

Prendre les espaces de temps pour maîtriser les impacts diffus générés par les grandes infrastructures de transport terrestre (ITT) sur la biodiversité

Jean-Marc Fourès et Pierre Pech

Volume 15, numéro 2, septembre 2015

Temporalités, action environnementale et mobilisations sociales

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1035832ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec à Montréal
Éditions en environnement VertigO

ISSN

1492-8442 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Fourès, J.-M. & Pech, P. (2015). Prendre les espaces de temps pour maîtriser les impacts diffus générés par les grandes infrastructures de transport terrestre (ITT) sur la biodiversité. *VertigO*, 15(2).

Résumé de l'article

Les grandes Infrastructures de Transport Terrestre (ITT) génèrent de multiples impacts sur la biodiversité, depuis les premières transformations du paysage en amont des travaux de construction jusqu'aux effets de la gestion des dépendances vertes en phase d'exploitation. Les travaux scientifiques en *road ecology* ont permis de spatialiser au gré des recherches la plupart des impacts des ITT sur les milieux naturels et la biodiversité. Dans le contexte territorial français, la loi de 1976 sur les études d'impact, puis les lois Grenelle dans les années 2000 ont établi un cadre réglementaire de plus en plus exigeant. Ce cadre d'études a favorisé l'émergence de nouvelles pratiques d'ingénierie visant à la transparence écologique des ITT suivant la doctrine de l'Évitement-Réduction-Compensation (ERC). Désormais, aménageurs et chercheurs s'interrogent aussi sur la continuité des impacts tout au long des phases de vie des ITT, ainsi que sur les impacts cumulés (mêlant impacts directs, indirects et/ou induits) sur la biodiversité. Les limites spatiales et temporelles des études et des modèles d'impact amènent à s'interroger sur le rôle des riverains dans l'observation de l'environnement. Cet article présente les modèles d'impact et leurs limites, avec l'exemple des Lignes à Grande Vitesse (LGV) françaises, interroge les impacts au prisme du « catastrophisme éclairé », entre expertise et grand public et propose quelques clefs de détermination des impacts diffus (impacts cumulés plus d'éventuels impacts inaperçus) sur la biodiversité. On conclut sur l'intérêt de la notion de diffusion pour penser l'échelle spatiale selon une pluralité de temporalités.



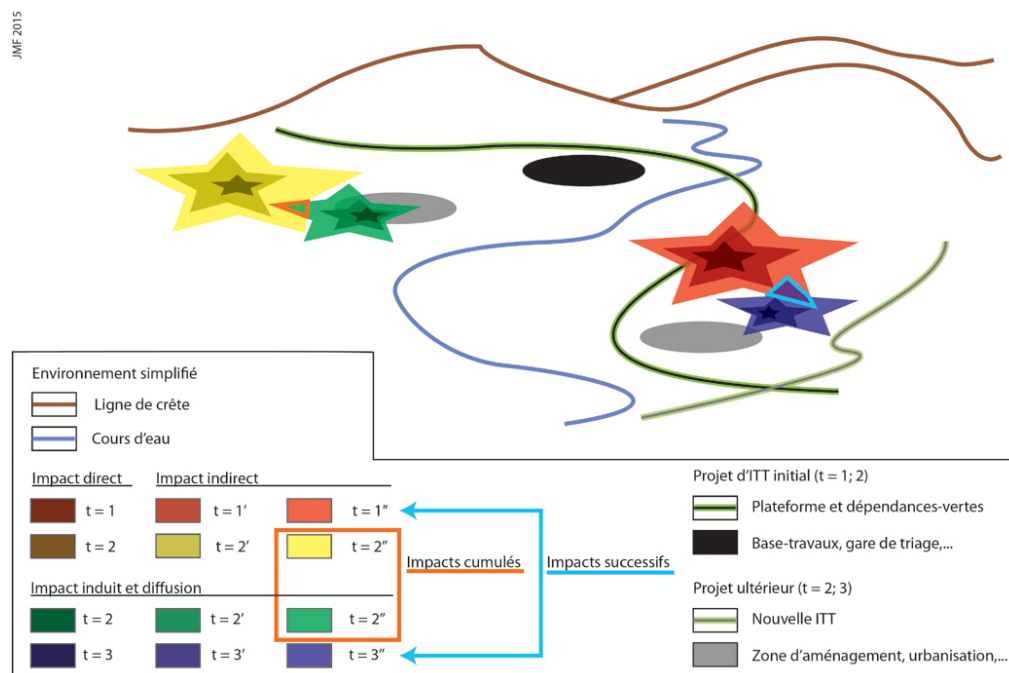
Jean-Marc Fourès et Pierre Pech

Prendre les espaces de temps pour maîtriser les impacts diffus générés par les grandes infrastructures de transport terrestre (ITT) sur la biodiversité

Introduction

- 1 Les Infrastructures de transport terrestre (ITT) génèrent de multiples impacts sur la biodiversité tout au long de leur développement, surtout lors des phases de construction (défrichements, terrassements, etc.) et d'exploitation (collisions, pollutions, etc.), et en général par la fragmentation du paysage. Depuis les années 1970, le cadre d'études environnementales et de pratiques d'ingénierie écologique s'est consolidé progressivement. Le développement des études en *road-ecology* a permis peu à peu de spatialiser la plupart des impacts observés autour des ITT dans différents contextes. La biodiversité a d'abord été prise en compte à travers les études d'impact sur les milieux naturels, parallèlement aux études géotechniques et socio-économiques (Bagri et Vorhies, 1997 ; Gontier et al., 2006). La prise en compte tout à la fois des impacts « directs » (par le projet), « indirects » (par les mécanismes de diffusion au sein des écosystèmes) (Jonsson et Johansson, 2006) et « induits » (à travers les impacts socio-économiques qui produisent d'autres impacts sur les milieux naturels) (Newman et Kenworthy, 1996 ; Simon et al., 1997, Haines-Young, 2009) se formalise peu à peu avec la notion d'impacts « cumulés » (figure 1) (Tourjansky-Cabart et Galtier, 2007 ; Canter et al., 2011 ; Pernon, 2012). Avec l'essor de la géomatique, plusieurs modèles numériques d'impact ont été créés (Forman, 1999 ; Pissard, 2012 ; Girardet, 2013 ; Fargier, 2013, Mallard, 2014). Ces modèles s'appliquent pour la plupart au mouvement des populations. Ils se basent sur les fonctions écologiques du paysage et, pour certains, sur les choix d'aménagement d'un territoire modélisés par un jeu d'acteurs.

Figure 1. Schéma d'impacts cumulés d'une Infrastructures de transport terrestre (ITT) sur la biodiversité / cumulated impacts of a TTI on biodiversity



- 2 Une grande partie des impacts d'ITT sur les milieux naturels et la biodiversité étant désormais spatialisée (Forman et Deblinger, 2000), on s'interroge davantage sur la *continuité*

des impacts tout au long du développement des ITT (Hewitt et al., 2014), surtout pour les grandes ITT, dont le développement fait non seulement l'objet de différentes étapes (conception, construction, etc.) , mais aussi d'une répartition en zones indépendantes dites de Terrassement-Ouvrage-d' Art-Rétablissement-des-Communications (TOARC) (Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy, 2006). Les récents modèles répondent tous en partie à la question de la continuité des impacts, mais ils s'appuient sur des chaînes prédéterminées de causes à effets qui ne s'appliquent que de manière générale à chaque projet d'ITT (or chaque projet impacte une mosaïque singulière d'espaces –de milieux et d'espèces). Un bilan biogéochimique des flux d'énergie et de matière dans les écosystèmes autour d'une ITT montre la continuité dans le temps des impacts sur les milieux naturels, mais ne s'applique qu'indirectement à la biodiversité (Fargier, 2013). Les modèles ne permettent donc pas de combler toutes les lacunes inhérentes aux études d'impact (Geneletti, 2006). Dans un contexte réglementaire évolutif, l'incertitude quant à la maîtrise complète des impacts sur la biodiversité demeure problématique pour les porteurs de projet d'ITT, qu'ils soient maîtres d'ouvrage (ou financeur) et/ou maîtres d'œuvre (chargé des travaux de construction et/ou de maintenance de l'ITT).

- 3 Sur le territoire français, la loi de 1976 relative aux études d'impact, puis les lois Grenelle dans les années 2000 ont établi un cadre réglementaire sur la biodiversité de plus en plus exigeant, quoiqu'encore imparfait (Vanpeene-Bruhier et al., 2013). Les grandes ITT telles qu'autoroutes et Lignes pour les trains à grande vitesse (LGV) sont particulièrement concernées par la question des impacts, de par leur taille et la brièveté de mise en place des réseaux sur des milliers de kilomètres (Vickerman, 1997 ; Carrouet, 2013). Les études d'impact, réalisées sur la base d'un état initial des milieux naturels, estiment la nature et l'intensité des impacts sur la faune et la flore à dire d'expert, avant la Déclaration d'Utilité publique (DUP) puis une seconde fois, lors des études d'avant-projet détaillé (APD). Depuis 1988, conformément à la Loi d'orientation sur les transports intérieurs (LOTI), un bilan environnemental est effectué à plusieurs reprises, généralement un an puis cinq ans après la mise en service de l'ITT. Dès la phase de conception, les zones de protection de la nature puis les espèces recensées localement sont classées en fonction de leur sensibilité aux impacts éventuels et leur rareté, suivant la réglementation (Lorant-Plantier, 2014) (Liste rouge de l'UICN, Zones Natura 2000, espèces classées aux Annexes des directives européennes « Oiseaux » et « Habitats », espèces soumises à un arrêté préfectoral, etc.).
- 4 Parallèlement aux interrogations sur la continuité dans le temps et l'étendue des impacts, la théorie de l'évitement-réduction-compensation (ERC) s'est développée. L'*évitement* consiste à contourner les zones à haute biodiversité ou aires de protection de la nature avant le choix définitif du tracé (Aronson et Alexander, 2013). La *réduction* consiste, pendant les travaux de construction puis en phase d'exploitation, à minimiser les nuisances de certaines actions (arrosage des pistes de chantier pour limiter le dégagement de poussières, creusement de bassins de collecte des eaux usées, pose de murs antibruit, etc.) (Glista et al., 2009). Il s'agit aussi d'optimiser le calendrier des travaux, afin de ne pas perturber certaines activités de la faune et de la flore (périodes de nidification et de floraison,...) (Canter et al., 1991). La *compensation* enfin consiste à aménager autour de l'ITT des écosystèmes viables pour des populations spécifiques impactées (De Groot et al., 2013). La théorie de l'ERC s'est ainsi accompagnée de nouvelles connaissances et pratiques en ingénierie, visant à la transparence écologique de l'ITT et à la restauration des écosystèmes (Villarroya et Puig, 2013). Cela consiste à maintenir la continuité de la plupart des cours d'eau intersectés ainsi que leurs fonctions écologiques (morphologie, composition du lit, etc.) pour favoriser la recolonisation du milieu par les espèces végétales et animales, à replanter les parties défrichées pour limiter l'érosion et à construire des passages à faune (supérieurs ou inférieurs) pour une ou plusieurs espèces (supports arbustifs,...) (Mitsch, 2012). Cependant l'évaluation globale du bénéfice de ces mesures pour la biodiversité est aussi délicate que l'évaluation des impacts (Little et al., 2002 ; Van der Grift et al., 2012), notamment pour la compensation (Quétier et al., 2014) lorsqu'elle intervient après l'impact, ou en rupture écologique avec l'ITT (à plusieurs kilomètres du tracé).

- 5 Il demeure donc, tant au niveau de la connaissance des impacts des grandes ITT sur la biodiversité que de l'évaluation des actions de mitigation de ces impacts, une interrogation qu'on peut englober sous le terme d'impacts diffus, comprenant à la fois les effets en cascade, ou chaînes d'impact, et la probabilité (jamais nulle) d'impacts non observés par les experts aux moments où les contrôles sont effectués. On esquisse ici une réponse théorique à ce double problème. Après avoir présenté les modèles d'impact ainsi que leurs limites spatiales et temporelles, on interroge dans une seconde partie le concept de « catastrophisme éclairé » au regard des projets de grandes ITT, ainsi que les rapports entre expertise et grand public dans l'observation des impacts, et on propose quelques clefs de détermination des impacts diffus d'après les (espaces de) temps de vie pour la faune et la flore : nourrissage, repos et reproduction –notions biologiques communes en écologie scientifique, en éthologie, etc.

Les modèles d'impact des ITT sur la biodiversité et leurs limites

- 6 Pour minimiser les impacts des grandes ITT sur les milieux naturels et la biodiversité, la discipline de la *road ecology* et plusieurs modèles paysagers (à l'aide de la géomatique) ont été développés, afin d'anticiper et d'éviter, de réduire ou de compenser ces impacts. Les limites spatiales et temporelles de ces modèles conduisent à s'interroger sur l'existence d'impacts diffus.

Différents modèles d'impact : revues de littérature, fragmentation des habitats et diagnostics environnementaux

- 7 En écologie, des revues de littérature synthétisent régulièrement les nombreuses études ponctuelles d'impacts sur les milieux naturels et la biodiversité autour de grandes ITT. L'impact de fragmentation des habitats par les grandes ITT a fait l'objet de plusieurs modélisations numériques. On connaît aussi à ce jour deux modèles qui envisagent l'impact des ITT de façon relativement continue, en abordant la dimension physico-chimique du vivant.
- 8 Il existe de nombreuses études qui permettent de modéliser approximativement les impacts sur la biodiversité aux différentes étapes de vie d'une ITT, compte tenu des retours d'expérience sur les ITT plus anciennes (actuellement en service). Des synthèses relatives aux impacts des ITT sur les milieux naturels et la biodiversité (Forman et Alexander, 1998 ; Trombulak et Frissell, 2000 ; Seiler, 2001 ; Coffin 2007) permettent de spatialiser la plupart des impacts directs de chaque ITT sur son environnement. Ceux-ci s'étendent rarement au-delà de 1000m, sauf au niveau des cours d'eau où la portée des impacts peut augmenter de plusieurs kilomètres. Aucune étude n'a encore pu analyser un même lieu à différentes dates tout au long du développement d'une ITT. D'après nos recherches, les études se situent pour la plupart en Europe, en Amérique du Nord, en Inde et en Chine (où les réseaux d'ITT sont également les plus denses). Elles concernent principalement la phase d'exploitation (entre 1an et 150ans après la fin de la construction de l'infrastructure et la mise en service, le plus souvent entre 10ans et 50ans après). Certaines études montrent des impacts indirects sur la biodiversité, à travers les activités arboricoles (Quénol et al., 2003) et viticoles (Beltrando et al., 2004). Mais la seule méthode générale à ce jour reste l'appréciation visuelle de l'étendue spatiale des impacts (García-Montero et al., 2010) d'après une lecture comparative de diverses données cartographiées comme les espaces naturels recensés, l'urbanisation, etc.
- 9 Plusieurs modèles numériques ont été développés concernant l'impact de fragmentation des habitats naturels par les ITT. Certains modèles abordent les impacts induits (pollution de l'atmosphère, réchauffement climatique...) sur la biodiversité (Tardieu, 2014). D'autres envisagent des impacts cumulés, à travers leur propagation et leur recouvrement par vagues successives autour de l'ITT. Ces impacts peuvent alors être anticipés, comme la perte totale d'habitat pour une population (dont on estime les capacités de dispersion et l'aire vitale) suite à la destruction totale des habitats par plusieurs projets voisins non concertés (Pissard, 2012). Les modèles de fragmentation appréhendent les chaînes d'impact implicitement (Lundberg et Moberg, 2003 ; Fletcher et al., 2007), en définissant des relations intra parcelles (prédation, etc.) et inter parcelles (déplacements) (Laita et al., 2011). Certains ont une approche

intégratrice. Par exemple, suivant l'idée que la connectivité des habitats naturels entre eux est gage d'occupation de chacun de ces habitats par les représentants d'une espèce (Foltête et al., 2012b), le logiciel Graphab permet de calculer la connectivité (Foltête et al., 2012a) ainsi que ses effets sur les capacités de dispersion (Foltête et Giraudoux, 2012) et la distribution de populations végétales ou animales spécifiques (Tournant et al., 2013). On modélise ainsi la diffusion de l'effet de coupure d'une ITT linéaire au sein d'un réseau d'habitats. Il est montré que la probabilité de ne pas rencontrer des représentants d'une espèce dans leur habitat potentiel décroît à mesure qu'on s'éloigne d'une LGV, jusqu'à une distance de cinq à quinze kilomètres, selon les cas étudiés, où l'effet devient négligeable (Clauzel et al., 2013). Le logiciel permet aussi d'évaluer la connectivité (positive) entre parcelles de biodiversité comme les espaces verts en milieu urbain (Serret et al., 2014), qui jouent le rôle de corridors au sein d'une « zone de connexion écologique » (Clergeau et Désiré, 1999) fondée sur les liens de reproduction au sein d'une métapopulation spécifique.

- 10 On connaît enfin deux modèles permettant d'évaluer de façon continue les impacts sur les milieux naturels (Fargier, 2013) et la biodiversité (Mallard, 2014). Comme les modèles précédents, le premier de ces deux modèles fonctionne à l'aide de calculs itératifs au sein d'un graphe spatial (ensemble de cellules auxquelles sont attribuées des valeurs, et entre lesquelles des relations sont définies afin de faire varier leurs valeurs respectives). Cet ensemble de cellules peut représenter une mosaïque paysagère de milieux. La continuité des impacts sur la biodiversité est envisagée à travers une suite d'états écologiques (faune et flore) se succédant au gré des relations et de la proximité entre cellules (représentant les milieux) en fonction de leur état initial. Le second modèle s'appuie sur une riche bibliographie pour l'évaluation et le calcul des quantités d'éléments biogènes (cycles carbone, azote, phosphore, potassium, calcium et magnésium) circulant dans un écosystème (forêt caducifoliée tempérée, de montagne ou méditerranéenne) qui subit une ou plusieurs transformations au cours du projet d'ITT. L'extrapolation aux problématiques de biodiversité se fait selon l'idée suivante : l'appauvrissement des capacités de recyclage de la matière sur place (donc une dépendance accrue aux espaces voisins) témoigne d'un affaiblissement de la biodiversité, indépendamment du nombre d'espèces (Fargier 2013). Cette approche scientifique novatrice n'offre cependant encore qu'une évaluation indirecte des impacts sur la biodiversité à l'échelle des espèces.

Temporalités et limites de la modélisation spatiale des impacts

- 11 Les études d'impact sur les milieux naturels et la biodiversité sont limitées chacune à une certaine échelle spatiale (incluant plusieurs temporalités) autour de chaque ITT. Les modèles d'impact numériques se basent sur ces mêmes connaissances ainsi que sur des études écologiques à d'autres échelles. Ces *décalages* entre les modèles et la réalité singulière de chaque ITT peuvent entraîner des complications dans le cadre d'un projet d'ITT au budget limité (comme le sont la plupart des projets).
- 12 Les enjeux de biodiversité, dans les études d'impact des projets d'ITT, sont définis sur des observations relativement brèves au regard de la durée de vie d'une ITT (entre 50 et 150 ans environ). Les impacts sont définis (prévus, planifiés) d'après un état initial de l'environnement (inventaire des milieux, des habitats et des espèces présentes, etc.) réalisé en quelques mois sur plusieurs centaines de kilomètres, plusieurs années avant les premières actions de transformation du paysage (Gontier et al., 2006). Pour les grandes ITT, ces études sont réalisées dans le cadre d'un fuseau de quelques centaines de mètres de large, et le recensement des espèces s'accompagne d'une cartographie à l'échelle de la centaine de mètres. Or non seulement les inventaires peuvent ne pas être exhaustifs (Atkinson et al., 2006), mais surtout, le décalage dans le temps entre l'environnement à l'état initial et au moment de l'impact (lors des travaux par exemple) peut amener quelques changements, entre la réalité observable dans le temps imparti aux experts et la réalité de l'impact –observable par les ouvriers ou les usagers de l'ITT etc. Ce décalage peut être aussi spatial. Sur la figure 2, on observe un spécimen de Perdrix rouge (*Alectoris rufa*) au bord du chantier de la LGV-Bretagne Pays de la Loire, espèce non recensée dans les études d'APD mais présente au-delà du fuseau de 700m (suite à des lâchers cynégétiques par les chasseurs de la région).

Figure 2. Perdrix rouge (*Alectoris rufa*) sur un déblai reconquis par la végétation (chantier de la LGV-BPL) / Red partridge (*Alectoris rufa*) on vegetated backfill (LGV-BPL construction site)



- 13 Les modèles d'impact sur les milieux naturels et/ou la biodiversité font aussi appel à des savoirs écologiques établis à diverses échelles. Dans ces modèles, comme celui utilisé par Girardet (2013), les différentes temporalités d'une espèce sont emboîtées suivant une échelle spatiale : les activités journalières et saisonnières de l'espèce étudiée (recherche de nourriture, etc.) sont observées au niveau de quelques organismes, elles s'effectuent dans une aire plus petite que celle des activités annuelles (reproduction, etc.) au niveau d'une population, elle-même comprise dans l'aire occupée par le phénomène décennal du brassage génétique, au niveau d'une métapopulation. Les relations entre populations spécifiques (prédation surtout) et avec le milieu naturel (fonction d'habitat) sont mathématisées sous la forme de variables numériques et de fonctions mathématiques. L'équation complexe, qui permet d'évaluer le niveau d'impact, est formulée d'après les connaissances acquises par l'ensemble des études autour des différentes ITT. La « fonction de dégradation » développée par Mallard (2014) intègre un temps de latence, où la valeur d'impact demeure nulle (début du projet d'ITT), qui précède une augmentation (mise en place de l'impact) puis une diminution de la valeur (si la résilience du milieu naturel l'emporte sur l'impact). Une phase de compensation ramène éventuellement l'impact à une valeur quasi nulle. Cependant on peut imaginer (ni les impacts des ITT ni la résilience de la biodiversité n'étant parfaitement connus) (Cumming, 2011) qu'un impact se maintienne par l'effet d'une cause extérieure (hors champ du modèle) malgré la compensation.
- 14 Les décalages dans le temps et/ou dans l'espace, dans certains cas, entre les études d'impact et les phénomènes écologiques, peuvent devenir problématiques dans le cadre d'un projet au budget limité. Par exemple, les populations de l'Outarde canepetière (*Tetrax tetrax*) ont augmenté depuis les années 2000 dans la région du Languedoc-Roussillon, venant en partie des plaines céréalières de la région Poitou-Charentes, attirées notamment par des vignobles abandonnés par les viticulteurs (appelés à disparaître lors des travaux de construction de la future LGV Contournement Nîmes-Montpellier, passée en DUP en 2005). La LGV en projet a ainsi fonctionné d'abord comme un attracteur pour les Outardes. Une Zone de Protection spéciale (ZPS) ayant été créée en 2006, en partie sur le fuseau d'études du projet LGV-Contournement Nîmes-Montpellier, ce décalage entre les premières transformations paysagères (abandon des vignobles) et les principaux impacts (travaux de construction) ont obligé les porteurs du projet à réévaluer la place de la biodiversité, à travers le financement d'actions en faveur des Outardes (Vandeveldt, 2013). Un tel surcoût peut sembler négligeable comparé aux exigences de protection d'espèces protégées à l'échelle régionale, nationale voire

mondiale. Mais le retard des travaux de construction peut aussi être rapporté aux questions de santé humaine (par exemple, les autoroutes sont moins accidentogènes que les routes nationales), ce qui complique l'ordre des priorités d'action (Blandin, 2010). La question des actions à mener et de leurs temporalités nécessite donc une réflexion au-delà des modèles d'impact qui sont limités chacun à une seule échelle spatiale (plusieurs temporalités).

- 15 Malgré les nombreuses études et connaissances acquises en écologie concernant les impacts des ITT sur les milieux naturels et la biodiversité, les modèles d'impact au-delà des études d'impact de chaque projet d'ITT ne répondent que partiellement à l'inquiétude relative aux impacts « non anticipés » des projets d'ITT sur la biodiversité, car il reste des *décalages*, parfois problématiques, entre les connaissances avancées et les actions menées autour de chaque projet d'ITT dans un contexte singulier.

Prise en compte de l'incertitude et implication du public dans l'observation des impacts

- 16 Face aux incertitudes résiduelles à propos des impacts des ITT sur la biodiversité, le concept de « catastrophisme éclairé » permet d'évoquer l'idée d'une bio(géo)diversité, en insistant sur la dimension physico-chimique du vivant. On indique ensuite quelles observations mobilisent experts et chercheurs (et grand public ?) dans la lutte contre les impacts. La réduction de l'incertitude quant aux impacts des ITT sur la biodiversité peut alors consister à impliquer le public dans l'expertise à travers l'analyse des principales activités de la faune et de la flore (nourrissage, repos et reproduction), notions scientifiques assez communes.

Un « catastrophisme éclairé » pour les impacts des grandes ITT sur la biodiversité

- 17 Dans la perspective d'un « catastrophisme éclairé » à propos des impacts des ITT sur la biodiversité, le terme de bio(géo)diversité traduit l'idée que la biodiversité (sur Terre) s'inscrit dans une histoire de la matière et de l'univers (de mieux en mieux connue). L'étude de la biodiversité à plusieurs échelles permet de confronter les différentes temporalités de chaque échelle, où il apparaît que l'organisation de la biodiversité présente à *certaines échelles* des traits d'autonomie pouvant être impactés.
- 18 Le concept de « catastrophisme éclairé » questionne l'étude de la biodiversité dans son rapport aux temporalités et à l'échelle spatiale. On peut définir l'échelle (spatiale) comme une série de temporalités emboîtées (par exemple, les déplacements quotidiens et les migrations annuelles, à l'échelle d'une espèce d'oiseaux migrateurs), mais cette conception ne semble pas pleinement partagée dans les sciences ni dans le langage courant, où, le plus souvent, chaque barreau ou niveau d'une échelle est défini comme « échelle » lui-même, et où la « grande échelle » correspond à une grande aire, elle-même associée à un « temps long » (longue durée) (Déry, 2006). Il est souvent rappelé en géographie que l'échelle est un *rapport de réduction* entre la réalité et sa représentation cartographiée (Verdier, 2005). Si, par exemple, on associe en écologie « espace et temps » (aire et durée) selon une échelle où chaque niveau est associé à une temporalité (l'individu à la recherche quotidienne de nourriture, la population à la reproduction annuelle, etc.), il peut être intéressant de garder en mémoire que cette temporalité n'est qu'une parmi d'autres à chaque niveau. Par exemple, la forme des organes au niveau de l'individu témoigne de l'évolution à l'échelle spécifique (Serres, 2009). Dupuy (2012) admet que « les commentateurs de [s]on *catastrophisme éclairé* se sont souvent mépris sur les modalités » du concept. En évoquant la double catastrophe de Fukushima (tsunami et accident nucléaire) et les dégâts causés par le cyclone Katrina à La Nouvelle-Orléans, il interroge : « cette confusion de nos catégories conduit-elle à noyer la responsabilité humaine dans une sorte de naturalisation généralisée ? On pourrait plaider la thèse exactement opposée ». En fait, la catastrophe est un *impact* entre deux échelles, la rencontre *locale* de divers risques naturels et techniques (échelles différentes qui se touchent sur une durée et une aire *jointes*). Dupuy (2012) précise que « la nécessité ne s'y forme que rétrospectivement. [...] Pensons à la dissuasion nucléaire pendant la guerre froide. [...] C'est ce flirt permanent avec l'accident qui aurait permis au destin de s'accomplir qui a donné aux gouvernants la sagesse de tout faire

pour l'éviter ». Mais comment alors appliquer le « catastrophisme éclairé » à des impacts, comme ceux d'une ITT sur la biodiversité, où la technique et la nature semblent parfaitement opposées ? Il semble qu'un glissement de sens (ou *perte d'espace* – ici, un *oubli* de l'Espace ou univers) masque l'échelle *humaine* de la biodiversité face aux impacts des ITT sur la biodiversité.

19 Le terme de bio(géo)diversité traduit l'idée d'une continuité, imparfaite, mais de plus en plus certaine, entre les interactions physico-chimiques et le développement de la vie sur Terre – classiquement étudié par l'Histoire naturelle– depuis la découverte de l'expansion de l'univers et le fait que « la matière a une histoire » (Reeves, 1981). Ce mot (un peu monstrueux) entre biogéographie et biodiversité introduit à la notion de biodiversité –la géographie pouvant être envisagée comme une « propédeutique à la connaissance du monde » (Sanguin, 1994) dans la perspective kantienne d'une *histoire universelle au point de vue cosmopolitique*. L'idée d'une continuité de la vie depuis le Big-bang (Dajoz, 2006) semble confirmée par les récentes découvertes relatives à la dispersion des humains sur les cinq continents actuels depuis l'Afrique (Grataloup, 2011). Un philosophe résume les temporalités et l'échelle spatiale liées à cette idée de la vie humaine : « milliardaire désormais, leur horizon temporel remonte à la barrière de Planck, passe par l'accrétion de la planète, l'évolution des espèces, une paléanthropologie millionnaire » (Serres, 2013). Loin d'être évidente, cette idée s'oppose à la séparation effectuée à la Renaissance entre cosmologie (mécanique des sphères célestes) et géographie (description de la diversité des formes terrestres) (Besse, 2003). Mais les hommes de la Renaissance héritaient de la vision des Grecs anciens, pour qui la géographie était « la projection [mécaniste] du ciel sur la terre » (Canguilhem, 1991), tandis que les satellites orbitaux ont profondément changé notre relation à l'espace et à la cosmographie (Guermond 2009). Un lien non mécaniste entre cosmographie et géographie s'esquisse à travers les recherches extraterrestres en géomorphologie et la prise en compte de l'énergie, dans son hétérogénéité, comme facteur de distribution des astres, à l'échelle de l'univers, tandis que la climatologie s'étudie toujours classiquement à l'échelle du système solaire (Pech et Regnault, 1992). Il conduit alors à réévaluer la place de la lumière par rapport à la température dans les interactions du climat avec la flore (et la faune) (Elhaï, 1968), au contraire des déterminations de limites d'aires végétales par le couple température-humidité, qui ont assez vite paru trop peu satisfaisantes aux points de vue à la fois scientifique et humaniste (Marty, 2001). Enfin, l'aspect explicitement intermittent des phénomènes naturels, ainsi décrits, les rend comparables à des phénomènes assez courants de va-et-vient dans l'histoire humaine, comme l'exploitation des espaces montagnards (Pech et Simon, 2003) ou la gestion « diffuse » de la diversité agricole à travers les rotations culturales (Poinsot, 2006). Concernant les impacts d'ITT sur la biodiversité, on est conduit à réévaluer l'attention portée aux pollutions physico-chimiques (sonores, lumineuses, chimiques, etc.).

20 En confrontant les temporalités à différents niveaux de la biodiversité, il apparaît que l'autonomie du vivant à *certaines échelles* peut être impactée. Le débat sur les Organismes génétiquement modifiés (OGM) montre qu'une manipulation génétique, bien qu'elle ne fonctionne pas différemment des processus naturels, accélère fortement les mécanismes de l'évolution (par exemple introduction d'un gène animal dans un génome végétal) et peut rompre l'organisation d'une communauté en déstabilisant les relations entre espèces (Testart et Chupeau, 2006). Mais autonomie ne signifie pas autoorganisation : « la géographie a affaire à des complexes d'éléments dont les actions se limitent réciproquement » (Canguilhem, 1991). Suivant H. Baulig, Canguilhem (1991) indique que les plantes, dans leurs échanges avec l'atmosphère, créent avec l'évapotranspiration un écran de vapeur d'eau protecteur vis-à-vis des radiations solaires ; de même on peut montrer, à travers les conditions de vie extrêmes des formations herbacées de montagne, que les végétaux optimisent leur milieu en limitant l'érosion des sols avec leurs racines (Arquès et Rovéra, 2000). De sorte que les relations entre espèces (ayant chacune son échelle de valeurs) parmi la biocénose priment d'ordinaire sur les relations avec le biotope, et que seuls de grands changements dans le biotope menacent la biocénose dans son ensemble. On constate ainsi que les perturbations écologiques, dont les feux de forêt, impactent le nombre d'espèces d'un milieu *positivement* « sur une gamme

de fréquences intermédiaires », tandis que « les effets sur les espèces rares ou endémiques sont [...] assez souvent négatifs » ; les liens diversité-stabilité dépendraient donc du niveau d'organisation du peuplement : chez les végétaux, les espèces clefs de voûte (ou *keystone species*, littéralement *pierres-de-touche*, dont dépend fortement la stabilité de l'écosystème) et les espèces dominantes (en effectifs de population) sont souvent les mêmes, tandis que chez les animaux, espèces clefs de voûte (souvent au sommet de la chaîne trophique) et dominantes diffèrent le plus souvent (Lepart, 2005). Pour les impacts des ITT en général, chaque espèce d'une communauté répond à l'impact selon ses propres traits d'histoire de vie (Rytwinski et Fahrig, 2012), infléchissant l'évolution de la ou des communautés et celle du milieu (Folke et al., 2004). Les nombreux cas d'espèces invasives autour des ITT (Joly et al., 2011) sont souvent liés à une déstructuration des interactions *entre espèces* d'une ou plusieurs communautés (ainsi que l'appauvrissement du milieu physico-chimique).

Les impacts observés qui mobilisent experts et chercheurs

- 21 Les observations « catastrophiques » qui mobilisent experts et chercheurs peuvent être groupées en trois grands domaines : le *roadkill* (mortalité des animaux par collision avec les véhicules parcourant les ITT), la fragmentation des habitats (diminution des aires de vie animales et végétales par les activités humaines, dont les ITT) et diverses pollutions (intoxications anthropogéniques morbides voire mortelles pour les animaux et les végétaux).
- 22 Le *roadkill* désigne les animaux tués par les véhicules de transport. Il aurait remplacé la chasse comme principale cause humaine de décès chez les vertébrés terrestres. Il se compte aussi en vies humaines, dont le nombre se serait élevé dans les années 1990 à 300 morts et 30 000 blessés par an en Europe (Russie exclue) (Seiler, 2001). D'après la synthèse de Seiler (2001), le nombre de collisions en Europe serait de plusieurs dizaines de millions d'individus par an. Aux États-Unis, le nombre serait de 1 million par jour. L'effet sur les populations au niveau national a une faible signification écologique puisque les collisions y comptent moins de 5 % des individus tués, toutefois la part peut s'élever à 65 % à l'échelle d'un district. Certaines espèces sont très sensibles au *roadkill*, surtout chez les grands et petits mammifères, les rapaces (diurnes en général, également nocturnes pour les routes), les amphibiens, les reptiles et les insectes. Le nombre de collisions augmente avec l'intensité de l'activité des animaux et l'intensité du trafic, jusqu'à faire jouer à l'ITT le rôle d'une véritable barrière : les routes à plus de 60 véhicules/heure présentent un taux de mortalité de presque 100 % pour les amphibiens. En revanche, les autres effets de barrière (clôture, bord de route herbacé ou arboré,...) peuvent avoir un effet répulsif « protecteur », mais toujours différentiel selon les espèces et donc sélectif. La pression du *roadkill* peut faire que le taux de mortalité d'une population ne soit plus compensé par son taux de fécondité et conduire à une dépression de consanguinité (Gibbs et Shriver, 2005). Enfin, tous les animaux frappés par des véhicules le long des ITT ne sont pas tués, cependant les blessures facilitent la prédation par d'autres animaux (Neumann et al., 2012). Et le *roadkill* dans la durée peut conduire à une adaptation (certes éphémère, car non intégrée au patrimoine génétique) parmi les populations, en prélevant les animaux les moins gros (moins rapides) (Barthelmess et Brooks, 2010). Enfin, la *road ecology* embrasse l'ensemble des relations écologiques autour d'une ITT, mais c'est bien le *roadkill* qui semble à première vue le phénomène majeur pour l'impact ITT-biodiversité.
- 23 La fragmentation du paysage désigne en général l'hétérogénéité d'un paysage observé à un moment donné (Burel et Baudry, 1999). Cette hétérogénéité, elle-même dérivée de l'évolution géologique (géodiversité), est à la base de la diversité de la vie sur Terre, à travers les mécanismes d'adaptation et de sélection naturelle –qui forment des liens plus ou moins complexes entre un organisme, une biocénose (ensemble du vivant) et un biotope (environnement physico-chimique). « La diversité apparaît comme une nécessité *fonctionnelle* : l'uniformité est biologiquement et écologiquement inconcevable » (Barbault, 1997). Dans des écosystèmes riches et structurés, les relations complexes au sein de la biocénose et avec le biotope aboutissent à une spécialisation avancée des fonctions écologiques de chaque espèce (ou groupe d'espèces). Les écologues parlent de « niche écologique » quand un groupe présente une fonction rare au sein d'un riche écosystème (Couvet et Teyssède-

Couvet, 2010). La fragmentation des habitats par les ITT est au contraire le plus souvent négative (Habel et Zachos, 2012). Elle est un processus de réduction des aires de vie et d'isolement des habitats, qui peut aboutir à la dépression de consanguinité d'une population. En effet, les fragments isolés, par rapport à l'habitat d'origine, possèdent une plus grande proportion de lisières comparée à la surface, et une plus faible distance entre le centre et la lisière de chacun d'entre eux (Barbault, 1997). Cette augmentation du degré d'ouverture spatiale de l'habitat désorganise les relations au sein de la biocénose. Par exemple, la vulnérabilité face aux prédateurs, accrue à la lisière du couvert forestier pour de nombreuses espèces d'oiseaux, de mammifères et d'insectes, augmente avec la fragmentation, ce qui déstabilise les populations de ces espèces. Les hardes de grands mammifères sont affaiblies par la réduction de leurs ressources alimentaires. De nombreuses espèces végétales à faible capacité de dispersion souffrent de l'éloignement croissant des peuplements. La fragmentation apparaît donc comme un impact majeur sur la biodiversité, plus encore que la pollution (MEA, 2005) notamment pour les ITT de type rail (Santo et Smith, 1993) où les rejets de gaz toxiques par les véhicules sont relativement moins importants.

- 24 Les impacts de pollution quant à eux n'affectent qu'indirectement la mortalité des végétaux et/ou des animaux. D'après les études en écologie, notamment en écotoxicologie, il apparaît que les ITT génèrent des perturbations sonores et lumineuses ainsi que de nombreuses perturbations sur divers cycles hormonaux, qui peuvent affecter la reproduction (Coffin, 2007). D'après la synthèse de Coffin (2007), le bruit diffusé (en phase de construction et d'exploitation) a un effet sélectif sur les espèces d'oiseaux nichant dans les dépendances vertes le long des ITT (habitats herbacés et arbustifs surtout, rarement arborés). Chez les amphibiens, tous les mâles ne parviennent pas à faire entendre leur chant nuptial autour des ITT à trafic dense. On soupçonne aussi un stress lié au bruit. La lumière produite par les éclairages artificiels des ITT perturbe les cycles nyctéméraux de nombreuses espèces d'insectes, ce qui les rend plus vulnérables à la prédation voire provoquerait leur mort par fatigue chronique. L'éclairage de nuit joue à la fois un effet barrière pour certaines espèces de mammifères, dont les chiroptères (Lacoëuilhe et al., 2013) et un effet attracteur pour des espèces d'insectes, tout en ayant des effets perturbateurs qui créent un effet piège (Mathews et al., 2015). La poussière (surtout en phase de construction), l'utilisation de biocides (surtout en phase d'exploitation) et le rejet de métaux lourds par les véhicules (trafic routier surtout) dégradent la qualité de l'air, des eaux et des sols. Les végétaux, les lichens, les espèces dépendant des habitats aquatiques, les microorganismes et les champignons sont particulièrement sensibles à ces polluants qui peuvent être transportés sur un ou plusieurs kilomètres autour de l'ITT mais dont les effets durables sont surtout sensibles jusqu'à une centaine de mètres de part et d'autre de l'ITT (Mallard, 2014). Ces polluants sont toxiques pour la plupart des êtres vivants, sauf une majorité de champignons. Ils s'accumulent de façon plus ou moins dense selon la nature du sol ou des organismes végétaux et animaux. Ils peuvent provoquer chez ces derniers une croissance amoindrie (sels de déneigement) voire des incapacités de reproduction (certains produits phytosanitaires).

Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation des impacts et implication du public

- 25 L'incertitude dans l'évaluation des impacts, compte tenu des limites spatio-temporelles des modèles d'impact, conduit à s'interroger sur l'implication du public dans l'observation des impacts d'ITT et de la biodiversité ou l'environnement. Les sciences participatives permettent de mobiliser un grand nombre d'observateurs, tandis que l'utilisation des méthodes de la logique floue (*fuzzy logic*) permet de croiser de multiples données environnementales hétérogènes. On se demande enfin dans quelle mesure une étude des impacts sur les principales activités de la faune et de la flore (nourrissage, repos et reproduction) pourrait aider à réduire l'incertitude dans les expertises, en lien avec *l'espace vécu* des riverains d'une ITT.
- 26 L'évaluation des impacts sur la biodiversité présente une incertitude inhérente à chaque projet d'ITT, puisque les études d'impact sont réalisées sur une durée et une aire limitées (autour de la trace centrale de l'ITT, avant, pendant et après la construction de la plateforme) (Geneletti

et al., 2003). Parallèlement, les modèles d'évolution des écosystèmes et de la biodiversité présentent les mêmes difficultés, puisque le temps d'observation sur le terrain est toujours limité, et que les modèles ne sont jamais parfaits dans leur prise en compte de l'ensemble des variables écologiques d'un milieu (Lévêque, 2008). Les liens observés entre biodiversité et fonctionnalité des écosystèmes, par exemple entre diversité végétale productivité primaire, dépendent, en laboratoire comme sur le terrain, d'un « effet d'échantillonnage », car les espèces présentes au moment de l'évaluation sont toujours organisées (en fréquences d'effectifs) autour d'une espèce dominante, ayant éliminé d'autres espèces (Lepart, 2005). De plus, l'étude de documents d'archives ou de littérature (où les représentations de la nature offrent une bonne approximation des perceptions de l'environnement) montre que les représentations populaires présentent parfois un contact moins discontinu avec l'environnement que les représentations savantes, à travers certaines activités régulières (chasse-pêche, agriculture, etc.) (Leduc, 2005). Ainsi, des savoirs locaux peuvent être utiles à la connaissance de la biodiversité (Carrière et al., 2005) –quoique les valorisations sociales de la nature fassent aussi appel à des critères peu recevables d'un point de vue scientifique (Bouisset et Degrémont, 2013). La question de l'incertitude dans l'évaluation des impacts d'ITT sur la biodiversité, liée à la question des temporalités des différents phénomènes observés, est donc aussi indissociable de la question de l'échelle spatiale, c'est-à-dire de l'observation d'un ensemble organisé de phénomènes (activités journalières, annuelles, etc. d'une espèce) par un observateur.

27 La réduction de l'incertitude dans l'observation de la biodiversité et l'évaluation des impacts peut se faire théoriquement au moins de trois façons. Les sciences participatives permettent de produire des savoirs scientifiques à partir de données collectées par un large panel d'observateurs, jusqu'à l'échelle d'un pays, comme pour l'évolution des populations d'oiseaux communs en France (Couvet et al., 2011). Dans le cadre de projets d'aménagement comme la construction de grandes ITT, où les procédures d'évaluation de la biodiversité ne font pas appel au grand public, l'intégration des problèmes d'observation peut consister à suivre les principes de la logique floue (*fuzzy logic*) (Bojórquez-Tapia et al., 2002). Une troisième possibilité est d'adopter un point de vue générique sur l'évolution de la biodiversité (Slootweg et Kolhoff, 2003). Une telle approche fait appel à une culture commune qui permet à l'observateur de partager son expérience scientifique avec le public ; cette « culture générique » peut être comparée à la littérature, où l'expression des décalages dans le temps est un élément clef d'un regard partagé sur le monde (Serres, 2009). Quand l'information sur la biodiversité est assez riche (phylogénétique, etc.), il apparaît, pour les espèces dont les aires de répartition s'étendent sur la zone de battement des cycles climatiques du Quaternaire, que la zone de front de la dernière glaciation requiert une protection des principales populations (protection du « cœur » de la population « jeune ») alors que l'aire des marges-arrières requiert une protection de toutes les « vieilles » petites populations dispersées avec le temps (Hampe et Petit, 2005). Or protéger certaines espèces pour leurs activités de reproduction, d'autres pour leurs activités de nourrissage, pourrait permettre la participation du public sur la base de concepts partagés par les différentes disciplines de l'écologie (ainsi que l'éthologie et d'autres disciplines) sans donner la priorité ni à l'autoécologie (étude au niveau des organismes) ni à la synécologie (étude au niveau des écosystèmes).

28 En pratique, l'incertitude dans l'évaluation des impacts tient tout d'abord à la difficulté de distinguer entre impact de morbidité et impact de mortalité, par exemple pour le recensement des animaux tués près des routes (Guinard et al., 2012). En cas de mortalité, l'évaluation de l'impact paraît assez simple, puisque la perte définitive d'un individu affecte logiquement le potentiel (génétique) de la population, et que la perte d'une population affecte le potentiel (génétique) de l'espèce. Mais en cas de maladie, les conséquences diffuses de l'impact semblent plus difficiles à évaluer. La deuxième source d'incertitude vient de ce que la somme dans le temps des petits impacts dans l'espace peut avoir autant d'effet à terme que les impacts les plus visibles (Hewitt et al., 2010). On propose alors de rechercher des signes d'impact diffus, sur la base des principales activités (répétitives, tout au long de la vie d'un individu adulte, et transmises aux juvéniles) de la faune et de la flore. En analysant quelques grands phénomènes d'impact, on peut déjà déceler des différences *clefs*. Le *roadkill* amorce de faibles

impacts diffus chez des populations d'oiseaux (Bujoczek et al., 2011) et de reptiles (Tanner et Perry, 2007) : les collisions avec les véhicules impactent surtout les individus en bonne santé, ce qui affecte localement les chaînes trophiques, donc les activités de nourrissage de la communauté, etc. La fragmentation par effet coupure impacte les flux de gènes, mais ceux-ci peuvent être masqués par d'autres effets liés à la fragmentation par perte d'habitat. En effet, la fragmentation amorce des impacts indirects de maladies parasitaires voire de dépression de consanguinité pour des populations d'amphibiens (Echaubard et Lesbarrères, 2010) tandis que d'autres espèces d'amphibiens ne semblent pas affectées (Prunier et al., 2013), aussi est-ce peut-être moins lié à la perte de lieux de reproduction qu'à la perte de lieux de repos voire de ressources alimentaires (mortalité accrue). Enfin la pollution sonore en phase d'exploitation amorce des impacts diffus, sur toutes les activités, mais aussi directement sur la reproduction, avec des adaptations physiologiques (dont les déterminants sont phénotypiques, voire inscrits dans le génome) chez les amphibiens (Hoskin et Goosem, 2010) et les oiseaux (Kuitunen et al., 2003), puisque seuls les individus dont le chant peut couvrir le bruit de la circulation parviennent à s'entendre et se retrouver pour l'accouplement.

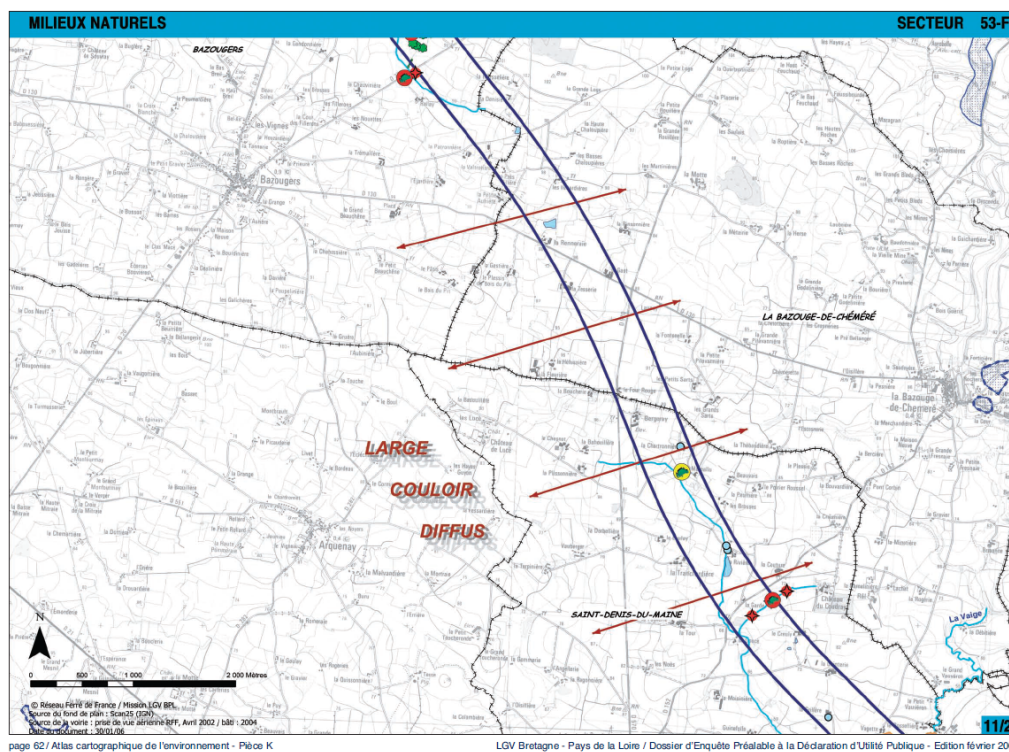
Conclusion

- 29 La notion d'impact diffus peut aider à combler d'inévitables lacunes au sein des études et modèles d'impact des grandes ITT sur la biodiversité. Les ITT génèrent de multiples impacts tout au long de leur développement, surtout lors des phases de construction et d'exploitation, et en général par la fragmentation du paysage. Pour minimiser ces impacts, la discipline de la *road ecology* et plusieurs modèles paysagers (à l'aide de la géomatique) ont été développés, afin d'anticiper et d'éviter, de réduire et de compenser (ERC) ces impacts. Sur le territoire français, la loi de 1976 relative aux études d'impact, puis les lois Grenelle dans les années 2000 ont établi un cadre réglementaire sur la biodiversité de plus en plus exigeant, quoiqu'encore imparfait, avant et après la construction de l'ITT (études d'impacts et d'APD, bilan LOTI, etc.) (Vanpeene-Bruhier et al., 2013). La théorie de l'ERC s'est ainsi accompagnée de connaissances et pratiques en ingénierie visant à la transparence écologique de l'ITT et à la restauration des écosystèmes (Mitsch, 2012). Des revues de littérature complètent régulièrement les connaissances. Mais la plupart des impacts étant désormais connue et cartographiée ou spatialisée, on s'interroge aussi sur la continuité des différents impacts tout au long du développement des ITT (Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy, 2006). L'interrogation sur la *continuité* des impacts rejoint la question, largement étudiée dans les revues spécialisées, des limites spatiales et temporelles des études d'impact sur la biodiversité. Elle invite à tenir compte de l'incertitude tant au niveau de l'évaluation des impacts (Geneletti, 2006) que de celle des actions d'évitement, de réduction et de compensation (Quétier et al., 2014). Les impacts *cumulés*, qui comprennent des impacts *directs* (par le projet), *indirects* (par les mécanismes de diffusion au sein des écosystèmes) et *induits* (à travers les impacts socio-économiques qui produisent d'autres impacts sur les milieux naturels), ont guidé le développement de nouveaux modèles.
- 30 Ces modèles gardent certaines limites spatiales et temporelles, liées à la connaissance des phénomènes en jeu ainsi qu'au nombre de variables intégrées. Les études d'impact, avant la DUP puis lors des études d'APD, sont généralement réalisées dans un fuseau de 500 mètres le long de l'ITT. Le bilan environnemental dans le cadre du bilan LOTI, est effectué à plusieurs reprises, généralement un an puis cinq ans après la mise en service de l'ITT (Lorant-Plantier, 2014). Certains modèles envisagent des impacts cumulés, par vagues successives autour de l'ITT, affectant l'aire de vie d'une ou plusieurs espèces (Pissard, 2012). D'autres ont une approche intégratrice, par exemple en calculant la perte de connectivité au sein d'un réseau d'habitats d'une ou plusieurs populations d'une espèce, à partir de la distribution des habitats et en tenant compte des capacités de dispersion de l'espèce : la probabilité de ne pas rencontrer des représentants d'une espèce dans leur habitat potentiel décroît à mesure qu'on s'éloigne d'une LGV, jusqu'à une distance de cinq à quinze kilomètres selon les cas (Clauzel et al., 2013). On connaît au moins deux modèles permettant d'évaluer de façon continue les impacts sur les milieux naturels et indirectement sur la biodiversité. La

continuité relative des impacts sur la biodiversité est envisagée à travers une suite d'états écologiques (faune et flore) se succédant au gré des relations et de la proximité entre cellules (représentant les milieux), en fonction de leur état initial (Mallard, 2014), ou selon l'idée suivante : l'appauvrissement des capacités de recyclage de la matière sur place (donc une dépendance accrue aux écosystèmes voisins) témoigne d'un affaiblissement de la biodiversité, indépendamment du nombre d'espèces (Fargier, 2013). Cette dernière approche semble novatrice, mais n'offre cependant encore qu'une évaluation indirecte des impacts sur la biodiversité à l'échelle spécifique.

31 Les limites spatiales et temporelles des études et des modèles d'impact sont très variées, mais elles posent toutes la question de l'observation à *un moment donné* des milieux naturels et de la biodiversité (Lévêque, 2008) autour des ITT, tout au long de leurs phases de vie. On englobe cette interrogation sous le terme d'impacts diffus, comprenant à la fois les effets-en-cascade, ou chaînes d'impact, et la probabilité (jamais nulle) d'impacts non observés par les experts aux moments où les contrôles sont effectués. Les grandes ITT telles qu'autoroutes et LGV sont particulièrement concernées par la question des « impacts résiduels [...] non anticipés » (MEDDAT et RFF, 2009) (figure 3), de par leur taille et la brièveté de mise en place des réseaux sur des milliers de kilomètres. La réponse théorique à ce problème s'appuie sur le concept de « catastrophisme éclairé » (Dupuy, 2002), qui permet d'envisager les impacts sur l'environnement (ici la biodiversité) dans leur *globalité*. Cependant, le concept de « catastrophisme éclairé » fait appel à une définition complexe de la temporalité, où la nécessité ne peut être définie qu'après qu'une catastrophe a eu lieu. On tente, dans cet article, d'appliquer le concept de « catastrophisme éclairé » aux impacts des grandes ITT sur la biodiversité *avant* toute éventuelle catastrophe dans le domaine, en resituant ces impacts, à travers l'usage temporaire d'un mot un peu monstrueux, la bio(géo)diversité, à l'échelle de l'Espace ou de l'univers et pas seulement à l'échelle de la vie sur Terre, ce qui permet d'envisager les impacts des grandes ITT parmi l'ensemble des activités humaines sur la biodiversité (y compris les manipulations génétiques et l'exploitation d'énergie nucléaire), sans rupture théorique entre les niveaux physico-chimique et spécifique du « tissu vivant de la planète » (Barbault, 1995). Les interactions au sein de la biocénose apparaissent alors plus importantes que les relations avec le biotope (sauf en cas de grands changements physico-chimiques) dans le maintien de la biodiversité dans les milieux naturels.

Figure 3 : Impacts diffus sur les amphibiens d'après les études d'impact, de la LGV- Bretagne Pays de la Loire / Diffuse impacts on amphibians according to impact studies for BPL-HSR



- 32 L'application pratique du concept de « catastrophisme éclairé » aux impacts des grandes ITT sur la biodiversité consiste à prendre en compte l'incertitude dans l'évaluation des impacts et des actions de mitigation. L'incertitude dans l'évaluation des impacts, compte tenu des limites spatio-temporelles des modèles d'impact, conduit à interroger l'implication du public dans l'observation des impacts d'ITT sur l'environnement (ou la biodiversité). Les sciences participatives permettent de mobiliser un grand nombre d'observateurs, tandis que l'utilisation des méthodes de la logique floue (*fuzzy logic*) permet de croiser de multiples données environnementales hétérogènes. L'observation des impacts d'ITT sur la biodiversité, qui mobilise pour l'essentiel experts et chercheurs, comprend trois grands domaines : le *roadkill* (mortalité des animaux par collision avec les véhicules parcourant les ITT), la fragmentation des habitats (diminution des aires de vie animales et végétales par les activités humaines, dont les ITT) et diverses pollutions (intoxications anthropogéniques morbides voire mortelles pour les animaux et les végétaux). On suppose enfin qu'une étude des impacts sur les principales activités de la faune et de la flore (nourrissage, repos et reproduction) pourrait aider à réduire l'incertitude dans les expertises, en lien avec « l'espace vécu » (Frémont, 1976) des riverains d'une ITT. Les clefs de détermination des impacts diffus seraient les (espaces de) temps de vie pour la faune et la flore : nourrissage, repos et reproduction –notions biologiques communes à plusieurs disciplines de l'écologie scientifique et de l'éthologie, et qui ne donnent la priorité ni à l'autoécologie (étude au niveau d'un organisme) ni à la synécologie (au niveau de plusieurs organismes).
- 33 L'application méthodologique de la théorie proposée dans cet article peut se faire en combinant analyse bibliographique, analyses spatiale et statistique, entretiens avec des experts et enquête de terrain. C'est la trame de recherche qu'on a élaborée dans le cadre d'une thèse de doctorat. On synthétise, par une revue de la littérature scientifique internationale, les impacts observés sur les activités du vivant, tout au long de la vie d'une ITT, et les modèles de diffusion d'impact à l'échelle régionale. On observe en France, puis plus précisément en Île-de-France, l'évolution du paysage à des dates régulièrement espacées dans un rayon de quelques kilomètres autour des Lignes à grande vitesse (LGV) et on note la fréquence des changements paysagers ainsi que leurs possibles impacts. On mesure la diversité des relations écologiques (nourrissage, repos et reproduction) entre les espèces recensées dans le périmètre des études d'impact de la LGV-BPL. Et suite à un travail collectif d'enquête (Master 2

Bioterre, Université Paris 1, 2014-2015) sur la perception du changement paysager par les riverains de la LGV-BPL, on évalue l'attention prêtée par ceux-ci à la biodiversité.

34 Enfin, cette esquisse théorique invite à explorer la notion de diffusion en profondeur. De prime abord, l'adjectif « diffus » fait penser à quelque chose de « répandu, avec l'idée de dispersion » (Brunet, 2005). Or c'est surtout la *répartition* qui apparaît comme le résultat d'une dynamique de diffusion (Daudé et Langlois, 2004) c'est-à-dire le résultat à la fois d'une *propagation* (de grains de matière...) et d'une *dispersion* (...sans ajout de matière). L'analyse de la diffusion fait ainsi appel aux notions d'*avance* et de *retard* dans un train d'ondes, par exemple les décalages répercutés depuis la date d'éclosion jusqu'à l'âge de la reproduction chez des oiseaux (Prévot-Julliard et al., 2001) ou l'effet de la lumière artificielle sur les relations entre espèces nocturnes (Davies et al., 2013). Le contraire de la diffusion est alors la *dissipation* (captation de matière diffuse). En géographie, le terme a été utilisé pour qualifier des phénomènes de ruissellement des eaux de surface (George et Verger, 2006) puis pour qualifier un habitat diffus ou dispersé (par opposition à un habitat groupé) et un tourisme diffus. Les qualificatifs de diffus et de groupé sont commodes, car ils ne dépendent pas de l'échelle d'observation : le phénomène d'agglomération par exemple s'applique à plusieurs échelles (hameau, mégapole,...) (Lévy et Lussault, 2003). Mais les débats sur les changements environnementaux ont conduit à opposer ville diffuse et ville dense (Féré, 2010), or cette opposition peut se matérialiser à différents niveaux de hiérarchie urbaine, chacune ayant ses différentes temporalités (?). La notion de *diffus* appliquée à la biodiversité invite en tous cas à distinguer entre *variété* (différentes étapes de vie d'un seul être vivant) et *diversité* (fruit de relations entre des êtres vivants *autres* les uns pour les autres) ; elle invite à penser l'échelle (spatiale) comme une pluralité de temporalités plutôt que comme l'association unique d'une aire et d'une durée.

Remerciements

35 Cet article présente quelques réflexions dans le cadre d'une thèse de doctorat financée par la chaire d'entreprise Eiffage – Paris 1 Panthéon-Sorbonne Biodiversité, Environnement et Grandes Infrastructures (BEGI). Les auteurs remercient chaleureusement Joachim Lémeri et ses collègues du groupe Eiffage pour leur disponibilité. De vifs remerciements également à Romain Julliard du Museum National d'Histoire naturelle (MNHN) pour ses précieuses remarques. Un grand merci aux équipes du Laboratoire de géographie physique (LGP) et du Laboratoire des dynamiques sociales et recomposition des espaces (Ladyss) pour nos discussions tous azimuts sur la biodiversité et la géographie. Et merci à Florence, Lize, Yosr, Claire, Florian, Vincent et tout le Master 2 Bioterre (2014-2015) pour l'enthousiasme et le travail collectif autour du projet LGV-BPL.

Bibliographie

Aronson, J. et S. Alexander, 2013, Ecosystem restoration is now a global priority : Time to roll up our sleeves, *Restoration Ecology*, 21, pp. 293–296.

Arquès, S. et G. Rovéra, 2000, Dynamique des talus d'éboulis et biodiversité dans le massif de la grande chartreuse (Alpes du nord) : méthode d'étude et cartographie à grande échelle (1 : 5000), *Environnements Périglaciaires*, 7(25), pp. 87-94.

Atkinson, S.F., L.W. Canter, et M.D. Ravan, 2006, The influence of incomplete or unavailable information on environmental impact assessment in the USA, *Environmental Impact Assessment Review*, 26(5), pp. 448–467.

Bagli, S., D. Geneletti et F. Orsi, 2011, Routeing of power lines through least-cost path analysis and multicriteria evaluation to minimise environmental impacts, *Environmental Impact Assessment Review*, 31(3), pp. 234–239.

Bagri, A. et F. Vorhies, 1997, Biodiversity impact assessment, *Draft paper for discussion*, International Union for Conservation of Nature (IUCN), 34p.

Barbault, R., 1995, Biodiversity dynamics : from population and community ecology approaches to a landscape ecology point of view, *Landscape and Urban Planning*, 31, 89–98.

- Barbault, R., 1997, *Biodiversité*, Paris, Hachette, 159p.
- Barthelmess, E. L., Brooks, M. S., 2010, The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation*, 19, pp. 1611–1629.
- Beltrando, G., S. Bridier, A. Sahal et H. Quéno, 2004, Impact du remblai de la déviation de Châtenois (vignoble alsacien) sur les gelées printanières, *XVII coll de l'Asso. Inter de Climatologie « Climat, mémoire du temps »*, Caen, pp. 251–254.
- Besse, J.-M., 2003, *Les grandeurs de la terre : aspects du savoir géographique à la renaissance*, Paris, Ecole Normale Supérieure Editions, 420p.
- Blandin, P., 2010, *Biodiversité : avenir du vivant*, Paris, Albin Michel, 260p.
- Bouisset, C. et I. Degrémont, 2013, Construire un patrimoine naturel : valeurs (de société) contre critères (officiels) ? L'exemple de hauts lieux montagnards pyrénéens, *VertigO*, Hors-série 16, [En ligne] URL : <http://vertigo.revues.org/13750>
- Burel, F. et J. Baudry, 1999, *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*, Paris, Tec et Doc Lavoisier, 360p.
- Bojórquez-Tapia, L., L. Juárez et G. Cruz-Bello, 2002, Integrating fuzzy logic, optimization, and GIS for ecological impact assessments, *Environmental Management*, 30(3), pp. 418–33.
- Brunet, R., R. Ferras et H. Théry, 2005, *Les mots de la géographie : dictionnaire critique*, Paris, 3ème éd., Reclus, 518p.
- Bujoczek, M., M. Ciach et R. Yosef, 2011, Road-kills affect avian population quality, *Biological Conservation*, 144(3), pp. 1036–1039.
- Canguilhem, G., 1991, Le Vivant et son Milieu (1947), *La connaissance de la vie*, 2ème éd., Paris, Vrin, pp. 129-154.
- Canter, L., S. Atkinson et B. Sadler, 2011, Special Issue on cumulative effects assessment and management, *Environmental Impact Assessment Review*, 31(5), 451–452.
- Canter, L.W., J.M. Robertson, R.M. Westcott, 1991, Identification and Evaluation of Biological Impact Mitigation Measures, *Journal of Environmental Management*, 35–50.
- Carrière, S., H. Andrianotahianahary, N. Ranaivoarivelo et J. Randriamalala, 2005, Savoirs et usages des recrus post-agricoles du pays Betsileo : valorisation d'une biodiversité oubliée à Madagascar, *VertigO*, Volume 6, numéro 1, [En ligne] URL : <http://vertigo.revues.org/3047>
- Carrouet, G., 2013, *Du TGV Rhin-Rhône au "territoire" Rhin Rhône : réticularité, mobilité et territorialité dans un espace intermédiaire*, thèse de doctorat, géographie, Université de Bourgogne, 521p.
- Clauzel, C., X. Girardet et J. Foltête, 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, pp. 125–34.
- Clergeau, P. et G. Désiré, 1999, Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion écologique, *Mappemonde*, 55, pp. 19-23.
- Clevenger, A.P. et N. Waltho, 2005, Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals, *Biological Conservation*, 121(3), pp. 453–464.
- Coffin, A.W., 2007, From roadkill to road ecology : A review of the ecological effects of roads, *Journal of Transport Geography*, 15(5), pp. 396–406.
- Couvet, D., V. Devictor, F. Jiguet et R. Julliard, 2011, Scientific contributions of extensive biodiversity monitoring, *Comptes Rendus Biologies*, 334, pp. 370–377.
- Couvet, D. et A. Teyssède-Couvet, 2010, *Ecologie et biodiversité*, Paris, Belin, 288p.
- Cumming, G.S., 2011, Spatial resilience : integrating landscape ecology, resilience, and sustainability, *Landscape Ecology*, 26(7), pp. 899–909.
- Dajoz, R., 2006, *Précis d'écologie*, 8ème éd., Paris, Dunod, 631p.
- Daudé, E. et P. Langlois, 2004, Les formes de la diffusion, *La forme en géographie*, Avignon, Actes du Colloque GéoPoint '04, pp. 171-175.
- Davies, T.W., J. Bennie, R. Inger, N. Hempel de Ibarra et K.J. Gaston, 2013, Artificial light pollution : are shifting spectral signatures changing the balance of species interactions ? *Global Change Biology*, 19, pp. 1417-1423.

- De Groot, R.S., J. Blignaut, S. Van Der Ploeg, J. Aronson, T. Elmqvist et J. Farley, 2013, Benefits of Investing in Ecosystem Restoration, *Conservation Biology*, 27, pp. 1286–1293.
- Déry, S., 2006, Réflexions théoriques sur l'organisation des niveaux géographiques, *Cahiers de géographie du Québec*, 141(50), pp. 337-345.
- Dupuy, J.-P., 2002, *Pour un catastrophisme éclairé : quand l'impossible est certain*, Paris, Seuil, 300p.
- Dupuy, J.-P., 2012, On peut ruser avec le destin catastrophique, *Critique*, 783-784(8), pp. 729–737.
- Echaubard, P. et D. Lesbarrères, 2010, Fragmentation d'habitat, réduction de diversité génétique et prévalence parasitaire. Le cas de la grenouille léopard (*Rana pipiens*), *Actes de la 16e Journée Sciences et Savoirs*, pp. 142-159.
- Elhaï, H., 1968, Photopériode et photopériodisme, *Biogéographie*, Paris, Armand Colin, pp. 30-32.
- Fahrig, L., 2003, Effects of habitat fragmentation on biodiversity, *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 487–515.
- Fargier, A., 2013, *Méthodologie d'évaluation environnementale locale et globale pour l'insertion d'ouvrages ferroviaires dans les territoires*, thèse de doctorat, génie civil, (Ecole Centrale de Nantes) Université Nantes-Angers-Le-Mans, 390p.
- Féré, C., 2010, Villes rêvées, villes dures ?, *Géocarrefour*, 85(2), pp. 181-184.
- Fletcher, R.J. Jr., L. Ries, J. Battin et A.D. Chalfoun, 2007, The role of habitat area and edge in fragmented landscapes : definitively distinct or inevitably intertwined ?, *Canadian Journal of Zoology*, 85(10), pp. 1017–1030.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson et C.S. Holling, 2004, Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), pp. 557–581.
- Foltête, J.-C., C. Clauzel et G. Vuidel, 2012a, A software tool dedicated to the modelling of landscape networks, *Environmental Modelling & Software*, 38, pp. 316–327.
- Foltête, J.-C., C. Clauzel, G. Vuidel et P. Tournant, 2012b, Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models, *Landscape Ecology*, 27(4), pp. 557–569.
- Foltête, J.-C. et P. Giraudoux, 2012, A graph-based approach to investigating the influence of the landscape on population spread processes. *Ecological Indicators*, 18, pp. 684–692.
- Forman, R.T.T. et L.E. Alexander, 1998, Roads and their major ecological effects, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, pp. 207-231.
- Forman, R.T.T., 1999, Spatial models as an emerging foundation of road system ecology and a handle for transportation planning and policy, *Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, 6p.
- Forman, R.T.T. et R.D. Deblinger, 2000, The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway, *Conservation Biology*, 14(1), pp. 36-46.
- Frémont, A., 1976, *La région, espace vécu*, Presses universitaires de France, 280p.
- García-Montero, L.G., E. López, A. Monzón et I. Otero-Pastor, 2010, Environmental screening tools for assessment of infrastructure plans based on biodiversity preservation and global warming (Spain), *Environmental Impact Assessment Review*, 30(3), pp. 158–168.
- Geneletti, D., 2006, Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat, *Environmental Impact Assessment Review*, 26(3), pp. 257–267.
- Geneletti, D., E. Beinat, C.F. Chung, G. Fabbri et H.J. Scholten, 2003, Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment : lessons from a case study. *Environmental Impact Assessment Review*, 23(4), pp. 471–487.
- George, P. et F. Verger, 2009, *Dictionnaire de la géographie*, Paris, 3ème éd., Presses universitaires de France, 498p.
- Gibbs, J.P., W.G. Shriver, 2005, Can road mortality limit populations of pool-breeding amphibians ? *Wetlands Ecology and Management*, 13(3), pp. 281-289.
- Girardet, X., J.-C. Foltête et C. Clauzel, C., 2013, Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures, *Environmental Impact Assessment Review*, 42, pp. 10–17.
- Glista, D.J., T.L. DeVault et J.A. DeWoody, 2009, A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways, *Landscape and Urban Planning*, 91(1), pp. 1–7.
- Gontier, M., B. Balfors et U. Mörtberg, 2006, Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction, *Environmental Impact Assessment Review*, 26(3), pp. 268–286.

- Grataloup, C., 2011, L'urgence d'une histoire du Monde, *Hommes et liberté*, 155, pp. 18-21.
- Guermond, Y., 2009, Pour un enseignement de la cosmographie en collège et lycée, *Cybergeo : European Journal of Geography*, [En ligne] URL : <http://cybergeo.revues.org/21985>
- Guinard, E., R. Julliard, C. Barbraud, 2012, Motorways and bird traffic casualties : Carcasses surveys and scavenging bias, *Biological Conservation*, 147(1), pp. 40–51.
- Habel, J.C. et F.E. Zachos, 2012, Habitat fragmentation versus fragmented habitats. *Biodiversity and Conservation*, 21(11), pp. 2987–2990.
- Haines-Young, R., 2009, Land use and biodiversity relationships, *Land Use Policy*, 26S, pp. 178-186.
- Hampe, A. et R.J. Petit, 2005, Conserving biodiversity under climate change : The rear edge matters, *Ecology Letters* 8(5), pp. 461-467.
- Hewitt, J., S. Thrush, A. Lohrer et M. Townsend, 2010, A latent threat to biodiversity : Consequences of small-scale heterogeneity loss, *Biodiversity and Conservation*, 19, pp. 1315–1323.
- Hewitt, J.E., S.E. Thrush, et V.J. Cummings, 2014, Assessing environmental impacts : effects of spatial and temporal variability at likely spatial scales, *Ecological Applications*, 11(5), pp. 1502–1516.
- Hoffmeister, T.S., L.E. Vet, A. Biere, K. Holsinger et J. Filser, 2005, Ecological and Evolutionary Consequences of Biological Invasion and Habitat Fragmentation, *Ecosystems*, 8(6), pp. 657–667.
- Hoskin, C.J. et M.W. Goosem, 2010, Road impacts on abundance, call traits, and body size of rainforest frogs in northeast Australia, *Ecology and Society*, 15(3), [En ligne] URL : <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/jss3/art15>
- Joly, M., P. Bertrand, R.Y. Gbangou, M.-C. White, J. Dubé et C. Lavoie, 2011, Paving the way for invasive species : road type and the spread of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*), *Environmental Management*, 48(3), pp. 514-522.
- Jonsson, D.K. et J. Johansson, 2006, Indirect Effects to Include in Strategic Environmental Assessments of Transport Infrastructure Investments, *Transport Reviews*, 26(2), pp. 151-166.
- Kuitunen, M.T., J. Viljanen, Rossi, E., Stenroos, A., 2003, Impact of busy roads on breeding success in pied flycatchers *Ficedula hypoleuca*, *Environmental Management*, 31(1), pp. 79–85.
- Kulhanek, S.A., B. Leung et A. Ricciardi, 2014, Using ecological niche models to predict the abundance and impact of invasive species : application to the common carp, *Ecological Applications*, 21(1), pp. 203–213.
- Lacoeuilhe, A., N. Machon, J.-F. Julien, A. Le Bocq et C. Kerbiriou, 2013, Responses of bat species to artificial light in a semi-natural context, *International Congress for Conservation Biology (ICCB)*, Society for Conservation Biology, Baltimore (USA).
- Laita, A., J.S. Kotiaho et M. Mönkkönen, 2011, Graph-theoretic connectivity measures : What do they tell us about connectivity ?, *Landscape Ecology*, 26, pp. 951–967.
- Leduc, C., 2005, La *wilderness* accoutumée : représentations populaires des milieux littoraux en Nouvelle-Angleterre méridionale, 1800-1850, *La nature a-t-elle encore sa place dans les milieux géographiques ?* (dir. Arnould, P. et Glon, E.), Paris, Publications de la Sorbonne, pp. 223-241.
- Lepart, J., 2005, Diversité et fonctionnement des écosystèmes et des paysages, *Les Biodiversités : objets, théories, pratiques* (coord. Marty, P., Vivien, R., Lepart, J., Larrère, R.), Paris, CNRS, pp. 83-95.
- Lévêque, C., 2008, *La biodiversité au quotidien. Le développement durable à l'épreuve des faits*, Paris, IRD-Quae, 304p.
- Lévy, J. et M. Lussault, 2003, *Dictionnaire de la géographie*, Paris, Belin, 1033p.
- Little, S.J., Harcourt, R.G., A.P. Clevenger, 2002, Do wildlife passages act as prey-traps ?, *Biological Conservation*, 107, pp. 135–145.
- Lorant-Plantier, E., 2014, Un indicateur global d'évaluation de la vulnérabilité écologique du milieu le long de grandes infrastructures linéaires : Pourquoi ? Comment ? *Cybergeo : European Journal of Geography*, [En ligne] URL : <http://cybergeo.revues.org/26362>
- Lundberg, J. et F. Moberg, 2003, Mobile Link Organisms and Ecosystem Functioning : Implications for Ecosystem Resilience and Management, *Ecosystems*, 6(1), pp. 87–98.
- Mallard, F., 2014, *Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructures de transport terrestre sur les milieux naturels*, thèse de doctorat, génie civil, (Ecole Centrale de Nantes) Université Nantes-Angers-Le-Mans, 471p.

- Marty, P., 2001, L'indice d'aridité i : ambitions d'un géographe et usure d'un paradigme, *Géographes en pratiques (1870-1945) : le terrain, le livre, la cité* (dir. Baudelle, G., Ozouf-Marignier, M.-V., Robic, M.-C.), Rennes, Presses Universitaires de Rennes, pp. 217-229.
- Mathews F., N. Roche, T. Aughney, N. Jones, J. Day, J. Baker et S. Langton, 2015, Barriers and benefits : implications of artificial night-lighting for the distribution of common bats in Britain and Ireland, *Philosophical Transactions B*, 1667(370), The Royal Society, [En ligne] onlineDOI : 20140124.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005, *Ecosystems and human well-being*, Island Press, 86 p.
- Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du Territoire (MEEDDAT), Réseau Ferré de France (RFF), 2009, *Ligne à grande vitesse Bretagne – Pays de la Loire, engagements de l'Etat. Engagements de portée générale*, Paris, 09/03/2009, 31p.
- Mitsch, W.J., 2012, What is ecological engineering ?, *Ecological Engineering*, 45, pp. 5–12.
- Mitsch, W.J. et S.E. Jørgensen, 2003, Ecological engineering: A field whose time has come, *Ecological Engineering*, vol. 20, pp. 363–377.
- Neumann, W., G. Ericsson, H. Dettki, N. Bunnefeld, N.S. Keuler, D.P. Helmers et V.C. Radeloff, 2012, Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions, *Biological Conservation*, 145(1), pp. 70-78.
- Newman, P. et J. Kenworthy, 1996, The land use-transport connection : An overview, *Land Use Policy*, 13(1), pp. 1–22.
- Pech, P. et H. Regnaud, 1992, *Géographie physique*, Paris, Presses Universitaires de France, 462p.
- Pech, P. et L. Simon, 2003, Régression et extension des milieux naturels dans les campagnes en montagne de Lure, *La campagne colonisée*, Paris, L'Harmattan, pp. 123-147.
- Pernon, E., 2012, Les impacts cumulés : Synthèse critique de la bibliographie et définition d'une méthode d'évaluation des impacts cumulés des projets d'infrastructures et d'aménagements, *Infrastructures de Transport Terrestre Rail et route et Modifications induites sur les Paysages, les Ecosystèmes et la Société Analyse, Proposition de méthodes et Outils opérationnels (INTERMOPEs)*, pp. 35–119.
- Pissard, P.-A., 2012, Intégration des problématiques écologiques et paysagères dans la décision (projet d'aménagement), *Infrastructures de Transport Terrestre Rail et route et Modifications induites sur les Paysages, les Ecosystèmes et la Société Analyse, Proposition de méthodes et Outils opérationnels (INTERMOPEs)*, pp. 313–369.
- Poinsot, Y., 2006, Les enjeux géographiques d'un impératif agronomique majeur : le "repos du sol", *Annales de Géographie*, 648(115), pp. 154-173.
- Prévoit-Julliard, A.-C., R. Pradel, R. Julliard, V. Grosbois et J.D. Lebreton, 2001, Hatching date influences age at first reproduction in the black-headed gull. *Oecologia*, 127, pp. 62-68.
- Prunier, J.G., B. Kaufmann, J.-P. Léna, S. Fenet, F. Pompanon et P. Joly, 2013, A 40-year-old divided highway does not prevent gene flow in the alpine newt *Ichthyosaura alpestris*, *Conservation Genetics*, 15(2), pp. 453–468.
- Quénol, H., Bridier, S., Beltrando, G., 2003, Le TGV et le mistral dans les espaces arboricoles : cartographie de la perturbation du vent par un remblai, *Mappemonde*, 71, pp. 31–37.
- Quétier, F., B. Régnery et H. Levrel, 2014, No net loss of biodiversity or paper offsets ? A critical review of the French no net loss policy, *Environmental Science & Policy*, 38, pp. 120-131.
- Reeves, H., 1981, *Patience dans l'azur, L'évolution cosmique*, Paris, Seuil, 272p.
- Rytwinski, T. et L. Fahrig, 2012, Do species life history traits explain population responses to roads ? A meta-analysis, *Biological Conservation*, 147(1), pp. 87–98.
- Sanguin, A.-L., 1994, Redécouvrir la pensée géographique de Kant, *Annales de Géographie*, 576(103), pp. 134-151.
- Santo, R. De et D. Smith, 1993, An introduction to issues of habitat fragmentation relative to transportation corridors with special reference to high-speed rail (HSR), *Environmental Management*, 17(1), pp. 111–114.
- Seiler, A., 2001, Ecological Effects of Roads, *A review*, Swedish University of Agricultural Sciences - Department of Conservation, 40p.
- Serres, M., 2009, Culture générique, *Revue de Métaphysique et de Morale*, 61(1), pp. 61-75.
- Serres, M., 2013, *Petite poucette*, Paris, Le Pommier, 82p.

- Serret, H., R. Raymond, J.-C. Foltête, P. Clergeau, L. Simon et N Machon, 2014, Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration : The case of the Ile-de-France region, France, *Landscape and Urban Planning*, 131, pp. 27–35.
- Simon, J.-P., M. Martin, C. Archias, M. Dubus, R. Charles, S. Blanchetière, 1997, Effets induits des grandes infrastructures Synthèse de l'analyse bibliographique, *Rapport d'études*, Centre d'études techniques de l'équipement (CETE) Méditerranée, 42p.
- Slootweg, R. et A. Kolhoff, 2003, A generic approach to integrate biodiversity considerations in screening and scoping for EIA, *Environmental Impact Assessment Review*, 23(6), pp. 657-681.
- Tanner, D. et J. Perry, 2007, Road effects on abundance and fitness of Galápagos lava lizards (*Microlophus albemarlensis*), *Journal of Environmental Management*, 85(2), pp. 270–8.
- Tardieu, L., S. Roussel et J.-M. Salles, 2013, Assessing and mapping global climate regulation service loss induced by Terrestrial Transport Infrastructure construction, *Ecosystem Services*, 4, pp. 73–81.
- Testart, J. et Y. Chupeau, 2007, *OGM : quels risques ?*, Bordeaux, coll. Pour ou contre ?, Prométhée éd., 121p.
- Tourjansky-Cabart, L. et B. Galtier, 2007, La biodiversité dans les projets d'aménagement. Évaluation environnementale et socioéconomique, *Evaluation environnementale et transports. concepts, outils, méthodes*, Syndicat international francophone pour l'évaluation environnementale, pp. 57–64.
- Tournant, P., E. Afonso, S. Roué, P. Giraudoux et J. Foltête, 2013, Evaluating the effect of habitat connectivity on the distribution of lesser horseshoe bat maternity roosts using landscape graphs, *Biological Conservation*, 164, pp. 39–49.
- Trombulak, S.C. et C.A. Frissell, 2000, Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14, pp. 18-30.
- Van der Grift, E.A., R. Van der Ree, L. Fahrig, S. Findlay, J. Houlahan, J.A.G. Jaeger, N. Klar, L.F. Madriñan et L. Olson, 2012, Evaluating the effectiveness of road mitigation measures, *Biodiversity and Conservation*, 22(2), pp. 425–448.
- Vandevelde, J.-C., 2013, L'outarde et le TGV : une controverse sur les compensations pour atteintes à la biodiversité, *VertigO*, Volume 13, numéro 2, [En ligne] URL : <http://vertigo.revues.org/14040>
- Vanpeene-Bruhier, S. et J. Dalban-Canassy, 2006, *Etat des lieux de la connaissance et des attentes des acteurs sur l'impact des infrastructures de transport terrestre sur les paysages et les écosystèmes*, [En ligne] URL : www.ittecop.fr/doc/genese
- Vanpeene-Bruhier, S., Pissard, P.-A. et M. Kopf, 2013, Prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagement : comment améliorer la commande des études environnementales ?, *Développement Durable et Territoires*, Volume 4, numéro 1, [En ligne] URL : <http://developpementdurable.revues.org/9701>
- Verdier, N., 2005, La escala en Historia et Geografia, Pequeña historia de la falta de interdisciplinarietàad, Colloque *Historias, geografias, culturas*, Santiago de Compostela, 27-29 juin.
- Vickerman, 1997, High-speed rail in Europe: experience and issues for future development, *The Annals of Regional Science*, 31, p. 21-38.
- Villarroya, A. et J. Puig, 2013, A proposal to improve ecological compensation practice in road and railway projects in Spain, *Environmental Impact Assessment Review*, 42, pp. 87–94.

Pour citer cet article

Référence électronique

Jean-Marc Fourès et Pierre Pech, « **Prendre les espaces de temps pour maîtriser les impacts diffus générés par les grandes infrastructures de transport terrestre (ITT) sur la biodiversité** », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 15 Numéro 2 | Septembre 2015, mis en ligne le 20 octobre 2015, consulté le 08 décembre 2015. URL : <http://vertigo.revues.org/16620> ; DOI : 10.4000/vertigo.16620

À propos des auteurs

Jean-Marc Fourès

Géographe, doctorant, Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 191 rue Saint-Jacques, 75005 Paris, France, courriel : jean-marc.foures@univ-paris1.fr

Pierre Pech

Géographe, professeur Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 191 rue Saint-Jacques, 75005 Paris, France,
courriel : pech@univ-paris1.fr

Droits d'auteur

© Tous droits réservés

Résumés

Les grandes Infrastructures de Transport Terrestre (ITT) génèrent de multiples impacts sur la biodiversité, depuis les premières transformations du paysage en amont des travaux de construction jusqu'aux effets de la gestion des dépendances vertes en phase d'exploitation. Les travaux scientifiques en *road ecology* ont permis de spatialiser au gré des recherches la plupart des impacts des ITT sur les milieux naturels et la biodiversité. Dans le contexte territorial français, la loi de 1976 sur les études d'impact, puis les lois Grenelle dans les années 2000 ont établi un cadre réglementaire de plus en plus exigeant. Ce cadre d'études a favorisé l'émergence de nouvelles pratiques d'ingénierie visant à la transparence écologique des ITT suivant la doctrine de l'Évitement-Réduction-Compensation (ERC). Désormais, aménageurs et chercheurs s'interrogent aussi sur la continuité des impacts tout au long des phases de vie des ITT, ainsi que sur les impacts cumulés (mêlant impacts directs, indirects et/ou induits) sur la biodiversité. Les limites spatiales et temporelles des études et des modèles d'impact amènent à s'interroger sur le rôle des riverains dans l'observation de l'environnement. Cet article présente les modèles d'impact et leurs limites, avec l'exemple des Lignes à Grande Vitesse (LGV) françaises, interroge les impacts au prisme du « catastrophisme éclairé », entre expertise et grand public et propose quelques clefs de détermination des impacts diffus (impacts cumulés plus d'éventuels impacts inaperçus) sur la biodiversité. On conclut sur l'intérêt de la notion de diffusion pour penser l'échelle spatiale selon une pluralité de temporalités.

Land Transport Infrastructures (LTIs) generate multiple impacts on biodiversity, from the first landscape transformations, to the effects of the green areas management throughout their operational phase. Scientific work in road ecology helped spatialize most impacts of ITT on natural environments and biodiversity. In the French territorial context, the 1976 law on Environmental Impact Assessment (EIA) and the Grenelle laws in the 2000s established an increasingly demanding framework for studies. This framework has fostered new engineering practices aiming to ecological transparency of ITT under the doctrine of Avoidance-Reduction-Compensation. Now, developers and researchers also question the continuity of impacts throughout the life phases of ITT, as well as cumulative impacts (combining direct, indirect and/or induced impacts) on biodiversity. The limitations of impact studies and models raise questions on the role of residents in the observation of environmental impacts. This article provides an overview of the impact models and their limitations, with the example of French High Speed Lines (HSL) interrogates these impacts through the prism of the "enlightened catastrophism" and proposes some key-clues for diffuse impacts (cumulative plus unnoticed impacts) on biodiversity. It concludes on the interest of the notion of diffusion to think the spatial scale in a plurality of time frames.

Entrées d'index

Mots-clés : biodiversité, impact, rail, diffusion, intermittence

Keywords : biodiversity, impact, rail, diffusion, intermittence