



HAL
open science

La compensation écologique : fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques

Vincent Devictor

► **To cite this version:**

Vincent Devictor. La compensation écologique : fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques. *Natures Sciences Sociétés*, 2018, 26 (2), pp.136-149. 10.1051/nss/2018032 . hal-01989814

HAL Id: hal-01989814

<https://hal.science/hal-01989814>

Submitted on 22 Jan 2019

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.

La compensation écologique : fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques^{*}

Vincent Devictor^{*}

Écologie scientifique, histoire et philosophie des sciences, CNRS, Institut des sciences de l'évolution de Montpellier, Université Montpellier, IRD, EPHE, Montpellier, France

Reçu le 21 mars 2017. Accepté le 22 avril 2018

Résumé – La compensation écologique s'appuie sur des hypothèses scientifiques dont les fondements épistémologiques demeurent souvent implicites. Le but de cet article est d'explicitier la manière dont l'écologie scientifique et les politiques d'aménagement posent le problème de la compensation des entités écologiques. Le bien-fondé de deux enjeux fondamentaux est analysé : la question de l'équivalence entre deux entités écologiques et celle du référentiel spatio-temporel pour mesurer la dynamique de ces entités. L'analyse d'un cas d'étude mobilisant le calcul d'une équivalence entre des pertes et des gains de biodiversité est proposée. Nous montrons comment le calcul des équivalences impose un espace-temps étranger aux dynamiques écologiques. Cet article propose de comprendre la compensation comme une prise en charge technoscientifique des problèmes écologiques. Cette approche facilite l'intégration des enjeux de biodiversité dans une politique d'aménagement en contournant la spécificité et la complexité des dynamiques écologiques.

Mots-clés : écologie scientifique / équivalence / Foucault / politique environnementale / technoscience

Abstract – Biodiversity offsetting: epistemic background and technoscientific reframing. Biodiversity offsetting relies on scientific hypotheses that are barely investigated. The aim of this paper is first to explore under what conditions it is possible to envisage biodiversity compensation from the perspectives of ecological science and planning policies. Two fundamental assumptions are scrutinized: the issue of substitution of a given ecological entity and the possibility to choose a given spatial and temporal reference for the dynamics of this entity. While scientific studies conducted on ecological systems have regularly emphasized the historicity of biological dynamics and the irrelevance of referring to a balance of nature, biodiversity offsetting principles rest on those out-dated assumptions. More specifically, the analysis of a practical case reveals that compensation proceeds by replacing the specificities of ecological entities by exogenous spatial and temporal framings. This process suggests that compensation should be viewed as a tool for the technoscientific reconfiguration of ecological problems. The temporal and spatial limits imposed by ecological entities are encapsulated in a political system specifically built to push back the boundaries of economic and urban development.

Keywords: environmental policy / equivalence / Foucault / scientific ecology / technoscience

La compensation a reçu plusieurs définitions selon les contextes et les pays. Ces définitions s'accordent

généralement pour désigner par ce terme « les actions mesurables d'une politique de conservation conçue pour contrebalancer les impacts résiduels significatifs d'un projet d'aménagement sur la biodiversité qui demeurent après des mesures d'évitement et de réduction de ces impacts » (BBOP, 2012). La question fondamentale qui se pose est comment contrebalancer la perte de biodiversité d'un lieu donné à un temps donné en créant, ailleurs, des gains de biodiversité jugés équivalents.

^{*} Voir dans ce même numéro les autres contributions au dossier « La fabrique de la compensation écologique : controverses et pratiques ».

*Auteur correspondant :

vincent.devictor@umontpellier.fr

Le principe de la compensation écologique était présent dans la réglementation française depuis 1976, mais il a été fortement remobilisé ces dernières années jusqu'à faire son apparition dans la nouvelle loi sur la biodiversité de 2016 comme un outil prometteur. Au niveau international, cet outil semble progressivement gagner les politiques d'aménagement du territoire et de gestion des espaces naturels. Il apparaît désormais dans de nombreux pays, aussi bien dans le corpus académique et législatif qu'au sein des politiques de conservation et de gestion de la biodiversité (Calvet *et al.*, 2015a).

En apparence, la compensation est un outil juridique et politique de conciliation de rationalités souvent conflictuelles (Devictor, 2015). D'une part, la rationalité de gestion et d'administration d'un territoire qui mobilise des instruments permettant d'arbitrer la réalisation de projets de développement potentiellement dommageables aux espaces et aux espèces. Et, d'autre part, la rationalité naturaliste préoccupée par le recul des espaces et la protection des espèces qui exige une contrepartie à toute action de destruction de la biodiversité. En principe, si un outil réglementaire contraint un aménageur à réparer ce qui est détruit, aménageurs et protecteurs de la nature devraient pouvoir s'accorder. La compensation permettrait d'empêcher ou de neutraliser les effets de la destruction de la biodiversité par l'aménagement du territoire.

Pourtant, l'engouement pour une telle notion a fait l'objet en quelques années de vifs débats en écologie scientifique et en biologie de la conservation (Dauguet, 2015 ; Gordon *et al.*, 2015 ; Maron *et al.*, 2012 ; 2015a ; Moreno-Mateos *et al.*, 2015 ; Spash, 2015). Deux tendances majeures structurent la plupart des controverses sur cet outil. La première nourrit l'espoir de voir dans cette approche les formes nouvelles d'une limitation de la destruction de la biodiversité. La deuxième perçoit dans ce même outil la porte ouverte à la justification de la destruction de la biodiversité sous couvert d'un procédé régulé par des experts mal armés ou non légitimes. Pour cette deuxième tendance, non seulement les calculs d'équivalence qui mettent en équation une biodiversité détruite et une biodiversité compensée sont hasardeux au vue de la complexité écologique en jeu (Maron *et al.*, 2012) mais, plus fondamentalement, la compensation vient précisément détourner les enjeux de conservation vers une logique de développement (Apostolopoulou et Adams, 2017).

Curieusement, peu d'études ont examiné les enjeux proprement épistémologiques d'un tel débat¹. L'articulation

entre le savoir écologique mobilisé dans la compensation et les politiques d'aménagement ayant recours à ce principe demeure non explicitée. Or, la plupart des controverses concernant la pertinence scientifique, éthique et politique de la compensation s'enracinent dans des questions de fond en écologie scientifique : peut-on remplacer un écosystème par un autre ? En combien de temps ? Comment apprécier la singularité des habitats ou des populations détruites à une échelle donnée ? Doit-on tenir compte de la dynamique à long terme et à larges échelles des écosystèmes ? Ces questions, à leur tour, renvoient à la manière dont l'écologie contemporaine envisage plus largement la notion d'écosystème, de stabilité, de référentiel, d'équilibre ou d'équivalence... autant de concepts qui structurent le régime de savoir-pouvoir impliqué dans les problématiques écologiques contemporaines et qui mêlent expertise scientifique, savoir académique et décisions politiques.

Les controverses liées aux mécanismes de compensation qui animent l'écologie scientifique posent toutes implicitement la question de la comparabilité d'un état biologique avec un autre. Or l'écologie scientifique a coutume de traiter les entités biologiques non comme comparables mais comme singulières. À ce titre, utiliser des « mesures » de la destruction d'un écosystème ne pose pas, en soi, un problème fondamental. L'écologie scientifique s'est dotée de nombreuses méthodes quantitatives et qualitatives de suivi de différentes composantes de la biodiversité (génétique, phénotypique, fonctionnelle, phylogénétique, individuelle, spécifique, multi-spécifique ou écosystémique) qui permettent de telles mesures. On peut donc considérer que mesurer la trajectoire spatiale et temporelle de ces composantes et traduire ces mesures en « amélioration » par rapport à un état antérieur ne se heurtent pas à un problème scientifique majeur. L'écologie dite de la « restauration » multiplie les méthodes et les exemples empiriques de suivis de paramètres susceptibles de renseigner sur le devenir de l'état d'un niveau d'organisation donné (Van Andel et Aronson, 2012).

Ce qui ouvre un abîme de difficultés, en revanche, c'est de mettre « en rapport » une destruction donnée avec une réparation ou une compensation donnée et de prétendre établir une égalité entre ces deux phénomènes. Mesurer une « équivalence » entre un état écologique et un autre, quel que soit le niveau d'organisation considéré (population, communauté, écosystème), ne semble pas bénéficier d'un fondement théorique clair. L'idée d'équivalence est donc conçue différemment selon la perspective adoptée. Une approche ancrée dans un savoir écologique issu d'une démarche scientifique n'envisagera pas la question de l'équivalence de la même manière que des décideurs ou des bureaux d'études en quête d'efficacité et d'opérationnalité.

Dans cet article, nous proposons d'examiner dans une première partie les problèmes que pose la compensation

¹ L'origine de cette recherche correspond au travail de doctorat de philosophie des sciences mené par l'auteur en collaboration avec le Centre d'Études des Techniques, des Connaissances et des Pratiques (CETCOPRA), Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne.

écologique du point de vue des concepts majeurs qui ont structuré l'histoire de l'écologie scientifique et ses développements récents. Dans un deuxième temps, nous mettrons en évidence, à l'aide d'un cas précis, la manière dont les notions d'espace, de temps et d'équivalence écologique sont traduites pour être compatibles avec l'aménagement du territoire. Nous explorerons dans un troisième temps de quelle manière cette traduction révèle la dimension technoscientifique et politique de la compensation. L'expression « technoscientifique » désigne ici un régime de production de connaissances dans lequel la recherche est en prise avec des enjeux politiques et façonnée par des promesses économiques, sociales et technologiques (Bensaude-Vincent, 2009). Il s'agit d'explorer l'hypothèse selon laquelle les connaissances scientifiques mobilisées dans la compensation ne sont pas issues d'une science pure et autonome mais en partie déterminées par des progrès techniques et un agenda politique.

Le remplaçable et le référentiel en écologie scientifique

À quelles conditions une entité écologique est-elle remplaçable ?

La biodiversité détruite peut-elle être équivalente à une biodiversité recréée ? À quel point une espèce ou un habitat est-il « unique » ? Une métaphore proposée par Paul Ehrlich dans les années 1980 permet de formuler ce problème. Ehrlich utilise l'analogie entre le fonctionnement d'un écosystème et celui d'un avion. La structure d'un avion tient à l'aide de petites pièces métalliques appelées rivets. Clairement, note Ehrlich, le vol de l'avion n'est pas perturbé par le retrait d'un ou même de plusieurs rivets jusqu'à un seuil où le retrait d'un seul rivet peut entraîner une catastrophe aérienne. Ehrlich stipule qu'à l'image du rôle des rivets dans l'aérodynamisme général de l'avion, les composantes de la biodiversité participent à une forme d'intégrité du système. L'extinction locale d'une espèce, comme celle d'un rivet, peut avoir des conséquences majeures. Mais nous ignorons largement à quel stade ce phénomène aura lieu :

« The rivet popper analogy suggests what the proper overall policy should be: It is essential that biodiversity be preserved (and restored) wherever possible. No more relatively undisturbed natural systems should be cleared to make way for development, which should be confined to areas already strongly altered by humanity. Rates of global change should be slowed so as to give natural ecosystems more time to adjust. Such a conservative conservation policy is mandatory even from the standpoint of major ecosystem processes, no matter what the level of redundancy in the functioning of different populations or species in biogeochemical cycles or other ecosystem processes » (Ehrlich, 1994).

Cette analogie plaide pour une approche stricte de la protection de la nature « quel que soit le niveau de redondance des populations et des espèces dans le fonctionnement des écosystèmes ». Si chaque entité est unique, par définition, aucune n'est remplaçable. C'est donc le problème du mode de remplacement et du niveau de sa spécificité qui est posé. Par exemple, il suffit de réaliser que deux individus appartenant à la même espèce sont génétiquement différents pour fonder une différence interindividuelle irréductible entre ces individus. Ce mode de remplacement peut être qualifié de binaire et le niveau d'absolu. Pour toute entité biologique, il suffit de s'intéresser à une caractéristique de cette entité qui la rend singulière au regard d'autres entités pour que la question de son interchangeabilité soit stoppée net.

Une autre approche de cette même question est néanmoins possible. Pour reprendre l'analogie d'Ehrlich, les premiers rivets perdus ont une contribution relativement plus faible à la chute de l'avion que les derniers. On conçoit aussi facilement que deux individus jumeaux contribuent moins à la diversité génétique d'une population que deux individus non jumeaux. Si l'on s'accorde sur la contribution inégale des entités à un état donné, le mode d'interchangeabilité cesse d'être un problème binaire mais devient graduel. Le niveau, quant à lui, devient relatif. À ce titre, la disparition du premier rivet a relativement moins de conséquences que les suivants pour assurer le vol de l'avion.

Le recours à cette analogie permet de montrer que la question du remplaçable en écologie revient à poser celle de l'incertitude acceptable du comportement d'un système complexe vis-à-vis d'un changement de la composition de ce système. À cet égard, la compensation ne pose pas en soi de problème fondamental dès lors que l'on définit clairement le mode de remplaçabilité et un domaine de validité de ce remplacement. Par exemple, un arbre est probablement remplaçable sans altérer les propriétés d'une forêt (comme le stockage de carbone ou la production de biomasse) mais peut être unique s'il représente un habitat pour une espèce qu'il abrite.

Mais, en arrière-plan de l'intuition d'Ehrlich, la question de l'ontologie des entités écologiques se pose également et n'est généralement pas abordée en tant que telle dans la littérature sur la compensation. Qu'est-ce qui fait que les entités écologiques sont ce qu'elles sont ? En somme, la question n'est pas tant de trancher le domaine de validité du remplacement entre des entités écologiques que de déterminer ce qui fonde la singularité de ces dernières. Peu importe si des entités sont remplaçables pour assurer quelque fonction que ce soit (les rivets en tant que pièces d'un avion ou des arbres pour stocker du carbone), la question est : qu'est-ce qui fonde leurs caractéristiques propres ? Autrement dit, qu'est-ce ce qui

distingue chaque rivet et le rend unique? Comment faudrait-il construire un nouveau rivet identique à celui qu'il faut remplacer? Qu'est-ce qui fait qu'un arbre n'est précisément pas un artefact que l'on peut ajouter ou enlever à un ensemble qui serait la forêt? La limite de la métaphore des rivets est justement d'avoir supposé qu'un écosystème (une entité biologique avec ses dynamiques internes) peut être pensé comme un avion (dont la dynamique est entièrement conçue de l'extérieur par un ingénieur). Ce problème demeure central dans l'idée de calculer une équivalence entre des « pertes » et des « gains » de biodiversité : peut-on penser l'ajout ou le retrait d'une partie de biodiversité comme on additionne des parties d'un objet inerte? Si non, pourquoi?

De plus, qu'il s'agisse d'un rivet ou d'une espèce, la possibilité d'une « réplique » suppose de connaître la succession d'événements déterminés et reproductibles sur laquelle se baser pour recréer ce qui est perdu. Or ce problème, s'il est généralement résolu pour l'ingénieur (capable de produire des avions en série), se heurte à un obstacle de fond en biologie et en écologie. Quelle est la part de déterminisme et de contingent dans la formation d'une entité biologique? Cette question a provoqué une tension majeure en écologie depuis son origine jusqu'à aujourd'hui. La théorie des successions (notamment développée par le forestier Frédéric Clements, 1874-1945) stipulait en effet que les espèces s'assemblent selon une trajectoire prévisible qui forme un assemblage final donné. Selon cette perspective, rien n'empêche deux assemblages d'espèces (que Clements baptise « formations ») d'être jugés « équivalents ». Il « suffit » que deux de ces formations contiennent les mêmes espèces dans les mêmes conditions environnementales pour qu'elles convergent vers un état identique (état que Clements baptise « climax » pour désigner un système mature, à son apogée) : « *Each climax formation is able to reproduce itself, repeating with essential fidelity the stages of its development* » (Clements, 1916). Selon cette conception de la dynamique des assemblages d'espèces, deux formations placées dans les mêmes conditions devraient être identiques. Il n'est dès lors pas absurde de penser le remplacement d'une formation par une autre.

Mais la possibilité de reproduire des trajectoires écologiques ne va pas de soi. Tout d'abord, la notion même d'écosystème proposée par Arthur Tansley en 1935 a bouleversé l'idée de « développement » que Clémentis utilisait. Selon Tansley, l'idée de succession ou de développement sont seulement des moments isolés d'une dynamique et pas une succession causale déterminée : « *In an ecosystem the organisms and the inorganic factors alike are components which are in relatively stable dynamic equilibrium. Succession and development are instances of the universal processes tending towards the creation of such equilibrated systems* » (Tansley, 1935). À la suite de Tansley, Eugène

Odum redonnera du sens à l'idée de succession en adoptant une approche des écosystèmes combinant la théorie de Tansley et sa formalisation énergétique (Odum, 1969). Mais l'écologie contemporaine reste profondément marquée par le souci de révéler la part de ce qui est reproductible ou fondamentalement imprévisible dans la dynamique des entités écologiques.

Ce souci se traduit notamment par la volonté de comprendre comment un écosystème peut changer brutalement d'état. Ce phénomène correspond assez fidèlement à la métaphore des rivets : un changement minime des conditions environnementales peut entraîner une altération brutale et irréversible du système malgré le rétablissement des conditions environnementales antérieures. De nombreux cas correspondent à une telle trajectoire, que les écologues ont qualifiés de « transitions catastrophiques » (Scheffer *et al.*, 2001). Loin de décrire les écosystèmes comme des successions déterministes, ces travaux mettent en évidence l'importance des perturbations dans la structure et la composition des systèmes écologiques. Tout écosystème se comprend en réalité comme étant le résultat des perturbations qu'il a subies. Le déterminisme de l'écologie des écosystèmes prôné par Odum, et les idées centrales de succession et de stade mature des communautés et des écosystèmes, sont dès lors remis en question.

Au niveau des communautés, l'écologie contemporaine s'efforce d'établir des règles pour anticiper la richesse et la composition d'un ensemble d'espèces en un lieu et un temps donnés. Les recherches correspondantes consistent par exemple à se demander si l'ordre d'arrivée des espèces qui colonisent un site altère la composition en espèces de ce site. Si, à partir du même jeu d'espèces, cet ordre d'arrivée a un effet sur la composition finale du site, c'est que la trajectoire de la communauté elle-même a un impact sur sa prédictibilité. Par exemple, les espèces arrivées précocement peuvent limiter l'abondance finale des espèces plus tardives par consommation des ressources ou modification de la structure physique de l'écosystème (Fukami, 2015). On parle de contingence historique. Par conséquent, un milieu perturbé ne retourne jamais exactement à son état initial, ne serait-ce qu'à cause de la mémoire de l'effet des dynamiques passées (par exemple, l'effet de l'usage ancien des forêts imprime leur état actuel après plusieurs décennies) [Dupouey *et al.*, 2002].

La question de « l'équivalence » entre deux écosystèmes ou entre deux assemblages ne se réduit donc pas à celle d'une identité entre deux entités mais suppose en plus l'idée de comparaison entre des trajectoires dynamiques. La spécificité des entités écologiques est d'être ce qu'elles sont, c'est-à-dire des interactions et une dynamique vivante, non réductibles à des corps isolés et non reproductibles comme dans le cas des artefacts. Le

rivet perdu peut se remplacer selon un schéma déterminé. L'individu présent sur un site échappe à cette possibilité. Son origine s'appuie nécessairement sur une histoire et contient une part d'indétermination. À cet égard, l'idée d'équilibre écologique a cessé de se comprendre comme un état fondamental pour se penser plutôt comme un référentiel méthodologique utile (Simberloff, 2014).

L'écologie contemporaine admet un cadre général dans lequel la dynamique des écosystèmes résulte à la fois de processus déterministes et stochastiques (Chase et Myers, 2011). L'équilibre est conçu comme étant lui-même dynamique, relatif à une échelle de temps considérée et non comme étant une propriété intrinsèque des systèmes écologiques. Ce cadre ne permet donc pas de trancher facilement la question du remplaçable en tant que telle. Même si l'on formule la question de la substitution sous forme graduelle et relative et non de façon binaire et absolue, savoir « quoi » est susceptible d'être impacté et substitué bute sur une inconnue : il est difficile de délimiter le commencement et la fin d'une population, d'une communauté ou d'un écosystème. Quant à envisager « comment » une entité écologique peut être substituée par une entité jugée équivalente, la contingence historique et l'imprévisibilité de sa trajectoire font obstruction au prédictible et au reproductible.

Le principe de la compensation écologique ne bénéficie donc pas en écologie scientifique d'un ancrage univoque qui permettrait d'encadrer la reconstruction d'une entité détruite en une entité considérée comme « équivalente ». Il semble que la difficulté principale à cet ancrage réside dans l'existence d'un espace-temps propre aux entités écologiques qui ne s'accorde pas avec le référentiel spatio-temporel de la pratique de la compensation. C'est donc ce référentiel qu'il faut à présent définir pour mieux comprendre les enjeux écologiques de la compensation.

La collision des référentiels spatio-temporels

Admettons que deux entités écologiques soient jugées suffisamment similaires pour que la disparition de l'une soit compensée par l'apparition de l'autre. Comment la spatialité et la temporalité de ces entités peuvent-elles être reproduites ?

Concernant l'espace, Morgan Robertson a proposé de lire dans la compensation de la destruction des zones humides américaines une « abstraction fonctionnelle du local » (Robertson, 2000). Le référentiel spatial de l'entité écologique est spécifique à celle-ci car dépendant de sa dynamique. Or la classification des zones humides, leur évaluation et l'utilisation de scores de dégradation projettent, selon Robertson, cette localité spécifique dans un espace ordonné qui sous-entend une référence *ad hoc*

et non écologique. Il y a collision entre deux spatialités : celle de la zone humide, spécifique et concrète, et celle de la compensation, générale et abstraite pensée par des experts et définie par un cadre juridique. Selon Robertson, la création d'une spatialité abstraite (et, en fait, la représentation même de l'écosystème comme étant une « zone humide ») délimite un type d'échange possible. Si l'on accepte une telle abstraction, on suppose en effet que certaines qualités de l'écosystème peuvent recevoir un score, une définition, une qualification et que d'autres sont écartées. Robertson y voit une abstraction proprement spatiale : « *To achieve commodity status, wetland services had to be abstracted from their place-specificity: in an ideal form, all wetlands would be seen as a bundle of commensurable and physically movable functions* » (Robertson, 2000). Cette spatialité abstraite est ce qui permet au même cadre pratique d'être utilisable d'une zone humide à une autre ou d'un pays à un autre (de fait, les méthodes de calculs d'équivalence en France sont largement inspirées des méthodes développées aux États-Unis).

Une analyse similaire peut être menée concernant la temporalité. L'analyse proposée par l'écologue Ascelin Gordon sur cette question en 2015 démontre que la compensation convoque un problème de fond concernant la manière dont on traite la dynamique temporelle des écosystèmes (Gordon *et al.*, 2015). La compensation suppose d'assurer une « absence de perte nette » de biodiversité. Même si cet objectif n'est pas atteint, les promoteurs de ce principe pour la conservation supposent qu'une amélioration est obtenue par rapport à une absence de compensation. Cette affirmation débouche généralement sur un argument massif stipulant que le recours à la compensation est nécessairement « mieux que rien » pour la biodiversité, reléguant tout questionnement sur cet outil à une discussion technique et secondaire. Mais présenter ainsi ce processus cache une dichotomie qu'il est utile de revisiter. La compensation prétend compenser, mais comparé à quoi ?

Chaque entité écologique détruite a une dynamique propre. On ne peut donc utiliser la dynamique d'une autre entité comme étalon de comparaison. Ce que serait devenue l'entité en l'absence de destruction demeure inconnu : il n'y a pas de situation « témoin » pouvant servir de comparaison. La compensation est donc condamnée à comparer une destruction avec une reproduction jugée équivalente, et à manier cette incertitude fondamentale. Ce que « serait devenue » l'entité écologique en l'absence de destruction (la perte) est par définition inaccessible. Il est généralement admis que la destruction de la biodiversité est inéluctable et aurait lieu ou aura lieu « de toute façon ». Mais cette hypothèse ne va pas de soi. Si, au contraire, la biodiversité n'avait pas une trajectoire de déclin, les effets de la compensation peuvent être surestimés. Dans ce cas particulier, la compensation peut

conduire à « pire que rien ». Cette expérience de pensée s'est vérifiée empiriquement sur les projets de compensation menés en Australie. La compensation a généré un surcroît de destruction car le calcul des pertes à venir sur les sites détruits était surestimé. Les effets bénéfiques de la compensation proposée étaient donc bien plus faibles que ce que les aménageurs ont prétendu. Au bilan, la compensation a, dans ce cas, généré plus de pertes que de gains (Maron *et al.*, 2015b).

Finalement, un espace-temps propre au fonctionnement des entités écologiques semble faire barrage à la mise en équivalence entre une biodiversité détruite et une biodiversité jugée équivalente. C'est précisément parce que la biodiversité locale est à la fois l'origine et le résultat de dynamiques spatiales et temporelles que la mise en équation de son remplacement est difficile à établir. Une biodiversité observée à un endroit donné n'est qu'un reflet incomplet de la biodiversité potentielle présente. Toute observation de la biodiversité constate une présence d'entités biophysiques mais aussi l'absence d'une biodiversité passée ou future. On parle de « *dark diversity* » pour souligner cette part de biodiversité manquante (Pärtel *et al.*, 2011). Or la biodiversité absente participe aux processus dynamiques autant que la biodiversité présente. Les systèmes écologiques complexes sont à ce titre caractérisés par la propriété d'être continus sans être nécessairement contigus physiquement. La dispersion, la reproduction ou le recyclage sont, par exemple, par nature non réductibles à des états figés, mais des processus transitoires et relationnels. Dresser un inventaire d'entités de biodiversité ou caractériser des sites impactés comme des ensembles isolés pouvant être remplacés n'a donc aucun sens écologique.

En somme, le défi épistémologique de la compensation relève autant de la difficulté de prétendre réaliser une « absence de perte » que d'engendrer des « pertes d'absences ». Il y a une destruction irréductible de ce qui n'est pas observé et qui ne sera donc pas compensé. Bien entendu, l'objectif réaliste de la plupart des projets de compensation cherche plus modestement à tendre vers – et donc à reproduire au mieux et non pas à répliquer – une trajectoire écologique perdue. Mais si les projets de compensation placent la trajectoire des écosystèmes dans un espace-temps redimensionné par des contraintes sociales ou décidé par des experts, que devient l'espace-temps propre aux entités écologiques ? En définitive, la difficulté de la compensation vient souvent de la tension entre deux registres. Un registre écologique qui insiste sur la singularité, l'historicité et la complexité des dynamiques non facilement capturées par des indicateurs. Et un registre pratique, technique et politique qui cherche à décomplexifier cette réalité (Calvet *et al.*, 2015b). L'analyse d'une méthode de calcul d'équivalence permet de mieux comprendre comment cette collision est traitée dans la pratique.

Le calcul d'équivalence : analyse d'un cadre méthodologique

Comment s'incarnent dans la pratique les enjeux théoriques étudiés précédemment ? Les controverses associées à la compensation ne se cantonnent pas à des débats théoriques sur les dynamiques spatio-temporelles des entités écologiques mais concernent la mise en œuvre de protocoles d'évaluation de projets particuliers. Un document téléchargeable sur le site du ministère de l'Écologie et du Développement durable peut servir de point de départ à l'analyse de l'application du principe de la mise en équivalence prévu par la loi. Il s'agit du document intitulé « *La loi responsabilité environnementale et ses méthodes d'équivalence. Guide méthodologique* », publié en juillet 2012².

La justification de l'utilité d'un tel guide est la nécessité de fournir une méthode pratique aux acteurs potentiellement concernés par la loi sur la responsabilité environnementale (LRE). Le guide présente le dispositif législatif de la LRE, mais préconise aussi plus concrètement les méthodes d'évaluation des dommages environnementaux et les mesures de réparation qui doivent être mises en œuvre. De multiples méthodes de recherche d'équivalence écologique similaires à celle-ci ont été proposées. Bien qu'il s'agisse ici de la réparation environnementale, le principe général de la compensation utilise le même principe fondamental consistant à établir une équivalence entre des « pertes » et des « gains » écologiques (Erreca et Magri, 2014). La différence majeure entre réparation environnementale et compensation réside dans le type de dommage concerné. L'impact accidentel est à réparer *a posteriori* dans le cas de la LRE. Dans le cas de la compensation, l'impact résiduel d'un projet engendrant une perte peut être évalué *a priori*. La compensation est ensuite dite au « cas par cas » si elle fait l'objet d'une compensation physique pour un projet donné. Si la compensation physique n'est pas possible, le recours à une transaction « d'actifs naturels » par l'intermédiaire de banques est envisageable. Dans ce dernier cas, des « unités de compensation » peuvent être vendues par une banque qui s'engage à réaliser un projet bénéfique à la biodiversité. Ces actifs peuvent alors être achetés à cette banque par un aménageur ayant un projet impactant. Dans tous les cas, une équivalence entre des pertes de biodiversité et des gains est recherchée.

Dans le cas de la LRE, les dommages concernés sont de plusieurs natures et incluent ceux qui « affectent gravement le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable de certaines espèces et certains

² www.side.developpement-durable.gouv.fr/EXPLOITATION/DEFAULT/doc/IFD/IFD_REFDOC_TEMIS_0077268.

habitats naturels». La «réparation compensatoire» proprement dite est mise en œuvre pour compenser les pertes de ressources et/ou de services qui surviennent entre le moment où le dommage se produit et le moment où le milieu retourne à son état initial. Il est précisé que ces réparations peuvent être mises en œuvre soit sur le site endommagé, soit sur un site «analogue», montrant d'emblée la flexibilité spatiale de l'approche.

Une temporalité propre à la méthode est également mobilisée. Après un dommage constaté, une réparation primaire correspond à ce qui est réalisé immédiatement pour assurer un retour à un état initial. Il peut s'agir de favoriser «une simple régénération naturelle» (guide méthodologique, p. 29). La réparation compensatoire est sensée compenser la totalité des pertes accumulées entre le dommage et «le retour à l'état initial du milieu» (guide méthodologique, p. 50). Ces mesures doivent être «dimensionnées dans le temps et dans l'espace afin d'atteindre une égalité entre les pertes intermédiaires issues du dommage et les gains issus des mesures de réparation» (guide méthodologique, p. 30).

La mise en équivalence consiste à «fournir des ressources et/ou des services endommagés de même quantité, de même qualité et de même type que les ressources et/ou services initiaux (avant le dommage)». Notons que cette approche ignore les difficultés fondamentales à apprécier la diversité, la magnitude et la tendance temporelle de ces «services» et les multiples obstacles épistémologiques et éthiques soulevés par cette notion (Maris, 2014). Une «substituabilité» des ressources (qui correspond aux habitats et aux espèces) et services est dès lors admise (guide méthodologique, p. 50):

«La substituabilité des ressources et services: elle considère que la valeur des ressources et services initiaux est identique à celle des ressources et services restaurés (il n'y a donc pas de préférence entre l'utilisation de la ressource initiale et l'utilisation de la ressource restaurée). En d'autres termes, il existe une équivalence entre les pertes et les gains, c'est-à-dire que le gain recherché doit être égal aux pertes issues du dommage. Ce principe reste valable dans le cas d'une perte irréversible ou en cas d'atteinte à une espèce endémique, ce qui n'est évidemment pas exact.»

Le guide de réparation précise les phases d'identification de l'origine du dommage, de l'état initial du «site» avant dommage, et les options de réparation, leur mise en place et leur suivi. Pour estimer si l'objectif est atteint, la méthode nécessite la construction d'un indicateur représentatif du dommage appelé «proxy» (guide méthodologique, p. 51): «Il peut s'agir de la biomasse de poissons et de vertébrés, d'une espèce représentative, de la diversité de taxons, de la couverture végétale, de la densité des tiges d'une espèce végétale, des sédiments, de la productivité primaire d'un milieu,

du premier maillon de la chaîne alimentaire, etc. Cet indicateur est utilisé comme unité de référence pour caractériser l'état initial du site, les pertes ainsi que les gains issus du projet de restauration.»

L'établissement de proxys constitue donc le pivot de l'opération et s'élabore pendant la phase de collecte des données relatives à l'état du site concerné par les dommages. À ce stade, des bases de données spécifiques à certains habitats peuvent être mobilisées. Par exemple, l'Agence européenne pour l'environnement a élaboré un certain nombre de bases de données sur l'eau ou l'Inventaire forestier national sur les ressources forestières³. En cas de non disponibilité des données, la méthode mentionne qu'il est possible de contourner cet obstacle (guide méthodologique, p. 57): «Si le recueil des données sur le site d'impact s'avère impossible, délicat ou incomplet, l'état initial peut alors être établi par comparaison avec un site de référence voisin présentant les mêmes conditions biotiques et abiotiques que le site endommagé et en cas de besoin, il peut être fait appel à des modèles de simulation de l'état initial.» De nouveau, le référentiel spatial et temporel est donc conçu comme flexible et extérieur à la dynamique propre des entités écologiques considérées.

Le proxy est ensuite décliné en «critères» (par exemple, pour une espèce: la dynamique de la population, la répartition naturelle de l'espèce, l'évolution de l'aire de répartition naturelle de l'espèce dans un avenir prévisible, la taille de l'habitat abritant l'espèce et assurant le maintien à long terme des populations). Ces critères sont eux-mêmes ordonnés et transformés en pourcentages revêtant ainsi l'apparente rigueur d'un chiffre. Par exemple (guide méthodologique, p. 62): «Concernant l'état de conservation d'un habitat naturel, quand son aire de répartition est considérée "en augmentation", le pourcentage de services rendus est par défaut 87,5 %, centre de la classe "très favorable" (75 % et 100 %).» Une moyenne arithmétique de ces pourcentages renseignés pour chaque critère résume l'état initial de l'habitat ou de l'espèce concernée.

Le choix de la méthode privilégiée est alors arrêté (par habitat, par espèce ou par «services») ainsi que le taux de «régénération naturelle». Pour une approche «habitat», il s'agit de raisonner en termes de services écologiques par hectare et par année, et dans l'approche «espèce», en quantité de ressources par année. La proximité des projets de réparation par rapport aux sites impactés est à moduler en fonction des coûts: les méthodes d'équivalence préconisent une réparation en nature *in situ* mais à coûts «raisonnables». Si le projet *in situ* présente un coût disproportionné par rapport au projet *ex situ*, ce dernier peut être privilégié (guide

³ <https://inventaire-forestier.ign.fr/spip.php?rubrique67>.

méthodologique, p. 71). Cette possibilité témoigne à nouveau d'une flexibilisation de l'espace importée par la méthode.

Le calcul formel des gains, des pertes et de leur équivalence intervient à ce stade. Une formule mathématique générale est proposée: pour une surface A_t impactée à l'année t , amputée d'une proportion d_t de services par rapport à l'état initial, la perte accumulée entre l'année de début des dommages ($t=0$) et l'année de fin des pertes ($t=n$) est la somme de chaque perte annuelle :

$$A_0 * d_0 + A_1 * d_1 + \dots + A_n * d_n$$

Cette somme, pour être correcte, est corrigée par un « facteur d'actualisation » qui stipule que la perte d'une année donnée se répercute en partie sur l'année suivante. Ce taux (r_t) se répercute chaque année. Il convient donc de multiplier le gain d'une année donnée par $1/(1+r_t)^{t-T}$ où T représente l'année de référence à laquelle débute l'actualisation (qui correspond le plus souvent au début des dommages). Ce taux provient d'un calcul complexe et il est théoriquement révisé périodiquement; mais la valeur utilisée dans le cas des projets environnementaux de court et moyen terme en France est généralement de 4% (voir [Chevassus-au-Louis et al., 2009](#) pour une justification théorique et [Bas et al., 2013](#) pour une application plus spécifique au cas des équivalences). Ce raisonnement issu de réflexions économiques sur les flux financiers cherche à rendre compte de « la préférence qu'ont les individus pour le présent. Autrement dit, le taux d'actualisation correspond au taux de substitution entre la consommation présente et la consommation future des ressources et des services » (guide méthodologique, p. 53). Ce facteur incite en principe à atteindre la fin des pertes plus rapidement. Il tend à négliger les conséquences sur le long terme des pertes écologiques ([Chevassus-au-Louis et al., 2009](#)). La somme des pertes est donc donnée par :

$$P = \sum (A_t * d_t) * 1 / (1 + r_t)^{t-T}$$

Les gains quant à eux s'estiment, pour une approche par habitat, en pourcentage de services obtenus par hectare d'unités restaurées. Il s'agit de multiplier le niveau de service (en %) gagné grâce au projet par rapport à l'état initial (b_t) par l'unité de restauration (u) retenue (par exemple, un hectare). Comme pour les pertes, un facteur d'actualisation permet de rendre compte de la valeur ajoutée des changements positifs effectués plus rapidement. Il permet de donner plus de poids au présent. Le gain est donc corrigé par un facteur dépendant du temps :

$$G = \sum (u * b_t) * 1 / (1 + r_t)^{t-T}$$

Au détour de la description de cette méthode, nous pouvons noter dès à présent les multiples hypothèses sur laquelle elle repose: la biodiversité est notamment conçue comme découplable en entités, elles-mêmes isolables dans l'espace et dans le temps et sujettes à un « équilibre » non défini. Ces hypothèses considèrent la biodiversité comme substituable de fait. Il y a, selon cette méthode, équivalence lorsque les pertes issues du dommage sont égales aux gains fournis par le projet de restauration. Le nombre d'unités à restaurer exprimé en hectares (R) est le ratio entre le nombre d'hectares de pertes (P) et le pourcentage de services obtenus sur un hectare restauré (G). Il y a donc équivalence lorsque $G * R = P$.

La démarche et les calculs sont similaires s'il s'agit d'une approche par espèce. Le proxy retenu (un nombre d'individus détruits d'une espèce jugée indicatrice, par exemple) joue le rôle de la surface. L'équivalence exprime ensuite un nombre d'années pendant lesquelles la restauration est nécessaire pour atteindre l'état initial du proxy. Notons que, dans ce cas, l'approche rencontre un obstacle de taille bien connu en écologie appliquée qui correspond à la difficulté et au caractère arbitraire et hasardeux de faire reposer une dynamique complexe sur une espèce indicatrice ([Carignan et Villard, 2002](#); [Landres et al., 1988](#); [Simberloff, 1998](#)).

Le contenu des méthodes et des critères pour le calcul des paramètres impliqués varie substantiellement dans les différents types de politiques ayant recours à des calculs d'équivalence (réparation d'un dommage, compensation au cas par cas ou compensation par anticipation des impacts par la genèse d'unités de compensation virtualisées). Toutes ces politiques partagent néanmoins le même principe de faire correspondre des pertes et des gains au moyen d'une réparation. L'examen des hypothèses sur l'état, la délimitation et la dynamique des entités écologiques concernées serait utile à poursuivre pour souligner la difficulté pratique de mener une opération de réparation satisfaisante. Nous avons souligné ce qui nous semble fondamentalement problématique du point de vue de l'écologie scientifique: la substituabilité des entités écologiques historiques, dynamiques et sans état d'équilibre et le remplacement de leur spécificités locales et temporelles par des abstractions techniques. Mais cette analyse demeure incomplète si elle envisage la compensation et le recours au calcul d'équivalence seulement comme une question écologique.

En tant qu'outil d'aide à l'aménagement, l'équation d'équivalence énonce une action réalisable. Cette dimension performative du calcul d'équivalence mérite

d'être précisée en examinant comment s'articulent savoir scientifique, technique et agenda politique.

La technoécologie de la destruction compensable

Le redimensionnement de l'espace-temps écologique

L'étude de la mise en équivalence proposée dans la section précédente permet de mieux comprendre comment une telle opération peut se lire comme un outil de reconfiguration des dynamiques écologiques dans un espace-temps nouveau. La possibilité même de comparer les pertes et les gains est une hypothèse explicite, posée comme point de départ méthodologique.

Dans une rationalité écologique, la perspective adoptée est relativiste dans la mesure où il ne s'agit pas de remplacer un original, mais de fournir une copie inexacte jugée équivalente, de construire une égalité inexacte. L'équivalence n'a donc pas vocation à recréer une biodiversité détruite mais bien à compenser les impacts de cette destruction. Cette perspective relativiste se manifeste tout le long du processus par l'utilisation de proxys, définis comme des indicateurs écologiques représentatifs de l'habitat ou de l'espèce concernés par le dommage. Il ne s'agit pas d'estimer l'état de l'écosystème ou de la population d'une espèce détruite mais celui de leurs proxys. Un premier filtre est donc appliqué comme condition nécessaire au calcul d'équivalence. Ce filtre n'a à ce stade rien de spécifique et semble correspondre aux mêmes approximations couramment utilisées dans l'étude de la biodiversité. En effet, il s'agit toujours, dans les analyses de données, de modèles ou d'expériences conduites en écologie, de s'appuyer sur des éléments partiels et sélectionnés et non sur les entités écologiques en soi (par exemple, le recours à des indices ou des indicateurs d'état des populations ou des écosystèmes ne sont que des reflets imparfaits et approximatifs d'un sous-ensemble de phénomènes).

L'équation d'équivalence a néanmoins pour effet d'hybrider les propriétés écologiques avec autre chose. Un espace-temps que l'on peut qualifier d'endogène (délimité par les dynamiques écologiques) et un espace-temps exogène (importé par les contraintes administratives et techniques de la compensation) se combinent. Qualifier un espace-temps d'endogène ne signifie pas ici une séparation des activités humaines des dynamiques écologiques non humaines. Les dynamiques écologiques correspondent bien à l'ensemble des interactions biophysiques, quelles que soient leurs origines. La dynamique d'une population d'une espèce donnée est le résultat de modifications de l'habitat passé dont les activités humaines font pleinement partie, ou encore plus

directement, de mesures de protection actives. Ce qui est exogène, en revanche, c'est le cadre spatial et temporel décidé et appliqué de l'extérieur pour et par l'obtention d'une équivalence.

Sur le plan spatial, ce qui est détruit est l'espace du « site », dont la définition et la résolution ne coïncident pas avec celles d'un « écosystème », mais avec celles d'un lieu de dommage ou de compensation. De plus, la méthode repose sur l'évaluation des dommages « directement observables » (guide méthodologique, p. 55). L'état initial concerne le site endommagé lui-même ou, lorsque les données concernant le site sont insuffisantes (guide méthodologique, p. 57), « un site de référence voisin présentant les mêmes conditions biotiques et abiotiques que le site endommagé et en cas de besoin, il peut être fait appel à des modèles de simulation de l'état initial ». Le référentiel spatial adopté est donc redimensionné à l'étendue d'un dommage localisé dans un site réel ou simulé. L'espace endogène est conditionné par un espace exogène contraint par des choix non pas seulement méthodologiques mais imposés par la dynamique d'aménagement du territoire.

Sur le plan temporel, les temporalités endogènes et exogènes s'hybrident également. L'état du site sans dommage est considéré comme étant celui d'une stabilité qui lui est propre. À la suite du dommage, un retour à l'état initial est postulé sous la forme d'une « régénération naturelle ». Ce temps que l'on peut qualifier d'endogène à l'écosystème coexiste avec plusieurs temporalités nouvelles. La première se manifeste dans le temps du projet et de la procédure qui comporte plusieurs phases de réalisation et de négociations. Deuxièmement, le mode de calcul adopté repose sur une discrétisation du temps des pertes et des gains. La comptabilité a lieu en sommant d'année en année les estimations. Cette discrétisation du temps est imposée par les protocoles de suivi mais n'épouse pas la dynamique propre à l'écosystème ou aux espèces (dont certains processus ne s'expriment pas nécessairement en années, mais plutôt en jours ou en siècles). Troisièmement, l'état des proxys est déterminé en fonction d'une grille qui combine la dynamique endogène des objets écologiques (fluctuations d'effectifs d'une population, taille de l'habitat assurant le maintien à long terme des espèces) à des critères qualitatifs exogènes et subjectifs (très favorable, favorable, défavorable, très défavorable). Enfin, le facteur d'actualisation (noté r_t dans la formule que nous avons étudiée) repose sur la préférence arbitrairement postulée pour une réparation immédiate par rapport à une réparation différée et importée des raisonnements économiques.

Les méthodes d'équivalence reposent ainsi sur un redimensionnement spatial et temporel de la biodiversité conforme à la pratique d'aménagement.

Insistons sur le fait que ce redimensionnement peut se lire comme le simple résultat de contraintes pratiques supplémentaires. Les éléments partiels de biodiversité sont simplement projetés dans des référentiels adaptés à la résolution de l'objectif de mise en équivalence. Mais ce qui nous semble original est que cette reconfiguration a la particularité de s'appuyer sur l'existence de limites pour produire les conditions de dépassement de ces mêmes limites. La performativité de l'équation d'équivalence réside précisément dans la possibilité de reconnaître simultanément l'existence de singularités écologiques (un espace-temps et des propriétés endogènes) et d'inscrire celles-ci dans une technique d'aménagement qui permet leur remplacement. Astrid Schwarz et Alfred Nordman ont récemment décrit ce processus comme relevant typiquement d'un régime technoscientifique dans lequel les limites biophysiques ne sont comprises que comme l'occasion d'une recherche de leur dépassement. Le régime technoscientifique ne se contente pas de décrire et de comprendre les processus écologiques mais poursuit un agenda en quête d'innovation et de promesses de résolution des problèmes : « *The technosciences surrender this supposition of a limited and balanced world—they acknowledge limits only to discover a world of excess and technical possibility within and beyond them* » (Schwarz et Nordmann, 2011).

Autrement dit, ce ne sont pas tant les approximations classiques de toute étude ou intervention sur le vivant qui caractérisent la mise en équivalence mais plutôt sa construction comme un outil de dépassement des limites. Plus précisément, il nous semble pertinent de supposer que la question d'une « limite » stricte marquant une impossibilité (le remplacement d'individus morts ou d'habitats convertis en béton) soit reposée en termes de « bornes », moins strictes, négociables, et dont les contours et la définition sont relégués à une question technique traitable par des experts. Les contours spatiaux et temporels des objets écologiques sont redimensionnés pour permettre leur réparation à la suite de leur destruction. Ce processus n'est pas l'application d'un savoir écologique à propos de la dynamique des écosystèmes (fût-il simplifié par des contraintes pratiques et pétri d'incertitudes), mais le design d'un technoécosystème avec un nouvel espace-temps compatible avec sa réplique et son contrôle dans un projet d'aménagement. Ce redimensionnement est un processus actif de conquête de nouvelles possibilités. Il n'est pas tant question de limitations des impacts des projets d'aménagement que d'innovations dans la logique qui préside ces mêmes aménagements. L'origine et le développement de la compensation sont d'ailleurs à inscrire dans une volonté politique et économique de flexibilité et de dérégulation plutôt que dans l'établissement de contraintes spécifiquement dédiées à la protection de la biodiversité (Bonneuil, 2015).

L'écologie scientifique mobilisée dans ce processus peut se comprendre comme une « écotecnologie » plutôt que comme une écologie appliquée (Schwarz et Nordmann, 2011, p. 331). Le vocable technologique est ici utilisé pour insister sur un nouveau mode de production des connaissances et sur le rapport à l'action en matière de biodiversité. En ce sens, l'écologie scientifique et le travail d'expertise ne sont pas des sphères autonomes, neutres et objectives mais embarquent – et sont embarqués par – une politique environnementale particulière, une rhétorique dédiée et son cortège de normes (Apostolopoulou et Adams, 2017).

On retrouve en somme dans ce passage de l'écosystème au technoécosystème un schéma analogue à celui décrit lors du passage du relevé écologique à la donnée politique (Devictor et Bensaude-Vincent, 2016). Un nouvel espace-temps permet d'aborder le remplacement d'un écosystème par un autre. Une telle reconfiguration ne se réduit pas à l'invention d'une technique mais fait intervenir plus largement une dimension politique qu'il est nécessaire de mettre en lumière.

La dimension politique de la recherche d'équivalence

Étrangement, l'équivalence est proposée comme outil politique officiel malgré les difficultés scientifiques qui semblent l'interdire. Mais la nature de l'échange entre un écosystème détruit et une mesure « compensatoire » n'est précisément pas celle d'une simple substitution organique facile à résoudre par une équation. Les règles d'équivalence entre les gains et les pertes ne sont pas fixées par une institution qui organiserait l'autorité d'une écologie scientifique ou d'un décret juridique, mais sont produites par un dispositif plus complexe au sein duquel science et politique se mêlent.

Sur la forme, la compensation incarne un projet politique explicite. L'expression proposée pour résumer l'opération de compensation est « absence de perte nette » (*No Net Loss*). Cette expression a été initialement proposée par George H.W. Bush comme un objectif politique : « ... *generations to follow will say of us 40 years from now... that sometime around 1989 things began to change and that we began to hold on to our parks and refuges and that we protected our species and that in that year the seeds of a new policy about our valuable wetlands were sown, a policy summed up in three simple words: "No Net Loss"* » (Hough et Robertson, 2009).

Ce principe de *No Net Loss* et l'idée d'une équivalence qu'il sous-entend sont largement repris depuis dans différentes sphères (textes de lois, déclarations internationales, articles scientifiques, ONG, asso-

ciations) [Calvet *et al.*, 2015a]. Il est devenu un instrument politique efficace car sa logique permet en principe de concilier des rationalités traditionnellement en tension. La compensation incarne une sorte d'oxymore conciliant : on compense car on veut protéger mais on compense pour pouvoir détruire. C'est ce mécanisme ambivalent qui permet un certain nombre de projets d'aménagement du territoire. À ce titre, le processus de compensation est repris par de nombreux bureaux d'études proposant des solutions « innovantes » et la mise en place de méthodes « clés en main » de calcul d'équivalence à destination des décideurs et des aménageurs (Méchin et Pioch, 2016).

À cette dimension explicite s'ajoute une dimension politique plus implicite. À l'instar du modèle foucauldien de biopouvoir (Foucault, 2004), qui décrit l'exercice d'un pouvoir décentralisé qui s'exerce sur les corps et s'incarne dans les objets (Foucault utilise par exemple l'architecture carcérale comme un mode de contrôle des individus corporels), le contrôle exercé par le dispositif de compensation s'applique de manière diffuse par un couple « savoir-pouvoir » construit par une multitude d'acteurs et de conflictualités. La compensation prend la forme d'une mise en équivalence de composantes de biodiversité conçues comme des termes d'une équation chimique que des facteurs correctifs permettent d'équilibrer. Les entrées sont égales aux sorties, répliquant en somme le principe de conservation de Lavoisier. Ce principe est pratiquement repris tel quel : la biodiversité est découpée en unités équivalentes qu'il convient d'équilibrer ($G \cdot R = P$). Avec l'équation d'équivalence, la compensation écologique semble étendre l'idée de conservation de la matière au vivant. Cette reconstruction du principe de conservation reproduit le modèle épistémique en vigueur à la fin du XVIII^e siècle selon lequel l'ordre économique, social et naturel devait répondre à ce même principe d'équilibre (Bensaude-Vincent, 1992).

Même si l'on admet que l'équilibre dont il est question n'est plus « *the balance of nature* » faisant référence à un ordre téléologique (Egerton, 1973), l'équation d'équivalence suppose un équilibre possible. Celle-ci internalise une réalité conçue comme objective dans un principe politique. Destruction et réparation deviennent non pas l'occasion d'être confronté à des limites biophysiques mais des termes à ajuster et des bornes à redélimiter. Un espace-temps composite, à la fois endogène et exogène aux entités écologiques, permet une telle composition. Il s'agit là d'un exemple de médiation conceptuelle particulièrement parlant : un modèle scientifique et une vision politique de l'idée d'équilibre se conjuguent en une équation qui assure en somme qu'une « destruction non destructive » puisse avoir lieu. De ce point de vue, le principe de conservation dont il est question ici n'a pas pour adage celui que l'on

retient de la chimie de Lavoisier : « rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme » mais son contraire. « Tout se perd et tout se crée », pourrait-on dire, dans la mesure où la biodiversité détruite est bel et bien détruite et celle qui est réparée n'est en aucun cas une réplique mais une équivalence décidée, créée. Et l'on peut craindre que « rien ne se transforme » sur le plan politique si les limites écologiques sont, par ce mécanisme, des termes à ajuster dans un processus de destruction cumulatif. À ce titre, on peut craindre, comme le suggèrent Luc Semal et Fanny Guillet, que la compensation instaure un décalage majeur entre l'ambition qu'elle affiche (le calcul d'équivalence et une absence de perte nette de biodiversité) et la multiplication et donc l'affaiblissement des acteurs impliqués que cette ambition suppose (Semal et Guillet, 2017). La conservation de la biodiversité nécessitant des mesures urgentes face à la rapidité des changements globaux serait piégée dans un vortex d'inaction.

Ainsi, l'équivalence instaure une relation de réciprocité entre innovation et conservation. Pour qu'il y ait développement d'infrastructures, il faut assurer une conservation. Mais la symétrie devient également valide : pour que la conservation soit assurée, les impacts doivent être possibles. Cette relation entraîne des situations paradoxales dans lesquelles une destruction est encouragée pour maintenir un projet de conservation lié à un processus de compensation. Dans le cas de la compensation par l'offre, par exemple, des unités de compensation sont émises et chiffrées par une banque après le financement par cette même banque d'un projet de restauration écologique en vue de compenser des impacts futurs. Si ces unités, que les aménageurs sont censés acheter pour compenser leurs projets, sont trop coûteuses, le modèle général de compensation conçu par la banque n'est pas viable économiquement pour celle-ci. Les modalités de vente des unités de compensation peuvent ainsi être revues même si elles aboutissent *in fine* à des pertes de biodiversité en vue de maintenir le « bon équilibre » de l'ensemble (voir Calvet *et al.*, 2015c pour la description d'un cas empirique de ce type en France).

Le symbole de la balance matérielle est utilisée pour illustrer la compensation dans de nombreuses plaquettes ou guides. Comme la balance, l'équivalence permet de relier des entités aussi différentes que deux écosystèmes séparés dans le temps et l'espace (l'un détruit, l'autre réparé). Comme la balance, l'équation d'équivalence joue le rôle de médiateur entre les objets et les personnes concernées par la destruction et la réparation.

La biodiversité *a priori* non échangeable est rendue comme telle par cette opération. Selon cette perspective, l'échange peut se comprendre ici comme l'exercice de pratiques sociales et politiques. Ce qui est produit n'est certes pas un bien ayant une valeur mais une propriété de fongibilité. En ce sens, la mise en équivalence

correspond à ce que l'anthropologue Arjun Appadurai définit comme une « commodification » de l'objet (Appadurai, 1986). Appadurai propose une acceptation large de cette notion, précisément pour ne pas restreindre la question de l'échange à celle de la production et à la traditionnelle distinction marxiste entre valeur d'usage et valeur marchande, qui subordonne le problème de l'échange à la définition de ce que sont la marchandise et le marché. La « commodification » en tant que processus ne nécessite pas nécessairement l'existence d'un marché de la biodiversité. Ce processus peut s'étudier indépendamment de la monétarisation (l'attribution d'une valeur monétaire) et de la financiarisation (l'inclusion de cette valeur dans des processus spéculatifs). La biodiversité est commodifiée car elle devient échangeable en unités physiques et autres proxys. Si ce type de commodification ne correspond pas à la production d'un bien marchand au sens strict, elle en adopte la logique (Dauguet, 2015).

Notons que la « dimension politique » décrite ici relève d'une conception de la politique comme devant se contenter de réguler l'économie et d'en adopter les démarches. Un tel procédé est présenté comme nécessaire pour le renforcement du contrôle de la nature et de l'ordre social dans un contexte où la dynamique de la biodiversité ne se donne pas comme un phénomène facilement maîtrisable et où les tensions entre développement destructeur et sensibilités protectrices sont particulièrement vives. Cette approche écarte d'autres possibilités de définir le sens commun et les problèmes écologiques comme occasions d'élaboration de procédures démocratiques permettant aux citoyens de contribuer à définir l'état du monde dans lequel ils préfèrent vivre. La possibilité de penser la limite et la limitation ouvertes par les dynamiques et l'espace-temps propres aux entités écologiques se referme sur l'idée que tout est toujours faisable, y compris détruire et recréer un écosystème équivalent.

Conclusion

En apparence, la possibilité d'une mesure « compensatoire » annonce un retour salvateur au local et au concret dans la résolution de la crise de la biodiversité. À ce titre, l'idée d'équivalence semble bien représenter une innovation inédite : quelles que soient la définition adoptée de la compensation, la perspective avec laquelle on l'énonce (économique, écologique, juridique, éthique) et ses modalités spécifiques (mesure compensatoire à la suite d'un dommage, compensation par l'offre, ou au cas par cas), il s'agit de se doter d'un moyen de « réparer » nos impacts sur la biodiversité générés par des projets d'aménagement concrets. Pourtant, l'analyse épistémologique proposée dans cet article suggère que les revendications d'un retour au pratique porté par un tel outil sont encore projetées dans une nouvelle série d'abstractions qui remplacent l'espace-temps endogène des entités écologiques par un espace-temps exogène. Cette reconfiguration de la dynamique des écosystèmes intègre des contraintes fortes et crée les conditions de leur dépassement. Établir une unité d'échange en termes d'espèces ou d'habitats n'a pas vraiment de sens écologique. Mais la compensation s'impose néanmoins avec efficacité comme une technoécologie poussée par un agenda politique. Un obstacle d'un autre ordre participe aux controverses multiples sur ce processus dont l'examen épistémologique proposé ici ne constitue qu'un éclairage partiel. La localité d'une biodiversité détruite dont il est question dans un projet de compensation n'est pas seulement écologique mais aussi évolutive, humaine et sociale, gorgée de normes et de valeurs non prises en charge par ce régime technoscientifique.

cations d'un retour au pratique porté par un tel outil sont encore projetées dans une nouvelle série d'abstractions qui remplacent l'espace-temps endogène des entités écologiques par un espace-temps exogène. Cette reconfiguration de la dynamique des écosystèmes intègre des contraintes fortes et crée les conditions de leur dépassement. Établir une unité d'échange en termes d'espèces ou d'habitats n'a pas vraiment de sens écologique. Mais la compensation s'impose néanmoins avec efficacité comme une technoécologie poussée par un agenda politique. Un obstacle d'un autre ordre participe aux controverses multiples sur ce processus dont l'examen épistémologique proposé ici ne constitue qu'un éclairage partiel. La localité d'une biodiversité détruite dont il est question dans un projet de compensation n'est pas seulement écologique mais aussi évolutive, humaine et sociale, gorgée de normes et de valeurs non prises en charge par ce régime technoscientifique.

Remerciements

L'auteur remercie chaleureusement le professeur Bernadette Bensaude-Vincent pour ses éclairages multiples, Xavier Arnauld de Sartre pour ses encouragements lors de l'écriture de cet article et Coralie Calvet pour sa précieuse relecture et ses remarques pertinentes.

Références

- Apostolopoulou E., Adams W.M., 2017. Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it, *Oryx*, 51, 1, 23-31, doi: [10.1017/S0030605315000782](https://doi.org/10.1017/S0030605315000782).
- Appadurai A., 1986. *The social life of things: commodities in cultural perspective*, New York, Cambridge University Press.
- Bas A., Gastineau P., Hay J., Levrel H., 2013. Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental, *Revue d'économie politique*, 123, 1, 127-157, doi: [10.3917/redp.231.0127](https://doi.org/10.3917/redp.231.0127).
- BBOP (Business and Biodiversity Offsets Programme), 2012. *Standard on biodiversity offsets. Business and Biodiversity Offsets Programme*, Washington DC, BBOP.
- Bensaude-Vincent B., 1992. The balance: between chemistry and politics, *The Eighteenth Century*, 33, 3, 217-237.
- Bensaude-Vincent B., 2009. *Les vertiges de la technoscience : façonner le monde atome par atome*, Paris, La Découverte.
- Bonneuil C. 2015. Tell me where you come from, I will tell you who you are: a genealogy of biodiversity offsetting mechanisms in historical context, *Biological Conservation*, 192, 485-491, doi: [10.1016/j.biocon.2015.09.022](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.022).
- Calvet C., Ollivier G., Napoleone C., 2015a. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: a review, *Biological Conservation*, 192, 492-503, doi: [10.1016/j.biocon.2015.08.036](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.036).

- Calvet C., Napoléone C., Salles J., 2015b. The biodiversity offsetting dilemma: between economic rationals and ecological dynamics, *Sustainability*, 7, 6, 7357-7378, doi: [10.3390/su7067357](https://doi.org/10.3390/su7067357).
- Calvet C., Levrel H., Napoléone C., Dutoit T., 2015c. La réserve d'actifs naturels. Une nouvelle forme d'organisation pour la préservation de la biodiversité en France? in Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*, Versailles, Éditions Quae, 139-156.
- Carignan V., Villard M.-A., 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review, *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 1, 45-61.
- Chase J.M., Myers J.A., 2011. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366, 2351-2363, doi: [10.1098/rstb.2011.0063](https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0063).
- Chevassus-au-Louis B., Salles J.-M., Bielsa S., Richard D., Martin G., Pujol J.-L., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique*. Rapport, Paris, Centre d'analyse stratégique.
- Clements F.E., 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*, Washington, Carnegie Institution of Washington.
- Dauguet B., 2015. Biodiversity offsetting as a commodification process: a French case study as a concrete example, *Biological Conservation*, 192, 533-540, doi: [10.1016/j.biocon.2015.08.015](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.015).
- Devictor V., 2015. When conservation challenges biodiversity offsetting, *Biological Conservation*, 192, 483-484, doi: [10.1016/j.biocon.2015.09.032](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.032).
- Devictor V., Bensaude-Vincent B., 2016. From ecological records to big data: the invention of global biodiversity, *History and Philosophy of the Life Sciences*, 38, 4, 1-23, doi: [10.1007/s40656-016-0113-2](https://doi.org/10.1007/s40656-016-0113-2).
- Dupouey J.L., Dambrine E., Laffite J.D., Moares C., 2002. Irreversible impact of past land use on forests soils and biodiversity, *Ecology*, 83, 11, 2978-2984, doi: [10.2307/3071833](https://doi.org/10.2307/3071833).
- Egerton F.N., 1973. Changing concepts of the balance of nature, *The Quarterly Review of Biology*, 48, 2, 322-350.
- Ehrlich P.R., 1994. Foreword. Biodiversity and ecosystem function: need we know more?, in Schulze E., Mooney H. (Eds), *Biodiversity and Ecosystem Function*, New-York, Springer, 5-9.
- Erreca M., Magri S., 2014. *Bilan bibliographique sur les méthodes de définition de l'équivalence écologique et des ratios des mesures compensatoires*. Rapport, DREAL Midi-Pyrénées.
- Foucault M., 2004. *Naissance de la biopolitique : cours au collège de France 1978-1979*, Paris, Seuil.
- Fukami T., 2015. Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46, 1, 1-23, doi: [10.1146/annurev-ecolsys-110411-160340](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160340).
- Gordon A., Bull J.W., Wilcox C., Maron M., 2015. Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies, *Journal of Applied Ecology*, 52, 2, 532-537, doi: [10.1111/1365-2664.12398](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12398).
- Hough P., Robertson M., 2009. Mitigation under section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management*, 17, 15-33, doi: [10.1007/s11273-008-9093-7](https://doi.org/10.1007/s11273-008-9093-7).
- Landres P.B., Verner J., Thomas J.W., 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique, *Conservation Biology*, 2, 4, 316-328, doi: [10.1111/j.1523-1739.1988.tb00195.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1988.tb00195.x).
- Maris V., 2014. *Nature à vendre, les limites des services écosystémiques*, Versailles, Éditions Quae.
- Maron M., Hobbs R.J., Moilanen A., Matthews J.W., Christie K., Gardner T.A., Keith D.A., Lindenmayer D.B., McAlpine C.A., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies, *Biological Conservation*, 155, 141-148, doi: [10.1016/j.biocon.2012.06.003](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003).
- Maron M., Gordon A., Possingham H.P., Watson J.E.M., 2015a. Stop misuse of biodiversity offsets, *Nature*, 523, 401-403.
- Maron M., Bull J.W., Evans M.C., Gordon A., 2015b. Locking in loss: baselines of decline in Australian biodiversity offset policies, *Biological Conservation*, 192, 504-512, doi: [10.1016/j.biocon.2015.05.017](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.017).
- Méchin A., Pioch S., 2016. *Une méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide. La méthode MERCIe : principes et applications*. Rapport final, ONEMA, www.onema.fr/sites/default/files/pdf/MERCIe-Onema-CEFE-cnrs-aout2016.pdf.
- Moreno-Mateos D., Maris V., Béchet A., Curran M., 2015. The true loss caused by biodiversity offsets, *Biological Conservation*, 192, 552-559, doi: [10.1016/j.biocon.2015.08.016](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.016).
- Odum E.P., 1969. The strategy of ecosystem development, *Science*, 164, 3877, 262-270.
- Pärtel M., Szava-Kovats R., Zobel M., 2011. Dark diversity: shedding light on absent species, *Trends in Ecology and Evolution*, 26, 3, 124-128, doi: [10.1016/j.tree.2010.12.004](https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.12.004).
- Robertson M.M., 2000. No net loss: wetland restoration and the incomplete capitalization of nature, *Antipode*, 32, 4, 463-493, doi: [10.1111/1467-8330.00146](https://doi.org/10.1111/1467-8330.00146).
- Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C., Walker B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems, *Nature*, 413, 591-596, doi: [10.1038/35098000](https://doi.org/10.1038/35098000).
- Schwarz A., Nordmann A., 2011. The political economy of technoscience, in Carrier M., Nordmann A. (Eds), *Science in the context of application. Methodological change, conceptual transformation, cultural reorientation*, Dordrecht, Springer, 317-336.
- Semal L., Guillet F., 2017. Chapitre 6. Compenser les pertes de biodiversité. Entre absence de perte nette et moindre mal,

- in Compagnon D., Rodary E. (Eds), *Les politiques de biodiversité*, Paris, Presses de Sciences Po, 149-169.
- Simberloff D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single species management passé in the landscape era?, *Biological Conservation*, 83, 3, 247-257.
- Simberloff D., 2014. The “balance of nature” – Evolution of a pantheon, *PLoS Biology*, 12, 10, 10-13, doi: [10.1371/journal.pbio.1001963](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001963).
- Spash C.L., 2015. Bulldozing biodiversity: the economics of offsets and trading-in nature, *Biological Conservation*, 192, 541-551, doi: [10.1016/j.biocon.2015.07.037](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.037).
- Tansley A.G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms, *Ecology*, 16, 3, 284-307.
- Van Andel J., Aronson J. (Eds), 2012 [1^{re} éd. 2006]. *Restoration ecology. The new frontier, 2nd edition*, Wiley-Blackwell, doi: [10.1002/9781118223130](https://doi.org/10.1002/9781118223130).

Citation de l'article : Devictor V., 2018. La compensation écologique : fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques. *Nat. Sci. Soc.*, <https://doi.org/10.1051/nss/2018032>