



**Les enjeux de l'équivalence écologique pour la
conception et le dimensionnement de mesures
compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les
milieux naturels,**

F. Quétier, B. Quenouille, E. Schwoertzig, S. Gaucherand, S. Lavorel, P.
Thievent

► **To cite this version:**

F. Quétier, B. Quenouille, E. Schwoertzig, S. Gaucherand, S. Lavorel, et al.. Les enjeux de l'équivalence écologique pour la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels., Sciences Eaux and Territoires : la Revue du IRSTEA, IRSTEA, 2012, 7 p. <hal-00690434>

HAL Id: hal-00690434

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00690434>

Submitted on 23 Apr 2012

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.

Sciences Eaux & Territoires

La revue d'Irstea

Article hors-série numéro 7

Les enjeux de l'équivalence écologique pour la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels

Fabien QUÉTIER, Brice QUENOUILLE, Eugénie SCHWOERTZIG, Stéphanie GAUCHERAND, Sandra LAVOREL et Philippe THIÉVENT



www.set-revue.fr

Sciences Eaux & Territoires, la revue d'Irstea

Article hors-série numéro 7 – 2012
 Directeur de la publication : Pierrick Givone
 Directeur éditorial : Nicolas de Menthèrie
 Comité éditorial : Sylvane Casademont, Denis Cassard, Camille Cédra, Laurence Chapacou, André Évette, Véronique Gouy, Alain Hénaut, Bruno Hérault, Emmanuelle Jannès-Ober, Philippe Jannot, Virginie Keller, André Le Bozec, Bernard Leservoisier, Éric Maillé, Gwenael Philippe, Christian Rigaud et Michel Vallance.
 Rédactrice en chef : Caroline Martin
 Secrétariat de rédaction et mise en page : Valérie Pagneux
 Infographie : Françoise Peyriguer
 Conception de la maquette : CBat
 Contact édition et administration : Irstea-DPV
 1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030
 92761 Antony Cedex
 Tél. : 01 40 96 61 21 – Fax : 01 40 96 61 64
 E-mail : set-revue@irstea.fr
 Numéro paritaire : 0511 B 07860 – Dépôt légal : à parution
 N°ISSN : 2109-3016
 Photo de couverture : C. Malon (Irstea)

Pour mieux affirmer ses missions, le Cemagref devient Irstea.



Les enjeux de l'équivalence écologique pour la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels

L'évolution du contexte réglementaire a renforcé l'obligation de compenser « en nature » les impacts sur la biodiversité qui n'ont pas pu être évités ou réduits. Dans ce contexte, l'évaluation de l'équivalence entre les pertes causées par ces impacts et les gains de biodiversité attendus des actions de compensation suscite des questions scientifiques et techniques quant aux concepts et connaissances à mobiliser et aux méthodes d'évaluation à développer et mettre en œuvre.



La biodiversité n'est pas cantonnée aux parcs et réserves et en dehors des zones protégées, l'interaction homme-nature suppose souvent des arbitrages complexes pour concilier des objectifs variés – économiques, sociaux ou environnementaux. La construction d'infrastructures de transport et l'urbanisation y sont une cause importante d'érosion de la biodiversité, notamment du fait de la consommation d'espace et de la fragmentation des milieux naturels qu'elles occasionnent. En France, la législation impose, depuis 1976, aux maîtres d'ouvrage de concevoir des projets d'aménagement en respectant une démarche en trois étapes : d'abord éviter les impacts sur la biodiversité, ensuite réduire les impacts qui n'ont pu être évités et enfin compenser les impacts résiduels. Plusieurs dispositions communautaires et nationales ont récemment rappelé l'importance de cette séquence « éviter, réduire, compenser » (ERC), et notamment celle de son dernier volet, la compensation écologique. Sans compensation et s'il est générateur d'impacts résiduels, un projet sera la cause d'une perte nette de biodiversité contre laquelle rien n'aura été tenté. À cet égard, la directive européenne 2004/35/CE dite de « responsabilité environnementale » consacre le principe d'une réparation « en nature » des impacts sur l'environnement.

La « redécouverte » du caractère réglementaire de la compensation a mis en exergue l'absence d'un cadre méthodologique explicite pour concevoir et dimensionner les mesures compensatoires. Elle pose notamment la question de l'équivalence entre les impacts et les contributions positives attendues de ces mesures. Quels sont les concepts à mobiliser et quelles sont les méthodes à développer et mettre en œuvre pour s'assurer de cette équivalence ? Ce sont ces questions que nous proposons d'explorer dans cet article.

L'équivalence écologique : un concept flou

Bien que le concept d'équivalence écologique (encadré 1) soit parfois utilisé par les écologues pour décrire la substituable des espèces dans les dynamiques d'assemblage des communautés biotiques qui conduisent aux patrons de biodiversité observés, il est surtout mobilisé par les acteurs de la compensation pour affirmer un objectif d'identité entre l'action compensatoire et l'impact résiduel qu'elle a vocation à compenser.

La définition de cette identité reste cependant très variable. Selon les acteurs concernés, elle pourra par exemple porter sur la satisfaction des usagers des sites impactés tels que les pêcheurs, chasseurs ou promeneurs (dans une perspective d'acceptabilité sociale des impacts), ou sur des espèces ou des communautés biotiques bien particulières dont on souhaite maintenir ou améliorer l'état de conservation.

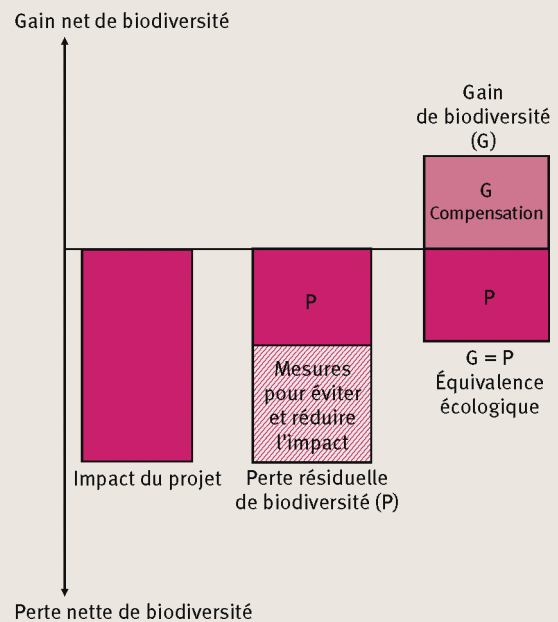
La réglementation nationale et européenne amène ses propres interprétations, variables selon les textes de loi. La directive « Habitats », par exemple, aborde la compensation dans une optique de maintien de la cohérence globale du réseau Natura 2000 (article L.414 du Code l'environnement). La loi sur l'eau impose de compenser des impacts sur les zones humides et elle amène donc une compensation fondée sur le fonctionnement écologique de celles-ci. L'article L311-4 du Code forestier demande quant à lui de compenser un défrichement par un reboisement, sans précision qualitative (autre qu'une prise en compte du « rôle écologique ou social des bois visés par le défrichement »). La loi de protection de la nature de 1976, qui a introduit la séquence ERC fait, elle, référence aux conséquences dommageables d'un projet sur l'environnement.

De ces observations, il n'est pas possible de tirer une définition unifiée et unificatrice de l'équivalence écologique, qu'elle soit scientifique ou réglementaire. Le principe de la compensation, en tant qu'action intervenant après les mesures d'évitement et de réduction, permet cependant de définir un horizon à partir duquel envisager une définition de l'équivalence écologique. Cet horizon est celui de l'objectif de « pas de perte nette » (*no-net-loss*) illustré sur la figure 1. Elle met en évidence deux aspects fondamentaux de la séquence ERC. D'abord que l'impact doit être considéré comme une perte de biodiversité (P). Ensuite que la compensation, si l'objectif est celui de pas-de-perte-nette de biodiversité, doit générer un gain (G) égal ou supérieur à la perte. L'exigence d'équivalence écologique ainsi formulée est celle d'une compensation où $G \geq P$.

Les impacts des plans, programmes et projets sur les milieux naturels ou les espèces sauvages génèrent des pertes. Des pertes directes : individus ou surfaces d'habitats détruits pendant les travaux ou l'exploitation des aménagements créés, avec des conséquences sur la viabilité des populations animales ou végétales, la diversité génétique d'une espèce ou encore le statut de conservation d'un type d'habitat naturel ou d'écosystème dans une région donnée. Des pertes indirectes : modifications de l'environnement abiotique (par exemple, l'hydrologie), perturbations du fonctionnement des populations (par exemple via la fragmentation d'habitats d'espèces initialement contigus) ou des interactions entre composantes des écosystèmes (par exemple via l'extinction d'une espèce clé de voûte ou la disparition d'un stade transitoire dans une succession écologique).

L'objectif d'une caractérisation exhaustive de l'ensemble de ces pertes reste cependant hors de notre portée. Nous ne disposons aujourd'hui ni de techniques ni de concepts suffisamment élaborés pour prétendre à une compréhension globale des conséquences d'un projet sur la biodiversité et ses dynamiques. Ce constat souligne l'importance des mesures d'évitement et de réduction : il est essentiel que la compensation soit appréhendée après que tout ait été entrepris pour minimiser efficacement les conséquences dommageables d'un projet. Ceci pose la question de la justification des projets d'aménagement et suppose que les impacts sur la biodiversité soient considérés dès leurs phases initiales. Dans ce contexte de lacunes scientifiques, nous sommes devant la nécessité de faire des choix. La première question soulevée par l'équivalence est donc celle de sa portée.

1 Schéma conceptuel de la séquence éviter/réduire/compenser.



P = pertes de biodiversité dues aux impacts résiduels d'un projet.
G = gains de biodiversité obtenus par une action de compensation.
L'équivalence écologique suppose que $P \leq G$.

Quelle biodiversité ? Comment la mesurer ?

Comme l'illustre la figure 1, l'évaluation de l'équivalence écologique suppose qu'on puisse comparer les pertes engendrées par les impacts résiduels d'un projet et les gains attendus des mesures compensatoires. Il s'agit donc de « mesurer » la biodiversité.

La question de la caractérisation de l'état et des dynamiques de la biodiversité a fait l'objet d'un nombre considérable de travaux, notamment dans le but de développer des indicateurs susceptibles de guider la prise de décision concernant le ralentissement ou l'arrêt de l'érosion de la biodiversité. Bien que l'usage ait consacré l'utilisation de la richesse en espèce comme mesure synthétique de la biodiversité (parfois pondérée par l'abondance de celles-ci et/ou leur valeur dite « patrimoniale », elle-même fonction de la rareté de l'espèce dans un territoire donné ou de son statut de protection), celle-ci ne saisit que très superficiellement sa complexité, que ce soit du point de vue écologique (les interactions entre espèces) ou sociale (on accorde volontiers plus d'importance à certaines espèces qu'à d'autres).

1 LES POINTS CLÉS DE L'ÉQUIVALENCE ÉCOLOGIQUE

L'évaluation de l'équivalence écologique suppose – pour chacun des enjeux visés – une évaluation en trois temps :

- (1) évaluation des pertes,
- (2) évaluation des gains par action de compensation
- (3) dimensionnement de la compensation en déterminant le nombre d'actions à mettre en œuvre afin d'atteindre l'équivalence.

Le ratio entre la surface impactée et la surface de compensation est un résultat de l'évaluation et non pas une donnée d'entrée. Le résultat de l'évaluation pourra être modulé pour prendre en compte les délais et incertitudes associées aux actions prévues. Pour chacun des enjeux de biodiversité identifiés, le ou les mêmes indicateurs sélectionnés sont utilisés pour évaluer à la fois les pertes et les gains.

L'évaluation des pertes et gains se fait par rapport à une référence à expliciter, qui peut être l'état actuel ou une dynamique probable en l'absence d'intervention.

► D'autres approches ont été développées afin d'évaluer l'état d'ensemble d'un écosystème, basées par exemple sur les concepts de santé des écosystèmes, d'intégrité écologique, de résilience, de naturalité ou de stabilité. Ces approches sont en général basées sur la comparaison des sites à évaluer avec des références (parfois théoriques) de bon état. C'est le cas, par exemple, pour l'évaluation du bon état écologique des cours d'eau qui comprend des indicateurs liés aux communautés biotiques, à la qualité chimique de l'eau et à l'hydrologie. Ces approches intégratrices permettent d'évaluer le fonctionnement d'ensemble d'un écosystème mais n'évaluent pas en détail la biodiversité qu'ils hébergent.

La biodiversité ne saurait donc se résumer à un indicateur unique et l'évaluation des pertes, des gains et de leur équivalence suppose donc de réaliser une évaluation « désagrégée », enjeu par enjeu, en utilisant des indicateurs appropriés pour chacun des enjeux de biodiversité pour lesquels la compensation est requise : populations d'une espèce, liste ou groupes d'espèces, habitat d'espèce, habitat naturel, fonctionnalités écologiques ou encore services des écosystèmes aux populations humaines.

Plusieurs types d'indicateurs peuvent être utilisés (ou développés) selon les enjeux considérés. Pour une espèce animale ou végétale, l'évaluation prendra en compte la surface d'habitat connecté disponible à l'échelle du territoire considéré et sa « qualité ». Celle-ci dépend des caractéristiques propres à chaque site au regard des exigences de l'espèce, mais aussi du contexte écologique dans lequel il se situe (le « paysage écologique ») qui dépendra notamment de la taille, de la forme et de la connectivité des patchs d'habitat favorable, et leur complémentarité (en distinguant, par exemple, des zones de nourrissage, de reproduction ou d'hivernage chez les amphibiens ou les oiseaux). On pourra également considérer la taille des ensembles d'habitats naturels et leurs connexions dans une optique de trame écologique. Pour les plantes ou les animaux peu mobiles, la connectivité dans le paysage pourra être moins importante dans l'échelle d'évaluation, mais on veillera cependant à s'assurer que les espèces en questions pourront coloniser les sites (on pourra même envisager d'accélérer cette colonisation dans les sites de compensation).

Les sources de perturbations potentielles (par exemple, le dérangement accru dû à la proximité d'une zone d'habitation) ou la vulnérabilité des sites à des aménagements futurs (par exemple, s'ils sont situés dans une zone urbaine en expansion) peuvent également moduler à la baisse l'évaluation de la qualité d'un site. À l'inverse, une évaluation portant sur les services écologiques pose la question de la proximité des populations humaines bénéficiaires lésées par les impacts (par exemple, des usages récréatifs, la dépollution par une zone humide, etc.).

Pour un habitat naturel, l'évaluation prendra en compte la structure de la végétation (structure de peuplement, taux d'embroussaillage etc.), le milieu abiotique (hydrologie, fréquence de perturbations naturelles, fertilité des sols, etc.), qui peut être évalué par des espèces indicatrices, mais aussi la présence ou l'abondance d'es-

pèces invasives ou indésirables et les perturbations (fréquentation de loisir, feux, etc.). C'est selon cette logique qu'ont été élaborés des protocoles d'évaluation de « l'état de conservation » des habitats d'intérêt communautaire, comme celui de Carnino et Touroult (2010).

Le même raisonnement s'applique à des fonctionnalités écologiques, comme c'est le cas dans de nombreuses méthodes développées aux États-Unis depuis les années 1980 dans le cadre de la compensation d'impacts sur les zones humides (le *wetland mitigation*). Ces méthodes ont progressivement évolué vers des méthodes d'évaluation rapides (*Rapid Assessment Methods*). D'après Fennessy *et al.* (2007), celles-ci doivent :

- être adaptées au contexte réglementaire ;
- être rapides, avec par exemple, moins d'une demi-journée de travail à deux personnes ;
- inclure une visite de terrain ;
- générer des résultats reproductibles.

L'objectif des méthodes d'évaluation rapide est donc d'estimer rapidement et de façon reproductible l'état d'un système écologique complexe, ou ses fonctionnalités écologiques, à l'aide d'indicateurs simples et prédéfinis évalués sur le terrain et à partir d'informations cartographiques accessibles publiquement. Ces indicateurs sont généralement combinés sous forme d'indices. Pour des raisons de simplicité, la combinaison se fait généralement de façon additive ou multiplicative, mais certaines méthodes combinent les indicateurs de façon hiérarchique, sous la forme d'un arbre de décision conduisant à un indice ou une note finale. Les méthodes varient considérablement dans leur portée, le choix des références de bon état, la notation, la mise en œuvre ainsi que le niveau d'expertise requis, mais toutes permettent de positionner la zone humide évaluée sur un gradient de dégradation et donc de raisonner en pertes et gains.

Les résultats de Schwoertzig (2011) montrent qu'une transposition directe des méthodes américaines ne serait pas pertinente en France, notamment du fait d'une définition différente des enjeux, par exemple, en faveur d'une nature « sauvage » et donc de zones humides boisées. Plusieurs approches sont possibles pour développer une ou des méthodes « à la française », à partir de la consultation d'experts (exemple de la méthode CRAM, encadré 2) ou sur la base d'évaluations approfondies comme pour la méthode DERAP du Delaware. Celle-ci est basée sur l'évaluation approfondie de deux cent cinquante zones humides puis le choix du modèle statistique le plus parcimonieux possible permettant de prédire l'état de ces sites à partir de variables décrivant des « agents perturbants » faciles à caractériser sur le terrain. Quelle que soit l'approche, le choix des indicateurs et leur pondération seront déterminants, ainsi que la validation progressive des méthodes par un mécanisme efficace de retour d'expérience.

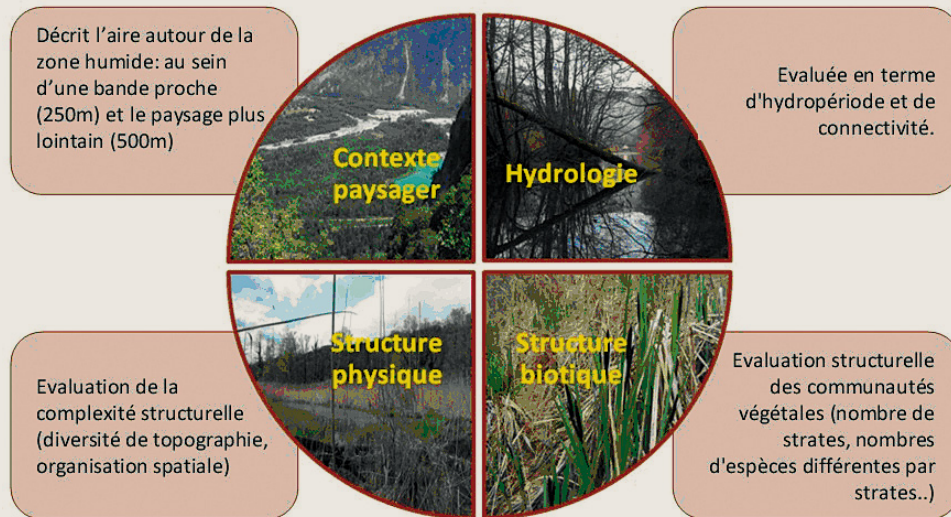
Les dynamiques de la biodiversité : quelles trajectoires de références ?

Raisonner en termes de pertes et gains suppose d'identifier une référence de départ, à partir de laquelle évaluer les pertes et les gains. La référence implicite est en général l'état « actuel », correspondant à la date d'impact (ou

2 LA MÉTHODE CRAM, UN EXEMPLE DE MÉTHODE RAPIDE DÉVELOPPÉE AUX ÉTATS-UNIS POUR LES ZONES HUMIDES

La méthode californienne d'évaluation rapide des zones humides (CRAM – Collins *et al.*, 2008) est un bon exemple de méthode déjà aboutie et mise en pratique dans le cadre du wetland mitigation. CRAM évalue l'état des zones humides à partir de quatre critères ou attributs (illustrés sur la figure 2) pour lesquels des indicateurs narratifs sont convertis en scores numériques qui sont additionnés pour donner un score total à la zone évaluée, avant et après impact ou compensation.

2 Les quatre critères de la méthode CRAM pour évaluer l'état des zones humides.



CRAM a été élaborée selon un protocole très strict. Une première phase de réflexion autour d'un modèle conceptuel de zone humide a permis d'identifier et de nommer les différents critères qui constituent le squelette de l'évaluation. Une seconde phase de calibration a servi à clarifier le choix des indicateurs et à les calibrer par niveau de priorité inhérent à chaque type de zones humide. Enfin, au cours d'une troisième et dernière phase, les résultats obtenus à l'aide de la méthode CRAM ont été comparés à ceux obtenus à l'aide d'évaluations biologiques approfondies.

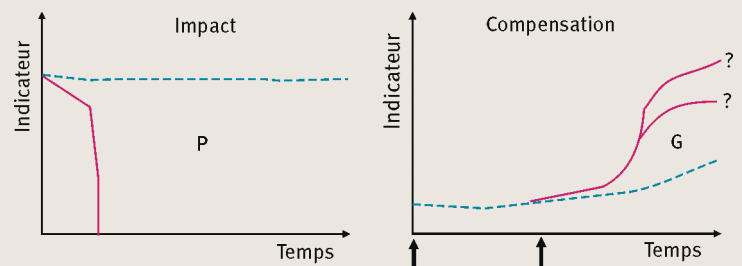
Ce processus d'élaboration qui a rassemblé à la fois des représentants d'agences fédérales, d'agences d'État, d'experts locaux et de scientifiques a conduit au développement de formulaires d'évaluation propres à chaque type de zones humide... Une fois la typologie définie à l'aide d'une séquence fléchée, l'évaluation est conçue pour ne pas dépasser quatre heures sur le terrain pour une équipe de deux personnes.

de demande d'autorisation). La question se pose cependant de prendre comme référence l'état future probable du site impacté et du site de compensation (figure 3). Ceci est particulièrement important dans le cas où la compensation proposée correspond au maintien en l'état d'un site déjà intéressant du point de vue de sa biodiversité mais dont la dynamique probable est celle d'une dégradation. Un cas typique est celui de l'embroussaillage des milieux ouverts.

Définir l'état futur probable d'un site impacté ou d'un site de compensation requiert d'anticiper sa trajectoire écologique probable et donc d'identifier les dynamiques écologiques à l'œuvre (successions et perturbations naturelles telles que les inondations, les avalanches, etc.), mais aussi les modes de gestion (fauche, pâturage, chasse, contrôle de l'hydrologie), le tout dans un « paysage écologique » lui-même dynamique. Il s'agit donc d'un exercice délicat, qui fait appel à des connaissances scientifiques sur les dynamiques écologiques qui sont souvent incomplètes.

Les connaissances fragmentaires sur les dynamiques écologiques des sites impactés et des sites compensation peuvent être complétées par des modèles, et en particulier des modèles de type conceptuel basés sur une

3 Représentation schématique des pertes (P, à gauche) et des gains (G, à droite) au cours du temps.



Les traits pointillés représentent les trajectoires de référence en l'absence d'impact (à gauche) et en l'absence d'action de compensation (à droite).

Les traits pleins représentent les courbes de réponse suite à l'impact (à gauche) ou suite à l'action de compensation (à droite).

L'incertitude quant à cette dernière est représentée par les deux courbes de réponse possibles.

Ces trajectoires de références et courbes de réponse sont déterminantes dans l'évaluation de l'équivalence écologique.

► typologie des milieux et la description des conditions sous lesquelles un site passe d'un type à un autre : succession spontanée, gestion ou interventions ponctuelles faisant appel aux techniques d'ingénierie écologique (restauration et réhabilitation). En incorporant les options d'ingénierie écologique, ces modèles offrent également la possibilité de définir les types de milieux sur lesquels d'éventuels gains pourraient être obtenus.

Les cahiers d'habitat mentionnés à la section précédente comme source de références théoriques de « bon état de conservation » des habitats naturels d'intérêt communautaire décrivent également les dynamiques écologiques spontanées de ces habitats (successions végétales) et celles qui peuvent être pilotées par la gestion. Ils offrent donc une bonne base pour la prise en compte des dynamiques écologiques.

La définition d'une trajectoire de référence pose des questions techniques complexes, mais c'est aussi un choix sociétal : peut-on accepter de calculer les pertes à partir d'une tendance actuelle qui peut être celle de l'extinction progressive, et en assumant ainsi l'échec des ambitions de conservation de cette espèce ? Au contraire, peut-on imposer aux aménageurs de compenser des pertes calculées à partir d'objectifs affichés de conservation plutôt que l'état actuel de la biodiversité ? De tels objectifs existent, par exemple pour des espèces ou habitats faisant l'objet d'un plan d'action national, pour le bon état écologique des milieux aquatiques exigé par la directive cadre sur l'eau, et pourraient être définis dans le cadre de stratégies de conservation au niveau territorial (par exemple, les trames vertes et bleues).

Les incertitudes

La compensation des impacts résiduels sur la biodiversité soulève de nombreuses questions sur l'incertitude, d'une part quant à notre capacité à générer des gains de biodiversité, et d'autre part sur notre capacité à évaluer si ceux-ci sont équivalents aux pertes engendrées par les programmes, plans ou projets.

Dans ce contexte, l'évaluation de l'équivalence écologique nécessite d'établir un niveau de risque acceptable. Définir la taille de population nécessaire pour la viabilité d'une espèce suppose, par exemple, de définir un risque d'extinction acceptable. Afin de rester en deçà de ce niveau de risque acceptable, les incertitudes doivent être prises en compte dans la conception et le dimensionnement des actions de compensation. Bien qu'il soit renseigné par des données scientifiques, le niveau de risque acceptable quant à l'échec de la compensation est une question sociétale au même titre que l'identification des enjeux de biodiversité à considérer et de l'éventuelle définition d'un objectif de conservation servant de référence à l'évaluation des pertes et gains.

On peut distinguer au moins trois sources d'incertitude :

- l'incertitude liée aux connaissances écologiques sur lesquelles sont basées les trajectoires de pertes et gains utilisées,
- l'incertitude sur leur interprétation par les évaluateurs,
- l'incertitude technique quant au succès des actions proposées, notamment du fait du caractère imprévisible

des dynamiques futures, qu'elles soient écologiques (dynamiques des populations), climatiques ou sociétales (évolution de la réglementation).

L'incertitude portant sur l'évaluation des pertes et gains pourrait être prise en compte dans la conception et le dimensionnement de la compensation en surdimensionnant celle-ci : par exemple, en explicitant les marges d'erreur associées aux mesures (ou modèles) utilisées et en prenant l'option la plus exigeante ou en appliquant aux résultats des calculs de pertes et gains des coefficients multiplicateurs. Ces coefficients multiplicateurs peuvent être fonction de la fiabilité avérée des actions de compensation proposées. La méthode utilisée pour compenser les impacts sur les zones humides en Floride (*Unified Mitigation Assessment Method*) applique ainsi un *risk-factor* compris entre 1 et 3 selon la durée nécessaire pour que la compensation soit effective. La méthode utilisée dans l'état de Washington applique un coefficient de correction basé sur le succès des compensations passées, établi par un suivi à long terme de la compensation.

Il apparaît indispensable d'organiser un retour d'expériences sur la compensation. Celui-ci devra permettre de tester la validité et la robustesse des indicateurs et protocoles utilisés pour caractériser les pertes et gains, et de réduire progressivement les incertitudes qui entourent l'effectivité et l'efficacité des mesures compensatoires. De façon plus générale, faire face aux incertitudes requiert une gestion adaptative des sites de compensation, et donc une démarche centrée sur les objectifs écologiques plutôt que les moyens techniques à mettre en œuvre.

Implications

Les acteurs de la biodiversité s'interrogent sur les procédures à suivre pour dimensionner des actions de compensation qui – tout en étant acceptables du point de vue économique et social – contribuent efficacement à la réparation des impacts résiduels des projets, plans et programmes. L'évaluation de l'équivalence écologique y joue un rôle central mais nous constatons que la pratique actuelle, fondée sur une logique surfacique via le recours à des ratios de compensation définis ex ante, ne fait qu'effleurer la problématique de l'équivalence.

Il existe à l'étranger des dizaines de méthodes développées dans cette optique, par exemple pour les zones humides en Amérique du Nord, les forêts en Australie, les espèces protégées aux Etats-Unis, ou encore les espèces et habitats naturels en Allemagne (Quétier et Lavorel, 2011). Ces méthodes démontrent que la compensation peut être raisonnée, au moins en partie, sur des critères écologiques. Les retours sur leur application peuvent aussi nous éviter de répéter les mêmes erreurs dans le cadre de la conception et du dimensionnement de la compensation en France.

Le fait de raisonner en termes de pertes et gains implique d'aborder la compensation dans une logique d'additionnalité écologique. Une action est dite additionnelle si elle génère un gain, une plus-value qui n'aurait pas été obtenue en son absence. Pour cette raison, des opéra-

tions de réhabilitation ou de restauration écologique sont souvent encouragées. Il est cependant nécessaire de bien cerner les questions de faisabilité, de délais, de fiabilité et de coûts de ces opérations. Malgré la promesse d'une additionnalité importante, focaliser les mesures compensatoires sur des opérations lourdes d'ingénierie écologique trouvera rapidement ses limites, que ce soit en termes de faisabilité techniques, ou du point de vue coût-efficacité.

Raisonnement en termes de pertes et de gains n'exclut pas la mise en œuvre d'actions de préservation de sites déjà intéressants du point de vue de la biodiversité, dans la mesure où une gestion adaptée et efficace pourra générer une plus-value vis-à-vis de la dynamique probable en son absence. On notera par ailleurs que la réussite d'opérations de re-création, de restauration ou de réhabilitation est souvent liée à la protection de biodiversité existante (par exemple, en tant que source de propagules servant à la recolonisation du site restauré). La protection a donc un rôle à jouer dans la conception d'actions de compensation. À ce titre, les actions de compensation et les espaces protégés peuvent se renforcer mutuellement, et participer ensemble à une stratégie globale de conservation de la nature visant à protéger, étendre et connecter des cœurs de biodiversité favorables à l'expression des fonctionnalités écologiques et des dynamiques de la biodiversité et sur le long terme.

Conclusions

L'objectif d'équivalence écologique se heurte en pratique à des problématiques complexes d'évaluation : l'évaluation des impacts, l'évaluation des actions de compensation et l'évaluation de leur équivalence, le tout dans un contexte spécifique à chaque projet dans son environnement naturel.

Différentes approches sont envisageables pour mieux appréhender la complexité de l'évaluation. Elles ont en commun d'explicitier et de justifier d'un point de vue écologique les choix effectués dans la conception et le dimensionnement des actions de compensation. Il s'agit de mieux caractériser les « pertes » liées aux impacts et d'anticiper quels « gains » peuvent être espérés de différentes actions de compensation. Cette amélioration des outils d'évaluation nécessite un mécanisme d'apprentissage collectif, basé sur un retour d'expériences à organiser. Il apparaît ainsi indispensable de mettre en œuvre un suivi à long terme des actions de compensation afin

d'en permettre une évaluation ex-post. De fait, le suivi et la gestion écologique à long terme est indissociable de la notion de compensation.

L'approche scientifique de la conception et du dimensionnement de la compensation est nécessaire, mais elle n'est pas suffisante. Il faut aussi tenir compte de la réglementation, de la logique administrative (en fonction des objectifs des départements ou des régions), mais aussi des enjeux locaux d'aménagement du territoire et de l'avis des acteurs locaux sur les solutions proposées (par exemple concernant la localisation des actions de compensation).

L'équivalence écologique donne néanmoins un cadre de raisonnement explicite, testable et à ce titre appropriable par chacun des acteurs concernés par l'objectif de minimiser les impacts des projets sur la biodiversité. C'est un réel progrès qui devra nous permettre de mieux anticiper et planifier l'aménagement des territoires. ■

Les auteurs

Fabien QUÉTIER

Biotope, 22 boulevard Maréchal Foch, BP 58, 34140 Mèze
fquetier@biotope.fr

Brice QUENOUILLE

Biositiv, 44 rue Liancourt, 75014 Paris

Eugénie SCHWOERTZIG

Laboratoire d'hydrologie et de géochimie de Strasbourg
UMR 7517 du CNRS, Université de Strasbourg,
1 rue Blessig, 67084 Strasbourg

Stéphanie GAUCHERAND

Irstea, centre de Grenoble,
UR EMGR, Écosystèmes montagnards
BP 76, 38402 Saint-Martin d'Hères

Sandra LAVOREL

Laboratoire d'écologie alpine, UMR 5553 du CNRS
Université Joseph Fourier, BP 53, 38041 Grenoble Cedex 9

Philippe THIÉVENT

CDC Biodiversité, 102 rue de Réaumur, 75002 Paris

Remerciements

Les réflexions présentées ici ont bénéficié d'un financement de la mission biodiversité de la Caisse des dépôts et consignations dans le cadre d'une convention de recherche avec le Centre national de la recherche scientifique, de l'appui du cluster Environnement de la région Rhône Alpes, du conseil général de l'Isère et du programme de recherches interdisciplinaires IngEcoTech du Centre national de la recherche scientifique et d'Irstea.

QUELQUES RÉFÉRENCES CLÉS...

- ▣ CARNINO, N., TOUROULT, J., 2010, Évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site Natura 2000 : du concept vers un outil pour le gestionnaire, *Revue Forestière Française*, 62 (2.), p. 127-140.
- ▣ COLLINS, J.N., STEIN, E., SUTULA, M., CLARK, R., FETSCHER, A.E., GRENIER, L., GROSSO, C., WISKIND, A., 2008, *California Rapid Assessment Method (CRAM) for wetlands. User's Manual*, v.5.0.2, 157 p.
- ▣ FENNESSY, S., JACOBS, A.D., KENTULA, M.E., 2007, An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands, *Wetlands*, 27(3), p. 543-560.
- ▣ QUÉTIER, F., LAVOREL, S., 2011, Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions, *Biological Conservation*, n° 144, p. 2991-2999.
- ▣ SCHWOERTZIG, E., 2011, *Sélection d'indicateurs appropriés à la définition d'échelles d'équivalence écologique*, Rapport de Stage M2 Plantes et Environnement, Université de Strasbourg, 37 p. + annexes.