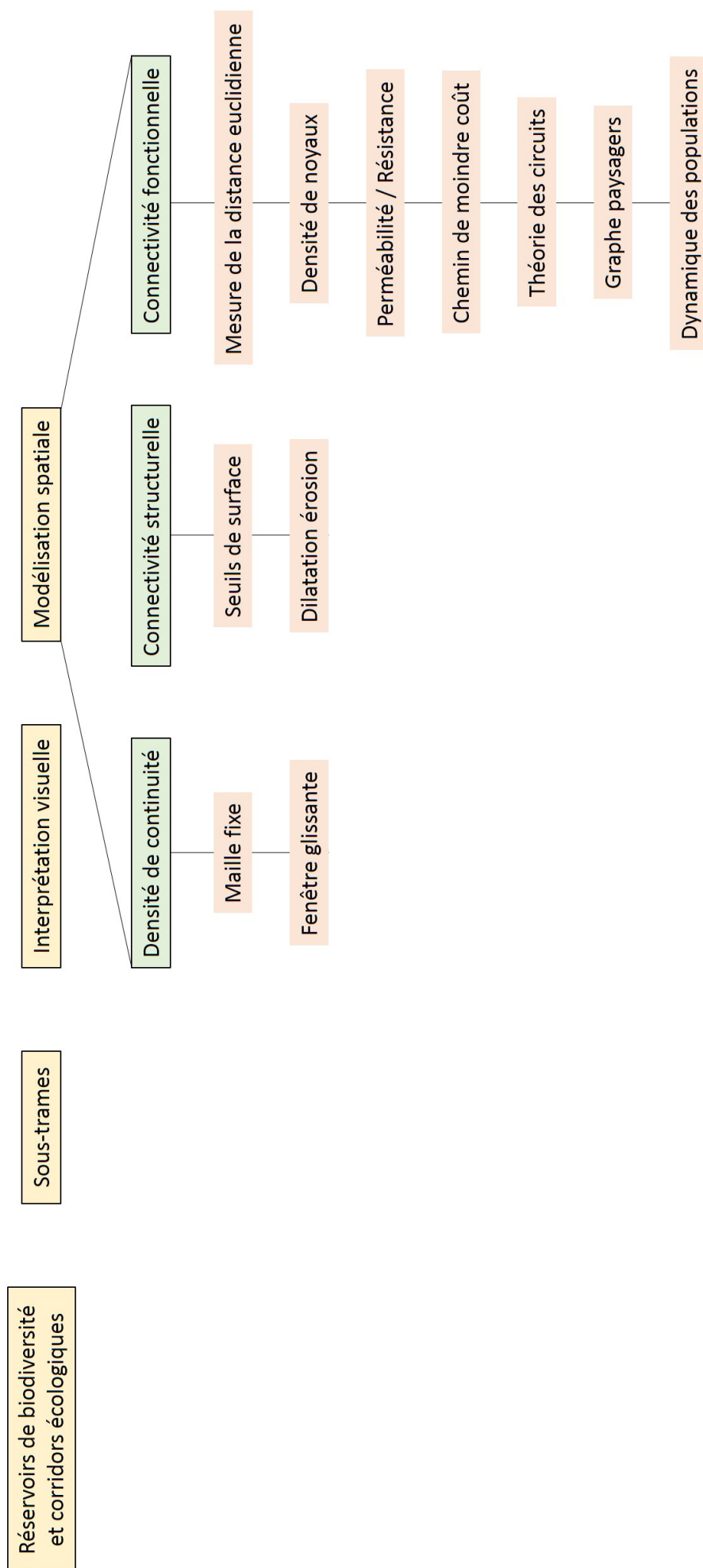


Figure 4 : Liste des différentes approches et méthodes utilisées pour identifier les continuités écologiques à l'échelle locale décrites dans ce document.



a. L'approche corridors écologiques et réservoirs de biodiversité

D'après la définition juridique de la TVB (Art. L 371 1 et R 371 19 du Code de l'Environnement), le réseau de continuités écologiques est constitué de deux éléments (Figure 5) :

- Des « réservoirs de biodiversité », espaces avec une biodiversité riche, dans lesquels la faune et la flore peuvent se développer, se déplacer et vivre tout ou partie de leur cycle de vie ;
- Et des « corridors écologiques », milieux permettant aux espèces de se déplacer entre les réservoirs de biodiversité, que ce soit pour des déplacements quotidiens ou entre deux phases de leur cycle de vie.

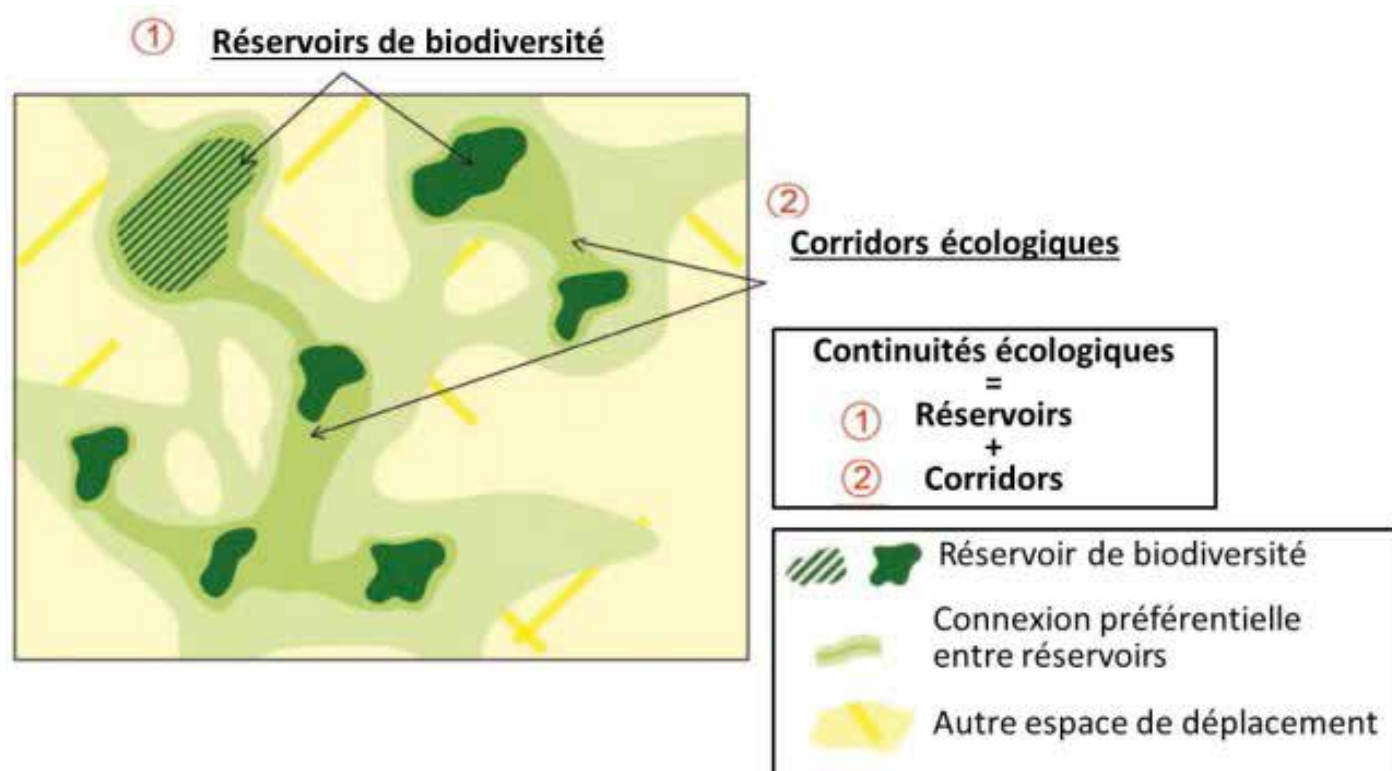


Figure 5 : Schéma représentant les continuités écologiques, d'après la loi Trame Verte et Bleue, constituées de réservoirs de biodiversité et de corridors écologiques (adapté de l'annexe continuités écologiques du SRADDET – rapport 3 Plan d'actions stratégique de l'ex-SRCE).

L'identification des réservoirs de biodiversité s'appuie le plus souvent sur les outils déjà existants dans le code de l'environnement (arrêtés préfectoraux de protection de biotope, réserves naturelles, cours d'eau classés, etc.). Les corridors écologiques, quant à eux, constituent un élément novateur dont les contours sont plus vagues et peuvent être interprétés de façon différente par les acteurs (Chaurand 2017).

Le SRADDET breton souligne que, malgré le fait que l'identification de continuités écologiques doit s'appuyer autant que possible sur les notions de réservoirs de biodiversité et de corridors écologiques décrites dans la loi, la différenciation entre réservoirs de biodiversité et corridors écologiques n'est pas toujours possible, voire pertinente, au regard du contexte du territoire.



En effet :

- Il peut s'avérer difficile de dissocier des réservoirs et des corridors sur des territoires présentant une mosaïque d'habitats très imbriqués (secteurs de bocage dense par exemple) ;
- La différenciation de réservoirs de biodiversité, si elle privilégie des habitats naturels particuliers, peut amener à une moindre prise en compte de la biodiversité ordinaire présente dans les milieux agricoles ou urbains par exemple. Les réservoirs sont souvent associés à la biodiversité « remarquable » et leur définition s'appuie principalement sur les outils déjà existants dans le code de l'environnement (arrêtés préfectoraux de protection de biotope, réserves naturelles, cours d'eau classés, etc.) ;
- Pour certaines espèces, les réservoirs de biodiversité sont également des corridors écologiques. Aussi, l'identification des continuités écologiques peut s'appuyer sur un regroupement des deux notions.

Ainsi, pour ces différentes raisons, le SRADDET Breton se distingue des autres SRADDET par la définition de grands ensembles de perméabilité définis comme « des territoires présentant chacun, dans une vision régionale, une homogénéité au regard des possibilités de connexions entre milieux naturels ou, avec une formulation simplifiée, une homogénéité de perméabilité ».

Le retour du projet CHEMINS

Cette vision juridique de la TVB réduite à des réservoirs et des corridors reste trop restrictive au regard des connaissances scientifiques récentes en écologie de paysage, qui montrent que le concept de continuités écologiques est beaucoup plus complexe que cela. En effet, il est important de prendre en compte l'hétérogénéité du paysage, c'est à dire l'ensemble des éléments qui le constituent (bois, cours d'eau, haies, prairies, zones humides, parcelles de cultures, etc.) et leurs interactions. Les milieux urbains et agricoles, souvent considérés à tort comme des zones blanches vides de biodiversité, sont à intégrer dans l'analyse des continuités. La composition du paysage est bien plus complexe que la représentation considérée dans la loi. La matrice paysagère est en réalité une mosaïque complexe de taches d'habitat caractérisées par des tailles, des qualités et des formes différentes.

b. L'approche par sous-trames

Recommandée par les orientations nationales pour assurer une certaine cohérence, l'approche par sous-trames concentre l'analyse des continuités écologiques sur un grand type de milieu donné (exemple : boisée, milieux ouverts, zones humides etc.) à partir de l'analyse de l'occupation des sols ou à partir d'une cartographie de la végétation. Une sous-trame est définie par un ensemble d'espaces, plus ou moins connectés, constitués d'habitats ayant des caractéristiques communes et pouvant accueillir des cortèges d'espèces particuliers. L'approche par grand type de milieux offre ainsi l'intérêt d'être intégratrice des exigences des espèces et des habitats, en termes de continuités écologiques.



Chaque espèce possède des capacités de dispersion et des exigences écologiques qui lui sont propres. Il est donc possible d'identifier autant de réseaux écologiques que d'espèces présentes sur un territoire. Cependant, il existe des espèces ayant des exigences proches et des caractéristiques communes, qui fréquentent donc les mêmes habitats. Dès lors, et pour pouvoir être opérationnel, il est possible de regrouper ces espèces et de raisonner par grands types de milieux, à travers le concept de sous-trames.

Au sein du dispositif de Trame Verte et Bleue, pour assurer une cohérence nationale, chaque élément de TVB doit être rattaché à l'une des 5 sous-trames nationales (Figure 6). A une sous-trame donnée doit être associée une cohérence écologique. Et l'ensemble des sous-trames identifiées sur un territoire doit traduire les spécificités écologiques de cette dernière et porter l'intégralité – ou a minima la majorité – des enjeux de dimension régionale. Ces sous-trames permettent de fixer un cadre de classement et regroupement des éléments de paysage du territoire comme réservoir ou corridor pour une sous-trame donnée.

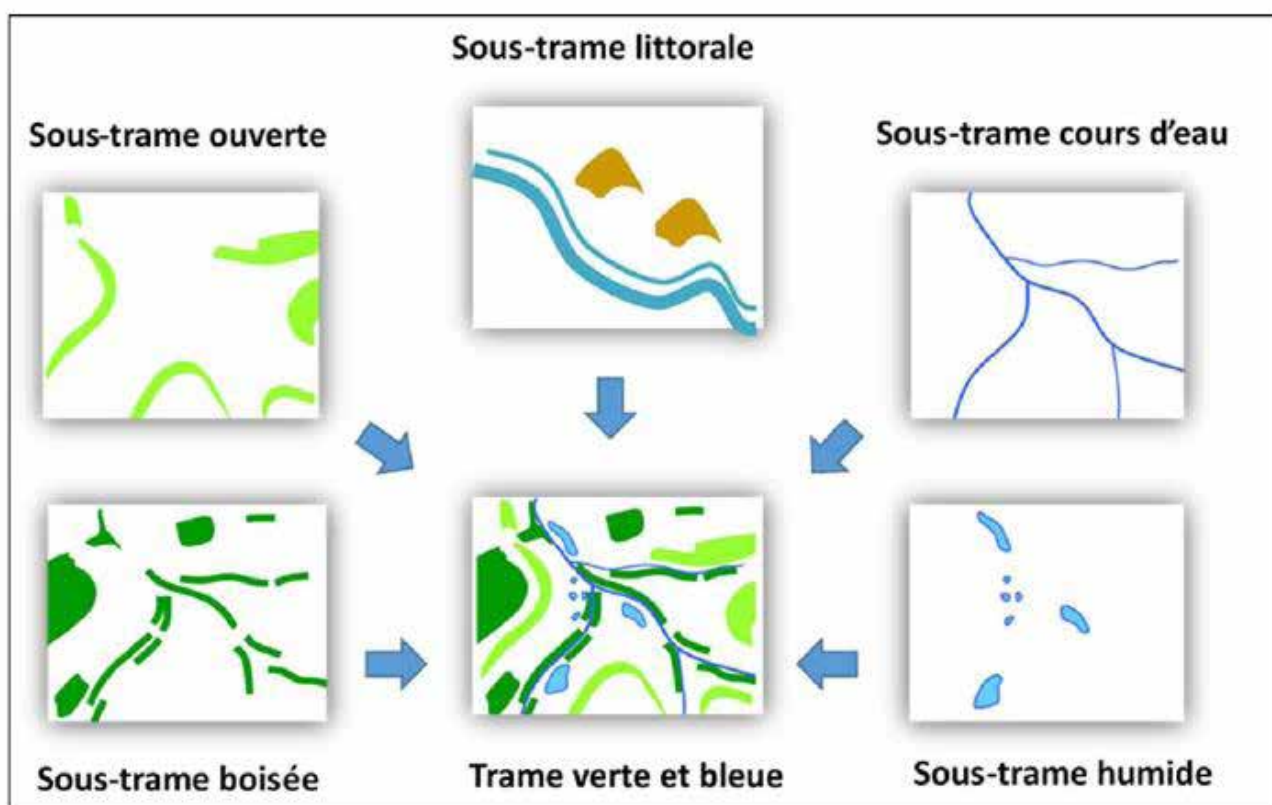


Figure 6 : Les cinq sous-trames nationales (d'après MNHN SPN)

L'approche par sous-trames s'intéresse essentiellement aux milieux plutôt qu'aux espèces, il s'agit donc d'une approche structurale, c'est-à-dire qui s'intéresse aux liens physiques entre les éléments. L'occupation du sol (forêts, étangs, prairies, bocage, etc.) constitue le point de départ de l'identification des réservoirs.





Le retour du projet CHEMINS

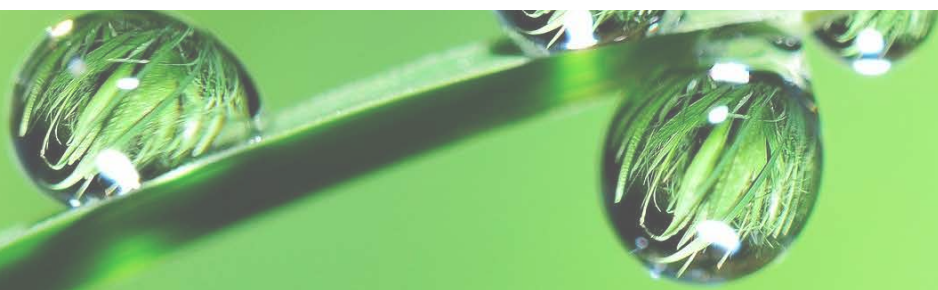
L'utilisation de l'approche par sous-trames pour identifier les continuités ne se prête pas à l'analyse de larges échelles/territoires où les contextes paysagers peuvent énormément varier. Un document détaillant pour quelles raisons écologiques il est nécessaire de redéfinir la TVB à différentes échelles administratives a été produit dans le cadre du projet CHEMINS. Il est nécessaire dans ce cas-là d'utiliser une approche permettant de discriminer les différents contextes paysagers (aussi appelés écopaysages). Ces unités de paysage sont définies statistiquement à partir de leur composition et de leur structure spatiale dans lesquelles les enjeux de chaque milieu vont être différents en fonction du contexte paysager dans lequel ils se trouvent. En effet, la fonctionnalité écologique d'un milieu dépend à la fois de sa qualité interne mais aussi de ses relations avec les autres milieux environnants, il est donc important de ne pas s'affranchir de l'environnement local avec lequel le milieu interagit.

Par ailleurs, réaliser une identification des continuités par sous-trame pose le problème ensuite de la compilation de ces sous-trames sur l'ensemble du territoire. Ces sous-trames peuvent entrer en conflit et révéler des antagonismes entre elles, ce qui rend difficile la mise en place de plans d'actions en termes de gestion ou d'aménagement. C'est le cas des haies par exemple dont la présence ne favorise pas le déplacement des espèces prairiales comme le papillon myrtil mais sont favorables aux espèces forestières comme certains carabes auxiliaires des cultures. Des choix doivent donc être faits pour construire la TVB du territoire (INGE6. Critères de sélection pour construire la TVB d'un territoire).

Le SRADDET Breton préconise autant que possible une identification de la trame verte et bleue sur un territoire selon une double approche en réalisant le croisement d'un traitement par sous-trame (en privilégiant les six sous-trames identifiées au niveau régional) et d'un traitement toutes sous-trames confondues (différent d'une simple « compilation » des sous-trames). Cette double approche permet une meilleure prise en compte de la mosaïque de milieux naturels caractéristique du territoire breton grâce à :

- Superposition des réservoirs de biodiversité identifiés pour chaque sous-trame et/ou toutes sous-trames confondues (regroupements de réservoirs, mise en évidence de réservoirs associés à une mosaïque de milieux, ajustements éventuels de leurs périmètres, intégration d'espaces tampons, etc.) ;
- Agrégation des corridors écologiques de manière à mettre en valeur ceux contribuant à plusieurs sous-trames. L'ensemble des corridors est cependant à conserver au regard du rôle qu'ils jouent pour leurs sous-trames respectives.

Par ailleurs, cette distinction pose également le problème de la représentation cartographique. En effet, étant donné que l'ensemble des corridors du territoire apparaissent, les informations représentées cartographiquement sont denses, d'autant plus sur un large territoire, rendant difficile la lecture de la carte. Pour rendre l'analyse pertinente, il faudrait réaliser une cartographie propre à chaque trame et, pour augmenter la lisibilité à l'échelle globale, il faudrait pouvoir synthétiser certaines informations.





c. L'identification des continuités par interprétation visuelle

D'après le SRADDET breton, la phase d'identification des continuités peut être décomposée en trois étapes successives (annexe continuités écologiques du SRADDET – rapport 3 Plan d'actions stratégique de l'ex-SRCE) dont les deux premières consistent d'une part « à exploiter la base de travail cartographique pour identifier et hiérarchiser les éléments ou les milieux contributifs de la trame verte et bleue » et d'autre part à « s'appuyer sur une approche à dires d'expert, c'est-à-dire sur une lecture et une interprétation « éco-paysagères » du territoire, à partir de la base cartographique ». La troisième étape permet de vérifier la pertinence des résultats obtenus et de procéder à des ajustements éventuels. Elle donne lieu à des choix de représentation de la TVB.

INGE.5

Le retour du projet CHEMINS

Cependant, il convient de réviser et préciser ces différentes étapes au regard des avancées scientifiques en écologie du paysage de ces dernières années. En effet, l'interprétation visuelle fait partie des méthodes communément utilisées pour identifier les continuités écologiques. D'après (Amsallem et al. 2018), cette méthode consiste à définir et tracer manuellement, par photo-interprétation à partir de photographies aériennes et/ou de cartes de l'occupation du sol, les chemins les plus directs permettant de relier deux espaces naturels discontinus en modulant le tracé du chemin en fonction de l'occupation du sol. Or si, à un niveau régional, cette méthode peut être utilisée pour la définition et la construction du SRADDET, l'identification des continuités écologiques à une échelle infrarégionale doit essentiellement reposer sur des méthodes de traitements géomatiques qui permettent une analyse beaucoup plus fine du territoire.

La cartographie d'occupation du sol d'un territoire n'est qu'une représentation de la réalité, qui dépend de l'étendue et de l'échelle de la carte. Tous les éléments paysagers n'y sont pas présents et certains peuvent même être surreprésentés, comme les routes par exemple, ce qui leur attribue un poids supplémentaire dans le cadre d'une interprétation visuelle. Cette approche ne suffit pas pour bien comprendre le fonctionnement écologique du territoire. L'interprétation visuelle peut cependant être mobilisée lors de réunions ou d'ateliers de concertation avec les acteurs locaux comme première étape de travail, en procédant à une lecture de paysage directement sur le terrain ou à une lecture de la carte avec les éléments et informations issues de la phase de caractérisation du territoire. Elle permet de comprendre l'évolution et les caractéristiques du paysage et de discuter des différents enjeux en comparant notamment des photos aériennes ou cartographies d'un territoire réalisées à différentes époques (Dehouck & Amsallem 2017) mais ne peut être en aucun cas utilisée comme méthode d'identification de ces continuités.

Les études sur la connectivité paysagère ont été grandement améliorées grâce à l'apport des systèmes d'information géographique (SIG) et de la télédétection. Ces outils sont utilisés pour modéliser les relations habitat-espèce à différentes échelles spatiales à partir de données biologiques.





d. L'identification des continuités par modélisation spatiale

1. Les méthodes d'analyse par densité de continuité

• Analyse par maille fixe

Une mesure paysagère globale sur un territoire est peu informative pour pouvoir élaborer convenablement des plans d'aménagement locaux. Pour cela, il est nécessaire d'analyser la structure interne des paysages. La méthode la plus couramment employée consiste à découper la zone d'étude à l'aide d'une grille de mailles carrées ou en nid d'abeille, de taille variable (Figure 7).

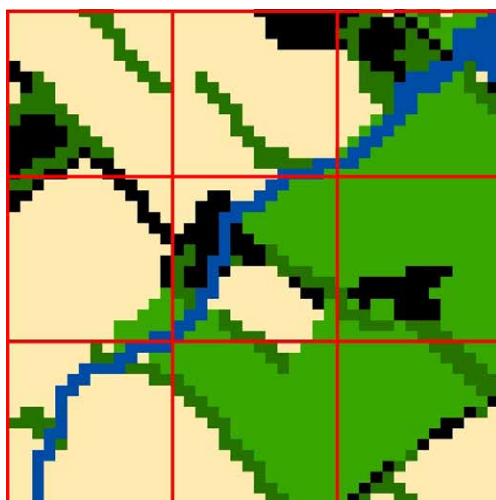


Figure 7 : Maille fixe de 5x5 appliquée à une cartographie raster d'un territoire.

Ce type d'analyse est employé pour définir des continuités écologiques en calculant différentes métriques paysagères (linéaire, surface, densité, proportion, etc.) dans chaque cellule de la maille pour une sous-trame donnée ou pour des éléments favorables (réservoirs, corridors...) aux continuités écologiques (Figure 8). Ce qui permet d'obtenir des cartes de densité de continuités.

Cependant, l'analyse par maille fixe découpe le paysage de façon arbitraire, par exemple au centre d'une zone de bocage dense. La taille de la maille peut être adaptée à la taille du domaine vital ou de la distance maximale de déplacement d'une espèce mais cette analyse ne tient pas compte de la fonctionnalité écologique du territoire étudié.



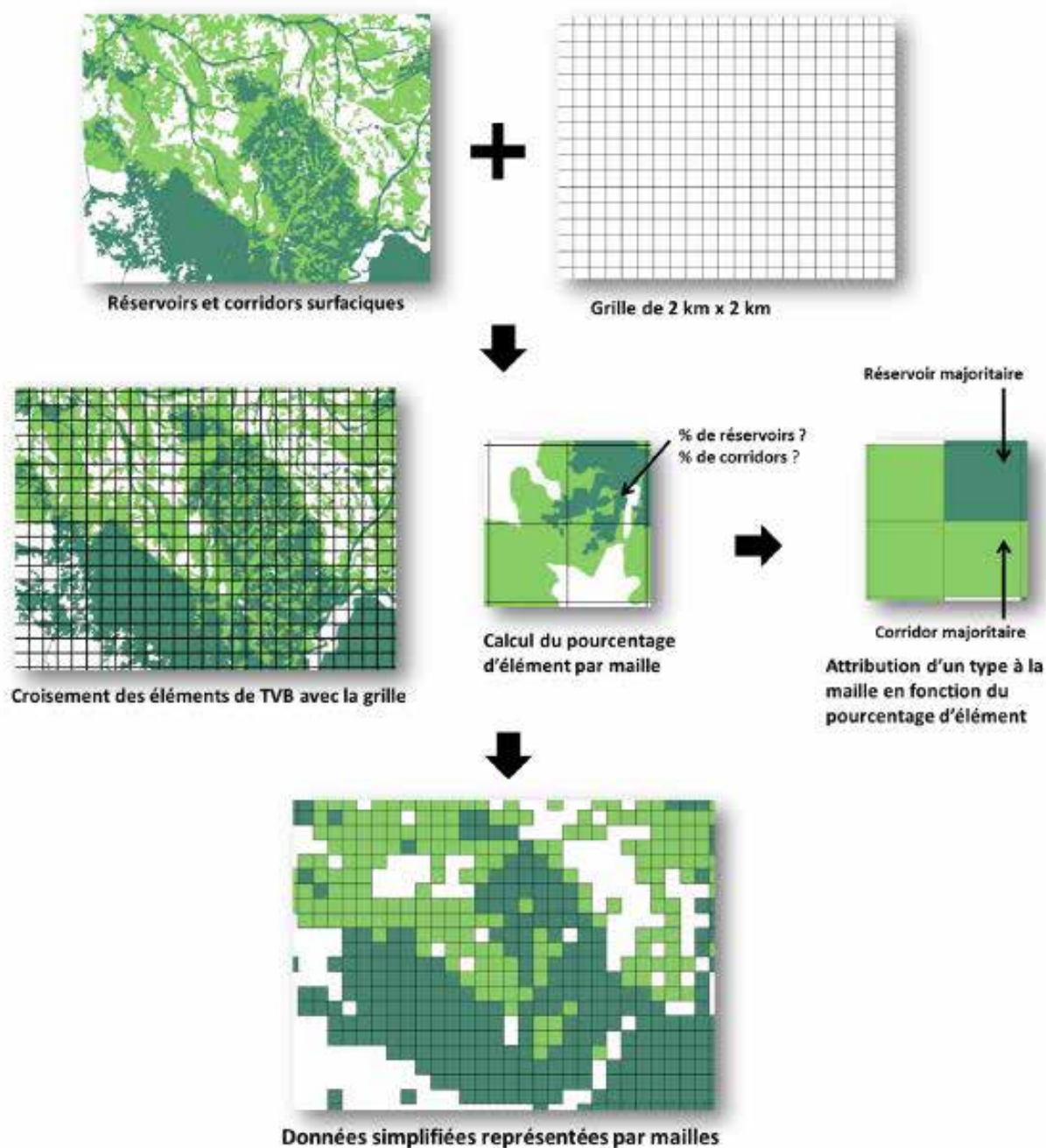


Figure 8 : Méthode de représentation des données par mailles (source : UMS 2006 Patrimoine Naturel).

• Analyse par fenêtres glissantes

La méthode des fenêtres glissantes limite fortement ce phénomène en captant les variations progressives de la structure et de la composition et permet de faire ressortir les zones de transition en découpant le paysage avec des fenêtres de taille variable (Figure 9).



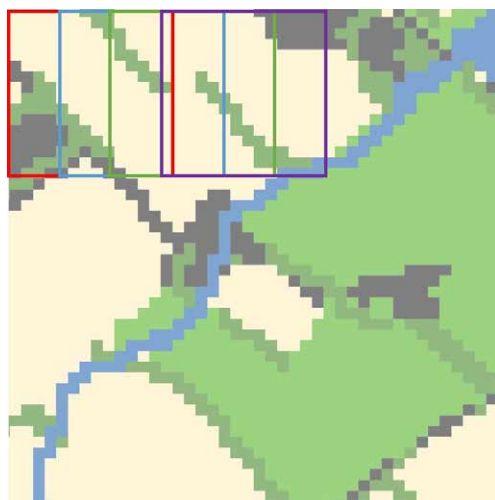
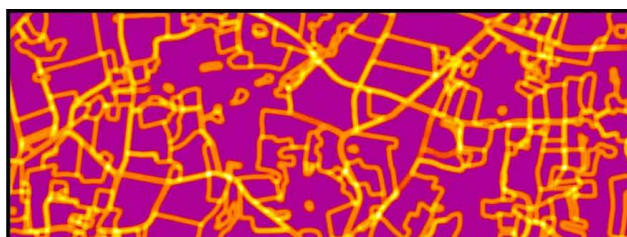


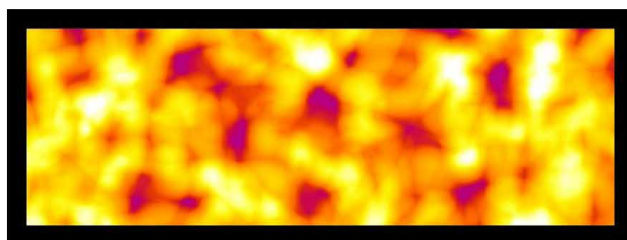
Figure 9 : Principe de la méthode des fenêtres glissantes. La fenêtre rouge de forme carrée se déplace au fur et à mesure le long de la carte selon un nombre de pixel définis (ici 1 pixel). Une métrique paysagère est systématiquement calculée à chaque déplacement.

Les analyses par fenêtre glissante utilisent deux paramètres : la taille de la fenêtre et le pas de déplacement, c'est à dire la distance entre les centres de deux fenêtres successives. Il est possible d'analyser une fenêtre centrée sur chaque pixel (distance = 1) ou alors d'analyser une fenêtre avec un intervalle de 2, 3 etc. pixels entre chaque. Lorsque le nombre est égal à la taille de la fenêtre, une grille est obtenue. Plus la taille de la fenêtre diminue, plus l'analyse paysagère est fine (Figure 10). Le choix de la taille de la fenêtre dépend de l'objet de l'étude. L'opérateur peut ainsi adapter son analyse et tester plusieurs tailles de fenêtre afin de retenir celle qui s'adapte le mieux à l'échelle d'étude.

Fenêtre
de 55 m



Fenêtre
de 255 m



Fenêtre
de 505 m

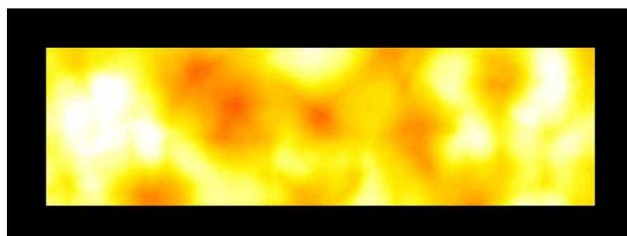


Figure 10 : Représentation de l'hétérogénéité d'un paysage selon la taille de la fenêtre d'analyse. Le pas de déplacement des fenêtres d'analyse est de 5m.





Le retour du projet CHEMINS



Les analyses par fenêtres glissantes peuvent être réalisées avec le logiciel de cartographie CHLOE – métriques paysagères (Boussard & Baudry 2017³). Il a été conçu par Jacques Baudry (écologue du paysage) dans les années 1990. Il est développé et maintenu depuis 2005 par Hugues Boussard (informaticien) à l'UMR BAGAP. CHLOE – métriques paysagères est en open-source, gratuit et téléchargeable depuis le site de l'UMR BAGAP.

C'est un outil d'analyse de la structure paysagère. Il a été conçu pour exprimer un paysage agricole selon le point de vue d'une espèce ou groupe d'espèces ciblées en prenant en compte son environnement spatial (fenêtre) et ainsi identifier des continuités écologiques. L'objectif principal de CHLOE – métriques paysagères est de fournir une gamme de métriques pour décrire la structure (en composition et en configuration) des paysages du point de vue des propriétés et des fonctions écologiques. Son algorithme intègre de nombreuses métriques éprouvées (ex : diversité de Shannon), nouvelles (ex : hétérogénéité de composition vs hétérogénéité de configuration) ainsi que d'autres innovations (ex : analyse par fenêtres glissantes). Outre les calculs de métriques paysagères, CHLOE – métriques paysagères offre un certain nombre d'outils de manipulation de cartes et de simulation géomatique. Les analyses se font sur des cartes qualitatives (ex : occupation du sol) ou quantitatives au format raster, chaque pixel étant caractérisé par un nombre correspondant à une catégorie ou à une mesure.

Cette méthode peut être utilisée notamment pour évaluer l'évolution des éléments paysagers dans le temps (Figure 11).

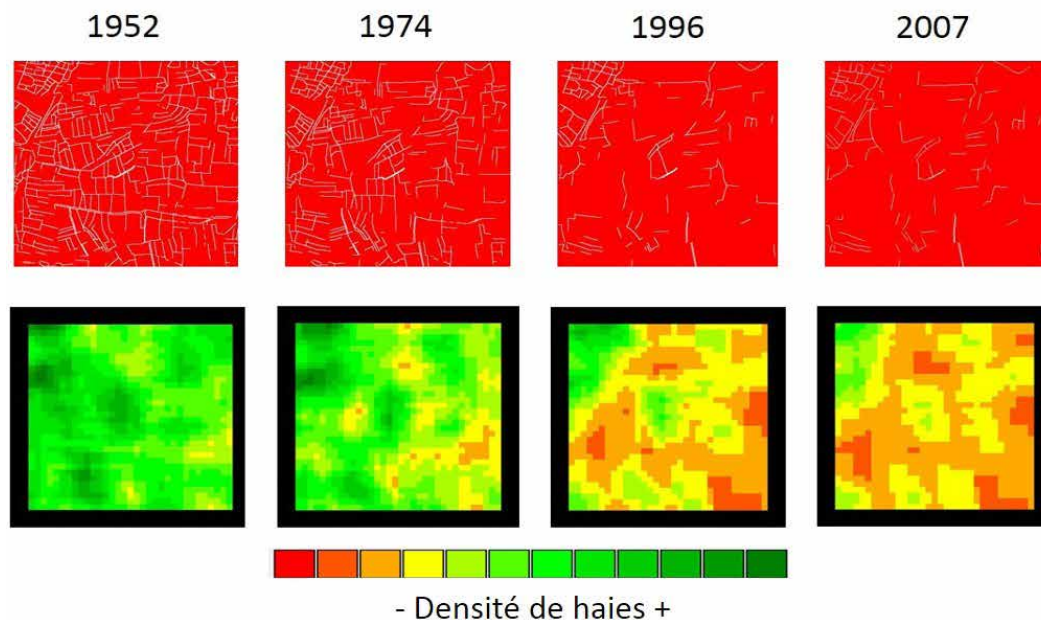


Figure 11 : Evolution du réseau bocager d'une partie de la zone atelier Armorique. La densité de haies est calculée à partir des cartes d'occupation du sol (le réseau de haies apparaît en blanc sur fond rouge), pour quatre années non successives dans des fenêtres glissantes. Les résultats indiquent une diminution de la densité de haies et une ouverture progressive du bocage.

³ Boussard, H. & Baudry, J. (2017) Chloe4.0: A software for landscape pattern analysis



2. Les méthodes d'analyse de la connectivité structurale

• Seuils de surface

Des analyses basées sur les attributs (taille, forme, surface, etc.) des éléments paysagers sont utilisées pour identifier les continuités. Les seuils de surface par exemple sont utilisés pour mettre en évidence les réservoirs de biodiversité. Ce traitement consiste à sélectionner les éléments dépassant une certaine surface (Figure 12). Cependant cette analyse reste strictement surfacique. Il n'y a pas d'évaluation de la qualité de l'habitat et elle ignore l'écologie des espèces.



Figure 12 : Exemple de seuillage par la surface. Les bois de plus de 10 ha sont sélectionnés pour constituer les réservoirs de biodiversité.

• Dilatation-érosion

La méthode de dilatation-érosion est aussi très communément appliquée pour définir les continuités écologiques. Cette technique est basée sur l'utilisation d'outils SIG qui permettent d'automatiser l'analyse des distances entre deux taches d'habitat afin de mettre en évidence les chemins les plus directs permettant de les relier. Appliquée pour chaque sous-trame, cette technique nécessite deux étapes (Dehouck & Amsallem 2017; Figure 13) :

- Les taches d'habitat sont « dilatées » par une zone tampon dont la largeur a été fixée arbitrairement ou correspond à la distance de dispersion courante d'une espèce cible. Lors de cette étape, certaines taches proches vont voir leurs zones entrer en contact et fusionner, ce qui traduira la présence d'un corridor potentiel, d'une longueur inférieure ou égale au double de la largeur de dilatation utilisée ;
- L'étape de dilatation peut être complétée par une étape d'érosion d'une largeur identique à la dilatation, à l'issue de laquelle les zones de connections potentielles entre les taches apparaissent. Toutes les zones de dilatation qui ne permettaient pas de fusionner deux taches sont supprimées. Le résultat issu de cette manipulation est une carte localisant des zones de passages entre taches d'habitat potentiel accessibles ou non d'après la modélisation.



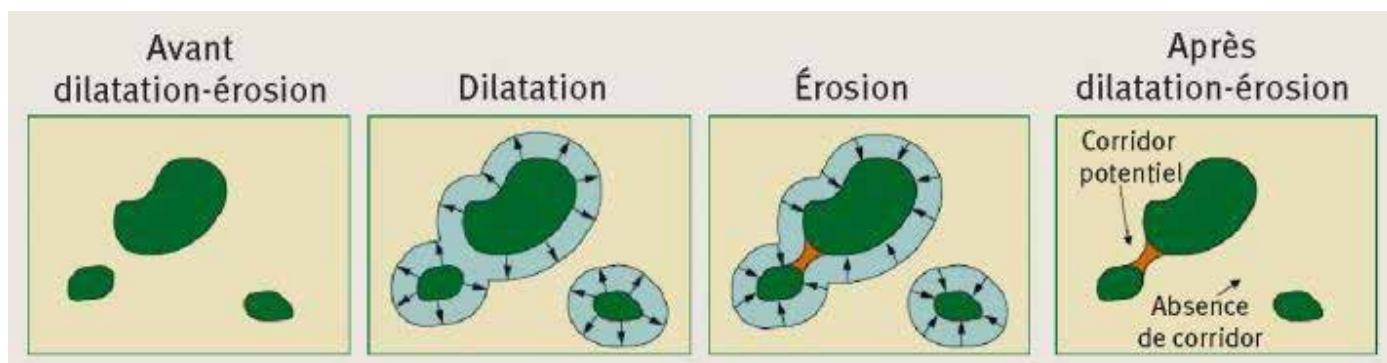


Figure 13 : Illustration du principe de la méthode «dilatation-érosion» (d'après IRSTEA 2014).

D'un point de vue écologique, la méthode de dilatation-érosion repose sur l'hypothèse qu'à partir des taches d'habitat potentiel, les individus sont capables de se déplacer jusqu'à une certaine distance quel que soit le type de milieu naturel traversé, équivalente à la distance maximale de dispersion. Cette méthode peut être considérée comme de la connectivité structurelle, dans le sens où c'est l'habitat qui est mis en avant plus que les spécificités de l'espèce. Or elle raisonne à l'échelle du voisinage de la tache mais pas au niveau du paysage global, et ne tient pas compte des caractéristiques et des besoins de l'espèce (qualité de l'habitat, capacité de dispersion).

3. Les méthodes d'analyse de la connectivité fonctionnelle

Afin d'être pertinente au regard de la définition des continuités écologiques, l'identification des continuités sur un territoire doit donc prendre en compte les exigences écologiques de différents groupes d'espèces animales représentatifs des enjeux écologiques locaux.

Pour une espèce donnée, il se dégage deux critères pour qu'une continuité écologique soit fonctionnelle :

- La présence d'éléments paysagers nécessaires au cycle de vie d'une espèce, en nombre et en qualité (taille et accessibilité notamment) suffisants,
- L'organisation spatiale de ces éléments et les relations qu'ils ont entre eux.

L'identification des continuités écologiques et de leurs fonctionnalités requiert donc de connaître les types d'éléments du paysage utilisés par l'espèce (habitat), la surface minimale d'habitat nécessaire au maintien d'une population, sa capacité de déplacement et les éléments du paysage qui font obstacle à ses déplacements.

Le développement de l'écologie du paysage a permis de caractériser plus précisément l'hétérogénéité du paysage à travers des modèles spatialement plus réalistes, tenant compte à la fois de la taille des taches d'habitat et de la probabilité d'extinction et de recolonisation de ces taches par les individus, en fonction de leur distance et de leur surface. Le degré de connectivité fonctionnelle entre les taches d'habitat est déterminé à travers la perméabilité du paysage aux mouvements, par la composition et la structure de la mosaïque paysagère.





Cette approche « espèces » est plus fonctionnelle puisqu'elle s'appuie sur les exigences écologiques des espèces cibles et leurs capacités de déplacements, associées à la qualité écologique des milieux. Elle rend possible l'analyse des continuités situées dans le périmètre de dispersion de l'espèce étudiée en s'intéressant à l'ensemble des milieux présents et pas seulement aux milieux constituant l'habitat de l'espèce. Elle permet également de mettre en évidence les zones de fragmentation difficilement franchissables pour l'espèce étudiée, ce qui offre la possibilité d'identifier à la fois les continuités existantes qui relient les différentes taches d'habitat et les espaces où des aménagements pourraient être envisagés pour créer ou restaurer des continuités. Cette approche est particulièrement appropriée dans les cas où il est nécessaire d'identifier et restaurer le réseau écologique pour une espèce (ou un cortège d'espèces) en particulier, puisqu'elle évalue les milieux qui sont attractifs pour celle-ci et ceux qui sont moins favorables, ce qui permet d'envisager des mesures de gestion ou d'aménagement adaptés à l'espèce étudiée.

Par ailleurs, la prise en compte des exigences écologiques d'espèces pour analyser le réseau écologique d'un territoire favorise la communication pour dialoguer avec les acteurs du territoire et leur faire part des enjeux liés à la fragmentation des habitats (*Locquet & Clauzel 2018*).

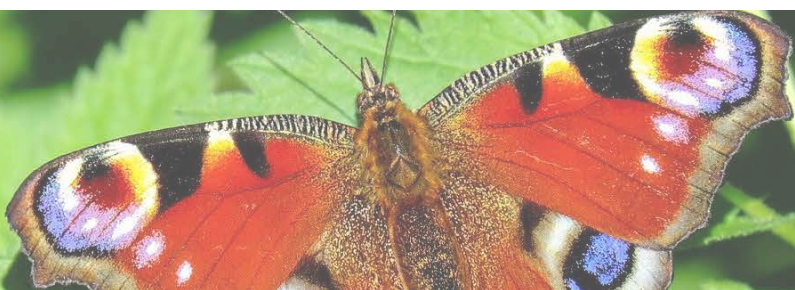
• Utilisation de données naturalistes

La modélisation spatiale des continuités écologiques peut s'appuyer sur l'utilisation de données biologiques, relatives à des espèces présentes sur le territoire afin d'affiner les modèles et de mieux prendre en compte la réalité du terrain. Ainsi, des données de répartition de la présence d'espèces peuvent être utilisées :

- Pour leur valeur intrinsèque en termes de conservation. On retrouve ainsi des espèces choisies parce qu'elles sont emblématiques, patrimoniales, menacées ou à statut particulier comme les espèces de cohérence nationale TVB ou les espèces déterminantes ZNIEFF,
- Du fait de leurs exigences écologiques. Les espèces peuvent être utilisées en tant qu'indicateurs d'un type de milieux naturels et pour leur représentativité d'un cortège d'espèces ayant les mêmes exigences (espèces dites « parapluie »).

La mobilisation de données d'espèces pour identifier la trame verte et bleue d'un territoire apparaît d'autant plus réalisable et pertinente que l'on tend vers une échelle locale. Les données d'espèces apportent principalement des informations sur l'état ou la fonctionnalité d'un espace mais peuvent également intervenir pour confirmer ou conforter l'identification des continuités écologiques locales. Ces données d'espèces peuvent être utilisées :

- Lors du travail sur les milieux contributifs de la trame verte et bleue, pour l'identification de milieux particuliers (espèces associées aux habitats humides, aux landes, aux milieux forestiers, etc.) ;
- Lors du travail sur les continuités écologiques, pour l'identification de réservoirs de biodiversité ou pour la validation de corridors écologiques (prise en compte d'espaces tampons autour de certains réservoirs de biodiversité, identification d'habitats relais exploités par une faune particulière, etc.).





Dans certains cas, il est possible d'utiliser des données empiriques (issues d'inventaires, d'études de radiotélémétrie) pour mettre en relation, par des analyses statistiques, la présence ou le comportement d'individus de l'espèce cible avec les paramètres du paysage pour lesquels on dispose des données. Ces données biologiques récoltées sur le terrain sont utilisées à la fois pour calibrer les modèles de connectivité et pour valider les résultats issus de ces modèles. Ces données informent sur la présence et/ou l'absence des espèces ou sur les capacités de déplacements (distances maximales de déplacement, capacités de déplacement dans certains types de milieux, etc.).

Les données collectées par les groupes naturalistes sont un complément indispensable aux références bibliographiques issues de la recherche. Ces dernières sont issues d'observations intensives, contrôlées sur des espaces restreints. Les associations naturalistes ont la capacité de recueillir des données sur de grands territoires. Par ailleurs, la carte des couverts végétaux ne peut fournir qu'une information limitée pour définir des continuités écologiques. La combinaison de cette carte avec des données naturalistes peut permettre de cerner les tailles critiques d'habitat ainsi que les obstacles à la circulation des espèces dans le paysage.

Les associations naturalistes font partie des structures les plus sollicitées pour fournir de la donnée sur les espèces (avifaune et chiroptères notamment). De par leur réseau de bénévoles actifs et leurs études d'inventaires, elles constituent d'importantes bases de données qui peuvent être mobilisées en amont ou au cours d'une étude TVB. Certaines associations diffusent des données localisées où chaque point renseigne une espèce mais peut aussi comporter d'autres observations intéressantes : le nombre d'individus, leur sexe, leur maturité et leurs comportements. D'autres livrent uniquement des données espèces sous la forme de présence/absence, parfois seulement à l'échelle de mailles plus larges voire à la commune. D'autres structures peuvent aussi contribuer à l'apport de données biologiques, comme les DREAL, les fédérations départementales de pêche et de chasse, les conservatoires botaniques et d'espaces naturels, les collectivités, les bureaux d'études, etc.

Par ailleurs, les espèces cibles utilisées peuvent être virtuelles. C'est-à-dire qu'elles sont construites pour être représentatives de l'ensemble des espèces vivant dans un type de milieu, et par extension dans une sous-trame donnée.

Cette approche utilisant des références aux espèces nécessite l'utilisation de méthodes de modélisation spatiale du déplacement des espèces, tenant compte de leur exigences écologiques telles que leurs habitats préférentiels, leur capacité de mouvement, leur distance de dispersion maximale, leur domaine vital etc. Des cartes d'habitat de l'espèce peuvent être construites à partir de différentes variables environnementales (occupation du sol, température, géologie, distance aux éléments boisés, etc.), puis des modèles de connectivité sont appliqués pour déterminer les continuités écologiques de cette espèce sur le territoire concerné.





• Analyse par mesure de la distance euclidienne

Une méthode fréquemment utilisée pour déterminer le degré de connectivité consiste à mesurer la distance euclidienne entre les taches d'habitat. Plus la distance est grande et plus le degré de connectivité est considéré comme faible. Cette mesure rend compte de la connectivité structurelle. Elle peut être améliorée par la prise en compte de la capacité de dispersion des espèces, une tache d'habitat étant considérée comme connectée aux autres taches si la distance à parcourir entre ces taches est inférieure à la distance maximale de dispersion des individus (Figure 14). Cette méthode ne tient cependant pas compte des autres éléments que l'habitat présents dans le paysage qui peuvent favoriser ou au contraire empêcher les déplacements des individus.

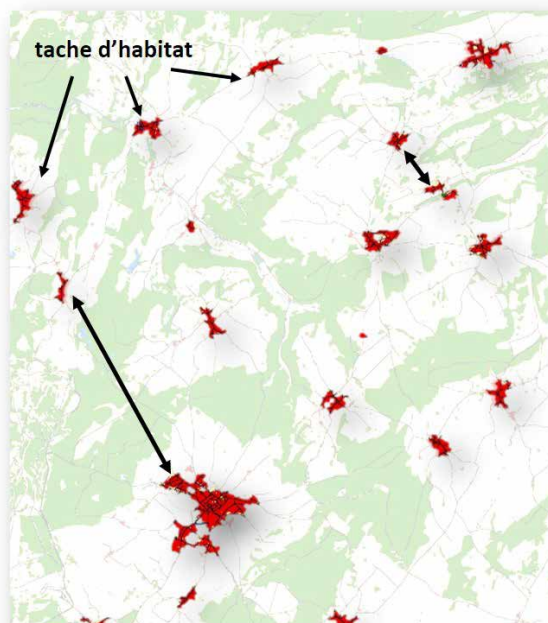


Figure 14 : Exemple de distance euclidienne entre des taches d'habitat. La distance à parcourir entre les taches à gauche est plus grande que celle entre les taches à droite.

• Analyse par densité de noyaux (ou kernel de dispersion)

La méthode de densité de noyau est un outil de traitement géomatique qui mesure la densité d'éléments voisins dans un rayon donné autour d'entités surfaciques, linéaires ou ponctuelles (Figure 15). La méthode de densité de noyau est un outil de traitement géomatique. Elle mesure la densité d'éléments dans un rayon donné autour d'entités surfaciques, linéaires ou ponctuelles comme par exemple la densité d'éléments boisés dans un rayon de 600m autour de taches urbaines. Le résultat se traduit en image raster.

En écologie, cet outil est utilisé pour mesurer l'effet de la distance sur la connectivité. L'application de cet outil requiert d'indiquer un rayon de recherche dans lequel le calcul de la densité est effectué, rayon pouvant correspondre à la capacité de déplacement d'une espèce. Cette méthode vise à retranscrire les capacités de déplacement des espèces au sein d'une matrice qui leur est favorable et est communément utilisée pour comparer les capacités de déplacement de différentes espèces. Cependant, de la même façon que les mesures de distance euclidienne, ces noyaux supposent un processus de dispersion isotrope, non influencé par la structure paysagère.



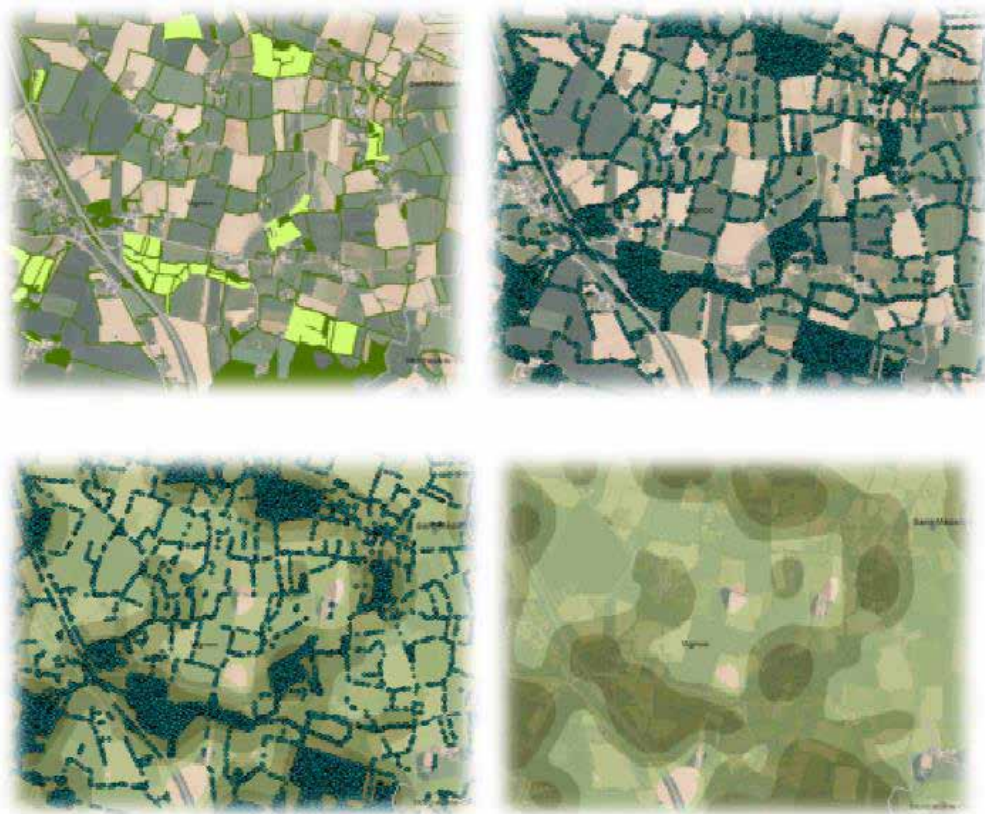


Figure 15 : Exemple d'analyse des continuités écologiques par densité de noyaux, employée pour la TVB du Val d'Ille Aubigné (35). La couche SIG des éléments de la trame verte été découpée par un maillage en nid d'abeille de 1 ha. Le pourcentage surfacique d'éléments favorables contenu dans chaque maille est calculé. La valeur de pourcentage est affectée à l'élément favorable contenu dans la maille. A chaque élément favorable au sein d'une maille est attribué un nombre de points qui correspond au chiffre de pourcentage obtenu précédemment. L'analyse de densité est réalisée à partir d'une maille de 10 m et d'un rayon de recherche de 250 m pour la trame verte. Une classification est enfin réalisée sur la base de ces valeurs, permettant de mettre en évidence les zones de forte connectivité, de moyenne connectivité et de faible connectivité. La classification est réalisée sur les valeurs de densité de points (Source : Dervenn).

• Analyses basées sur la perméabilité/résistance

Plusieurs approches ont été développées pour calculer des distances dites « écologiques ». Elles s'appuient sur les exigences écologiques des espèces étudiées et leurs capacités de déplacements, associées à la qualité écologique des milieux.

La méthode basée sur la perméabilité des milieux est une modélisation des capacités de déplacement des espèces en fonction du milieu traversé. Autrement dit, elle représente le degré de facilité avec laquelle des espèces cibles peuvent se déplacer dans un milieu. La méthode s'appuie sur le coût que représente un déplacement pour une espèce donnée, en fonction des types de milieux traversés. En effet, au cours d'un trajet d'un point à un autre, une espèce cible va rencontrer successivement différents milieux, dont la perméabilité (ou résistance) va conditionner sa facilité de progression. Cette démarche suppose que les individus subissent un coût de déplacement lors de leur mouvement, en fonction de la résistance de chaque élément. Ce coût reflète principalement l'énergie dépensée pour ce mouvement. Ainsi, plus le milieu considéré est favorable (est perméable) aux déplacements des individus, et plus la valeur du coût relatif est faible et inversement.



Afin de définir les valeurs de résistance, des hypothèses concernant l'influence potentielle des milieux sur les mouvements des individus sont posées. Ces hypothèses sont généralement élaborées, sur la base des connaissances écologiques, sur la façon dont les espèces répondent à leur environnement pendant la dispersion. La résistance relative associée aux éléments du paysage est déterminée à partir de la littérature et du dire d'experts, mais il est aussi possible d'analyser des données empiriques (présence/absence, déplacements observés par radiotélémétrie, analyses génétiques) dans le cadre d'une fonction de sélection des ressources pour estimer les résistances. Il existe d'autres méthodes que celle d'attribuer un coût par type d'élément pour définir les valeurs de résistance, qui sont plus ou moins complexes.

Une matrice de résistance aux déplacements de l'espèce cible est ainsi établie, basée sur la cartographie d'occupation du sol en format raster. Les différents milieux cartographiés sont modélisés sous forme de grille (format raster), dans laquelle chaque cellule obtient un coefficient de résistance (ou de friction) en fonction du type d'occupation du sol (Figure 16). Ainsi, plus le milieu est difficile à traverser pour l'espèce ciblée, plus le coefficient de résistance sera élevé.

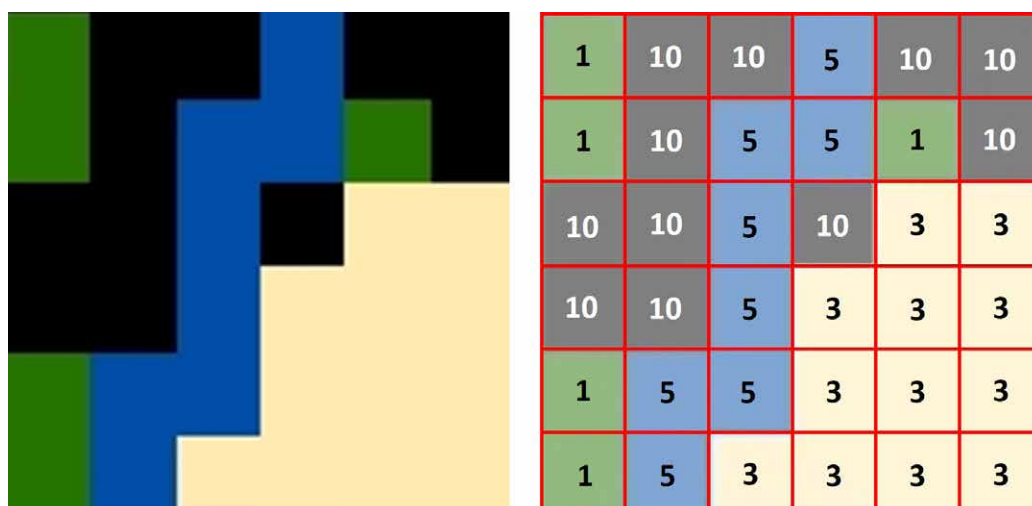
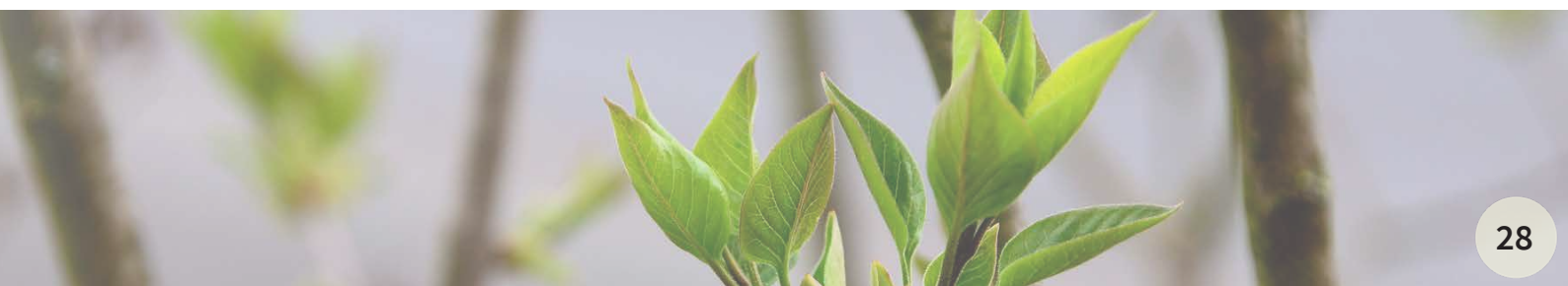


Figure 16 : Matrice de résistance basée sur une carte d'occupation du sol.

C'est à partir d'une matrice de résistance aux déplacements que peuvent être déterminées les continuités écologiques pour des espèces ciblées. Cette étape identifie les continuités de pixels connectés et offrant le moins de résistance aux déplacements. Là encore, plusieurs méthodes peuvent être utilisées, les principales étant basées sur :

- La plus faible résistance cumulative aux déplacements, comme les chemins de moindre coût (*Beier et al. 2009*),
- La théorie des circuits, où la résistance aux déplacements dans le paysage est traitée comme la résistance au passage du courant dans un circuit électrique (*McRae et al. 2008*),
- La théorie des graphes (*Foltête et al. 2012*),
- Les modèles simulant le déplacement d'individus dans le paysage (*Hargrove et al. 2005*).





• Analyses par le chemin de moindre coût

La carte de résistance constitue la base nécessaire à la construction et la cartographie des chemins potentiellement favorables aux déplacements des espèces et par conséquent des continuités. Deux formes de distances peuvent être calculées à partir de cette matrice et de la connaissance de la distance de déplacement maximal de l'espèce considérée (coût = résistance x distance) :

- La distance de moindre coût. C'est la distance métrique calculée entre deux taches d'habitat qui minimise les coûts associés aux mouvements des individus à travers le paysage (Figure 17).
- La distance en coûts cumulés. C'est le coût accumulé le long du chemin de moindre coût.

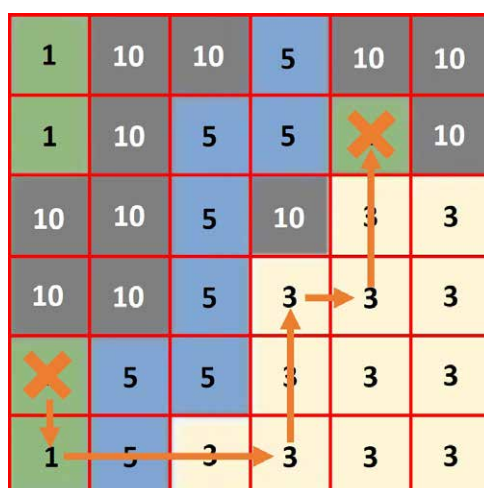


Figure 17 : Illustration d'un chemin de moindre coût calculé à partir d'une matrice de résistance.

Le calcul des distances de moindre coût est une méthode courante en écologie du paysage pour estimer la connectivité entre deux taches d'habitat. Cette méthode de calcul des capacités de déplacement vise à mettre en évidence les zones de la carte potentiellement atteignables par des espèces quittant leurs taches d'habitat et se déplaçant de manière aléatoire. Cependant, selon les sous-trames, cette méthode peut apparaître comme simpliste. En effet, les linéaires sont tracés à l'échelle du pixel de l'image donc de probablement peu réalistes par rapport au terrain. Une cartographie de corridors d'une grande emprise surfacique est par conséquent impossible mais cela indique cependant un corridor potentiellement fonctionnel qu'il reste à préciser au niveau local (Amsellem et al. 2018).

Cette approche présente un certain nombre de limites. Elle suppose que les individus ont une parfaite connaissance de l'ensemble de la matrice paysagère dans laquelle ils se déplacent et qu'ils ont connaissance de leur point d'arrivée au moment où ils entament leur mouvement.

Par ailleurs, bien que les valeurs des résistances soit appuyées sur la littérature, celles accordées à chaque classe d'occupation du sol demeurent subjectives. Cette façon de créer des matrices de résistance aux déplacements est toutefois régulièrement utilisée ; en effet, il existe très rarement des mesures de coûts de déplacement associées aux catégories d'occupation du sol pour une espèce donnée.



Rayfield *et al.* (2010) ont rigoureusement analysé ces approches basées sur les valeurs de coût et ont montré que les distances écologiques varient en fonction des valeurs de coût assignées aux éléments paysagers et à la configuration spatiale des taches d'habitat. De nouvelles approches basées sur des données génétiques et des expériences de translocation d'individus permettent d'estimer encore plus efficacement les valeurs de coût à assigner aux éléments paysagers. Dans leur revue, Sawyer *et al.* (2011) identifient deux biais majeurs à ces approches : (1) la plupart des modèles utilisent des données environnementales de faible résolution pour déterminer la connectivité et (2) les chemins de moindre coût ignorent comment les individus utilisent en réalité le paysage.

L'UMR TETIS et IRSTEA viennent de produire un plugin QGIS « BioDispersal » (Chailloux & Amsellem 2018) qui permet de modéliser les continuités écologiques par le calcul d'aires potentielles de dispersion, se basant sur le principe de perméabilité des milieux. Il facilite les pré-traitements, notamment la constitution de couches de perméabilité, et calcule les aires potentielles de dispersion des espèces à partir des réservoirs de biodiversité.

• Analyse par la théorie des circuits

En prenant en compte les capacités de déplacement des organismes, les chemins de moindre coût apportent une amélioration par rapport aux distances euclidiennes. Cependant, ils identifient un unique tracé de déplacement entre deux taches d'habitat (le moins coûteux) alors que les organismes peuvent emprunter en réalité de multiples chemins.

La théorie des circuits électriques est une méthode qui a récemment été adaptée à l'identification des continuités (Mcrae *et al.* 2008). Elle est appliquée grâce au logiciel libre CircuitScape. Cette méthode consiste à évaluer tous les chemins possibles entre chaque paire de taches en se basant sur la théorie des circuits électriques. Elle considère que la résistance au déplacement dans le paysage est semblable à la résistance dans un circuit électrique. La probabilité qu'un individu, dont le déplacement suit une marche aléatoire, traverse un pixel donné d'une carte est considérée proportionnelle au courant qui circule dans ce pixel. Le lien entre la résistance et le courant est donné par la loi d'Ohm, $I = V/R$ où I est le courant, R est la résistance et V est la tension électrique.

Ainsi, la matrice de résistance aux déplacements est transformée en un graphe où chaque pixel de la carte est un nœud du graphe et que chaque nœud est relié à ses voisins par une arête représentée par une résistance électrique. Chaque segment entre deux nœuds prend la valeur de la résistance moyenne des deux pixels qu'il relie. Pour connaître la connectivité entre chaque paire de nœuds, un nœud est arbitrairement choisi comme source électrique d'un courant de 1 ampère et l'autre nœud est considéré comme relié à la masse. Le courant passe par l'ensemble des chemins possibles et son intensité émise par la source est réduite par la quantité de résistances traversées avant de rejoindre la masse (McRae 2006).

Les résultats issus de l'analyse des circuits sont visualisés à l'aide de cartes de courant qui reflètent la probabilité de mouvement d'individus entre deux taches d'habitat prédite par le modèle (Figure 18). Un faible courant implique une forte résistance et inversement. Les zones avec un courant élevé peuvent permettre d'identifier les continuités potentielles, car elles indiquent une probabilité élevée qu'un individu s'y déplace. À l'inverse des chemins de moindre coût, la distribution des valeurs élevées sur les cartes de courant peut se concentrer en différents endroits et pas seulement le long d'un unique chemin entre les zones à relier. Les individus n'ont pas de distance maximale de dispersion, ils peuvent potentiellement se déplacer à l'infini (si la perméabilité du milieu le permet). Circuitscape fournit des métriques de type indices pour quantifier la connectivité.



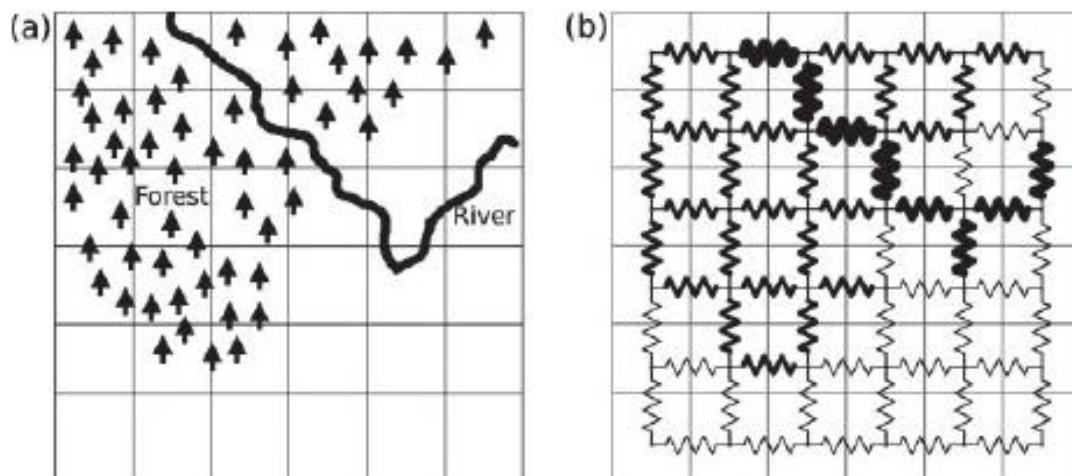


Figure 18 : Illustrations de l'utilisation des circuits pour modéliser la connectivité. (a) Dans ce paysage hypothétique, la combinaison entre la forêt et la rivière limite les mouvements des organismes et donc la connectivité. (b) Dans la modélisation du circuit, les centroïdes des cellules du raster sont connectés par une valeur de résistance (traits de la figure b). Les traits plus foncés indiquent une forte résistance entre les cellules et inversement. (Source : Hanks & Hooten 2013).

Cette méthode a été employée par le département de l'Ain et le CEN Rhône-Alpes pour définir les continuités écologiques à l'échelle du département. Les auteurs soulignent dans leur guide méthodologique et technique que « la modélisation cartographique réalisée selon la théorie des circuits électriques produit des cartes éclairantes et d'une grande précision (car liées aux pixels de l'occupation des sols), mais nécessitent un travail d'expertise adapté. Elles sont une base théorique d'analyse de la dispersion des espèces dans le paysage » (Département de l'AIN & Conservatoire des Espaces Naturel Rhône-Alpes 2017). Ils constatent par ailleurs une lisibilité limitée de la cartographie des résultats et de sa prise en compte opérationnelle. Ce constat est dû au fait que, d'une part, de multiples chemins entre les réservoirs sont proposés par la modélisation, et d'autre part, que la modélisation brute ne suit pas précisément les contours des éléments d'occupation du sol (ce qui est logique au regard des algorithmes de traitement employés). Dans le cas de cette étude, l'analyse des continuités par la théorie des circuits a été réalisée en complément d'une analyse utilisant les graphes paysagers.

• Analyse par les graphes paysagers

La capacité de dispersion d'une espèce, c'est-à-dire la connectivité du paysage, est une combinaison entre le comportement de dispersion de l'espèce adapté à son environnement (la connectivité fonctionnelle) et la configuration spatiale des habitats favorables à l'espèce (connectivité structurelle). La connaissance de ces deux aspects est indispensable pour déterminer l'état de connectivité d'un paysage pour une espèce donnée. La connectivité du paysage dépend en effet de l'espèce considérée, et donc, non seulement de la quantité et de la structuration de l'habitat dans le paysage, mais aussi de la capacité de l'espèce à l'utiliser. D'une part, la taille et la qualité intrinsèque de la tâche d'habitat contribuent au maintien de la population locale et, d'autre part, les liaisons entre les taches d'habitat permettent les échanges d'individus (ou de gènes), l'accès à d'autres ressources et facilitent la dispersion sur une plus longue distance. L'ensemble assure la viabilité de la population à l'échelle du réseau d'habitats (Avon et al. 2014). C'est pourquoi des outils de modélisation et d'analyse spatiale basés sur la théorie des graphes ont été développés.



La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers a été mise en avant ces vingt dernières années à partir des travaux de *Bunn et al. (2000)* et *Urban & Keitt (2001)*, en tant qu'outil permettant d'étudier les effets de la fragmentation des habitats sur les déplacements des organismes et sur le maintien des espèces. Inspirée des mathématiques et de la physique, la théorie des graphes offre un outil puissant pour caractériser les processus intervenant dans des systèmes complexes et connectés. La théorie des graphes permet une représentation de la structure et de la fonctionnalité d'un paysage. Cette approche est particulièrement utile pour modéliser la connectivité sur de larges zones d'étude.

Dans un graphe paysager, le paysage est représenté sous la forme d'un réseau (Figure 19). Les taches d'habitat de l'espèce considérée sont représentées par un ensemble de nœuds qui sont reliés entre eux par des liens représentant la dispersion des individus, le tout constituant un graphe. De ce fait, la construction d'un graphe paysager nécessite de définir au préalable les éléments du paysage représentant les nœuds du graphe. Les nœuds sont définis en fonction de leur surface, tandis que le poids des liens est quant à lui estimé en calculant le chemin de moindre coût entre deux nœuds.

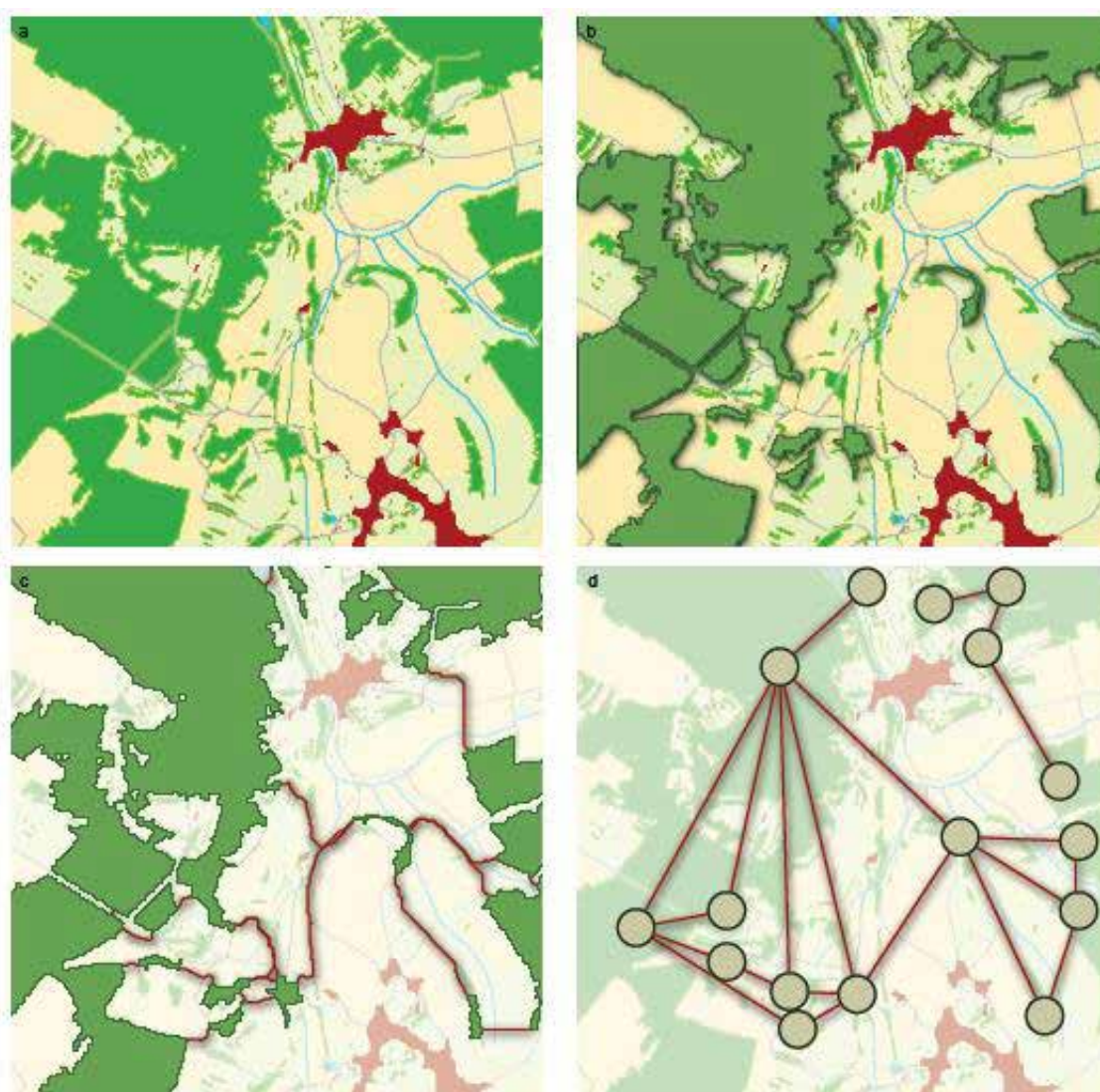


Figure 19 : A partir d'une carte d'occupation du sol (a), identification des taches d'habitat d'une espèce forestière (b) et visualisations réaliste (c) et topologique (d) d'un graphe paysager (Source : Girardet & Clauzel 2018).





Graphab 2.0 est un logiciel libre développé par le laboratoire THEMA (Foltête et al. 2012), permettant de modéliser les graphes paysagers. Les liens peuvent être configurés sous Graphab soit pour représenter la longueur du chemin (nombre de pixels traversés), soit le coût cumulé du chemin (somme des coûts de traversée de chaque pixel rencontré sur le chemin).

La construction d'un graphe paysager va dépendre de l'objectif de l'analyse, des connaissances biologiques sur l'espèce étudiée et des données disponibles pour paramétrer le modèle. Dans des cas ciblés (construction de routes, destruction de milieux, etc.) et si les problématiques de gestion sont bien identifiées, des analyses de connectivité par les graphes paysagers peuvent apporter des réponses aux questions liées à la gestion des milieux. Par exemple, dans une logique opérationnelle, (Fuller et al. 2006) ont montré que les graphes permettent de modéliser la connectivité entre les réserves naturelles et d'évaluer ainsi les stratégies de conservation mises en place pour de multiples espèces.

Par ailleurs, les graphes paysagers fournissent une représentation spatiale du paysage à partir de laquelle il est possible d'évaluer la contribution individuelle des éléments paysagers à la connectivité globale (Urban et al. 2009 ; Galpern et al. 2011). La connectivité peut être quantifiée par le biais de nombreuses métriques rendant compte des propriétés fonctionnelles du réseau, et non plus seulement de ses propriétés topologiques. Graphab calcule 20 métriques reflétant différents aspects de la connectivité du paysage pour les espèces étudiées et documentées dans le manuel utilisateur (Clauzel et al. 2016). Ces indices permettent aussi de mesurer les changements de connectivité s'opérant en fonction des pressions anthropiques exercées sur le paysage : changements d'occupation du sol, intensification des pratiques, création d'infrastructures linéaires de transport, changements climatiques, etc. (Gurrutxaga et al. 2011). Un atout essentiel de ces indices réside dans la possibilité d'identifier les taches ou les liens les plus importants pour maintenir ou améliorer la connectivité globale du réseau pour une espèce. Les graphes paysagers constituent ainsi un outil d'aide à la décision pour accompagner les gestionnaires, les aménageurs et décideurs dans l'orientation de leurs choix d'aménagement du territoire et les mesures de conservation à mettre en place ainsi qu'à cibler les actions à conduire à une échelle plus locale.

Le livret « Graphab, 14 réalisations à découvrir » (Girardet & Clauzel 2018) présente un panel d'études utilisant l'analyse des continuités écologiques par la méthode des graphes paysagers pour différents objectifs opérationnels de conservation, de restauration des continuités et d'évaluation de l'impact d'infrastructures de transport et de l'urbanisation sur ces réseaux écologiques.

L'avantage de cette méthode des graphes paysagers est d'être peu exigeante sur la nature et la quantité des données nécessaires pour quantifier la connectivité paysagère (nature de l'habitat de l'espèce considérée, distance de déplacement maximum, valeurs de résistances des classes d'occupation du sol, etc.). Toutefois, la mise en œuvre, l'analyse et l'utilisation des résultats cartographiques nécessitent une bonne compréhension et maîtrise de ces outils tout en prenant en compte les particularités et spécificités des espèces, groupes d'espèces ou habitats ciblés.

L'application des graphes paysagers permet d'évaluer la connectivité paysagère sans nécessiter de données à long terme sur les populations (comme l'espérance de vie, la fécondité, le taux de dispersion, etc.) bien que des informations supplémentaires puissent être intégrées a posteriori, donnant un aspect dynamique à ces modèles (Galpern et al. 2011).





• Analyse par la dynamique des populations

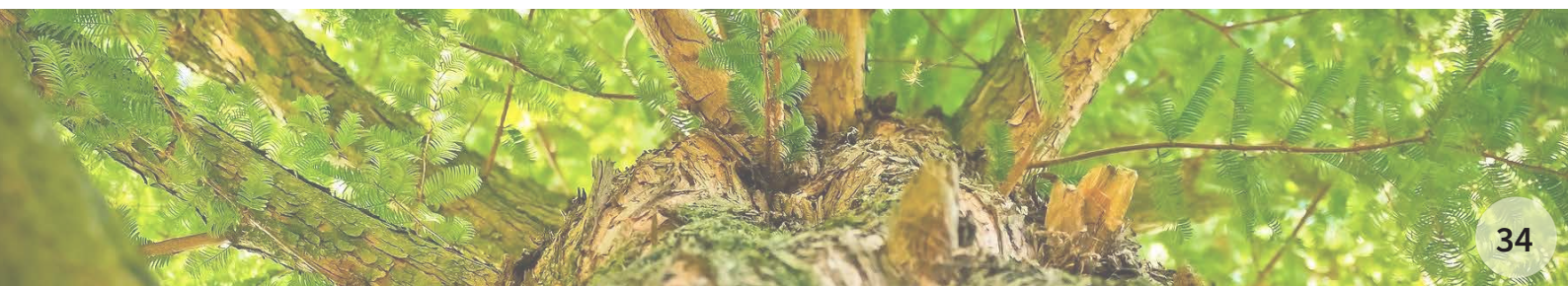
Les outils de modélisation présentés précédemment - qui sont les plus couramment employés pour identifier les continuités - se concentrent principalement sur les critères de déplacements des espèces, les aspects de dynamiques des populations étant traités essentiellement par des études d'inventaires (*Moulherat et al. 2019*). L'usage de la modélisation semble donc généralement limité à la détection des secteurs du territoire dans lesquels les animaux vont probablement le plus passer.

D'autres modèles, dits individu-centrés, permettent de fournir des estimations de la connectivité fonctionnelle. Ces approches de modélisation simulent le déplacement d'individus, en tentant de recréer les choix de trajectoires d'organismes traversant la matrice paysagère tout en intégrant une composante aléatoire dans ces choix.

Cependant, bien que ces modèles soient assez flexibles, leur application à de réelles situations nécessite à la fois des données détaillées sur les traits d'histoire de vie de l'espèce considérée qui ne sont pas toujours disponibles et de définir plusieurs paramètres difficiles à évaluer, comme le coût énergétique de déplacement, le taux de mortalité ou la fréquence de changement de direction.

Cette approche est à la base du logiciel SimOïko (payant, logiciel disponible en tant que service) développé par l'entreprise TerrOïko à partir du modèle académique MetaConnect (*Moulherat 2014*). SimOïko simule la vie des individus de l'espèce étudiée au sein du paysage dans lequel elle évolue et selon le cycle de vie typique de l'espèce. La modélisation repose sur la dynamique démographique de l'espèce afin de pouvoir calculer le nombre d'individus dispersants. La modélisation de la dynamique démographique décrit explicitement chaque classe d'âge, leur reproduction, leur survie, leur recrutement. Plusieurs comportements de reproduction sont modélisés en fonction de l'écologie de l'espèce (mono-polygamie, etc.) et leur fécondité. Plusieurs comportements de dispersion sont aussi modélisés en fonction de l'écologie de l'espèce. Il est possible de baser la modélisation sur une hypothèse de marche aléatoire, de chemin de moindre-coût ou de SMS (probabilité de prendre un chemin inversement proportionnel au coût local dans la distance de perception du milieu), etc. Les individus se dispersent selon le comportement de dispersion retenu, les coefficients de perméabilité des habitats et leur distance maximale de dispersion.

Pour les déplacements d'individus, le simulateur fournit le nombre d'individus allant d'une tache d'habitat à l'ensemble des taches d'habitat existantes dans le paysage ainsi que la carte de fréquentation du paysage. Cette carte est produite pendant les phases de dispersion de la simulation. A chaque fois qu'un individu quitte une tache d'habitat potentiel et parvient à en rejoindre un nouveau, le chemin par lequel il est passé est enregistré et la carte de fréquentation correspond au comptage de ces différents passages (*Moulherat et al. 2019*).





5. Limites et complémentarités des différentes méthodes

Pour rappel, l'objectif de la phase d'identification des continuités n'est pas seulement de réaliser un diagnostic écologique mais bien de réfléchir, en termes de planification territoriale, à l'impact des futurs aménagements et à la gestion de la biodiversité sur le territoire.

En effet, l'étape d'identification des continuités peut servir à répondre aux questions suivantes :

- Quels habitats et corridors sont importants pour la connectivité d'une espèce, quels sont ceux à conserver en priorité ?
- Où faut-il modifier le réseau écologique d'une espèce pour améliorer sa connectivité globale ?
- Quels vont être les impacts d'un changement d'occupation du sol ou d'une mesure d'aménagement sur le réseau écologique d'une espèce ?

Pour ce faire, il est nécessaire de comprendre et d'identifier les interactions qui existent entre les espèces et les milieux présents sur le territoire. Les méthodes basées sur les outils de modélisation des continuités écologiques apportent de nouvelles perspectives aux inventaires et études faune/flore réalisées sur le terrain en les rendant plus précises et plus efficaces. En effet, les observations de terrain ne permettent pas de prendre en compte la perméabilité potentielle du paysage.

Ces outils de modélisation permettent d'identifier les problématiques et les enjeux du paysage en termes de continuité dans son ensemble. Les modèles de connectivité sont des outils d'aide à la décision efficaces permettant d'orienter la gestion des paysages en intégrant la conservation des espèces. Chaque carte représentant des continuités écologiques peut être vue comme une base de discussion.

L'approche par modélisation ne doit pas s'affranchir d'un regard externe des acteurs du territoire sur l'identification des continuités. Si l'on souhaite faire des préconisations et des plans d'actions ou d'aménagement pertinents et efficaces, il est important de faire le lien avec la réalité du terrain. Romain Sordello (2017) rapporte que des acteurs peuvent être sollicités notamment pour trois raisons principales lors de la phase d'identification des continuités écologiques :

- En réaction à une première cartographie des continuités afin de les valider et le cas échéant les amender.
- Afin d'apporter des précisions sur des éléments qui ne seraient pas suffisamment pris en compte par les analyses de géomatique, comme les zones humides par exemple.
- Afin de participer au calibrage des méthodes elles-mêmes en apportant des informations complémentaires sur les espèces par exemple.

Une discussion régulière, en concertation avec les acteurs, lors de l'avancement de la phase d'identification des continuités permet si besoin de réajuster et d'affiner les analyses poursuivies en fonction des résultats obtenus et de leur traduction opérationnelle sur le territoire.

L'utilisation de méthodes de modélisation spatiale pour l'identification des continuités écologiques sur un territoire comporte tout de même des limites dont il faut avoir conscience et qu'il est important de mentionner. Les acteurs du territoire en charge de la planification et de l'aménagement doivent être informés des capacités et limites des modèles spatiaux ainsi que des données qu'il est nécessaire de fournir. Par ailleurs, l'exploitation de ces outils nécessite de maîtriser de nombreuses étapes techniques et méthodologiques (choix des espèces, paramétrage, exploitation des résultats, etc.).





• Des choix multiples :

En effet, pour réaliser une étude des continuités à l'aide de la modélisation spatiale, il est nécessaire de passer par plusieurs étapes pour lesquelles des choix s'imposent. Ces choix ont potentiellement une influence sur les caractéristiques structurelles et fonctionnelles des réseaux produits.

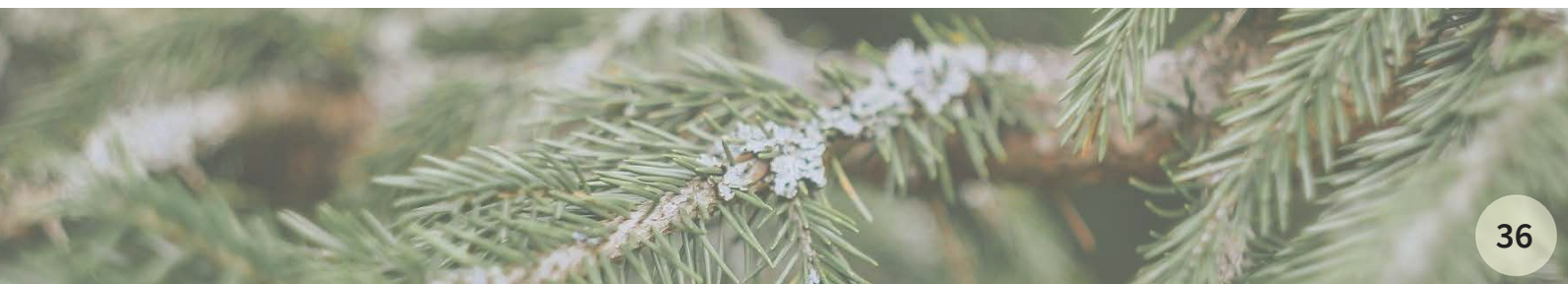
Par ailleurs, compte tenu de la multitude d'approches possibles qui conduisent à la proposition de nombreux scénarii, il n'existe pas un scénario unique de continuités écologiques sur un territoire donné. A l'échelle locale, il existe des divergences entre les résultats des différents outils de modélisation qui peuvent aboutir à des choix opérationnels différents.

• Des informations requises :

L'une des principales limites à ces outils d'analyse est le manque d'informations, de connaissances ou de niveau de détails concernant les espèces, leur écologie et leur mode de déplacement nécessaires pour identifier les éléments qui peuvent structurer la distribution et la dispersion des espèces. Bien souvent les modèles ne prennent pas en compte la qualité des habitats car cette information est difficile à qualifier, et partent du principe que toutes les taches sont fonctionnelles. *Beier et al. (2009)* mentionnent que la qualité de l'habitat pour une espèce donnée dépend de paramètres tels que la disponibilité de nourriture, d'abris, de sites de nidification et la relation avec les espèces compétitrices et prédatrices. Il n'existe cependant pas de données géoréférencées sur ces paramètres, car ils sont souvent impossibles à cartographier. Il faut donc choisir des données plus courantes qui renseignent indirectement sur ces paramètres, comme l'occupation du sol, la densité de routes ou la topographie par exemple. Traduire ces données en valeurs de qualité de l'habitat ou de résistance aux déplacements implique de se baser sur des hypothèses de travail qui sont le plus souvent soutenues par l'opinion d'experts et/ou la littérature mais qui présentent un niveau d'incertitude variable et difficile à quantifier. L'appui des experts et des gestionnaires s'avère donc essentiel pour pallier à ces manques, mais aussi pour valider les résultats par leurs propres connaissances et vérifications de terrain.

• Des données nécessaires :

Les choix méthodologiques peuvent être influencés par la disponibilité des données, leur précision ou encore les coûts et les possibilités d'acquisition. Dans certains cas, des données empiriques (inventaires, radiotélémétrie, etc.) peuvent être utilisées pour mettre en relation, par des analyses statistiques, la présence d'individus de l'espèce cible avec les paramètres du paysage pour lesquels on dispose de données. *Clevenger et al. (2002)* ont démontré qu'une combinaison des opinions d'expert avec des informations tirées de la littérature fournissait une meilleure correspondance avec les résultats provenant de données empiriques que les opinions d'experts seuls. Cependant, les données empiriques ne sont pas non plus exemptes d'incertitudes. Les méthodes d'inventaires et de radiotélémétrie ne peuvent pas être appliquées aussi facilement pour n'importe quelle espèce et ces approches sont trop longues et coûteuses pour être menées sur plusieurs espèces cibles à la fois. La qualité et la précision des données utilisées influencent également les résultats obtenus.





• La modélisation, une source d'incertitude :

La modélisation spatiale des continuités écologiques, comme tout modèle, implique la simplification des processus étudiés. Selon les méthodes et approches choisies, les données utilisées et les espèces cibles retenues, différentes sources d'incertitudes peuvent entrer en ligne de compte. Les continuités écologiques définies par les modèles renseignent sur la possibilité pour une espèce, ou une population, de se déplacer dans le paysage mais ne renseignent pas directement sur les individus.

Par ailleurs, les méthodes de chemins de moindre coût proposent une trajectoire de déplacement optimale que choisirait un individu ayant une connaissance complète du territoire, ce qui n'est bien sûr pas le cas pour les organismes réels qui se déplacent dans le paysage (Bernier & Théau 2013). Les approches basées sur la dynamique des populations tentent de recréer les choix de trajectoires d'individus traversant le paysage tout en intégrant une composante aléatoire dans ces choix (Hargrove et al. 2005). Cependant, ces modèles nécessitent de définir plusieurs paramètres difficiles à évaluer, comme le coût énergétique de déplacement, le taux de mortalité et la fréquence de changement de direction (Bernier & Théau 2013).

La valeur des résistances des éléments du paysage aux déplacements des espèces est également une source importante d'incertitude puisque d'une part, il y a un manque d'information sur le degré réel de résistance des milieux, et d'autre part, parce qu'elles sont conditionnées par le choix des données (distance de dispersion, taille de pixels). Comme le souligne Locquet & Clauzel (2018), il est admis que les coefficients doivent être faibles pour les milieux faciles à traverser et élevés pour les milieux plus contraignants, mais le choix de la valeur même est souvent relativement arbitraire. L'étude de Clauzel et al. (2013) a néanmoins montré que des coefficients contrastés entre les milieux favorables et défavorables étaient plus pertinents que des valeurs rapprochées.

• Influence de la résolution :

Simpkins et al. (2017) ont montré que la qualité de la description du paysage est un facteur assez important de variation des résultats de la modélisation spatiale. La résolution choisie (typologique = précision de la description des milieux et spatiale = précision du pixel de rasterisation) pour l'identification des continuités écologiques impacte les résultats obtenus. Certaines barrières ou corridors physiques peuvent devenir perméables ou disparaître avec une réduction de la résolution (Moulherat et al. 2019).

• Combinaison de différentes approches :

Étant donné qu'il n'existe pas de méthode unique de modélisation des continuités écologiques et qu'il est difficile de mobiliser une seule approche pour répondre à des enjeux et problématiques variés et spécifiques des territoires, le couplage de plusieurs approches s'avère intéressant. Cela permet de mobiliser les approches les plus appropriées selon les besoins et les objectifs de gestion visés et d'avoir des outils adaptés et adaptables en fonction des acteurs avec lesquels il est nécessaire de communiquer.

En revanche, Loquet et al. (2018) démontrent que lorsque différentes approches sont confrontées, elles peuvent présenter des contradictions, ou entraîner des prises de décisions pouvant s'avérer négatives pour certaines espèces. En effet, les continuités favorables à certaines espèces peuvent être défavorables à d'autres. Ainsi pour les espaces bocagers, un réseau de mares près de haies sera très favorable pour un triton crêté, mais compliquera la circulation d'un hérisson d'Europe. Les auteurs précisent que ce biais résulte principalement de la dimension généraliste de l'approche « habitat » et du recours à certaines espèces cibles, qui, bien que se voulant représentatives de groupes d'espèces, peuvent avoir des besoins et fonctionnements différents.





Cependant, les auteurs remarquent également que le fait de confronter deux méthodes offre la possibilité d'identifier de potentielles erreurs que ce soit dans la réalisation des cartographies ou dans l'interprétation des résultats.

- **La lecture des cartographies :**

Les résultats cartographiques issus des différentes méthodes de modélisation ne sont pas facilement lisibles pour des acteurs non-initiés. Il est donc nécessaire d'adapter la représentation cartographique afin de faciliter la lecture et ainsi créer un dialogue autour de ces outils.

Conclusion pour la TVB

Les méthodes présentées dans ce document sont diverses de par les concepts mis en œuvre et leurs approches scientifiques. Leur utilisation requiert des connaissances solides en écologie du paysage, en géomatique ou en modélisation spatiale selon la méthode privilégiée. Si aucune méthode ne peut se substituer à une autre, elles s'avèrent en revanche complémentaires pour traiter les différents enjeux relatifs aux continuités écologiques sur un territoire. Ces méthodes sont essentiellement utilisées pour identifier la trame verte et ne sont pas adaptées pour traiter les enjeux de trame bleue et de trame noire. D'autres approches sont développées spécifiquement pour ces deux types de trames. La trame noire est abordée pour le moment sous l'angle de la gestion de l'éclairage public car les données spatiales ne sont pas encore suffisamment précises à l'échelle locale pour s'appuyer sur de la modélisation. Quant à la trame bleue, il existe déjà de nombreux outils de diagnostics de l'état des milieux aquatiques qui nécessiteraient cependant une mise en cohérence pour gagner en pertinence opérationnelle (Doc TB et TN).





Bibliographie

- Amsallem J, Deshayes M, Bonneville M. 2010. Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales. *Sciences Eaux Territoires* Numéro 3:40–45.
- Amsallem J, Sordello R, Billon L, Vanpeene S. 2018. Bilan des Schémas régionaux de cohérence écologique en France : quels apports méthodologiques pour l'identification et la cartographie de la Trame verte et bleue ? *Sciences Eaux Territoires* Numéro 25:4–11.
- Avon C, Bergès L, Roche P. 2014. Comment analyser la connectivité écologique des trames vertes ? Cas d'étude en région méditerranéenne. *Sciences Eaux Territoires* Numéro 14:14–19.
- Beier P, Majka DR, Newell SL. 2009. Uncertainty analysis of least-cost modeling for designing wildlife linkages. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America* 19:2067–2077.
- 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] *La revue électronique en sciences de l'environnement* 13.
- Bunn AG, Urban DL, Keitt TH. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59:265–278.
- Calabrese JM, Fagan WF. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:529–536.
- Chailloux M, Amsallem J. 2018. BioDispersal.
- Chaurand J. 2017, November 8. La cohérence interterritoriale des projets de continuités écologiques. L'exemple de la politique Trame verte et bleue en France. thesis. Paris, Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France. Available from <http://www.theses.fr/2017IAVF0016> (accessed November 21, 2019).
- Clauzel C, Foltête J-C, Girardet X, Vuidel G. 2016. Graphab 2.0 Manuel de référence Ligne de commande.
- 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.
- Clevenger AP, Wierzchowski J, Chruszcz B, Gunson K. 2002. GIS-Generated, Expert-Based Models for identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages. *Conservation Biology* 16:503–514.
- Dehouck H, Amsallem J. 2017. Analyse des méthodes de précision des continuités écologiques à l'échelle locale en France. Irstea-UMR TETIS, Centre de ressources Trame verte et bleue.
- Département de l'AIN, Conservatoire des Espaces Naturel Rhône-Alpes. 2017. Guide méthodologique et technique. Continuités éco-paysagères de l'ain reconnues d'intérêt départemental.
- Foltête J-C, Clauzel C, Vuidel G. 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling and Software*:316–327.
- Fuller T, Munguía M, Mayfield M, Sánchez-Cordero V, Sarkar S. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* 133:131–142.
- Galpern P, Manseau M, Fall A. 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation* 144:44–55.
- Girardet X, Clauzel C. 2018. Graphab / 14 réalisations à découvrir.
- Gurrutxaga M, Rubio L, Saura S. 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning* 101:310–320.
- Hanks EM, Hooten MB. 2013. Circuit Theory and Model-Based Inference for Landscape Connectivity. *Journal of the American Statistical Association* 108:22–33.



Bibliographie

- Hargrove WW, Hoffman FM, Efroymsen RA. 2005. A Practical Map-Analysis Tool for Detecting Potential Dispersal Corridors. *Landscape Ecology* 20:361–373.
- Locquet A, Clauzel C. 2018. Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux. *Cybergeo : European Journal of Geography*. Available from <http://journals.openedition.org/cybergeo/29864> (accessed December 11, 2019).
- McRae BH. 2006. Isolation by Resistance. *Evolution* 60:1551–1561.
- Mcrae BH, Dickson BG, Keitt TH, Shah VB. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* 89:2712–2724.
- Moulherat S. 2014, January 1. Toward the development of predictive systems ecology modeling: metaConnect and its use as an innovative modeling platform in theoretical and applied fields of ecological research. thesis. Toulouse 3. Available from <http://www.theses.fr/2014TOU30294> (accessed November 25, 2019).
- Moulherat S, De Roince C, Remon J, Le Gallic Y, Baguette M, Prunier J. 2019. CIRFE - Cumul d'infrastructures linéaires de transports terrestres et relations écologiques fonctionnelles Livrable II méthodes et résultats du programme CIRFE. ITTECOP2014-CIRFE-II.
- Rayfield B, Fortin M-J, Fall A. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology* 25:519–532.
- Sawyer SC, Epps CW, Brashares JS. 2011. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* 48:668–678.
- Simpkins CE, Dennis TE, Etherington TR, Perry GLW. 2017. Effects of uncertain cost-surface specification on landscape connectivity measures. *Ecological Informatics* 38:1–11.
- Sordello R. 2017. Trame verte et bleue : bilan des besoins, enjeux et actions de connaissance identifiés par les Schémas régionaux de cohérence écologique. *Naturae* 2017:1–22.
- Sordello R, Billon L., Amsallem J, Vanpeene S. 2017. Bilan technique et scientifique sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique - Méthodes d'identification des composantes de la TVB. Centre de ressources TVB.
- Urban D, Keitt T. 2001. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology* 82:1205–1218.
- Urban DL, Minor ES, Treml EA, Schick RS. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters* 12:260–273.
- Vanpeene S, Sordello R, Amsallem J, Billon L. 2017. Bilan technique et scientifique sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique - Méthodes d'identification des obstacles et d'attribution des objectifs | Trame verte et bleue. Centre de ressources TVB.

Pour aller plus loin

Livret « L'approche écopaysagère. Mise en évidence des Trames Vertes dans les territoires ruraux » ACE Aquitaine.



Liens vers d'autres documents du projet CHEMINS :



Boîte Connaissance

1. La Trame Verte et bleue, qu'est-ce que c'est ?
2. Evolution d'une science pour l'action et de la représentation des continuités écologiques
4. Pour quelles raisons écologiques redéfinir la TVB à différentes échelles administratives ?



Boîte Mise en pratique - partie animation territoriale

2. Concertation et dialogue territorial - Quel intérêt dans une démarche TVB ?
3. Concertation et dialogue territorial - Quelles méthodes ?
5. Mobiliser les acteurs locaux pour un projet concerté
6. Quelle utilisation des sciences participatives pour un projet de TVB ?



Boîte Mise en pratique - partie ingénierie écologique

1. Caractérisation d'un territoire
3. Pourquoi utiliser la cartographie d'occupation du sol dans une démarche Trame Verte et Bleue ?
4. Cartographier l'occupation du sol pour identifier les continuités écologiques



UNION REGIONALE
BRETAGNE



UNION EUROPÉENNE
UNANIEZH EUROPA



L'Europe s'engage
en Bretagne / Avec le Fonds européen
de développement régional