



**HAL**  
open science

## Comment choisir les espèces pour identifier des réseaux écologiques cohérents entre les niveaux administratifs et les niveaux biologiques ?

Cécile H. Albert, J. Chaurand

### ► To cite this version:

Cécile H. Albert, J. Chaurand. Comment choisir les espèces pour identifier des réseaux écologiques cohérents entre les niveaux administratifs et les niveaux biologiques?. Sciences Eaux & Territoires, 2018, Trame verte et bleue: la continuité écologique en marche dans les territoires, 25, pp.26-31. 10.14758/SET-REVUE.2018.25.05 . hal-01830533

**HAL Id: hal-01830533**

**<https://hal.science/hal-01830533>**

Submitted on 5 Jul 2018

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

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

## Comment choisir les espèces pour identifier des réseaux écologiques cohérents entre les niveaux administratifs et les niveaux biologiques ?

Les réseaux écologiques identifiés au sein de la Trame verte et bleue (TVB) doivent permettre aux espèces de se déplacer dans le paysage pour effectuer leur cycle de vie et s'adapter aux changements environnementaux. Pour aider les régions à établir un choix d'espèces représentatif des territoires, des espèces ont été listées dans les orientations nationales TVB. En pratique, ces listes ont été peu utilisées, notamment du fait d'un manque de connaissances et de données relatives aux espèces. Aujourd'hui, la question liée au choix des espèces est de nouveau d'actualité avec la déclinaison de la TVB au niveau local et la fusion des régions. Cet article fait le point des différentes approches existantes pour identifier les réseaux écologiques et propose de nouvelles pistes pour faciliter le choix des espèces de façon cohérente entre les niveaux de gouvernance et les niveaux biologiques.



Proposer aménagement du territoire et préservation de la biodiversité n'a aujourd'hui plus de sens. Pour tendre vers un développement « durable », il est nécessaire de révéler les synergies entre fonctions écologiques, économiques et sociales dans les projets des territoires. De nouveaux outils de préservation plus intégratifs sont apparus, impliquant de nombreux acteurs et agissant non plus sur des espaces fermés (i.e., espaces protégés) mais sur des réseaux écologiques. Ces réseaux, qui doivent permettre aux espèces de se déplacer dans le paysage et de s'adapter aux variations environnementales (dont les changements climatiques), sont spatialisés et souvent multifonctionnels. Ils font partie intégrante de la définition des projets des territoires. Cependant, les espèces ont des dynamiques spatio-temporelles diverses et des exigences parfois antagonistes (i.e., espèces de milieux ouverts versus celles de milieux fermés) qui conditionnent la configuration de leur réseau. Comme la totalité des espèces qu'accueille un territoire ne peut pas être prise en compte lors de l'identification des réseaux, les acteurs des territoires doivent faire des choix. Ces choix concernent en particulier les espèces et/ou les variables environnementales (ex. : types d'habitats) à considérer pour représenter la biodiversité

des territoires et ses dynamiques. Les espèces/variables choisies devraient permettre de construire une stratégie de préservation de la biodiversité dans son ensemble qui sera intégrée dans les projets plus globaux d'aménagement des territoires (Wiens *et al.*, 2008).

Dans le cadre de la politique Trame verte et bleue (TVB), des listes d'espèces ont été établies dans les orientations nationales TVB. Elles concernaient des espèces dont la « prise en compte » des besoins (au sens réglementaire) devait être justifiée dans les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE) et sur lesquelles les régions pouvaient s'appuyer pour identifier leurs réseaux écologiques. En pratique, ces espèces ont été peu utilisées, sauf par exemple en Provence-Alpes-Côte-d'Azur. En effet, comme les connaissances et les données sur les espèces sont limitées (i.e., incomplètes, hétérogènes, ou encore difficilement accessibles ou interopérables), les régions ont souvent privilégié une approche indirecte par l'occupation du sol et les habitats. Mais l'absence de référence aux espèces occasionne des difficultés lors de la mise en œuvre de la TVB. D'un point de vue scientifique et technique, s'appuyer sur les besoins des espèces permet de rendre les réseaux identifiés plus concrets (présence et déplacements effectifs des espèces ciblées) et de les valider avec des données d'observation

❶ Définition des stratégies de sélection d'espèces pour la conservation, dont quatre fréquemment utilisées pour identifier les réseaux écologiques (é). Face à la diversité des termes employés autour de ces stratégies, nous donnons ce qui nous apparaît comme les synonymes les plus courants en français (et en anglais).

Stratégie	Définition
Espèce cible, représentative, témoin, clé ( <i>surrogate, target, background species</i> )	Sélection d'une ou quelques espèces (ou groupes d'espèces) pour représenter les espèces locales. Prendre en compte les besoins de ces espèces est supposé conduire à préserver les éléments nécessaires aux autres espèces locales.
Espèce parapluie <sup>a</sup> ( <i>umbrella species</i> )	Espèce souvent unique ayant besoin de grandes portions d'habitat contigu (domaine vital grand). Ces besoins sont supposés englober ceux d'espèces utilisant les mêmes types d'habitat, mais moins exigeantes en termes de surface.
Espèce focale, centrale, prioritaire <sup>a</sup> ( <i>focal species, focal groups</i> )	Un ensemble d'espèces choisies pour être les plus vulnérables aux différentes pressions subies, dans différents habitats (ex. : domaine vital grand, dispersion limitée, ressources spécifiques).
Espèce « mosaïque » <sup>a</sup> ( <i>landscape species</i> )	Genre d'espèce focale dont les besoins spatio-temporels (ex. : habitats saisonniers) coïncident avec la diversité des usages humains dans le paysage.
Profil écologique, écoprofil <sup>a</sup> ( <i>ecological profiles, ecoprofiles</i> )	Groupes d'espèces (et espèces-type associées) reflétant les différents types de vulnérabilité à la fragmentation sur la base de trois traits clés dans la théorie des métapopulations : type d'écosystème/habitat, capacité de dispersion (~ capacité à coloniser une tâche d'habitat vide), taille du domaine vital (~ taux d'extinction dans une tâche d'habitat).
Espèce indicatrice ( <i>indicator species</i> )	Espèce typique d'un type d'habitat ou de conditions environnementales particuliers et utilisées pour suivre l'évolution de ceux-ci (ex. : lichens et pollution atmosphérique).
Espèce clé de voute ( <i>keystone species</i> )	Espèce dont l'impact sur le fonctionnement de l'écosystème est très grande par rapport à son abondance relative.
Espèce emblématique, vedette, phare ( <i>flagship species</i> )	Espèce charismatique utilisée pour attirer l'attention et la sympathie du grand public ou des financeurs et négocier avec les décideurs (ex. : chouette chevêche).

(occurrence et mouvement des espèces ciblées). Sur le plan de la communication et de la pédagogie, ce choix méthodologique peut aussi améliorer l'appropriation des réseaux écologiques par les acteurs des territoires. Aujourd'hui, la déclinaison de la TVB au niveau local pose de nouveau la question du choix des espèces/variables à considérer. Ainsi, après avoir précisé les différentes approches existantes pour identifier les réseaux et souligné leurs complémentarités, nous proposons des pistes pour faciliter le choix des espèces de façon cohérente entre les niveaux de gouvernance et les niveaux biologiques.

### Identifier des réseaux écologiques pour des espèces

#### Deux principales approches pour identifier les réseaux écologiques

Classiquement, on distingue deux grands types d'approches pour identifier les réseaux écologiques.

La première approche, qualifiée d'indirecte, se base sur l'analyse de variables environnementales abiotiques (ex. : sols, climat, type d'habitat) ou biotiques (ex. : richesse spécifique) utilisées comme un ersatz grossier des besoins des espèces du territoire en termes de qualité et de connectivité des habitats. Cette approche est souvent privilégiée car elle nécessite peu de données et peut être menée rapidement alors que le temps dédié aux études est souvent limité. Il s'agit alors de réseaux écologiques « potentiels », car définis pour des espèces non clairement ciblées et dont la pertinence est plus délicate à justifier.

La seconde approche, centrée sur les espèces, s'intéresse aux flux dans le paysage d'un petit nombre d'espèces sélectionnées, en prenant en compte leurs besoins. Cette approche requiert une bonne connaissance de l'écologie des espèces présentes sur les territoires, en particulier de leur sensibilité à la connectivité du paysage. De plus, la représentativité des espèces sélectionnées pour le territoire peut être critiquée. Le choix des espèces, qui peut être fait selon différentes stratégies (tableau ❶), est central puisque des choix différents peuvent conduire à identifier des réseaux différents, voire spatialement disjoints (Meurant *et al.*).

En pratique, les territoires privilégient souvent l'approche indirecte et s'affranchissent des espèces, ne sachant pas comment les choisir. Lorsqu'un choix est fait, il est souvent guidé par :

- les connaissances et données existantes et disponibles (espèces bien étudiées) ;
- la capacité à mobiliser les acteurs des territoires (espèces « emblématiques »).

Ce choix devrait pourtant dépendre essentiellement des objectifs ! En effet, si les espèces emblématiques sont idéales pour communiquer, ce ne sont pas nécessairement celles qui représentent au mieux les enjeux de préservation pour l'ensemble de la biodiversité d'un territoire. La biodiversité dite « ordinaire » serait au contraire plus représentative de ces enjeux, mais son intégration dans les réflexions territoriales est plus difficile, notamment parce que les données manquent.

Les deux approches ne s'opposent pas et peuvent être croisées pour identifier les réseaux. Les résultats récents

► de la recherche suggèrent qu'une approche indirecte peut être une solution sage en cas de données et connaissances naturalistes trop incomplètes sur un territoire. Cependant, une approche centrée sur quelques espèces mène à une meilleure représentativité des besoins d'un nombre d'espèces plus grand (Meurant *et al.*). Le choix des espèces reste donc clé ; il importe que les scientifiques accompagnent les acteurs dans ce choix.

### Des réseaux représentatifs à partir d'un choix d'espèces basé sur les traits

L'enjeu pour les territoires est d'identifier des réseaux écologiques représentatifs de leur biodiversité alors qu'il n'existe pas de solution unique et optimale. Les espèces sélectionnées doivent donc caractériser les besoins d'une diversité d'espèces (Wiens *et al.*, 2008), même si leur représentativité reste bien sûr incomplète et donc limitée. Un groupe d'espèces sera ainsi plus représentatif qu'une unique espèce (Meurant *et al.*). Or les besoins des espèces à grande capacité de dispersion ne recouvrent pas nécessairement ceux des espèces à plus petite capacité et inversement (Meurant *et al.*). Il faut donc *a minima* choisir des espèces de groupes taxonomiques différents et reflétant une diversité de besoins en termes d'habitats et de déplacements. Ces espèces doivent aussi être choisies en veillant à un équilibre entre robustesse scientifique et acceptabilité sociétale, équilibre délicat au cœur d'un développement « durable ». Le choix doit donc être partagé avec les différents acteurs des territoires.

Pour s'assurer de la représentativité des espèces sélectionnées quant à la diversité des besoins de l'ensemble des espèces d'un territoire, il est possible de réaliser des regroupements systématisés d'espèces ayant des « profils écologiques » comparables. Les espèces regroupées en guildes présentent des caractéristiques similaires (ou « traits ») et donc potentiellement des réponses similaires aux changements environnementaux (Wiens *et al.*, 2008). Dans le cadre de l'identification des réseaux écologiques, il est pertinent de cibler des « traits » relatifs à la sensibilité des espèces aux changements de configuration et de composition du paysage (Opdam *et al.*, 2004). Cette sensibilité (cf. théorie des métapopulations<sup>1</sup>) s'apprécie en particulier *via* :

- la superficie minimale d'habitat nécessaire au maintien d'une population ;
- les capacités de dispersion des individus (modes de dispersion, vitesses, distances).

Ce à quoi il est possible d'ajouter :

- le caractère spécialiste ou généraliste des espèces à un ou plusieurs type(s) d'habitat ;
- la dynamique de croissance de la population (taux de fécondité, longévité – Henle *et al.*, 2004).

Concrètement, à partir d'un tableau « traits-espèces », il est possible de regrouper les espèces par profils écologiques à l'aide d'analyses multivariées (ex. : analyses en composantes principales couplées à une méthode

de partitionnement des données ou « clustering » pour distinguer statistiquement des groupes). Ces groupes ou des espèces représentatives de chacun d'eux sont ensuite utilisés pour identifier les réseaux écologiques (Meurant *et al.* – figure 1). Maximiser la diversité des espèces sélectionnées en termes d'habitats utilisés et de capacités de dispersion, même avec un nombre restreint d'espèces (N = 5 à 7), permet une bonne représentation des enjeux de biodiversité (Meurant *et al.*).

Cette méthode par les « traits » a l'avantage d'être :

- flexible car le niveau de détail sur les traits peut être ajusté à l'échelle et aux objectifs du projet ;
- reproductible, facilitant donc les processus d'amélioration continue des projets de territoire.

En permettant les allers-retours entre profils écologiques, espèces et types d'habitats, cette méthode facilite également l'identification et la validation des réseaux écologiques et leur communicabilité avec les acteurs. De plus, elle permet de croiser à la fois les données existantes en écologie et les connaissances à « dire d'experts », de façon complémentaire. En effet, du fait des limites des données sur l'écologie des espèces, il est souvent difficile de renseigner l'ensemble des traits des espèces d'un territoire. Le « dire d'expert » permet de compléter ces données manquantes, mais il est peu reproductible (variabilité entre experts) et implique une subjectivité entraînant parfois des difficultés à expliciter les critères et à justifier les choix proposés, exposant de fait ces propositions au risque de contentieux juridique. Il faut noter que les données manquantes peuvent parfois être contournées grâce à des relations statistiques, comme par exemple celles existant entre masse corporelle des animaux, domaine vital et capacités de dispersion.

### La question des échelles

#### Des systèmes écologiques et sociétaux multi-scalaires

Les systèmes écologiques sont multi-scalaires, c'est-à-dire qu'ils s'organisent de façon dynamique dans et entre les échelles de temps et d'espace. Par exemple, les systèmes écologiques peuvent être décomposés en plusieurs niveaux d'organisation hiérarchisés, de la parcelle au paysage, de l'individu à l'écosystème (figure 2). Les réseaux écologiques identifiés doivent donc également l'être. Les besoins en termes d'habitat et de déplacement varient selon les espèces (voire selon les individus), selon les régions et les périodes. Pour une espèce donnée, les déplacements peuvent être étudiés de façon hiérarchique<sup>2</sup> selon différents niveaux d'organisation du vivant qui s'influencent mutuellement (figure 2) :

- l'individu et la population avec des déplacements fréquents et sur des espaces réduits (excepté pour le cas des grandes migrations saisonnières de certaines espèces) pour se nourrir/reproduire/reposer ;

1. D'après la théorie des métapopulations, la probabilité qu'une population se maintienne dans une tâche d'habitat donnée dépend de la superficie d'habitat minimale nécessaire à l'espèce et de la probabilité qu'une nouvelle population s'installe dans une tâche d'habitat non occupée dépend de la capacité de dispersion de l'espèce. C'est la dynamique entre ces deux processus qui permet la persistance de l'espèce dans le temps.

2. Le lecteur pourra se référer à la théorie de la hiérarchie selon laquelle les échelles de temps et d'espace sont corrélées, comme par exemple un phénomène se déroulant sur un espace vaste qui sera plus lent qu'un autre se déroulant sur un espace réduit.

- la métapopulation avec des déplacements à des échelles de temps et d'espace intermédiaires pour assurer un lien intergénérationnel via des flux de gènes ;
- l'aire de distribution qui évolue sur des temps plus longs et des espaces plus vastes, en lien parfois avec le déplacement des enveloppes climatiques.

Les systèmes sociétaux sont également multi-scalaires. L'identification des réseaux écologiques doit donc être coordonnée entre les niveaux de gouvernance – à la fois verticalement entre des niveaux différents (ex. : entre région et commune) et horizontalement entre mêmes niveaux (ex. : entre régions) – afin d'assurer le succès des actions de préservation engagées. En effet, des incohérences entre les projets des territoires peuvent avoir des conséquences sévères sur l'environnement (Folke *et al.*, 2007). C'est ce qu'anticipe la politique TVB en se déclinant du national au local. Pourtant, assurer cette coordination n'est pas trivial du fait en particulier de la diversité des institutions et des acteurs qui présentent des moyens, des compétences et des représentations variés et parfois difficilement conciliables. L'identification des réseaux écologiques résulte obligatoirement de compromis entre les territoires et leurs projets.

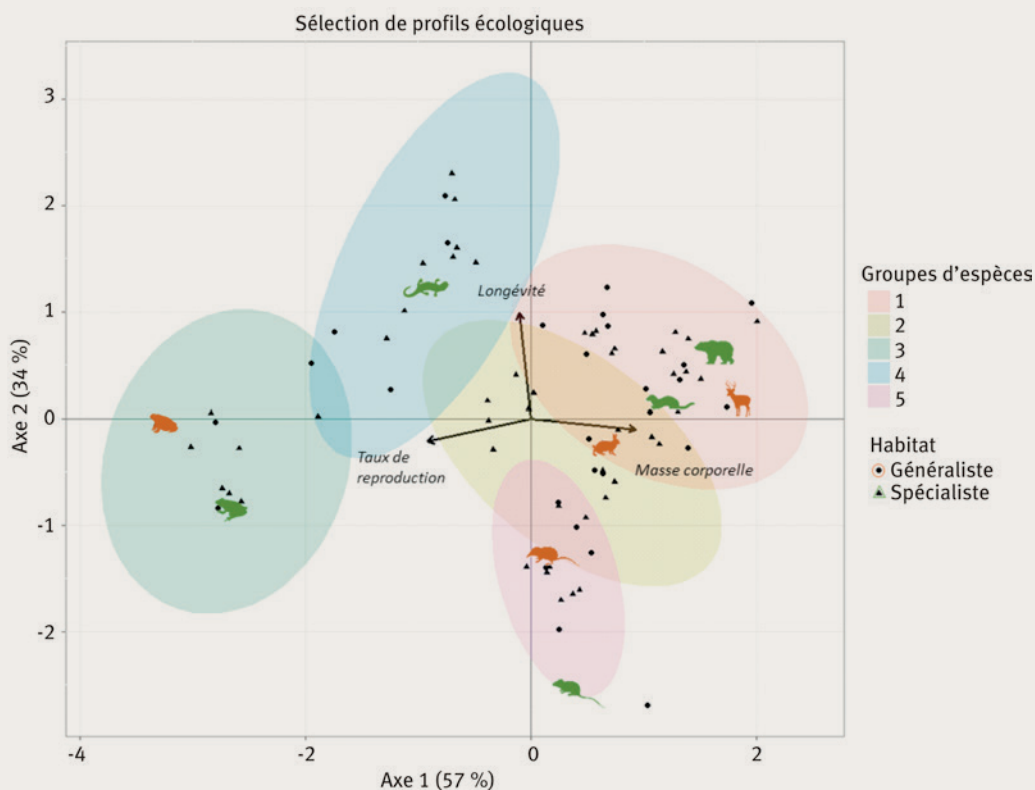
### Place des espèces dans l'identification multi-scalaire des réseaux écologiques

Dans la littérature scientifique comme dans le cadre de nos observations sur les territoires mettant en œuvre la TVB, on distingue deux grands types de stratégies pour organiser l'identification des réseaux écologiques à différents niveaux de gouvernance.

Dans le premier cas, l'utilisation des espèces est restreinte aux niveaux les plus locaux en considérant que les déplacements des espèces ne peuvent être observés qu'à des niveaux fins d'analyse. L'approche basée sur les espèces est alors écartée aux niveaux de gouvernance plus globaux (ex. : niveau régional) et nous avons déjà discuté des limites de ce choix.

Dans le second, le choix des espèces est adapté au niveau de gouvernance considéré. Ainsi le niveau national/régional se focalisera sur des espèces à grande capacité de dispersion tels que certains grands mammifères (cycle de vie sur plusieurs centaines de km<sup>2</sup> et plusieurs dizaines d'années), tandis que le niveau communal se concentrera sur des espèces à plus petite capacité de dispersion tels que certaines plantes ou insectes (cycle de vie sur quelques m<sup>2</sup> et quelques jours). C'est ce que suggère le cadre national sur la TVB.

#### ❶ Exemple d'une sélection de profils écologiques basée sur les traits.



Les espèces du territoire (points et triangles) sont réparties selon les deux premiers axes d'une analyse en composante principale (ACP) basée sur trois traits : (i) la masse corporelle – pour approximer la capacité de dispersion ; (ii) la longévité ; (iii) le taux de reproduction – des indicateurs de la dynamique des populations. Cinq groupes (ellipses) sont identifiés grâce à une analyse de partitionnement des données ou « clustering ». Le caractère spécialiste (habitat uniquement forestier) ou généraliste (forêt et milieu ouvert) des espèces est illustré par la forme (triangle/ronde) et la couleur (vert/rouge) des espèces. Les espèces présentées par une silhouette sont un exemple de sélection possible d'espèces de profils différents (source : Meurant *et al.*).

► Dans les deux cas, le choix des espèces n'est pas partagé entre les territoires et cela peut *in fine* mener à l'identification de réseaux écologiques qui ne soient pas cohérents car l'imbrication des niveaux d'organisation du vivant et des échelles spatio-temporelles associées n'est pas prise en compte.

### Vers une approche centrée espèces et multi-échelles

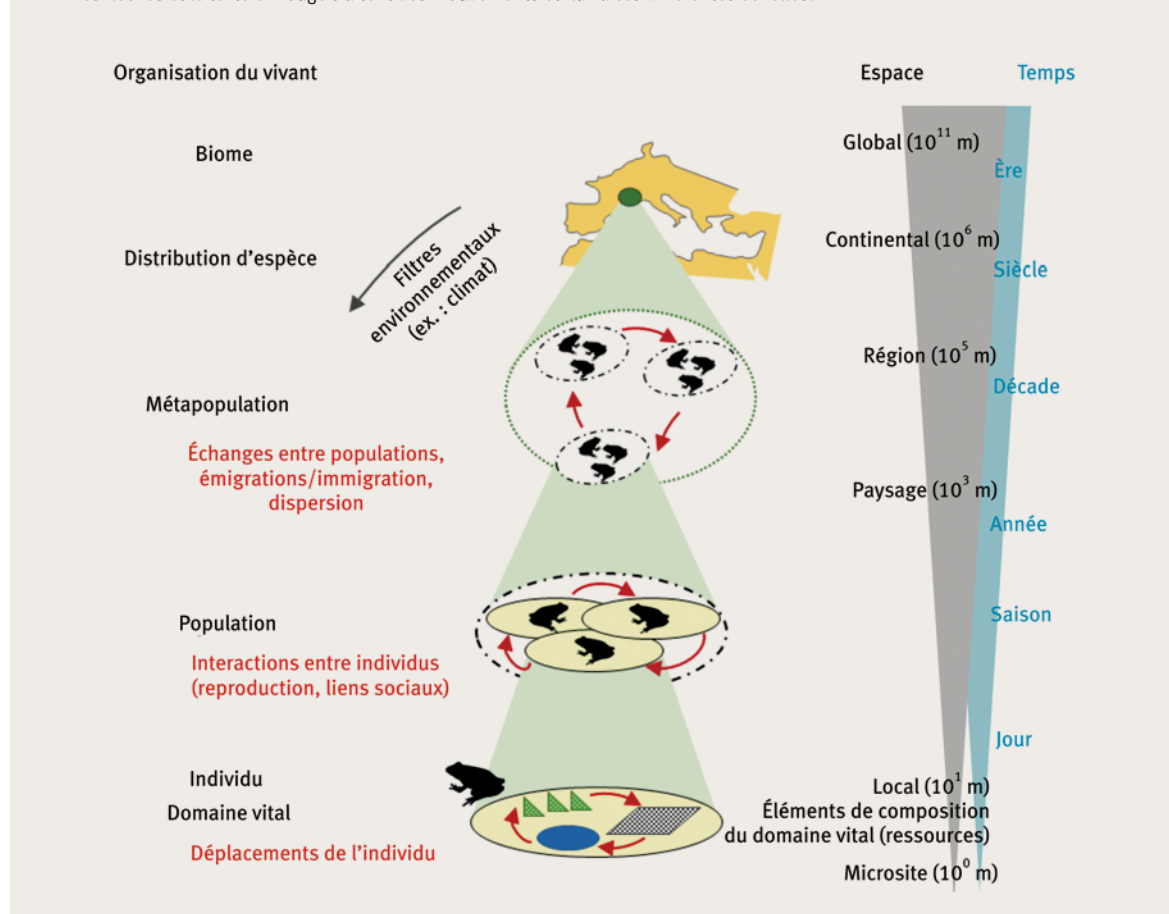
Partager le choix des espèces entre les niveaux de gouvernance doit permettre de construire des projets plus cohérents et donc plus efficaces. Pour cela, nous proposons d'articuler l'identification des réseaux écologiques en considérant les déplacements des espèces de façon hiérarchisée selon les différents niveaux d'organisation du vivant, de l'individu à l'aire de distribution et ce, pour une diversité d'espèces.

En effet, les espèces présentent des dynamiques spatio-temporelles diverses qu'il est possible d'appréhender selon les niveaux de gouvernance. Par exemple, pour certains grands mammifères, les déplacements des individus ou des métapopulations seront appréhendés à un niveau régional, tandis que la qualité des habitats de reproduction de l'espèce sera étudiée au niveau communal. Au contraire, pour certains insectes, les déplacements des individus ou des métapopulations ne seront

appréhendés qu'au niveau communal ou intercommunal, tandis que l'évolution des aires de distribution ne sera analysée qu'au niveau régional sur des périodes plus longues. Chaque niveau de gouvernance a donc une pertinence pour chaque espèce, même si c'est à un niveau d'organisation du vivant différent (figure 3).

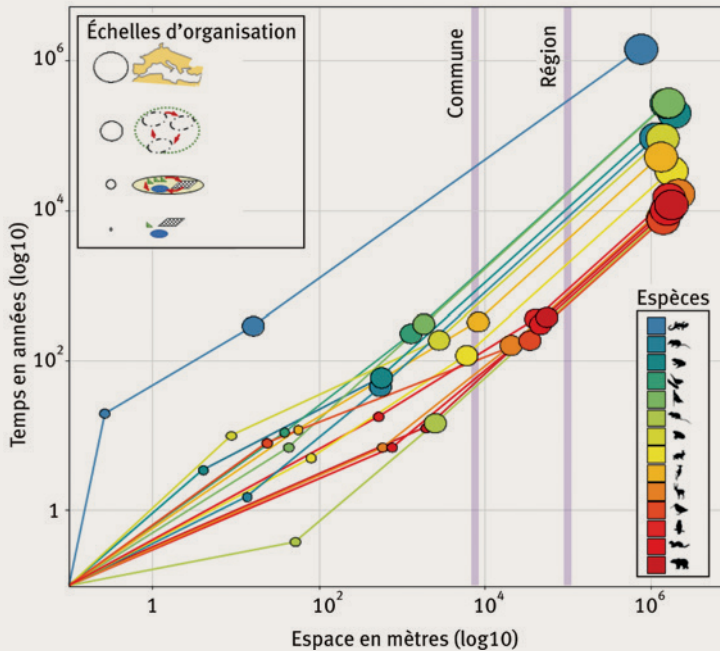
Ainsi, chaque niveau de gouvernance pourrait s'intéresser à des espèces ayant des faibles, moyennes et fortes capacités de dispersion. Par exemple, le niveau régional identifierait les réseaux écologiques pour le déplacement des individus des espèces à forte capacité de dispersion, mais également pour l'évolution de l'aire de distribution des espèces à faible capacité de dispersion (maintien de l'habitat). Inversement, le niveau communal se concentrerait sur les déplacements des individus des espèces à faible capacité de dispersion et étudierait la qualité des habitats pour les espèces à forte capacité de dispersion. Une sélection d'espèces selon le concept des « profils écologiques », i.e. qui maximise la diversité en termes de capacité de dispersion et de préférence d'habitats, permettrait d'intégrer une telle vision multi-scalaire à tous les niveaux de gouvernance et d'étayer un choix partagé entre les territoires. Cela implique cependant d'imaginer et de créer des modes de gouvernance innovants, permettant aux acteurs de fonctionner en réseau.

#### 2 Organisation hiérarchique du vivant et concordance avec les échelles spatiales et temporelles pour une espèce donnée. Les flèches et le texte en rouge traitent des mouvements et flux à ces différentes échelles.



⑤ Superposition schématisée des niveaux d'organisation du vivant pour 14 espèces vertébrées du Québec le long des gradients d'espace et de temps.

Concordance des échelles d'organisation du vivant, spatiales et temporelles



Les niveaux d'organisation du vivant sont indiqués par des disques de taille croissante (éléments du domaine vital à aire de distribution, voir figure ④). Les espèces sont ordonnées (du bleu au rouge) en fonction de leur capacité de dispersion croissante. Deux niveaux de gouvernance (commune et région) sont donnés à titre indicatif (source : Meurant *et al.*).

Conclusion - Perspectives

Co-construire entre les territoires une sélection d'espèces basée sur les grands types de « profils écologiques » nous semble être la piste la plus prometteuse pour décliner l'approche centrée sur les espèces et allier acceptabilité sociétale et robustesse scientifique. Les bases de données sur les « traits » peuvent être validées/complétées à « dire d'expert ». Les analyses statistiques systématiques peuvent venir en appui à la discussion avec les porteurs de projets et les experts, même si la décision reste celle des acteurs politiques.

Par ailleurs, les projets de territoire s'améliorent en continu. Face à l'urgence de l'action pour préserver la biodiversité, il apparaît souhaitable de faire des choix dès à présent, même s'ils sont basés sur une connaissance incomplète (Wiens *et al.*, 2008), qui s'accroît au fil du temps et qui sera implémentée lors des révisions futures des projets. De plus, les outils de modélisation et de priorisation spatiale évoluent rapidement. Ces outils permettent d'établir des priorités de conservation en objectivant les choix face à la multiplicité des réseaux écologiques possibles et aux nombreuses incertitudes ou encore, en mettant en regard les différents enjeux d'un projet de territoire (ex. : projets de développements, prix du foncier, etc. – Meurant *et al.*). Le caractère reproductible et systématisé de ces outils est un réel atout pour venir en appui à la prise de décision. Cependant, ces outils restent des représentations simplifiées de la réalité et peuvent sembler opaques ou difficilement accessibles lorsque peu de moyens d'ingénierie sont disponibles dans les territoires. Les acteurs scientifiques, notamment, doivent ainsi accompagner les porteurs de projets dans l'utilisation et l'interprétation de ces outils.

Il importe donc que le choix des approches utilisées et des espèces soit partagé entre les acteurs des territoires afin que les projets soient cohérents et que les actions soient efficaces. Les réseaux écologiques sont le résultat de compromis entre enjeux écologiques, économiques et sociaux (contexte d'un développement « durable »), mais aussi entre les représentations des divers acteurs des territoires. La capacité des territoires à s'organiser en réseau doit s'accompagner d'une volonté politique forte à la co-construction de projets de territoire cohérents. ■

EN SAVOIR PLUS...

- ① **FOLKE, C., PRITCHARD, L., BERKES, F., COLDING, J., SVEDIN, U.**, 2007, Setting biodiversity targets in participatory regional planning: introducing The problem of fit between ecosystems and institutions: ten years later, *Ecology and Society*, 12(1): 30.
- ② **HENLE, K., DAVIES, K.F., KLEYER, M., MARGULES, C., SETTELE, J.**, 2004, Predictors of species sensitivity to fragmentation, *Biodiversity and Conservation*, vol. 13, p. 207-251.
- ③ **MEURANT, M., GONZALEZ, A., DOXA, A., ALBERT, C.H.**, submitted, Selecting surrogate species for connectivity conservation, *Biological Conservation*.
- ④ **OPDAM, P., POWELS, R., VAN ROOIJ, S., STEINGRÖVER, E., VOS, C.C.**, 2008, Setting biodiversity targets in participatory regional planning: introducing ecoprofiles, *Ecology and Society*, 13(1): 20.
- ⑤ **WIENS, J.A., HAYWARD, G.D., HOLTHAUSEN, R.S., WISDOM, M.J.**, 2008, Using surrogate species and groups for conservation planning and management, *BioScience*, vol. 58 (3), p. 241-252.

Les auteurs

**Cécile H. ALBERT**

Aix Marseille Univ, Univ Avignon, CNRS, IRD, IMBE, Marseille, France - Campus Aix Technopôle de l'environnement Arbois Méditerranée, Avenue Louis Philibert, Bât Villemin, BP 80, F-13545 Aix-en-Provence Cedex 4, France.

✉ [cecile.albert@imbe.fr](mailto:cecile.albert@imbe.fr)

**Julie CHAURAND**

UMR TETIS, Univ Montpellier, AgroParisTech, Cirad, CNRS, Irstea, Montpellier, France.

✉ [julie.chaurand@irstea.fr](mailto:julie.chaurand@irstea.fr)