



HAL
open science

Évaluation économique de pratiques forestières et d'outils incitatifs en faveur de la biodiversité. Rapport final

Marion Gosselin, H. Chevalier, Yoan Paillet, Sandrine Costa-Migeon Costa,
Elodie Brahic

► To cite this version:

Marion Gosselin, H. Chevalier, Yoan Paillet, Sandrine Costa-Migeon Costa, Elodie Brahic. Évaluation économique de pratiques forestières et d'outils incitatifs en faveur de la biodiversité. Rapport final. [Rapport Technique] irstea. 2010, pp.214. hal-02593191

HAL Id: hal-02593191

<https://hal.inrae.fr/hal-02593191v1>

Submitted on 15 May 2020

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.



Évaluation économique de pratiques forestières et d'outils incitatifs en faveur de la biodiversité

Rapport final. Convention DGFAR-
Cemagref E35/08 du 15/12/2008

**Gosselin, M*., Chevalier, H.°,
Paillet, Y*., Costa, S.°, Brahic, E².**

*Cemagref, groupement de Nogent-sur-Vernisson
Domaine des Barres, 45290 Nogent-sur-Vernisson

°AgroParisTech-ENGREF Nancy, Laboratoire
d'Economie Forestière

² Cemagref, groupement de Bordeaux



Évaluation Économique de Pratiques Forestières et d'Outils Incitatifs en faveur de la Biodiversité

Convention DGFAR – Cemagref E35/08 du 15 décembre 2008

Rapport final

1. Contexte et présentation de l'étude

Pour faire face à l'érosion inquiétante de la biodiversité, la France s'est dotée d'une Stratégie Nationale pour la Biodiversité, dont un volet concerne la forêt. Ce volet prévoit d'améliorer les pratiques de gestion et les connaissances sur la biodiversité en forêt, pour conserver la biodiversité ordinaire aussi bien que la biodiversité remarquable.

Les actions envisagées modifient, parfois fortement, les pratiques courantes de gestion : maintien de bois mort sur pied ou à terre, allongement de l'âge d'exploitabilité, adaptation des modalités d'exploitation par exemple. Les forestiers se posent donc légitimement la question de la répercussion économique de ces pratiques. Les itinéraires qui intègrent de nouvelles pratiques en faveur de la diversité biologique sont en effet susceptibles de :

- différer ou avancer des recettes et dépenses ;
- éviter, ou au contraire occasionner, des recettes ou des dépenses supplémentaires ;
- et au bilan, occasionner éventuellement un manque à gagner ou une économie.

En pratique, toutefois, l'évaluation économique de ces pratiques n'est pas simple. En effet, elle ne se limite pas à l'analyse des flux de biens marchands ; il s'agit plutôt de mettre dans la balance de décision du propriétaire les différentes conséquences, monétaires ou non, du choix d'une pratique sur l'évolution du peuplement forestier.

En particulier, on peut se demander si les conséquences d'une pratique en termes de fonctionnement de l'écosystème (productivité, résistance aux maladies, résilience après une perturbation) sont simulables et si elles sont chiffrables en termes de volumes supplémentaires vendus ou de dépenses épargnées (dépenses phytosanitaires par exemple). Dans ce cas, elles pourraient être intégrées dans une analyse coûts-avantages classique dans laquelle l'unité retenue est monétaire. C'est dans cette optique que le plan d'actions "Forêt" de la Stratégie Nationale pour la biodiversité prévoit de "développer les études technico-économiques intégrant dans la gestion forestière les connaissances acquises sur la fonctionnalité de la biodiversité" (action 2.2.2.).

En 2008, le Cemagref et le LEF ont mené une analyse coûts-avantages sur deux pratiques en faveur de la biodiversité forestière :

- les îlots de vieillissement, en chênaie de plaine (domaine atlantique) ;
- le maintien de rémanents sur le parterre de coupe, en hêtraie (domaine continental).

Le calcul repose sur la modélisation d'itinéraires sylvicoles (via des modèles de croissances développés sous Capsis) et l'application du raisonnement économique classique (analyse coûts-avantages par le calcul du Bénéfice Actualisé sur la base d'un échancier de recettes et de dépenses : cf. Chevalier *et al.*, 2009)

Les résultats obtenus (Chevalier *et al.*, 2009, Chevalier, 2008) soulèvent plusieurs interrogations, qui ont orienté les objectifs de la présente étude.

2. Objectifs de l'étude

1) les taux d'actualisation utilisés en 2008 sont jugés étonnamment élevés par les experts (Jean-Luc Peyron, *comm. pers.*, 2008). Ces taux n'étaient pas fixés arbitrairement, mais calculés à partir des échanciers de recettes et de dépenses sur un itinéraire de référence, recommandé dans les guides de sylvicultures, et des valeurs estimées du fonds forestier pour les peuplements étudiés. Le calcul consiste à appliquer la formule de Faustmann, selon laquelle le bénéfice actualisé de l'itinéraire (répété à l'infini) est égal à la valeur du fonds forestier. Selon les experts, les taux obtenus doivent leur valeur anormalement élevée à des estimations trop optimistes des volumes produits et prélevés et des gammes de prix.

Le **premier objectif** de la présente étude est donc de reprendre les calculs avec des volumes prélevés et des gammes de prix plus réalistes :

- en élaborant une base de données des prix de vente observés depuis les années 1950, en monnaie courante et en monnaie constante ; cette base a servi à construire 3 gammes de prix (haute, moyenne, basse) pour chacune des deux essences.
- En intégrant au calcul un coefficient de réfaction pour tenir compte de la présence de trouées dans le peuplement (sachant que le logiciel Capsis utilisé pour évaluer les volumes produits et prélevés simule des peuplements pleins, à volume maximum)
- En distinguant les volumes tiges et les volumes branches pour être plus réalistes dans les recettes de ventes de bois. Deux options ont été utilisées : l'application d'un ratio entre volume total et volume branche, à dire d'expert ; l'utilisation, fin 2009, d'un nouveau module de Capsis développé par P. Vallet (Cemagref) pour affiner la répartition des volumes prélevés en coupe en volumes de branches, d'une part, et de grume, d'autre part.

Volumes appliqués en 2008	Volumes utilisés en 2009 pour l'article dans Rendez-Vous Techniques de l'ONF	Volumes utilisés en 2010 pour le présent rapport
Bois fort tige à la découpe 7 cm	Séparation des volumes tiges et des volumes branches en utilisant les ratios suivants : Rapport entre volume tige et volume (tige+branches) : 0.74 Rapport entre volume branches et volume (tige+branches) : 0.26	Séparation des volumes tiges et des volumes branches par utilisation du module de Capsis développé par P. Vallet
<i>Les prix appliqués aux volumes des 4 catégories de diamètres (petits bois, bois moyens, gros bois, très gros bois) concernent aussi bien les pièces issues de la grume que les branches, ce qui est irréaliste.</i>	<i>Rapports à dire d'experts, aboutissant à une distinction grossière entre volumes tiges et volumes branches.</i>	<i>Modèles ajustés sur la base de données réelles et nombreuses, meilleure estimation des deux types de volumes (branches et tiges).</i>

Le résultat de ce travail est présenté en annexe 2 (article paru dans RDVT, ici dans une version modifiée et complétée). Il a aussi été valorisé sous forme de communication orale au colloque Le réveil du Dodo III, Journées francophones des Sciences de la Conservation de la Biodiversité, tenu à Montpellier du 17 au 19 mars 2009.

2) Le taux d'actualisation influence fortement les résultats : plus une recette ou une dépense intervient tardivement dans un itinéraire, moins elle aura de poids dans le bilan financier. Dans le cas des îlots de vieillissement, où les très fortes recettes (liées aux coupes finales) interviennent par définition plus tard, l'influence de l'actualisation est particulièrement forte et pénalisante.

Notre **deuxième objectif** est de faire une synthèse à l'usage des gestionnaires sur la raison d'être de l'actualisation et sur les taux d'actualisation utilisés dans la bibliographie forestière, pour contribuer à la discussion de nos résultats.

Le résultat de ce travail est présenté en annexe 3.

3) Les bénéfices retirés des pratiques pro- biodiversité en termes de productivité, de fertilité, de résilience ou de résistance aux pathogènes sont difficiles à intégrer dans les analyses coûts-avantages, faute de données quantifiées et étayées. Par exemple, l'étude de 2008 comparait deux itinéraires en hêtraie, l'un avec récolte de rémanents pour valorisation économique sous forme de bois énergie, l'autre sans récolte de rémanents pour préserver la biodiversité saproxylique. Plusieurs références précisent que les récoltes répétées de rémanents diminuent à terme la fertilité des sols (Cacot *et al.*, 2007, Cacot *et al.*, 2005, Cacot *et al.*, 2004). Les experts contactés (J. Ranger, INRA ; E. Cacot, FCBA, comm.pers.) n'ont toutefois pas pu préciser le lien quantitatif entre nombre de récoltes de rémanents, passage d'une classe de fertilité à une autre et perte de production correspondante en volume.

Notre **troisième objectif** est donc de faire une synthèse des connaissances quant aux effets de la biodiversité, ou tout au moins de pratiques destinées à la préserver, sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers en général et les bénéfices retirés par les propriétaires en particulier (productivité des forêts, fertilité des sols, résistance aux pathogènes, résilience après perturbation). Elle est présentée en annexe 4.

Cette analyse bibliographique nous conduit à la conclusion que les connaissances sur le rôle fonctionnel de la biodiversité sont très fragmentaires. Quelques études ont montré des effets bénéfiques sur la productivité des prairies américaines, mais pour le fonctionnement de l'écosystème forestier, l'utilité de la biodiversité est plus pressentie que bien connue : cela ne veut pas dire qu'elle est nulle, mais elle reste une hypothèse, à vérifier. Il faudra encore du temps avant de disposer de données quantifiées utilisables dans des analyses coûts-avantages classiques comme celle exposée par Chevalier *et al.* (2009).

Les cas les plus documentés en forêt concernent les effets (positifs) du mélange d'essences forestière sur la productivité des peuplements et sur leur résistance aux pathogènes.

Partant de ces constats, notre **quatrième objectif** a donc été d'aborder l'évaluation économique des bénéfices liés aux pratiques pro-biodiversité par des approches autres que l'analyse coûts-avantages sur l'ensemble d'un itinéraire sylvicole.

Dans une **première piste**, nous avons considéré la biodiversité ou les pratiques en sa faveur comme une assurance face aux risques, qu'il s'agisse de fluctuation des cours des essences ou de risques sanitaires sur les peuplements.

Nous avons travaillé sur l'effet du mélange d'essences, cas le plus documenté pour ses impacts sur la productivité et sur la résistance aux pathogènes, et qui est à la fois une pratique recommandée en faveur de la biodiversité et une partie de la biodiversité elle-même.

Le travail a porté d'une part sur la volatilité des cours des essences, et sur la corrélation des variations de prix entre les essences, avec une réflexion sur l'intérêt de diversifier les essences du peuplement, d'un point de vue économique, de la même façon que la diversification des actifs d'un portefeuille est une assurance face aux risques.

Les résultats de ce travail sont présentés en deux articles aux annexes 5 et 6. Ils ont aussi été valorisés sous forme de communication au colloque : Conférence IUFRO Economie de gestion et comptabilité : Gestion forestière durable et comptabilité - Résolutions pour faire face à la crise financière, tenu le 28 octobre 2009, à Darmstadt.

Dans une **deuxième piste**, nous avons affiné le travail de 2008 sur le maintien de rémanents de coupe en hêtraie, versus leur exploitation pour valorisation sous forme de bois-énergie. Au lieu de simuler des pertes de classes de fertilité au fur et à mesure des itinéraires avec exploitation de rémanents, telles que présentées dans l'annexe 2, nous avons utilisé le module "exportation minérale" du logiciel Capsis pour évaluer les quantités supplémentaires de minéraux exportées via l'exploitation des rémanents, par rapport à des coupes classiques. Nous avons alors simplement comparé le prix de la fertilisation compensatoire au prix de vente des rémanents, en

faisant l'hypothèse qu'à partir de la deuxième exportation de rémanents, une fertilisation compensatoire doit être apportée (la richesse des feuillages et petits branchages en minéraux est très supérieure à celle des grumes, proportionnellement à leur volume).

Le résultat de ce travail est présenté en annexe 7.

Une troisième piste a été engagée mais n'a pas été terminée, faute de données suffisamment détaillées : à partir de plusieurs cas documentés d'effets du mélange d'essences sur la sensibilité des peuplements aux attaques de ravageurs, nous avons estimé le pourcentage de taux d'attaque supplémentaire en peuplement pur versus mélangé, en fonction de la nature des essences en mélange et de l'identité des ravageurs concernés. L'idée était d'utiliser ces données pour évaluer l'intérêt économique du mélange comme assurance face aux probabilités d'attaques des ravageurs (avec un raisonnement analogue à celui qui évalue l'intérêt économique du mélange comme assurance face aux probabilités de fluctuation des cours des essences). Mais il n'a pas été possible de traduire ces données sous forme directement utilisable par les économistes, tels les volumes de bois inexploitable ou dépréciés en qualité.

4) Préserver la biodiversité est un objectif à la fois pour le propriétaire (objectif souvent mésestimé) et pour la société. Il implique des contraintes pour le propriétaire (modifications de pratiques, par exemple), face auxquelles la société se doit de proposer un cadre institutionnel adapté. Au-delà de l'information, plusieurs pistes sont possibles Peyron, 2005 :

- la contrainte réglementaire ;
- la certification de la gestion forestière durable, qui relève à la fois d'initiative volontaire du propriétaire et de la mise à disposition d'institutions adaptées ;
- la contractualisation, via des outils économiques comme les incitations financières. C'est sur ce dernier point que nous avons travaillé. En effet, les travaux menés en 2008 montrent que certaines mesures en faveur de la biodiversité sont coûteuses pour le sylviculteur. Leur coût est supporté par des agents individuels (les propriétaires), tandis que leurs bénéfices profitent non seulement au propriétaire forestier mais aussi à la collectivité. Par quels outils économiques peut-on inciter les propriétaires à mettre en place ces mesures ? Certains outils sont-ils plus efficaces que d'autres ?

Notre **cinquième et dernier objectif** a été de produire un état des lieux des outils financiers incitatifs de préservation de la biodiversité en forêt, en analysant dans la littérature internationale différentes expériences d'incitation des agents économiques (propriétaires privés essentiellement) à préserver la biodiversité d'une part, les services écologiques procurés par les forêts d'autre part.

Le résultat de ce travail est présenté dans le document joint : Brahic, E. (2009) Les outils économiques de préservation de la biodiversité en forêt. Rapport bibliographique. Bordeaux - Cestas: Cemagref, 107 p.

Marion Gosselin, Sandrine Costa, Yoan Paillet, Hélène Chevalier, Elodie Brahic

Fait à Nogent-sur-Vernisson, le 12 mars 2010

Références:

- Cacot E., Charnet F., Graffin A., Pitocchi S., Ranger J., Nicolas M. et Eisner F., 2007. *Etude de l'impact du prélèvement des rémanents en forêt - volet 3*. FCBA, IDF, ONF, UCCF, Ademe, INRA, 61 p.
- Cacot E., Charnet F., Ranger J. et Vieban S., 2004. Impact du prélèvement des rémanents en forêt. *Fiches information forêt, Afocel*, 686, p. 1-6.
- Cacot E., Eisner N., Charnet F., Léon P., Nicolleau C. et Ranger J., 2005. *La récolte raisonnée des rémanents en forêt. Guide pratique*. Ademe, AFOCEL, IDF, INRA, Union de la Coopération Forestière Française, 35 p.
- Chevalier, Paillet, Bruciamacchie, Costa et Gosselin, 2009. *Évaluation économique de pratiques de conservation de la biodiversité forestière*. Le réveil du Dodo III, Journées francophones des Sciences de la Conservation de la Biodiversité, Montpellier, .
- Chevalier H., Gosselin M., Costa S., Paillet Y. et Bruciamacchie M., 2009. Calculer les coûts ou bénéfices de pratiques sylvicoles favorables à la biodiversité : comment procéder ? *Forêt-Entreprise*, 187, p. 35-39.
- Chevalier H., 2008. *Évaluer le coût de pratiques sylvicoles en faveur de la biodiversité forestière*. AgroParisTech- Engref, Formation des ingénieurs Forestiers, Nancy, 121 p.
- Peyron J., 2005. Evaluation économique de la conservation du bois mort. *In al V.e. (Eds), Bois mort et à cavités; une clé pour des forêts vivantes*. Tec et Doc, Londres, Paris, New-York, p. 211-220.

Liste des annexes

Annexe 1. Chevalier, H., Gosselin, M., Costa, S., Paillet, Y. et Bruciamacchie, M. (2009) Calculer les coûts ou bénéfices de pratiques sylvicoles favorables à la biodiversité : comment procéder ? *Article publié dans Forêt-Entreprise 187, 35-39.*

Annexe 2. Évaluation économique de pratiques favorables à la biodiversité saproxylique : intérêts et limites. *Version actualisée et complétée de l'article paru dans Rendez-Vous techniques de l'ONF, 2009, n°25-26, pp. 38-43*

Annexe 3. Raison d'être de l'actualisation. Gosselin, M., Costa, S., Paillet, Y., Chevalier, H. 2010. *Projet d'article*

Annexe 4. Que sait-on des relations entre pratiques de préservation de la biodiversité forestière et services écosystémiques ? État des connaissances et implications pour la gestion. Yoan PAILLET, Marion GOSSSELIN, 2009. *Projet d'article*

Annexe 5. Volatilité des cours du bois et intérêt pour la gestion forestière. Chevalier, H., Costa, S., Paillet, Y., Gosselin, M., Bruciamacchie, M. – 2010. *Projet d'article*

Annexe 6. Évolution des prix et corrélations entre les cours des bois : l'intérêt pour le mélange d'essences. Chevalier, H., Costa, S., Paillet, Y., Gosselin, M., Bruciamacchie, M. – 2010. *Projet d'article*

Annexe 7. Évaluation économique du maintien de rémanents de coupe en hêtraie : utilisation du module d'exportation minérale du logiciel Capsis pour comparer les recettes de vente des rémanents et les coûts de fertilisation minérale compensatoire. Paillet, Y., Gosselin, M. 2010. *Projet d'article*

Annexe 8 (document joint) Brahic, E. (2009) Les outils économiques de préservation de la biodiversité en forêt. Rapport bibliographique. Bordeaux - Cestas: Cemagref. 107 p.

Annexe 1

Chevalier, H., Gosselin, M., Costa, S., Paillet, Y. et Bruciamacchie, M. (2009) Calculer les coûts ou bénéfices de pratiques sylvicoles favorables à la biodiversité : comment procéder ? Forêt-Entreprise 187, 35-39.

Cet article, publié dans Forêt-Entreprise en 2009, expose la méthode coût-avantage classique, dans le cadre forestier.

Article paru dans Forêt-Entreprise n°187, 2009, pp. 35-39.

Citation : Chevalier, H., Gosselin, M., Costa, S., Paillet, Y. and Bruciamacchie, M. (2009) Calculer les coûts ou bénéfices de pratiques sylvicoles favorables à la biodiversité : comment procéder ? *Forêt-Entreprise* 187, 35-39.

Calculer les coûts ou bénéfices de pratiques sylvicoles favorables à la biodiversité : comment procéder ?

Hélène Chevalier*, Marion Gosselin*, Sandrine Costa**, Yoan Paillet*, Max Bruciamacchie**

* Cemagref, UR Écosystèmes Forestiers, Domaine des Barres, 45290 Nogent-sur-Vernisson

** Laboratoire d'Économie Forestière, UMR AgroParisTech ENGREF – INRA, 14 rue Girardet, 54042 Nancy

Mots-clé : évaluation économique, biodiversité, gestion forestière, îlots, vieillissement, sénescence, rémanents.

Résumé :

Les pratiques sylvicoles en faveur de la biodiversité peuvent avoir un impact économique positif ou négatif sur la gestion d'une propriété forestière. L'analyse coûts-bénéfices permet d'évaluer cet impact, en comparant les dépenses et recettes réalisées au cours d'un itinéraire sylvicole classique avec celles d'une pratique pour la biodiversité.

La mise en œuvre de cette méthode économique nécessite de connaître d'une part toutes les recettes et tous les frais intervenant au cours d'un itinéraire classique, et d'autre part les dépenses et recettes induites par la pratique étudiée.

Or, les bénéfices écologiques et sylvicoles retirés des pratiques sont encore mal connus, donc difficilement chiffrables. Par ailleurs, le résultat du calcul économique dépend de la sensibilité de chaque individu au long terme, traduite par le choix du taux d'actualisation.

Dans cet article, nous présentons une méthode facile à mettre en œuvre, sur la base de deux pratiques en faveur de la biodiversité : la mise en place d'îlots de vieillissement et le maintien des rémanents d'exploitation sur coupe

Introduction

Si les aspects pratiques de la mise en œuvre des pratiques sylvicoles favorables à la biodiversité sont de mieux en mieux connus et documentés (Gosselin & Paillet, à paraître), il n'en va pas de même pour leurs répercussions économiques. Pourtant, les coûts ou les bénéfices qui en résultent sont un élément important de la décision du propriétaire.

Évaluer l'impact économique d'une pratique en faveur de la biodiversité repose sur une comparaison économique d'un itinéraire sylvicole incluant cette pratique à un itinéraire sylvicole classique. Le critère de comparaison est le bénéfice actualisé simple (BAS) aussi appelé valeur actualisée nette (VAN) de chaque itinéraire, c'est à dire la somme actualisée de toutes les recettes et dépenses futures. Le calcul de ce bénéfice actualisé simple nécessite donc de connaître l'impact des pratiques en faveur de la biodiversité sur les dépenses et recettes à venir.

La méthode et les éléments nécessaires au calcul seront détaillés dans le cas de deux pratiques sylvicoles conseillées pour la préservation de la biodiversité : les îlots de vieillissement et le maintien de rémanents d'exploitation sur coupe (Chevalier, 2008). Dans chacun des cas présentés nous détaillons les conséquences de la pratique adoptée sur les recettes et dépenses futures, puis nous expliquons la méthode pour calculer le BAS de chaque itinéraire.

Cas des îlots de vieillissement

Les gros et vieux bois abritent une biodiversité saproxylique abondante et variée. Le maintien d'îlots de gros bois lors de la récolte d'un peuplement arrivé à maturité permet de conserver et de laisser vieillir de gros arbres, amenés à héberger de telles espèces.

Éléments de méthodologie

La mise en place d'îlots de vieillissement consiste concrètement à différer l'exploitation par un allongement de l'âge d'exploitabilité sur la surface de l'îlot. La principale conséquence de cette pratique est donc de vendre plus tard des volumes de bois plus importants.

D'un point de vue économique, l'estimation du coût de l'îlot revient à comparer deux sylvicultures avec des âges d'exploitation différents. Le critère utilisé est alors un BAS calculé en répétant l'itinéraire à l'infini, de manière à comparer les deux itinéraires sur un pas de temps équivalent : on parle alors de Bénéfice Actualisé en Séquence Infinie (BASI). Selon la formule dite de « Faustmann », le BASI correspond à la valeur du fonds (sol nu). La mise en œuvre de la pratique influe sur la rentabilité de la forêt, donc sur sa valeur de fonds (valeur marchande). Ainsi, la valeur du fonds lorsque l'on suit une sylviculture classique diffère de la valeur du fonds de la propriété lorsque l'on met en place une pratique en faveur de la biodiversité.

Pour calculer la valeur du fonds dans le scénario de référence (sans îlot) et la valeur du fonds après adoption de la pratique, deux méthodes peuvent être envisagées :

- soit on fixe le taux d'actualisation, et on déduit la valeur du fonds (sans îlot et avec îlot) grâce aux flux de recettes et dépenses dans chacune des sylvicultures étudiées.
- soit on fixe la valeur du fonds dans le scénario sans îlot. Grâce aux flux de recettes et dépenses et à la formule de Faustmann, on déduit la valeur du taux d'actualisation. Puis, avec le taux d'actualisation et le flux de recettes et dépenses de la sylviculture avec îlot, on calcule la valeur du fonds avec îlot de vieillissement.

Le choix de l'une ou l'autre de ces méthodes dépend de ce qui est le plus facile à déterminer par le propriétaire : son taux d'actualisation ou la valeur du fonds.

Le calcul pas à pas

- Les données nécessaires

Pour réaliser le calcul, il faut connaître l'échéancier des recettes et dépenses intervenant au cours de l'itinéraire sylvicole, ainsi que la valeur du fonds forestier. On peut se baser sur l'exemple de plan comptable présenté dans l'article "*Quelques outils pour le calcul économique en forêt*", sachant qu'il est nécessaire de connaître la date à laquelle intervient chaque dépense ou recette afin de l'actualiser. De plus, dans certains cas (zones Natura 2000 par exemple), les pratiques favorables à la biodiversité peuvent bénéficier d'aides publiques, il faut donc les inclure dans le bilan.

- La conception d'un fichier de calcul

Le calcul peut être réalisé sous un classeur Excel ou tout autre tableur. Quelle que soit la complexité du calcul envisagé (calcul ponctuel dans le cas d'une propriété dont les recettes et dépenses sont toutes connues, ou simulations nécessitant un fichier dynamique), le principe est le même. On a besoin :

- des valeurs choisies pour les paramètres constants : frais ou recettes fixes annuelles ;
- du montant des frais ou recettes variables pour chaque année, et ce pour chaque type de frais ou recette ;
- de deux tableaux de calcul, structurés à l'identique, l'un pour l'itinéraire classique et l'autre pour l'itinéraire allongé. Le taux d'actualisation est saisi dans une case donnée (ici G3). Le taux doit être le même pour les deux itinéraires que l'on cherche à comparer.

Si l'on a choisi de fixer le taux d'actualisation plutôt que le fonds, on indique cette valeur dans la case correspondante. Si l'on envisage de déduire le taux du calcul, on indique une valeur de taux d'actualisation fictive (par exemple 2%) et on ajustera ensuite cette valeur grâce à la fonction "solveur" d'Excel. On impose ainsi que la cellule de calcul du BASI soit égale à la valeur du fonds. La fonction solveur détermine la valeur de taux telle que l'égalité fonds = BASI soit vérifiée.

Ensuite, on crée autant de colonnes qu'il y a de types de dépense ou de recette, avec en plus la colonne des années et trois colonnes de calcul : l'une qui fait le total des recettes et dépenses annuelles (colonne total = recettes - dépenses), la seconde pour indiquer annuellement le bénéfice actualisé simple, c'est-à-dire la somme des dépenses et des recettes actualisées à la date 0, et la troisième pour le calcul du BASI (figure 1 ci-dessous):

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Calcul du BASI									
2										
3	Valeur du taux d'actualisation						2.00%	Fonction solveur		
4	Année	Travaux	Fiscalité + assurance	Frais de gestion	Aides	Revenus bois	Revenus chasse	Total (non actualisé)	BAS	BASI
5	0	180	15	60	0	#N/A	40	-215	-215	
6	1	#N/A	15	60	0	#N/A	40	-35	=I5+H6/(1+taux)^A6	
7	2	#N/A	15	60	0	#N/A	40	-35		-283

Figure 1 : copie d'écran du Tableur

Dans ces tableaux de calcul, on indique dans chaque colonne le montant de la dépense ou recette concernée. Pour chaque année, le BAS de l'année en cours est calculé par itération :

$$\text{Formule 3 : } BAS_n = BAS_{n-1} + \sum \frac{R_n - D_n}{(1+r)^n}$$

Le BAS de la dernière année de l'itinéraire (classique ou allongé) permet de calculer le BASI grâce à la formule :

$$\text{Formule 4 : } BASI = \frac{(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \times BAS_{(n)}$$

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	
1	Calcul du BASI										
2											
3	Valeur du taux d'actualisation						2.00%	Fonction solveur			
4	Année	Travaux	Fiscalité + assurance	Frais de gestion	Aides	Revenus bois	Revenus chasse	Total (non actualisé)	BAS	BASI	
184	179	#N/A	15	60	0	#N/A	40	-35	-108		
185	180	#N/A	15	60	0	31713.6	40	31679	789	=185*(1+taux)^A185/((1+taux)^A185.1)	

Figure 2 : copie d'écran d'un tableur

Si l'on a choisi de fixer le taux d'actualisation arbitrairement, on obtient immédiatement le BASI (Figure 2) de l'itinéraire de référence et celui de l'itinéraire allongé (le taux doit être le même pour les deux itinéraires).

Si l'on souhaite déduire le taux de l'égalité entre fonds et BASI, on saisit la formule du BASI de l'itinéraire de référence. Ensuite, grâce au solveur d'Excel, on impose que la cellule de calcul du BASI doit être égale à la valeur fixée pour le fonds (ici 1 250 €), en posant comme cellule variable celle du taux d'actualisation (voir figure 3).

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	
1	Calcul du BASI										
2											
3	Valeur du taux d'actualisation						2.00%	Fonction solveur			
4	Année	Travaux	Fiscalité + assurance	Frais de gestion	Aides	Revenus bois	Revenus chasse	Total (non actualisé)	BAS	BASI	
173	168	#N/A									
174	169	#N/A									
175	170	#N/A									
176	171	#N/A									
177	172	#N/A									
178	173	#N/A									
179	174	#N/A									
180	175	#N/A									
181	176	#N/A									
182	177	#N/A									
183	178	#N/A									
184	179	#N/A									
185	180	#N/A	15	60	0	31713.6	40	31679	789	812	

Figure 3 : Copie d'écran du tableur

Le taux obtenu doit être utilisé pour le calcul du BASI de l'itinéraire avec pratique favorable à la biodiversité. On connaît alors le BASI de l'itinéraire de référence et celui de l'itinéraire avec pratique : la différence des deux correspond au coût (si $BASI_{référence} > BASI_{pratique}$) ou au bénéfice (si $BASI_{référence} < BASI_{pratique}$) résultant de la pratique. Pour ramener cette valeur totale à une valeur annuelle, on la multiplie par le taux d'actualisation (calcul de l'annuité constante équivalente ou rente annualisée, cf. "Quelques outils pour le calcul économique en forêt").

Cas du maintien de rémanents après exploitation

Les rémanents d'exploitation (extrémités du houppier) sont les compartiments de l'arbre qui concentrent la plus grande partie des éléments minéraux extraits du sol par le végétal (Cacot et al., 2005 ; Cacot et al., 2007). Aussi leur exportation au moment des coupes peut-elle être néfaste au maintien de la fertilité du sol forestier. De plus, ces menus bois et branches hébergent des cortèges d'espèces saproxyliques que l'on ne retrouve pas forcément dans le

bois mort de plus gros diamètre : laisser les rémanents sur place constitue donc une pratique favorable à la biodiversité saproxylique. Mais dans un contexte où le marché porteur du bois-énergie entraîne une pression importante sur cette ressource potentielle, la tendance consiste de plus en plus à exploiter les rémanents, d'où une menace à la fois pour la biodiversité et la fertilité des sols.

Eléments de méthodologie

La pratique en faveur de la biodiversité consiste ici à laisser les rémanents sur la parcelle plutôt que les vendre en bois énergie. La première conséquence de cette pratique est donc une réduction des recettes, due à l'absence de vente du bois énergie.

La vente des rémanents correspond à une exportation d'éléments minéraux. Sur des sols pauvres, cette exportation implique une baisse de fertilité, sauf si elle est compensée par des apports minéraux spécifiques. Une seconde conséquence de cette pratique est donc le maintien de la fertilité, avec une possible économie en engrais.

Si l'on suppose que les apports en engrais compensent la baisse de fertilité potentielle, le coût engendré par le maintien des rémanents est évalué par la comparaison des BASI des deux itinéraires suivants :

$$\text{Coût} = \text{BASI}_{\text{sans valorisation des rémanents}} - \text{BASI}_{\text{avec valorisation des rémanents}}$$

Si le coût en engrais nécessaires pour éviter une baisse de fertilité est supérieur aux recettes en bois énergie, le maintien des rémanents est économiquement bénéfique. Ce cas se présente plutôt sur des sols chimiquement pauvres.

Si l'on suppose qu'une baisse de fertilité a lieu, la récolte des rémanents a un impact différent sur le long terme et sur le court terme. Sur le long terme il y a une baisse de fertilité de la parcelle, donc une modification de l'itinéraire sylvicole et de l'âge d'exploitation. A court terme, l'impact est une augmentation des recettes dues à la vente du bois-énergie. La valeur du terrain, quand les rémanents sont vendus, est la somme de 2 termes : la valeur actualisée nette des premiers cycles (où la fertilité diminue), puis le BASI des cycles suivants (pour lesquels la fertilité est supposée constante, mais réduite par rapport au cas où il y a maintien des rémanents sur la parcelle), actualisé puisque ces cycles commencent à la date N.

Le coût de la pratique est alors (voir formule 1 ci-dessous):

Formule 1.

$$\text{Coût} = \text{BASI}_{\text{sans valorisation des r.}} - [\text{BAS}_{\text{valorisation, 1ers cycles}} + (\text{BASI}_{\text{valorisation, fertilité réduite}})/(1+r)^n]$$

Le calcul pas à pas

- **Les données nécessaires**

En plus des données utilisées pour le calcul des îlots de vieillissement, il faut disposer des recettes issues de la récolte de rémanents, ainsi que les dépenses occasionnées par d'éventuels apports minéraux compensatoires.

Deux cas de figure se présentent :

- **Premier cas** : on n'envisage pas de baisse de fertilité, raisonner sur un seul itinéraire sylvicole suffit ;

- **Second cas** : on envisage une baisse de fertilité consécutive au prélèvement des rémanents : la simulation repose donc sur l'enchaînement de plusieurs itinéraires (un par classe de fertilité), probablement de plus en plus longs à mesure que la fertilité diminue. Il est nécessaire de connaître ces différents itinéraires.

- **La conception d'un fichier de calcul**

Premier cas : le principe de calcul est presque le même que celui mis en œuvre pour les îlots de vieillissement, à ceci près qu'il est inutile de se placer en séquence infinie. Comparer les bénéfices actualisés suffit, puisque l'on compare un scénario avec récolte de rémanents à un scénario sans cette récolte, sans faire varier la durée de l'itinéraire sylvicole.

On saisit donc l'ensemble des paramètres nécessaires au calcul, puis l'on crée deux tableaux de calcul du BAS contenant une colonne « années » et autant de colonnes qu'il y a de dépenses et de recettes. Le BAS est calculé par itération pour chaque ligne. On compare le BAS de la dernière année de l'itinéraire avec récolte de rémanents à celui de l'itinéraire dépourvu de récolte, et la différence constitue le coût ou le bénéfice retiré de la pratique consistant à maintenir des rémanents en forêt.

Second cas : lorsque l'on envisage une baisse de fertilité consécutive à l'exportation des rémanents, on simule un passage d'une classe de fertilité à une autre plus faible et, de fait, un passage d'un itinéraire sylvicole à un autre, plus long. Cette succession d'itinéraires sylvicoles intervient dans le tableau de calcul du BAS : au lieu d'un nombre d'années limité à celui d'un seul itinéraire, on l'étend à l'ensemble des itinéraires mis bout-à-bout. Puis on calcule le BAS de l'itinéraire avec valorisation des rémanents et fertilité réduite. Celui-ci s'écrit (Formule 2) :

$$\text{Formule 2. } BAS_{\text{avec valorisation des } r., \text{ fertilité réduite}} = BAS_{\text{avec valorisation des } r., \text{ fertilité réduite}} \times \frac{(1+r)^{n'}}{(1+r)^{n'} - 1}$$

où $BAS_{\text{avec valorisation des rémanents, fertilité réduite}}$ est le BAS de l'itinéraire avec fertilité réduite auquel on aboutit suite à l'évolution de la fertilité, et n' est l'âge d'exploitabilité de cet itinéraire.

On renseigne donc l'ensemble des dépenses et recettes, à la fois sur l'itinéraire sans récolte des rémanents (un seul cycle sylvicole puisque la fertilité est maintenue) et sur l'enchaînement d'itinéraires intervenant lorsque l'on récolte les rémanents. Ensuite, on compare les sommes des dépenses et recettes des deux scénarios, actualisées à la date 0, et l'on connaît l'effet économique de l'adoption de la pratique.

Conclusion

Le calcul économique permet d'évaluer les répercussions des pratiques sylvicoles en faveur de la biodiversité. Si le principe de base du calcul est toujours le même (comparaison des BAS), la méthode à appliquer diffère toutefois selon la pratique à évaluer. La mise en œuvre du calcul se heurte souvent au manque de données sur les impacts des pratiques étudiées.

Les études en milieu forestier sur les conséquences écologiques des pratiques de gestion favorables à la biodiversité sont peu nombreuses et souvent très prospectives. Elles montrent un effet bénéfique de la biodiversité sur la résilience, la résistance et la fertilité de l'écosystème, mais ces avantages ne sont que rarement quantifiés dans les études écologiques

ou chiffrés dans les études économiques. Comment alors chiffrer les bénéfices pour le fonctionnement de l'écosystème liés aux mesures en faveur de la biodiversité ?

Des travaux en cours au Laboratoire d'Économie Forestière de Nancy, en collaboration avec le Cemagref de Nogent s/Vernisson, cherchent à évaluer les bénéfices des mesures en faveur de la biodiversité, en raisonnant sur leur rôle d'assurance face aux aléas économiques ou environnementaux : meilleure résilience face aux perturbations naturelles, offre plus diversifiée de produits ligneux face aux variations des cours du bois par exemple.

Par ailleurs, le coût des pratiques en faveur de la biodiversité n'est pas non plus le seul élément à prendre en compte. D'autres valeurs attribuées à la biodiversité par la société ou par les forestiers rentrent en jeu dans le choix des pratiques sylvicoles : ce sont les valeurs récréatives, esthétiques ou spirituelles, qui traduisent des utilités « non sylvicoles » telles que la satisfaction de gérer une forêt belle et variée, la beauté des paysages ou la richesse des écosystèmes. Mais, bien que des méthodes économiques existent (Brahic & Terreaux, à paraître), il reste néanmoins difficile de donner à ces éléments des valeurs monétaires consensuelles et sans biais pour les inclure dans les analyses coûts-bénéfices.

Plus largement, ces pratiques posent la question du partage du coût et des bénéfices entre le propriétaire et la société, le propriétaire supportant l'intégralité ou une partie du coût, pour un bénéfice collectif.

Références citées

Brahic, E. & Terreaux, J.P. (à paraître) Evaluation économique de la valeur de la biodiversité en forêt - Guide méthodologique.

Cacot, E., Eisner, N., Charnet, F., Léon, P., Nicolleau, C. & Ranger, J. (2005) La récolte raisonnée des rémanents en forêt. Guide pratique. Ademe, AFOCEL, IDF, INRA, Union de la Coopération Forestière Française, 35 p.

Cacot, E., Charnet, F., Graffin, A., Pitocchi, S., Ranger, J., Nicolas, M. & Eisner, F. (2007) Etude de l'impact du prélèvement des rémanents en forêt - volet 3. FCBA, IDF, ONF, UCFF, Ademe, INRA, 61 p.

Chevalier, H. (2008) Évaluer le coût de pratiques sylvicoles en faveur de la biodiversité forestière. Mémoire de fin d'études, Nogent s/Vernisson : Cemagref, Nancy : AgroParisTech-Engref, Formation des Ingénieurs Forestiers, 121 p.

Gosselin, M. et Paillet, Y. (à paraître) Guide des pratiques sylvicoles en faveur de la diversité forestière.

Annexe 2

Évaluation économique de pratiques favorables à la biodiversité saproxylique : intérêts et limites.

Hélène Chevalier*, Marion Gosselin*, Sandrine Costa**, Yoan Paillet*, Max Bruciamacchie**

Cette annexe reprend, en le complétant, un article paru en 2009 dans les Rendez-Vous Techniques de l'ONF.

1. Préliminaire : choix d'une gamme de prix pour le chêne et le hêtre

Le travail de 2008 utilisait plusieurs gammes de prix données à dire d'expert. Il a montré que la gamme de prix utilisée influence fortement le résultat, et que plus elle est optimiste, plus le bilan des flots de vieillissement est défavorable.

Nous avons choisi en 2009 de retenir trois gammes de prix : basse, moyenne et haute. Nous les avons construites en tenant compte :

- des prix observés sur les 20 dernières années (1989-2008) en € 2008 (prix constants) : tableau 1, issu de la base de prix construite dans le cadre du projet : cf. annexe 5) ;
- pour le chêne, des proportions probables de qualité de bois par catégories de diamètres et selon la classe de fertilité, cf. Biache (2009). En effet, il ne serait pas réaliste d'appliquer à tout le volume d'une classe de diamètre donnée un prix correspondant aux meilleures classes de qualité, si celles-ci ne représentent qu'une faible proportion du volume : les lots sont très hétérogènes en qualité [Cavaignac, 2005 #109913], et dans le cas du chêne, la qualité influence fortement les prix.

NB. En 2008, dans le mémoire de Chevalier (2008), la classe de diamètre 65 était incluse dans les très gros bois (TGB). Nous avons repris ici les définitions de catégories de diamètres les plus communément utilisées, où la classe 65 est dans la catégorie gros bois (GB).

CHÊNE		Choix 1			Choix 2			Choix 3		
Classe de diamètre	Catégorie de diamètre	Prix minimum	Prix moyen	Prix maximum	Prix minimum	Prix moyen	Prix maximum	Prix minimum	Prix moyen	Prix maximum
20-25	PB	16	18	21	14	16	18	12	14	16
30-35-40-45	BM	55	77	98	32	45	57	18	25	32
50-55-60-65	GB	114	162	211	73	107	142	38	49	61
70 et +	TGB	214	293	372	145	191	238	63	78	94
HÊTRE		Choix 1			Choix 2					
20-25	PB	15	18	20	13	14	16			
30-35-40-45	BM	32	47	61	23	31	39			
50-55-60-65	GB	79	107	134	45	55	66			
70 et +	TGB	113	150	188	70	88	106			

Source : Base de données constituée à partir des données publiées chaque mois dans la revue La Forêt Privée (cf. Annexe 5)

Cas du chêne

Pour chaque combinaison (appelée ci-après catégorie de produit) entre une classe de diamètre et une classe de qualité, nous avons défini :

- un prix unitaire de vente à partir des données du tableau 1, en utilisant les prix minimum pour la gamme basse, moyens pour la gamme moyenne, et maximum pour la gamme haute, et en assimilant choix 1 à qualité A, choix 2 à qualité B, choix 3 à qualités C et D.
- une proportion probable du volume de cette catégorie de produit dans le lot, avec une forte proportion de catégories C, D, I en gamme basse et des proportions croissantes de qualités B et A dans les gammes moyenne et haute (tableaux 2, 3, 4).

A partir de ces données, nous avons calculé le **prix moyen applicable pour un lot** au volume de chaque catégorie de diamètre (PB, BM, GB, TGB) :

Le prix du bois d'industrie a été fixé bas (6 euros/m³), mais influence surtout le prix moyen des petits bois.

Le prix du bois énergie (branches de houppiers de diamètre 7 à 20 cm) est fixé à dire d'expert à 5 €/m³.

Tableau 2. Gamme basse										
Proportion de qualité					Prix de vente par qualité					
	PB	BM	GB	TGB		PB	BM	GB	TGB	Branches
A	0%	0%	0%	0%	A	16	55	114	214	5
B	0%	0%	15%	15%	B	14	32	73	145	
C	0%	50%	45%	45%	C	12	18	38	63	
D	10%	30%	25%	25%	D	12	18	38	63	
Industrie	90%	20%	15%	15%	Industrie	6	6	6	6	
D'où prix moyens applicables										
	PB	BM	GB	TGB	Branches					
€2008/m ³	7	16	38	67	5					

Tableau 3. Gamme moyenne										
Proportion de qualité					Prix de vente par qualité					
	PB	BM	GB	TGB		PB	BM	GB	TGB	Branches
A	0%	0%	5%	5%	A	18	77	162	293	5
B	0%	5%	20%	20%	B	16	45	107	191	
C	10%	60%	45%	45%	C	14	25	49	78	
D	20%	20%	20%	20%	D	12	18	38	63	
Industrie	70%	15%	10%	10%	Industrie	6	6	6	6	
D'où prix moyens applicables										
	PB	BM	GB	TGB	Branches					
€2008/m ³	8	22	60	101	5					

Tableau 4. Gamme haute										
Proportion de qualité					Prix de vente par qualité					
	PB	BM	GB	TGB		PB	BM	GB	TGB	Branches
A	0%	0%	5%	5%	A	21	98	211	372	5
B	0%	10%	25%	25%	B	18	57	142	238	
C	20%	60%	50%	50%	C	16	32	61	94	
D	30%	20%	15%	15%	D	14	25	49	78	
Industrie	50%	10%	5%	5%	Industrie	6	6	6	6	
D'où prix moyens applicables										
	PB	BM	GB	TGB	Branches					
€2008/m ³	10	31	84	137	5					

Tableau 5. Les trois gammes de prix du chêne par catégorie de diamètre. En euros 2008/m3				
		Gamme basse	Gamme moyenne	Gamme haute
20-25	PB	7	8	10
30-35-40-45	BM	16	22	31
50-55-60-65	GB	38	60	84
70 et +	TGB	67	101	137
Diamètre 7 à 20	Branches	5	5	5

Cas du hêtre

Nous n'avons pas pris en compte les proportions de qualité par lot, et avons simplement retenu comme gamme basse les prix minimum en choix 2, comme gamme moyenne les prix maximum de choix 2 (assez proches des prix minimum de choix 1) et comme gamme haute les prix moyens en choix 1 (sachant que les prix maximum observés peuvent difficilement être applicables à tout un lot). Le prix du bois énergie (branches de houppiers de diamètre 7 à 20 cm) est fixé à dire d'expert à 5 €/m3.

Tableau 6. Les trois gammes de prix du hêtre par catégorie de diamètre. En euros 2008/m3				
		Gamme basse	Gamme moyenne	Gamme haute
20-25	PB	13	16	18
30-35-40-45	BM	23	39	47
50-55-60-65	GB	45	66	107
70 et +	TGB	70	106	150
Diamètre 7 à 20	Branches	5	5	5

Évaluation économique de pratiques favorables à la biodiversité saproxylique : intérêts et limites.

Hélène Chevalier*, **Marion Gosselin***, **Sandrine Costa****, **Yoan Paillet***, **Max Bruciamacchie****

* Cemagref, équipe Biodiversité, UR Ecosystèmes Forestiers, Domaine des Barres, 45290 Nogent-sur-Vernisson

** AgroParisTech – ENGREF, Laboratoire d'Economie Forestière, 14 rue Girardet, 54042 Nancy

Quelles sont les répercussions des pratiques en faveur de la biodiversité sur le bilan financier du propriétaire ?

Le calcul économique classique, par la méthode coûts-avantages, permet de répondre en partie à ces questions. Cette méthode consiste à comparer, sur la totalité d'un cycle sylvicole, le bilan des coûts et avantages d'un itinéraire intégrant une pratique en faveur de la biodiversité à celui d'un itinéraire de référence, dépourvu de cette pratique. Nous appliquerons la méthode à deux cas d'étude liés au bois mort : les îlots de vieillissement et le maintien de rémanents d'exploitation dans les parcelles.

Pour que deux itinéraires soient comparables, leurs coûts et avantages doivent être comparés sur une durée et dans des unités communes. Le principe de l'actualisation et le calcul en séquence infinie permettent de ramener dans une même unité et à une même année de référence toutes les dépenses et recettes, quelle que soit leur date d'échéance. En revanche, il n'est pas possible de traduire tous les coûts et avantages en valeurs monétaires : c'est là l'une des limites du calcul, qui s'ajoute au fait que le choix du taux d'actualisation n'est pas toujours simple.

Introduction

Dans les réflexions entre propriétaires, gestionnaires, naturalistes, scientifiques et décideurs politiques, la mise en œuvre de pratiques en faveur de la biodiversité (PFB) se heurte à plusieurs interrogations récurrentes :

- d'ordre pratique : que faire, où et comment le faire ? Et comment s'adapter à l'évolution des connaissances, qui peut remettre en cause des pratiques passées ou inciter à tester plusieurs pratiques différentes pour un même objectif ?
- d'ordre économique : pourquoi le faire (c'est la question de l'utilité, au sens économique du terme) et comment évaluer les répercussions économiques des PFB sur le bilan financier d'un itinéraire sylvicole ? Autrement dit, quels en sont les coûts – répercussions, positives ou négatives, sur le bilan financier – et sont-ils acceptables par rapport aux avantages que l'on retire de ces pratiques ?
- d'ordre social : la mise en œuvre des PFB dépend des motivations, des freins ou des incompréhensions qui résultent des représentations que chacun se fait de la biodiversité.

Le présent article traite uniquement des aspects économiques. Il faut cependant garder à l'esprit que la prise en compte *effective* de la biodiversité dans la gestion forestière nécessite de considérer *aussi* les questions pratiques et sociales.

Le calcul économique classique, par la méthode coûts-avantages, permet de répondre en partie aux questions d'ordre économique formulées ci-dessus. Il consiste à comparer, sur la totalité d'un cycle sylvicole, le bilan des coûts et bénéfices de deux itinéraires, l'un intégrant une pratique en faveur de la biodiversité et l'autre non (itinéraire de référence).

Après avoir présenté les fondements du calcul économique, la méthode coûts-avantages et les principales méthodes qui en découlent, nous détaillerons des exemples de pratiques en faveur de la diversité des organismes saproxyliques : le maintien d'îlots de vieux bois et le maintien de rémanents d'exploitation, en chênaie sessiliflore de plaine (Chevalier, 2008).

Les fondements du calcul économique et de la méthode coûts-avantages

Par comparaison avec l'itinéraire sylvicole de référence, les itinéraires qui intègrent des PFB sont susceptibles de différer ou d'avancer certaines recettes et dépenses, de ne pas réaliser certaines recettes ou dépenses, ou d'engendrer des recettes ou des dépenses supplémentaires.

Pour estimer le coût d'une PFB, il faut donc connaître l'ensemble des dépenses et recettes sur le cycle sylvicole, ainsi que les conséquences attendues de cette pratique sur les dépenses et les recettes futures.

Par exemple, la pratique des îlots de vieillissement en chênaie de plaine conduira vraisemblablement à des volumes accrus de très gros bois, avec des conséquences positives sur les recettes de coupes.

De même, si l'on évalue la pratique de maintien de rémanents d'exploitation en la comparant à une exportation des rémanents pour valorisation en bois-énergie, il faut prendre en compte la baisse de fertilité des sols liée à l'exportation des éléments minéraux, avec ses conséquences à moyen ou long terme :

- une production plus faible et un allongement de l'itinéraire sylvicole suscitent des recettes moindres pour une immobilisation du fonds plus longue ;
- des apports compensatoires d'éléments minéraux entraînent des dépenses supplémentaires.

L'évaluation intègre l'ensemble du capital : à la fois la valeur du peuplement final sur pied et la valeur du fonds (sol nu et capacités de régénération).

Concrètement, les modalités de calcul diffèrent selon les pratiques envisagées. Pour certaines pratiques, on renonce à la fois au fonds forestier et à toute recette sur le peuplement. C'est le cas des réserves biologiques intégrales. Pour d'autres, comme les îlots de vieillissement, des recettes sont simplement différées dans le temps. Ces deux cas ont en commun les principes de l'actualisation et de la comparaison des coûts et avantages sur une même durée. Pour faciliter la lecture, toutes les formules de calcul ont été regroupées dans l'encadré 1.

Principe de l'actualisation : un "tiens" vaut mieux que deux "tu l'auras"

L'évaluation par la méthode coûts-avantages prend en compte toutes les dépenses et recettes, immédiates et futures. **Pour comparer des coûts et recettes qui interviennent à des échéances différentes, il faut les actualiser** (formule 1), c'est-à-dire les ramener à leur valeur monétaire d'une année de référence.

Encadré 1 : Formules de calcul

Formule 1 : Principe de l'actualisation de la valeur monétaire : $V_{actuelle} = \frac{V_{future}}{(1+r)^a}$

a est l'année à laquelle intervient la dépense ou la recette et r est le taux d'actualisation

Formule 2 : Bénéfice actualisé : $BA = \sum_{i=0}^n \frac{R_i - D_i}{(1+r)^i}$

R_i désigne les recettes de l'année i , et D_i les coûts de l'année i

Formule 3 : Bénéfice actualisé en séquence infinie (ou critère de Faustmann) :

$$BASI = \underbrace{\sum_{i=0}^n \frac{R_i - D_i}{(1+r)^i}}_{BA} \times \underbrace{\frac{(1+r)^n}{(1+r)^n - 1}}_{\text{Facteur de répétition à l'infini}}$$

Formule 4 : Annuité constante équivalente : $ACE = r \times BASI$

Formule 5 : Coût de la mise en réserve (renoncement à l'exploitation) d'un peuplement d'âge a :

$$\text{Coût}_{sénescence} = \text{Valeur en bloc}_a + \frac{c}{r}$$

c représente la somme des frais qui continuent à être payés après la création de l'îlot (impôts fonciers par exemple)

Formule 6 : Valeur en bloc à l'âge a :

$$\text{Valeur en bloc}_a = \frac{\sum_{i=a}^n (R_i - D_i) \times (1+r)^{n+a-i} + \sum_{i=0}^{a-1} (R_i - D_i) \times (1+r)^{a-i}}{(1+r)^n - 1}$$

L'actualisation repose sur le principe de préférence pour le présent, selon lequel les gens accordent plus de valeur à un euro perçu aujourd'hui qu'à un euro perçu dans une ou plusieurs années. Ainsi, pour qu'il soit économiquement intéressant de différer une recette, le bénéfice futur doit être plus grand que le bénéfice actuel. De même, si l'on place une somme d'argent à la banque au lieu de la dépenser, il faut que l'on récupère dans le futur un peu plus que cette somme. Sinon, le placement n'est pas intéressant. Cela traduit le fait que l'on préfère disposer d'une somme (ou d'un bien) le plus tôt possible.

Le taux d'actualisation dépend :

- du propriétaire : celui qui conçoit sa forêt avant tout comme un patrimoine familial à transmettre peut avoir une préférence pour le présent moins élevée qu'un autre dont la forêt est source principale de revenus (encadré 2) ;
- du marché financier : il peut inciter le propriétaire à avancer ou différer une récolte en fonction du cours du bois ;
- de l'échéance du projet et de l'incertitude sur l'avenir : à croissance économique

constante, plus l'horizon considéré est lointain, moins on consent d'effort à renoncer aux revenus présents : c'est l'effet richesse. A l'inverse, plus l'avenir est incertain, plus on consent à faire des efforts dans le présent : c'est l'effet précaution, qui nous incite par exemple à préserver la diversité génétique des peuplements ou les mélanges d'essences face à l'incertitude quant aux réactions des écosystèmes forestiers aux changements climatiques en cours. Dans les projets de long terme, l'effet précaution vient contrebalancer l'effet richesse et conduit à faire décroître le taux d'actualisation dans le temps.

Encadré 2 : Comment choisir le taux d'actualisation ?

Il n'est pas toujours facile pour un propriétaire forestier de dire quel est le taux d'actualisation qui lui convient.

Trois solutions sont possibles :

- on peut chercher à ce que le taux reflète les valeurs de fonds pratiquées sur le marché actuel des ventes de biens forestiers. On applique alors le principe selon lequel la valeur d'un bien est égale à la totalité des bénéfices nets que l'on peut retirer de ce bien. Dans notre cas, le fonds (sol nu et capacités de régénération) est donc égal à la différence des recettes et des dépenses réalisées. Cela permet de **poser l'égalité entre la valeur du fonds forestier et le BASI (ou critère de Faustmann, formule 3, qui est la somme des bénéfices nets actualisés)**. Dès lors, les différents paramètres en jeu sont les dépenses et recettes, le taux d'actualisation utilisé et la valeur du fonds. Les recettes et dépenses étant données, le taux d'actualisation est lié au fonds : on peut fixer l'un pour en déduire l'autre. En l'occurrence, connaissant la valeur du fonds sur le marché, à partir des indications des SAFER par exemple, on peut en déduire la valeur du taux d'actualisation ;
- on peut aussi fixer le taux d'actualisation comme une donnée, en fonction d'un niveau de préférence pour le présent, du plus ou moins long terme considéré et du niveau d'incertitude sur l'avenir. En pratique, dans le secteur forestier, les valeurs de taux ainsi fixées varient selon les sensibilités entre 1 et 4 % ;
- on peut enfin appliquer des formules de taux décroissant avec le temps, telles que :
 - 1) celle préconisée par le Commissariat Général du Plan (2005) pour les projets publics : taux de 4 % pendant 30 ans, puis décroissant de 4 à 2 % au-delà : $r = 4\%$ pour $t < 30$ ans, $r = \sqrt[t]{(1,04^{30} \times 1,02^{(t-30)})} - 1$ pour $t \geq 30$.
 - 2) celle adoptée par les Ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture pour l'indemnisation du maintien d'arbres sénescents sous contrat Natura 2000 : $t = 0,06 \times e^{-A/100}$, où A est l'âge d'exploitabilité du peuplement.

Le bénéfice actualisé : critère de base des méthodes coûts-avantages

Le principe de la méthode coûts-avantages est de comparer des projets à l'aide de leur bénéfice actualisé (BA). Il s'agit de la somme des dépenses et des recettes actualisées par rapport à une année de référence (généralement l'année 0) sur toute la durée du projet (formule 2).

Le BA permet d'évaluer un projet seul, ou de comparer deux projets de même durée. Lorsque l'on choisit de réaliser un projet moins rentable, au lieu d'un autre plus rentable, on subit un coût égal à la différence des BA des deux projets. Si on choisit l'itinéraire de BA moindre, c'est que la valeur qu'on accorde aux bénéfices non marchands retirés de cet itinéraire égale au moins la différence de BA entre les deux itinéraires. Le réel critère de décision est en effet le rapport BA/utilité, et non le BA seul.

Pour comparer des projets de durée différente, il faut se placer en séquence infinie, en supposant que le même projet se répète indéfiniment. La somme des dépenses et des recettes actualisées est alors multipliée par un facteur traduisant la répétition infinie du calcul. Deux méthodes de calcul intègrent ce principe seront utilisées par la suite : le bénéfice actualisé en séquence infinie (BASI, formule 3) et la valeur en bloc (formule 6).

Premier cas d'étude : les pratiques envisagées modifient l'âge d'exploitation de la forêt

Quand la pratique à évaluer conduit à modifier l'âge d'exploitation, elle modifie aussi la durée d'immobilisation du sol (fonds). L'âge d'exploitation a évidemment une influence sur le nombre de cycles d'exploitation, et donc sur la rentabilité de la gestion forestière.

Dans ce cas, les deux cycles à comparer ont des durées différentes : on utilise comme critère de comparaison le bénéfice actualisé en séquence infinie (BASI, formule 3) pour se ramener à une même durée (la durée infinie).

On calcule alors le coût global d'une pratique de ce type par différence entre le BASI d'un itinéraire sylvicole **sans** et celui d'un itinéraire **avec** cette pratique, à taux d'actualisation constant. Si cette différence est positive, l'adoption de la pratique représente un bénéfice. Si elle est négative, l'adoption de la pratique représente un coût et signifie que la valeur que l'on accorde aux bénéfices non marchands retirés de cette pratique est au moins égale à ce coût.

Le coût global peut être ramené à un coût annuel : c'est l'annuité constante équivalente (ACE, formule 4), calculée comme le produit du BASI par le taux d'actualisation.

Nous abordons ici deux exemples :

- le cas d'flots de vieillissement, c'est-à-dire une augmentation de l'âge d'exploitation ;
- le cas du maintien de rémanents, qui peut aussi jouer sur l'âge d'exploitabilité : les âges d'exploitabilité sont en général augmentés lorsque la fertilité diminue, ce qui peut advenir en cas de récoltes répétées de rémanents. Plusieurs itinéraires sylvicoles peuvent alors se succéder, avec des échéanciers de dépenses et de recettes différents, correspondant à des classes de fertilité différentes. Le principe reste le même : on calcule le bénéfice actualisé de chaque itinéraire.

Chacune des applications présentées dans la suite se place dans un contexte de futaie régulière de chêne sessile de fertilité moyenne, pour un âge d'exploitabilité de 189 ans. Les itinéraires pris comme références sont les sylvicultures préconisées dans le guide des sylvicultures des chênaies atlantiques (Jarret, 2004). Les valeurs des autres paramètres utilisés dans les applications suivantes figurent dans le tableau 1.

Catégorie de données	Données nécessaires	Sources de données	Valeur choisie dans notre exemple		
Valeur du fonds	Fonds par classe de fertilité	SAFER	1250 €/ha en fertilité 2		
	Frais de gestion	ONF, experts forestiers	60 €/ha/an		
Dépenses	Travaux sylvicoles	Jarret, 2004	Chênaie acidophile		
	Impôts	MAP, Experts, ONF	15 €/ha/an		
	Volumes récoltés	Simulations Capsis	Fertilité moyenne (F2). Les volumes fournis par Capsis sont des volumes globaux " tige + branches" à la découpe 7 cm pour des peuplements pleins. Nous les avons répartis en un volume tige (auquel sont appliqués les prix par catégorie de diamètre) et un volume branches (vendu au prix unique de 5 €/m ³), selon le coefficient de conversion suivant : un volume bois fort tige total de 1,5 m ³ se répartit en 1 m ³ de tige, 0,35 m ³ de branches et 0,15 m ³ de rémanents. Nous avons enfin appliqué un coefficient de réfaction de 10% pour tenir compte des trouées dans le peuplement.		
Recettes	Prix de vente par catégorie de diamètre (éventuellement selon qualité)	ONF, LEF, Experts forestiers	Gamme basse PB : 5 €/m ³ BM : 23 €/m ³ GB : 42 €/m ³ TGB : 74 €/m ³	Gamme moyenne PB : 5 €/m ³ BM : 44 €/m ³ GB : 84 €/m ³ TGB : 132 €/m ³	Gamme haute PB : 7 €/m ³ BM : 56 €/m ³ GB : 120 €/m ³ TGB : 200 €/m ³
	Proportion de qualité par catégorie de diamètre	ONF, LEF, Experts forestiers	Prises en compte indirectement, dans la construction des gammes de prix ci-dessus		
	Location de la chasse	ONF, experts forestiers, fédérations de chasse	40 €/ha/an		
	Aides publiques	MAP	Non prises en compte		

Tableau 1. Données nécessaires au calcul et valeurs prises dans nos exemples.

Données nécessaires	Source de données	Valeurs obtenues		
Volumes récoltés	Simulations Capsis	Fertilité moyenne (F2). Les volumes fournis par Capsis sont d'emblée séparés par le simulateur en volumes tiges à la découpe 7 et volumes branches à la découpe 7, pour des peuplements pleins. Nous avons appliqué un coefficient de réfaction de 10% pour tenir compte des trouées dans le peuplement.		
Prix de vente par catégorie de diamètre	Revue La Forêt Privée	Gamme basse PB : 7 €/m ³ BM : 16 €/m ³ GB : 38 €/m ³ TGB : 67 €/m ³ Branches : 5 €/m ³	Gamme moyenne PB : 5 €/m ³ BM : 44 €/m ³ GB : 84 €/m ³ TGB : 132 €/m ³ Branches : 5 €/m ³	Gamme haute PB : 7 €/m ³ BM : 56 €/m ³ GB : 120 €/m ³ TGB : 200 €/m ³ Branches : 5 €/m ³

Tableau 2. Corrections apportées en 2010 aux données, avec des gammes de prix fondées sur les données observées des 20 dernières années et des répartitions plus réalistes entre volume tige et volumes branches.

Application 1 : îlots de vieillissement en futaie régulière de chêne sessile

Nous avons modélisé sous le module "Fagacées" de Capsis (Dhôte, 1995 ; Dhôte, 1997) l'itinéraire de référence, ainsi qu'un itinéraire d'allongement de 1,5 fois l'âge d'exploitabilité de référence.

Résultats

Nous présentons trois séries de résultats correspondant aux trois manières, décrites en encadré 2, de déterminer le taux d'actualisation à appliquer.

- **Si le taux d'actualisation est déduit de la valeur du fonds par le critère de Faustmann** : les taux d'actualisation obtenus varient de 0,81 % à 2,26 % et les annuités constantes équivalentes de - 39 à + 6 €/ha/an, en fonction du triplet "fertilité/valeur de fonds/gamme de prix" choisi (cf. Tableau 3). Les résultats 2010 à partir de données mieux estimées de volumes récoltés et de prix restent du même ordre de grandeur, avec des fourchettes plus resserrées (taux de 1,53 à 2,11%, ACE de -19 à - 30 €/ha/an) et des taux qui, contrairement à nos attentes, sont plus élevés qu'avec les données utilisées en 2009.

Les résultats varient aussi selon les valeurs choisies pour les paramètres, en particulier la gamme de prix des bois, les frais de gestion ou de location de chasse.

D'une manière générale, les itinéraires allongés ont tendance à devenir d'autant plus coûteux que la fertilité est bonne et les gammes de prix optimistes.

- **Si le taux d'actualisation est fixé comme donnée** : la gamme des valeurs prises par l'annuité constante équivalente varie entre - 25 et + 105 €/ha/an pour la gamme de prix moyenne (Cf. Figure 1). Pour les trois gammes de prix utilisées, la pratique de vieillissement rapporte une annuité positive (8 à 105 €/ha/an) tant que le taux d'actualisation n'excède pas 0,7 %. Avec les données de 2010 (données corrigées quant aux gammes de prix et répartition entre volume de tiges et volumes de branches), les ordres de grandeur restent proches, l'annuité devenant négative dès que le taux d'actualisation excède 0,3 %. Les valeurs théoriques de fonds (BASI de l'itinéraire de référence) reflètent les valeurs du marché actuel pour l'intervalle de taux compris entre 1,5 et 1,6 %. Mais elles deviennent négatives au-delà d'un taux de 1,9 % ; or l'obtention d'une valeur de fonds négative traduit une non-rentabilité de la sylviculture, ce qui suppose que le propriétaire forestier gère sa forêt à perte. Le choix du taux d'actualisation est donc limité par le seuil au-delà duquel les valeurs de fonds obtenues ne reflètent plus l'état du marché.
- **Si le taux d'actualisation est décroissant dans le temps, selon la formule du commissariat général du plan** : le taux diminue progressivement de 4 à 2 % à partir de la 30^{ième} année. L'allongement correspond dans ce cas à un manque à gagner, qui varie selon les gammes de prix utilisées entre de 24 et 60 €/ha/an avec les données du tableau 1, mais qui est plus bas et dans une fourchette plus resserrée (12,5 à 26 €/ha/an) avec les données révisées du tableau 2.

L'utilisation de taux fixés arbitrairement conduit l'annuité à tendre progressivement vers zéro au-delà de 4 % : lorsque les taux sont élevés, l'effet de l'actualisation est tel que les dépenses ou recettes très tardives n'ont pratiquement aucune influence sur le bilan. Seuls les flux financiers de début d'itinéraire pèsent dans le calcul. Or les différences entre les deux itinéraires comparés ici interviennent essentiellement en fin d'itinéraire, elles pèsent donc très peu dans le calcul et la différence de BASI tend vers zéro. Comme vu précédemment, la sylviculture n'est plus rentable au-delà d'un certain taux. Ce phénomène étant valable pour la sylviculture de référence, il l'est *a fortiori* pour la sylviculture d'allongement.

Contexte	Gamme de prix	Avec les données du tableau 1		Avec les données du tableau 2	
		Taux obtenu	Annuité (ACE)	Taux obtenu	Annuité (ACE)
Fertilité 1, fonds estimé à 1500 €/ha	Basse	1,35 %	- 8 €/ha/an	1.81%	-18 €/ha/an
	Moyenne	1,86 %	- 21 €/ha/an	2.17 %	- 23 €/ha/an
	Haute	2,26 %	- 39 €/ha/an	2.47 %	- 27 €/ha/an
Fertilité 2, fonds estimé à 1250 €/ha	Basse	1,09 %	- 9 €/ha/an	1.53 %	- 19 €/ha/an
	Moyenne	1,57 %	- 25 €/ha/an	1.85 %	- 26 €/ha/an
	Haute	1,86 %	- 34 €/ha/an	2.11 %	- 30 €/ha/an
Fertilité 3, fonds estimé à 1000 €/ha	Basse	0,81 %	+ 6 €/ha/an	Non réalisé	
	Moyenne	1,26 %	- 6 €/ha/an		
	Haute	1,52 %	- 14 €/ha/an		

Tableau 3. Résultats pour des taux déterminés à partir du critère de Faustmann.

Fertilité 2, fonds = 1250 €/ha	Données du tableau 1		Données révisées du tableau 2	
Gamme de prix :	Manque à gagner total	à Soit un manque à gagner annuel de :	Manque à gagner total	à Soit un manque à gagner annuel de :
Haute	2069 €	60 €/ha/an	887 €	26 €/ha/an
Moyenne	1471 €	43 €/ha/an	650 €	19 €/ha/an
Basse	815 €	24 €/ha/an	430 €	12,5 €/ha/an

Tableau 4. Résultats obtenus avec un taux d'actualisation décroissant

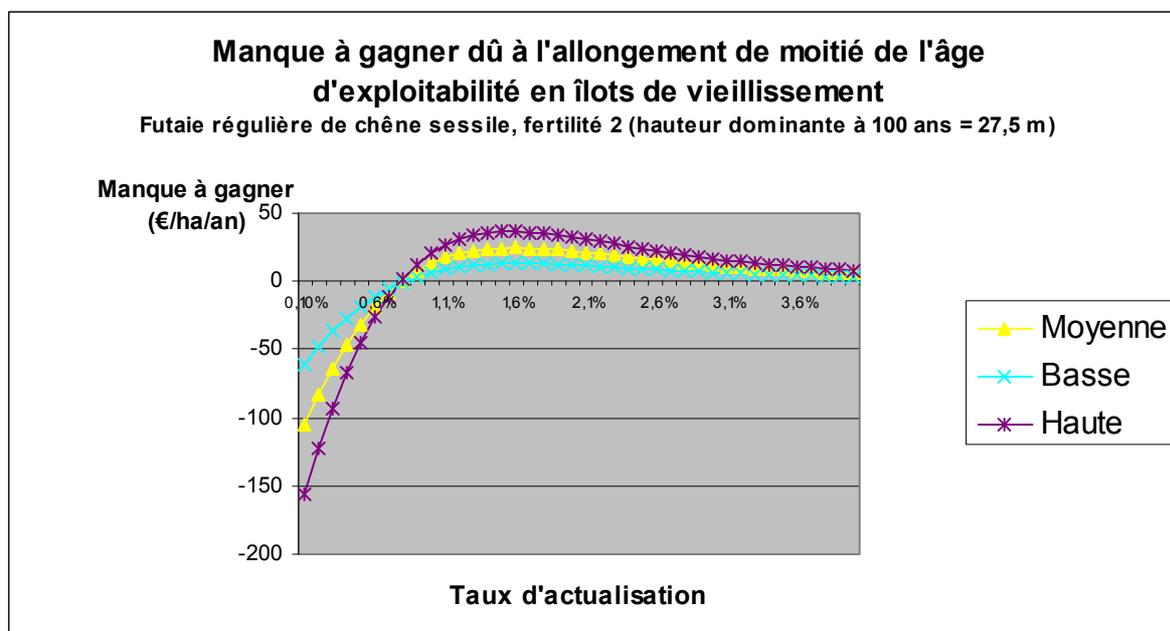


Figure 1. L'opposé de l'annuité constante équivalente (- ACE) correspond au manque à gagner annuel dû à l'allongement de l'âge d'exploitabilité. Résultats obtenus en fertilité 2, futaie régulière de chêne sessile, pour un allongement de 1,5 fois l'âge d'exploitabilité, pour les trois gammes de prix du tableau 1 (basse, moyenne, haute).

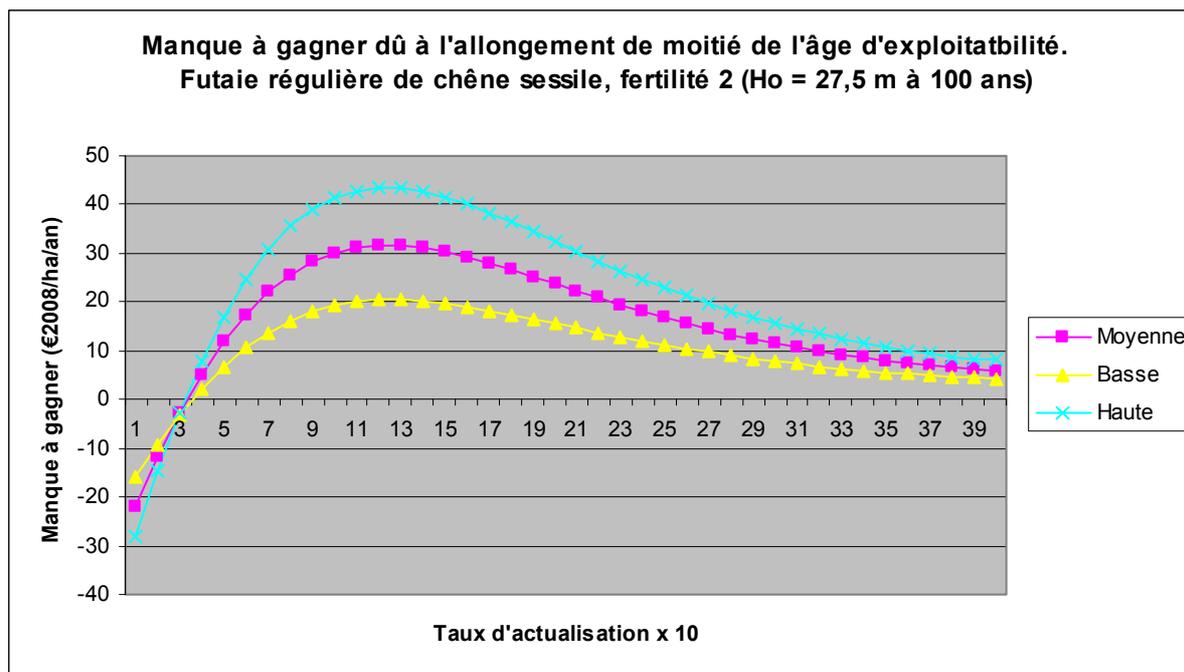


Figure 1. L'opposé de l'annuité constante équivalente (- ACE) correspond au manque à gagner annuel dû à l'allongement de l'âge d'exploitation. Résultats obtenus en fertilité 2, futaie régulière de chêne sessile, pour un allongement de 1,5 fois l'âge d'exploitabilité, pour les trois gammes de prix du tableau 2 (basse, moyenne, haute).

Ces résultats donnent un aperçu des répercussions économiques de l'adoption de PFB. Toutefois, ils ne sont que partiels pour deux raisons. Tout d'abord, ils n'intègrent pas tous les effets possibles de la PFB évaluée sur les produits sylvicoles : la possible hausse de volume de qualité A sur les gros et très gros bois des itinéraires allongés n'a pas été prise en compte (hausse constatée empiriquement, Jarret, *comm. pers.*) ; il en va de même pour la probabilité accrue de chablis en itinéraire allongé. Ensuite, ils intègrent les coûts et avantages traduisibles en dépenses et recettes, mais omettent de compter tous les avantages non marchands, qui entrent pourtant en jeu dans la décision (cf. encadré 3).

Application 2 : maintien de rémanents en futaie régulière de chêne.

La pratique évaluée est celle du maintien de rémanents d'exploitation sur la parcelle (en faveur de la biodiversité saproxyliques) par comparaison à leur exportation commerciale vers la filière bois-énergie. Dans cet exemple, nous nous sommes efforcés de simuler les avantages sylvicoles attendus de la pratique évaluée, en faisant l'hypothèse que le maintien de rémanents assure celui de la fertilité des sols.

L'itinéraire de référence est l'itinéraire **avec** la PFB (*i.e.* **sans** récolte de bois-énergie). Plusieurs scénarii de récoltes de rémanents sont envisagés comme alternatives. Ces scénarii s'appuient sur les travaux concernant l'impact du prélèvement des rémanents en chênaie pour distinguer trois sensibilités des sols à l'exportation minérale : sensible, moyennement sensible ou non sensible (Cacot *et al.*, 2005 ; Cacot *et al.*, 2007). Selon les cas, une ou plusieurs récoltes de rémanents au cours de la vie du peuplement peuvent être envisagées, avec simulation d'une baisse consécutive de classe de fertilité et, éventuellement, d'apports minéraux compensatoires (cf. tableau 2). En cas de baisse de fertilité, plusieurs cycles de durée différente se succèdent : les cycles sont d'autant plus longs que la fertilité est basse. On calcule donc le BASI correspondant à l'enchaînement de tous ces cycles, en supposant que lorsque la fertilité ne diminue plus, le dernier cycle se répète à l'infini.

Récoltes par cycle	Fréquence des baisses de fertilité	Apports minéraux	Cycle 1	Cycle 2	BASI avec récolte BE	BASI sans récolte BE (référence)	Différence (sans – avec) (en euros)	Taux d'actualisation (fonds 1250 €/ha)	ACE (€/ha/an)
1	Aucune	1 fort	F2	F2	1198	1250	52	1,57%	0,82
1	Baisse d'1 classe par révolution	aucun	F2	F3	1257	1250	-7	1,55%	-0,11
		3 moyens			1192		58		0,90
		3 forts			1159		91		1,41

Tableau 2. Comparaison d'itinéraires avec ou sans récolte de rémanents, en chânaie et sur sol sensible à l'exportation des minéraux.

F2 et F3 sont les classes de fertilité. Le cycle 2 (avec la fertilité correspondante) se répète à l'infini. Les apports minéraux moyens (respectivement, forts) correspondent à une dépense simulée de 100 €/ha (resp. 150 €/ha) pour un apport de 1,5 tonnes/ha (resp. 3,5 tonnes) d'éléments calco-magnésiens.

D'après cet exercice, les coûts ou bénéfices annuels suscités par le maintien des rémanents sont très faibles. Cela peut, par exemple, être lié à des hypothèses de baisse de fertilité trop timorées, ou encore une sous-estimation des apports minéraux à fournir. Cependant, dans un contexte de chânaie de plaine, les sols sont rarement pauvres : il est probable que les coûts ou bénéfices seraient beaucoup plus marqués si les hypothèses envisageaient des sols pauvres, par exemple dans des peuplements de Pin maritime ou Douglas.

Mais ces scénarii hypothétiques ne sont pas forcément réalistes : nous ne disposons pas de données écologiques permettant de connaître précisément l'intensité et la fréquence des exportations de rémanents qui se traduiraient par une diminution d'une classe de fertilité. Cet exemple montre cependant que dès que des apports minéraux de compensation sont nécessaires, la récolte de rémanents devient coûteuse. Une approche différente, par simulation sous Capsis des exportations minérales correspondant à l'exploitation d'arbres entiers (y compris branches et rémanents) et calcul des coûts de fertilisation compensatoire correspondants, est présentée en annexe 7.

Encadré 3 : Une plus grande biodiversité favorise-t-elle un meilleur fonctionnement de l'écosystème ? État des connaissances et difficultés d'intégration aux analyses économiques.

Depuis quelques années, les recherches concernant le lien entre biodiversité et fonctionnement de l'écosystème se sont multipliées. L'hypothèse sous-jacente est qu'une forte diversité (en espèces, en groupes fonctionnels) favorise un meilleur fonctionnement de l'écosystème (Hooper et al. 2005). Les études concernant le milieu forestier sont peu nombreuses et souvent très prospectives (Scherer-Lorenzen et al. 2005), ce qui pose un problème pour l'évaluation économique : comment chiffrer les avantages pour le fonctionnement de l'écosystème liés à des mesures en faveur de la biodiversité ? Les études disponibles montrent un effet bénéfique de la biodiversité sur la résilience, la résistance et la fertilité de l'écosystème, mais ces avantages ne sont que rarement quantifiés dans les études écologiques ou chiffrés dans les études économiques.

Par exemple, la **relation entre productivité et diversité en essence** a été abordée par Pretzsch (2005) : il rapporte qu'au 19^e siècle, des recherches ont montré que la productivité absolue des forêts mixtes est en moyenne de 10 à 20% (et jusque 50%) supérieure à celle de forêts monospécifiques. Ces résultats concernent principalement les sols riches alors que sur sols pauvres, la productivité peut parfois être moindre pour les peuplements mélangés (Körner, 2005). Cependant, ces résultats sont à relativiser pour les essences très productives comme le Douglas, l'Épicéa, certains Pins, l'Eucalyptus pour lesquelles le mélange réduit la productivité absolue en volume. Le mélange d'essences présente en outre des avantages en termes de résistance aux insectes ravageurs (e.g. Jactel, Brockerhoff & Piou, 2008) et de résilience suite à des aléas climatiques : une forêt diversifiée possède un large pool de graines (essences pionnières notamment) qui permet une reconstitution naturelle rapide et à moindre coût suite à une tempête. Ces facteurs sont difficiles à prendre en compte dans le calcul économique car les données écologiques disponibles sont la plupart du temps insuffisantes (par ex., à partir de quel taux de mélange le taux d'attaque par des pathogènes décroît-il ?

Des travaux en cours au Laboratoire d'Économie Forestière de Nancy, en collaboration avec le Cemagref de Nogent s/Vernisson, cherchent à évaluer les avantages de pratiques en faveur de la biodiversité, en raisonnant sur leur rôle d'assurance face aux aléas économiques ou environnementaux : meilleure résilience face aux perturbations naturelles, offre plus diversifiée de produits ligneux face aux variations des cours du bois...

Enfin, d'autres valeurs attribuées à la biodiversité par la société ou par les forestiers rentrent en jeu dans le choix des pratiques sylvicoles : ce sont les valeurs récréatives, esthétiques ou spirituelles, qui traduisent des utilités "non sylvicoles" telles que la satisfaction de gérer une forêt belle et variée, la beauté des paysages ou la richesse des écosystèmes. Mais il reste difficile de donner à ces éléments des valeurs monétaires consensuelles et sans biais pour les inclure dans la méthode coûts-avantages.

Second cas d'étude : les pratiques envisagées conduisent à renoncer à l'exploitation de la forêt

Dans le cas de réserves intégrales ou d'îlots de sénescence, on renonce à tous les bénéfices nets futurs que l'on pourrait retirer du peuplement sur pied et des peuplements à venir. Non

seulement on ne valorise pas le peuplement en place, mais on gèle également l'outil de production qu'est le fonds. **On renonce donc à la valeur en bloc de la forêt.** En outre, même si la propriété n'est plus exploitée, les frais tels que les impôts et assurances éventuelles devront toujours être payés.

Le coût de la pratique est calculé en actualisant les dépenses et recettes **par rapport à l'année à laquelle on décide de renoncer à l'exploitation.** Le manque à gagner lié aux îlots de sénescence mis en place dans un peuplement d'âge a est alors la somme de la valeur en bloc de la forêt ($Valeur\ en\ bloc_a$, formule 6) et du coût total actualisé $\frac{c}{r}$ des frais annuels qui continuent à être payés (formule 5). La valeur en bloc à l'âge a est la somme de toutes les recettes et dépenses actualisées à l'année a selon le taux d'actualisation fixé.

Conclusion

Les cas d'étude présentés pour évaluer les répercussions économiques de pratiques en faveur du bois mort et de la diversité saproxylique donnent des éléments de discussion intéressants, mais soulèvent encore beaucoup de questions.

De nombreux paramètres entrent en compte, dont certains sont difficiles à chiffrer. Ils sont liés à la station forestière et au peuplement en place (fertilité, volumes exploitables, valeur du fonds), mais aussi aux marchés (des bois, des prestations d'exploitation) et au propriétaire (niveau de préférence pour le présent, choix sylvicoles). Le résultat de l'évaluation dépend de la valeur fixée pour chaque paramètre : chaque forêt est un cas particulier, ce qui rend particulièrement difficile une évaluation moyenne.

Ces résultats sont aussi partiels, car les effets attendus d'une pratique en faveur du bois mort ou de la biodiversité en général ne sont pas tous traduisibles en termes de recettes et de dépenses, soit parce qu'il s'agit d'utilités non sylvicoles, soit parce que les données écologiques quantifiées manquent (encadré 3). Or, le réel critère d'évaluation économique n'est pas le coût d'un itinéraire, mais le rapport coût/utilité. L'utilité peut être d'ordre sylvicole (garantir la productivité à long terme des peuplements), écologique (assurer le bon fonctionnement de la forêt), esthétique (avoir une forêt plus belle et variée), économique (assurance face aux risques) ou d'ordre pratique (éviter des chantiers compliqués). L'évaluation monétaire de l'utilité reste difficile, parce que ses composantes sont en général non marchandes.

Enfin, nous nous sommes placés ici du seul point de vue du propriétaire. Mais la société toute entière bénéficie des pratiques en faveur de la biodiversité : le calcul économique peut alors intégrer des coûts individuels (qui portent sur une propriété) et des avantages collectifs. Il sera nécessaire de mobiliser des connaissances pluridisciplinaires pour évaluer, dans toutes leurs dimensions, les pratiques en faveur de la biodiversité et l'intérêt de leur mise en œuvre.

Remerciements

Les travaux présentés ici ont été réalisés sur financement du Ministère en charge de l'Agriculture, dans le cadre du plan d'actions "forêts" de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité. Les auteurs remercient Jean-Luc Peyron, du GIP-Ecofor, pour son aide précieuse dans la réflexion et l'interprétation des résultats.

Références bibliographiques

- Biache C. (2009). *Comment indemniser les pratiques de maintien de stades de développement matures et terminaux du cycle sylvicoles ?* AgroParisTech-FIF, Office National des Forêts, AgroCampus Ouest (Institut National d'Horticulture et du Paysage), Nancy, 123 p.
- Cacot, E., Eisner, N., Charnet, F., Léon, P., Nicollet, C. & Ranger, J. (2005) *La récolte raisonnée des rémanents en forêt. Guide pratique*. Ademe, AFOCEL, IDF, INRA, Union de la Coopération Forestière Française, 35 p.
- Cacot, E., Charnet, F., Graffin, A., Pitocchi, S., Ranger, J., Nicolas, M. & Eisner, F. (2007) *Etude de l'impact du prélèvement des rémanents en forêt - volet 3*. FCBA, IDF, ONF, UCLF, Ademe, INRA, 61 p.
- Chevalier, H. (2008) *Évaluer le coût de pratiques sylvicoles en faveur de la biodiversité forestière*. Mémoire de fin d'études, Nogent s/Vernisson : Cemagref, Nancy : AgroParisTech-Engref, Formation des Ingénieurs Forestiers, 121 p.
- Commissariat Général du Plan (2005) *Révision du taux d'actualisation des investissements publics. Rapport du groupe d'experts présidé par Daniël Lebègue*. Paris: Commissariat Général du Plan, 112 p.
- Dhôte, J.-F. (1995) Définition de scénarios d'éclaircie pour le Hêtre et le Chêne. *Revue Forestière Française* 48, 106-110.
- Dhôte, J.-F. (1997) Effets des éclaircies sur le diamètre dominant dans des futaies régulières de Hêtre ou de Chêne sessile. *Revue Forestière Française* 49, 557-578.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3-35.
- Jactel, H., Brockerhoff, E., & Piou, D. (2008) Le risque sanitaire dans les forêts mélangées. *Revue Forestière Française* LX-2, pp. 168-180.
- Jarret, P. (2004) *Guide des sylvicultures. Chênaie atlantique*. Lavoisier - Office National des Forêts, 335 p.
- Körner, C. (2005). *An introduction to the functional diversity of temperate forest trees*. In *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems*. (eds M. Scherer-Lorenzen, C. Körner & E.-D. Schulze), Vol. 176, pp. 13-37. Springer-Verlag, Berlin.
- Pretzsch, H. (2005). *Diversity and productivity in forests: evidence from long-term experimental plots*. In *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems*. (eds M. Scherer-Lorenzen, C. Körner & E.-D. Schulze), Vol. 176, pp. 41-63. Springer-Verlag, Berlin.
- Scherer-Lorenzen, M., Körner, C. & Schulze, E.-D. (2005) *Forest diversity and function: temperate and boreal systems*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

Annexe 3

Raison d'être de l'actualisation

Marion Gosselin, Sandrine Costa, Yoan Paillet, Hélène Chevalier
2010

Raison d'être de l'actualisation

Marion Gosselin, Sandrine Costa, Yoan Paillet, Hélène Chevalier, 2010.

L'évaluation par la méthode coûts-avantages prend en compte toutes les dépenses et recettes d'un projet, immédiates et futures. La technique de l'actualisation permet de rendre comparables ces flux financiers bien qu'ils interviennent à des dates différentes.

Lorsque l'analyse coûts-avantages porte sur des enjeux aisés à quantifier, son utilisation et celle de l'actualisation ne soulèvent pas de difficultés particulières.

Mais des difficultés apparaissent lorsque les projets portent sur du long terme ou lorsque l'évaluation de biens et services environnementaux rentre dans la balance. C'est en particulier le cas lorsque l'évaluation cherche à comparer le coût de l'effort marginal (via des pratiques supplémentaires) de préservation de la biodiversité avec la valeur marginale de la biodiversité ainsi préservée.

1. Qu'est-ce que l'actualisation ? Pourquoi actualiser ?

Pour comparer des coûts et des bénéfices qui ont lieu à des dates différentes, la méthode la plus simple consiste à actualiser ces flux financiers, c'est-à-dire à les ramener à leur valeur monétaire d'une année de référence (celle de l'année actuelle, moment où la décision doit être prise) – cf. formule 1.

Formule 1. Actualisation de la valeur monétaire :

$$V_{actuelle} = \frac{V_{future}}{(1+r)^a}$$

L'actualisation intervient dans le calcul économique dès que l'on fait intervenir le temps. Le rôle du taux d'actualisation est de permettre de ramener dans une unité monétaire de référence (celle de l'année actuelle) des flux financiers, recettes ou dépenses, intervenant à des dates différentes : un euro d'aujourd'hui est équivalent à (1+r) euro dans un an et à (1+r)^a euros dans a années (a est l'année à laquelle intervient la dépense ou la recette et r est le taux d'actualisation).

Autrement dit – l'actualisation par des exemples :

Si je renonce aujourd'hui à x euros en différant une coupe finale de t années (avec l'espoir d'avoir plus de gros bois pour mieux la vendre), à quel prix y devrai-je la vendre dans t années pour que la prolongation de l'âge d'exploitation en vaille la peine ? Bien sûr, y doit être supérieur à x, et la différence (y – x) doit être supérieure au rendement attendu compte tenu des intérêts composés du placement, au taux d'actualisation, de la somme x . Par exemple, la valeur capitalisée de 1 000 € investis pour 50 ans à un taux de 2 % serait de 2 700 € : il faudrait que le produit de la vente différée soit au moins de 2 700 € pour que l'opération soit financièrement rentable dans ces conditions.

L'actualisation traduit en effet le coût d'opportunité de l'immobilisation financière. Autrement dit, l'actualisation traduit (entre autres) le fait que l'on préfère disposer d'une somme (ou d'un bien) le plus tôt possible.

Plusieurs raisons incitent à considérer que la valeur monétaire actuelle d'un bien futur n'est pas identique à la valeur monétaire qu'il aura dans le futur.

La première raison est celle de la **préférence pure pour le présent** : les agents accordent plus de valeur à un euro perçu aujourd'hui qu'à un euro perçu dans une ou plusieurs années. Ainsi, pour qu'il soit économiquement intéressant de différer une recette, le bénéfice futur doit être plus grand que le bénéfice actuel. On préfère recevoir 1 € aujourd'hui que 1,5 € plus tard, non pas en raison de l'inflation (exclue du raisonnement), mais par pure impatience de consommer et aussi à cause de l'incertitude sur l'avenir (risque de ne pas être payé, ou de tomber malade et de ne pas pouvoir profiter de ce bien futur).

La préférence pure pour le présent dépend de chaque individu. Elle a été très discutée par les économistes, notamment Ramsey (1928). Certains considèrent que si elle peut s'appliquer pour un individu, elle ne devrait pas en revanche s'appliquer pour des projets publics envisagés par une nation ou une société humaine, dont l'horizon temporel est celui de nombreuses générations futures. En outre, chaque individu a sa propre préférence pour le présent, et il y a autant de taux de préférence pour le présent que d'agents économiques privés (ici, des propriétaires forestiers).

La deuxième raison tient à la valeur accordée aux biens et services, aujourd'hui et dans le futur, **en fonction de leur utilité marginale et du taux de croissance**. L'utilité marginale d'un bien correspond au consentement maximal à payer pour obtenir une unité supplémentaire de ce bien : si je dispose déjà d'un tracteur, quel prix maximal suis-je prêt à accepter pour disposer d'un tracteur supplémentaire ? Dans un contexte de croissance économique certaine, les générations à venir seront plus riches que les générations actuelles, et l'utilité marginale (on dit aussi satisfaction additionnelle) qu'elles retireront des produits de consommation diminuera d'autant plus que ces produits seront abondants et disponibles en plusieurs exemplaires (cf. Figure 1). À cause de la croissance, les produits futurs auront moins de valeur, ... et l'actualisation est la manière de prendre en compte cette réalité : actualisation au taux auquel décroît l'utilité marginale des biens futurs.

Autrement dit, sous l'hypothèse d'une croissance économique certaine, les coûts futurs doivent être actualisés parce que les générations futures seront plus riches et mieux à même de les assumer ; les bénéfices futurs doivent être actualisés parce qu'ils représentent, du fait de la croissance, une fraction décroissante de la richesse des générations futures.

Autrement dit encore, en l'absence d'incertitude sur le taux de croissance, l'effet richesse implique que les générations (ou le propriétaire) d'aujourd'hui ne sont prêtes à sacrifier une partie de leur consommation en faveur des plus riches générations futures que si la rentabilité de cet investissement est supérieur à un seuil minimum, qui est le taux d'actualisation.

En résumé, à croissance économique certaine, plus l'horizon considéré est lointain, moins on consent d'effort à renoncer aux revenus présents : c'est **l'effet richesse**, qui justifie l'actualisation.

Plaçons-nous maintenant dans un contexte d'incertitude sur la croissance à venir. Dans ce cas, on consentira à se sacrifier plus aujourd'hui, en "mettant de côté" pour mieux affronter l'incertitude future : c'est **l'effet précaution**, qui au contraire de l'effet richesse doit inciter à diminuer les taux d'actualisation. L'effet précaution nous incite par exemple à préserver la diversité génétique des peuplements ou les mélanges d'essences, même si c'est plus coûteux ou compliqué à mettre en œuvre, de manière à mieux faire face à l'incertitude quant aux réactions des écosystèmes forestiers aux changements climatiques en cours.

2. Actualisation dans le cas de biens et services environnementaux

Si tous les économistes en revanche adhèrent à l'idée d'actualiser les biens et services en raison de l'effet richesse, en modulant plus ou moins la valeur du taux en fonction de l'effet précaution, il convient néanmoins d'analyser l'effet richesse en fonction des différentes catégories de biens et services considérés, qui rejoint, comme on l'a vu précédemment, l'utilité marginale qui en est retirée.

Contrairement aux biens et services produits par l'homme et qui sont de plus en plus nombreux avec le temps dans un contexte de croissance économique constante, les services écosystémiques ne sont guère susceptibles d'être produits en plus grande quantité à l'avenir, dans ce même contexte. Dans le cadre de la croissance économique, l'actualisation est justifiée lorsqu'elle s'applique à des produits de consommation dont l'utilité marginale décroît avec le temps du fait même de la croissance. Mais si l'on considère des biens et services environnementaux comme la biodiversité ou la fertilité des sols forestiers qui, du fait de la pollution ou de la dégradation des habitats liés à cette même croissance, sont de moins en moins abondants, on ne peut pas considérer que l'utilité marginale retirée de ces biens et services diminuera dans le futur – au contraire ! L'actualisation ne se justifie que pour les biens et services qui deviendront de plus en plus abondants – des biens manufacturés par exemple.

Si, d'un point de vue éthique, nous partons du principe que nos petits-enfants accorderont au patrimoine naturel forestier et à sa biodiversité la même valeur que nous (voire une valeur plus élevée, si ces biens deviennent plus rares), le taux d'actualisation pour l'évaluation *de ces bénéfiques-là* (nous ne parlons pas ici des ventes de bois par exemple) devrait être nul, voire négatif.

En résumé, selon que les biens et services environnementaux évalués (par exemple l'existence de très gros bois, de vieux peuplements, de bois mort, et les bénéfiques écologiques associés, comme la fertilité des sols) seront moins, plus, ou également disponibles à l'avenir, le taux d'actualisation qui leur est appliqué devrait être respectivement négatif, positif, ou nul. Pour des éléments très rares à protéger, la décision de protection se place dans une logique d'action politique qui transcende la rationalité économique (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009 p. 124).

Le problème se pose notamment lorsque l'on veut intégrer tous les coûts et avantages dans l'évaluation économique d'un projet, y compris les biens et services environnementaux ou humains (autres que marchands).

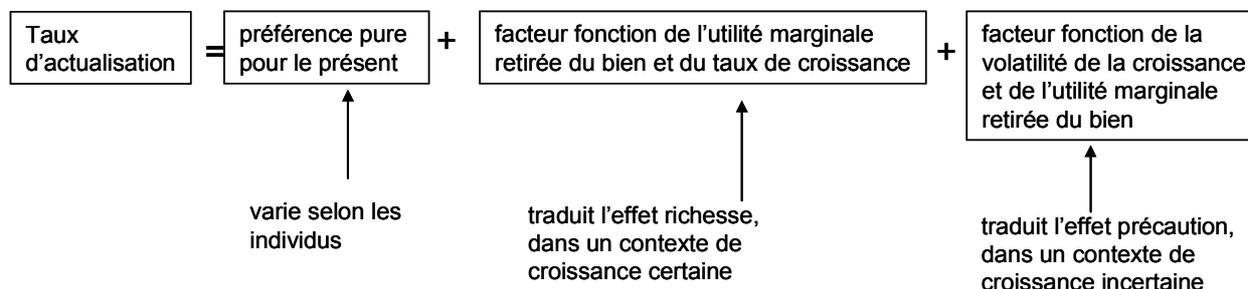


Figure 1. Le taux d'actualisation est constitué de trois parties : la première est la préférence pure pour le présent, c'est-à-dire la préférence pour un bénéfice immédiat plutôt qu'ultérieur. Elle dépend du point de vue auquel on se place : propriétaire, collectivité ou nation. Elle varie d'un propriétaire à l'autre : celui qui conçoit sa forêt avant tout comme un patrimoine familial à transmettre peut avoir une préférence pour le présent moins élevée qu'un autre dont la forêt est source principale de revenus. Elle peut être nulle. La seconde traduit l'effet richesse, et dépend du niveau d'utilité marginale des biens futurs en fonction de la croissance économique. À croissance économique certaine et constante, les produits de consommation courante seront plus abondants dans le futur et l'utilité marginale qu'on en retire sera moindre (le propriétaire qui s'équipe d'un quatrième tracteur parce que les prix baissent retire de ce quatrième tracteur une utilité marginale moindre que celle du premier tracteur). Même en l'absence de préférence pure pour le présent, la croissance économique justifie l'actualisation des biens et services produits par l'homme, toujours plus nombreux dans ce contexte : la valeur de ces biens futurs, très abondants, doit être moindre, exprimée en valeur actuelle, compte tenu de la moindre utilité qui en sera retirée dans le futur. En revanche, si l'on considère les biens et services environnementaux que l'on peut mettre dans la balance des analyses coûts-avantages (biodiversité, fertilité des sols par exemple), on ne peut pas considérer que leur utilité marginale diminuera. Au contraire, du fait de la pollution, de la dégradation anthropique des habitats, ces biens et services deviendront de plus en plus rares et leur utilité marginale augmentera : ils seront dans le futur plus précieux, et leur actualisation n'est pas justifiée. Enfin, la troisième partie, l'épargne de précaution, incite à réduire d'autant plus le taux d'actualisation que les incertitudes sur la croissance à venir sont grandes (et elles le sont d'autant plus que le terme considéré est lointain).

2. Quelles sont les questions soulevées par l'actualisation, dans le cas de projets à long terme ?

Dans notre problématique, la répercussion économique de pratiques pour la biodiversité est évaluée en comparant le bénéfice net actualisé, sur une infinité de rotations, d'un itinéraire de référence et d'un itinéraire intégrant la pratique à évaluer. Il s'agit de voir si le coût de l'effort marginal (pratiques supplémentaires)

de préservation de la biodiversité est égal à la valeur marginale de la biodiversité préservée.

Compte tenu de la durée longue des itinéraires sylvicoles comparés, une différence de quelques dixièmes de points sur le taux d'actualisation peut changer radicalement les résultats des évaluations, et les choix qui en découlent (cf. par exemple figure 1 de l'annexe 2). La dépréciation des enjeux futurs (flux financiers, ou valeurs futures des biens et services) tend à écraser le long terme et peut conduire à négliger certaines conséquences graves (par exemple une baisse de fertilité), du seul fait qu'elles interviennent à une date éloignée.

Tableau 1.	Valeur actualisée d'une vente de 10 000 € aux dates suivantes			
	$VAN = V / (1+taux)^{durée}$			
Taux d'actualisation	30 ans	100 ans	200 ans	300 ans
2 %	5521	1380	191	26
4 %	3083	198	4	≈0
8 %	994	5	≈0	≈0

Dans le cas des îlots de vieillissement, l'actualisation dévalorise fortement les recettes de coupes finales qui, par définition des îlots, sont différées à une date très tardive de l'itinéraire. Par construction, l'actualisation conduit à minorer les flux, positifs ou négatifs, d'autant plus qu'ils interviennent à une date éloignée dans le temps. Le tableau 1 montre bien que :

- sur chaque ligne : plus on considère des flux éloignés dans le futur, plus leur valorisation est faible (en valeur actuelle)
- sur chaque colonne : plus le taux d'actualisation est élevé, plus cet effet d'écrasement est important.

La difficulté dans les projets à long terme est d'intégrer les incertitudes.

Comme l'incertitude sur l'avenir augmente avec le long terme, le taux d'actualisation doit diminuer d'autant plus que le terme considéré est éloigné (l'effet précaution vient contrebalancer l'effet richesse) : cela devrait inciter à utiliser pour les projets forestiers des taux plus faibles que le taux utilisé en l'absence d'incertitude sur la croissance, lequel est en général estimé à 4% (il est estimé en observant comment les jeunes ménages acceptent de sacrifier leur consommation courante en épargnant pour augmenter leur consommation future, malgré la croissance certaine).

C'est pourquoi le rapport Stern sur l'économie du changement climatique a choisi d'utiliser un taux d'actualisation faible de 1,4 %, et le Commissariat Général au Plan préconise pour les projets publics de long terme un taux d'actualisation décroissant de 4 à 2%, selon la courbe de la Figure 2.

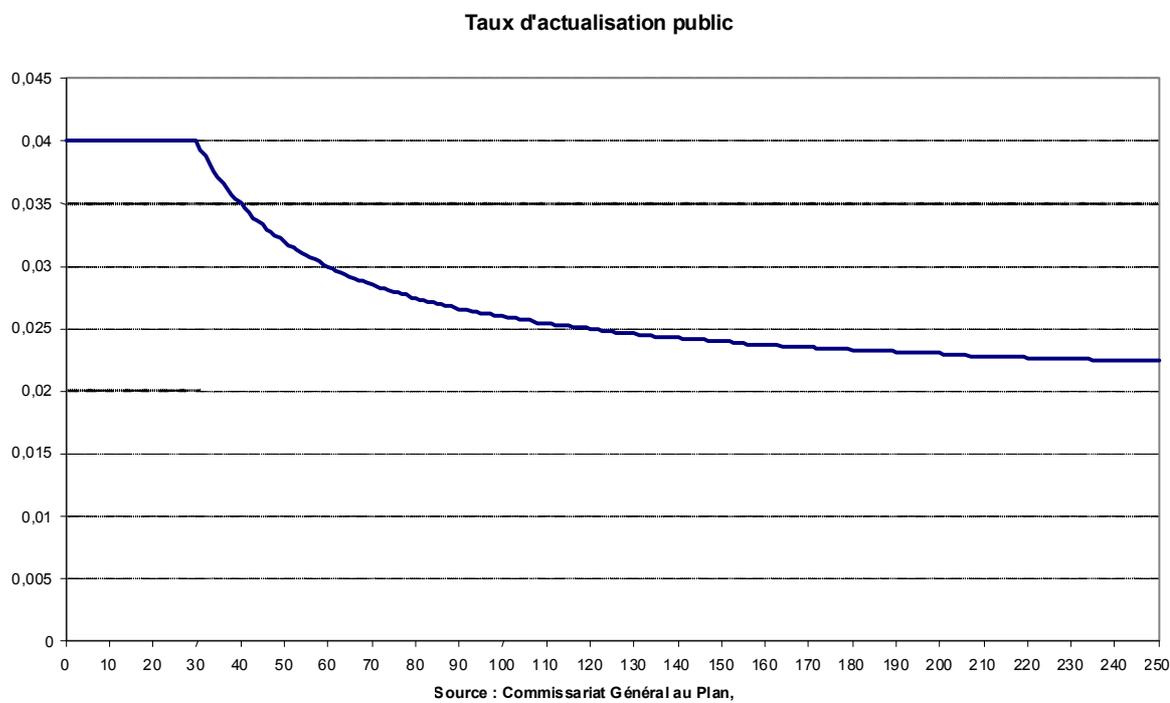


Figure 2. Taux d'actualisation préconisé dans les projets d'investissements publics (Commissariat Général du Plan, 2005). Le taux est décroissant de 4% pour les projets de court terme (moins de 30 ans) à 2 % au-delà. Il est établi selon la formule :

$$r = 4\% \text{ pour } t < 30 \text{ ans ; } r = \sqrt[t]{(1,04^{30} \times 1,02^{(t-30)})} - 1 \text{ pour } t \geq 30$$

L'actualisation est-elle compatible avec les préoccupations de long terme pour la biodiversité ou la gestion durable des forêts ?

Imaginons qu'un forestier souhaite investir dans un réseau de desserte pour mieux vendre une coupe dans 30 ans (vendre une coupe 15 000 € plutôt que 5 000 €, soit un gain de 10 000€). Si un taux de 4% est utilisé, il n'est souhaitable de réaliser la desserte que si la dépense immédiate qu'elle occasionne est inférieure à la valeur actualisée de gain futur, soit 3083 €. Avec ce seul critère, peu d'investissements à long terme seraient engagés.

Dans ce cas, le calcul économique est mal adapté pour apporter une aide à la décision, l'utilité retirée de la pratique à évaluer n'apparaissant qu'à très long terme. C'est le même problème pour des pratiques visant à préserver la fertilité des sols, ou la résilience des peuplements.

Ces difficultés conduisent à adapter l'actualisation pour les projets de long terme, surtout concernant les biens et services environnementaux, soit en adoptant des taux d'actualisation décroissants avec le temps, soit en actualisant à des taux très bas (en considérant comme quasi nulle la préférence pure pour le présent).

Il ne s'agit pas de refuser l'actualisation (cela reviendrait à consentir beaucoup d'efforts pour le très long terme en sacrifiant le moyen terme). Le rapport du Commissariat général du Plan sur la révision des taux d'actualisation dans les investissements publics conclut que, outre un taux décroissant au-delà de 30 ans, le long terme et les incertitudes qui y sont liées doivent être pris en compte dans **l'évolution relative des prix des biens considérés** : évolution croissante des prix des biens naturels de plus en plus rares, évolution décroissante des prix des biens manufacturés qui bénéficient du progrès technique. Pour des biens naturels irremplaçables et contribuant significativement au bien-être, il conviendrait (règle de Hotelling) de leur attribuer un prix implicite s'accroissant au rythme du taux d'actualisation – ce qui revient à leur attribuer une valeur potentiellement infinie pour des raisonnements à très long terme (Commissariat Général du Plan, 2005).

Il existe d'autres approches théoriques alternatives à la comparaison de valeurs nettes *actualisées*, mais leur mise en œuvre est encore trop difficile (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009 p. 173).

Tableau 2.			
Valeur actualisée d'une vente de 10 000 € aux dates suivantes			
$VAN = V / (1+\text{taux})^{\text{durée}}$			
30 ans (taux de 4%)	100 ans (taux de 2,6%)	200 ans (taux de 2,3%)	300 ans (taux de 2,2%)
3083	771	106	15
Taux décroissant avec le temps, passant de 4% à 30 ans à 2% à l'infini			

3. Comment fixer le taux d'actualisation ? Revue de la littérature.

Nous avons compris par ce qui précède que nous n'avons pas le choix d'actualiser ou non : l'actualisation a sa raison d'être. Mais nous avons à choisir la valeur du taux d'actualisation, en fonction des critères qui l'influencent : niveau de préférence pure pour le présent, contexte de croissance économique, nature des biens et services à évaluer (biens produits par l'homme ou de plus en plus abondants ou biens environnementaux qui se raréfient), durée prise en compte (long ou court terme).

Dans les projets forestiers, il y a plusieurs manières de choisir le taux d'actualisation. Les trois plus fréquentes sont les suivantes :

- on peut chercher à ce que le taux reflète les valeurs de fonds pratiquées sur le marché actuel des ventes de biens forestiers. On applique alors le principe selon lequel la valeur d'un bien est égale à la totalité des bénéfices nets que l'on peut retirer de ce bien. Dans notre cas, la valeur du fonds (sol nu et ses potentialités forestières) est donc égale à la valeur actualisée des bénéfices (recettes – dépenses) réalisées sur une infinité d'itinéraires. Cela permet de poser l'égalité entre la valeur du fonds forestier et le BASI (Bénéfice Actualisé en Séquence Infinie, ou critère de Faustmann, qui est la somme des bénéfices nets actualisés). Dès lors, les différents paramètres en jeu sont les dépenses et recettes, le taux d'actualisation utilisé et la valeur du fonds. Les recettes et dépenses étant données, le taux d'actualisation est lié au fonds : on peut fixer l'un pour en déduire l'autre. En l'occurrence, connaissant la valeur du fonds sur le marché, à partir des indications des SAFER par exemple, on peut en déduire la valeur du taux d'actualisation ;
- on peut aussi fixer le taux d'actualisation comme une donnée, en fonction d'un niveau de préférence pour le présent, du plus ou moins long terme considéré et du niveau d'incertitude sur l'avenir. En pratique, dans le secteur forestier, les valeurs de taux ainsi fixées varient selon les sensibilités entre 1 et 4 % ;
- on peut enfin appliquer des formules de calcul du taux, décroissant, en fonction du temps :
 - le Commissariat Général du Plan (2005) préconise pour les projets publics un taux de 4 % pendant 30 ans, puis décroissant de 4 à 2 % au-delà (cf. formule en figure 2) ;
 - les Ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture (2004) adoptent la formule suivante pour l'indemnisation du maintien d'arbres sénescents en zone Natura 2000 : $t = 0,06 \times e^{-A/100}$, où A est l'âge d'exploitabilité du peuplement.

L'analyse de la littérature montre que, dans la pratique, les taux utilisés dans la grande majorité des études sont fixés arbitrairement avec des valeurs rondes (2, 3 ou 4%) – cf. tableau 3.

Les recherches plus récentes envisagent des simulations en environnement stochastique : les modèles de processus de décision de Markov généralisent la formule de Faustmann à partir des distributions de probabilité des valeurs de taux d'actualisation – ainsi que des prix ou des états futurs du peuplement (Buongiorno, 2001). Dans ces modèles, ce sont des chaînes de Markov qui permettent de passer d'un taux d'actualisation à un autre.

Références:

- Buongiorno, J., 2001. Generalization of Faustmann's formula for stochastic forest growth and prices with Markov decision process models. *Forest Science*, 47, 4 Y2 - Nov N1 - IS, p. 466-474.

- Chevassus-au-Louis B., Salles J., Bielsa S., Richard D., Martin G. et Pujol J., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes ? Contribution à la décision publique*. Centre d'Analyse Stratégique, Paris, 376 p.
- Commissariat Général du Plan .., 2005. *Révision du taux d'actualisation des investissements publics. Rapport du groupe d'experts présidé par Daniël Lebègue*. Commissariat Général du Plan, Paris, 112 p.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et Ministère de l'Agriculture de l'alimentation, de la Pêche et de la Ruralité, 2004. Circulaire DNP/SDEN/2004-3 DGFAR/SDSTAR/C-2004-5046 du 24 décembre 2004 relative à la gestion contractuelle des sites Natura 2000. Ministère de l'Ecologie (DNP), Ministère de l'Agriculture (DGFAR), Paris, 118 p.
- Ramsey F., 1928. A mathematical theory of saving. *Economic journal*, 38, p. 543-559

Tableau 3. Taux d'actualisation utilisés dans la littérature forestière				
Référence	Essences principales	Pays	Taux d'actualisation et mode d'obtention	Propos de l'article
Lamas, T., Thuresson, T. & Holm, S. (1996). A cost function estimating the loss due to extended rotation age. <i>Scandinavian Journal of Forest Research</i> , 11 , 193-199.	P. sylvestris P. abies	Suède	3 % Fixé arbitraire	Définit une fonction qui calcule le coût d'exploiter au-delà de l'âge optimum économique, à partir d'un échantillon de peuplements matures. Fonction de la forme : $f(t) = PV_{\max} (1 - e^{-(tY)})^Z$ Y et Z : paramètres liés à la maturité du peuplement et à la vitesse à laquelle augmente le coût d'exploitation retardée; Obtenu par régression non linéaire (regressor factors = paramètres du peuplement), à partir de données "observées" calculées par : perte = valeur de consommation actuelle – valeur actualisée de consommation dans t années (sur la base d'un modèle de croissance); Souligne la difficulté à étudier des prolongation d'âge d'exploitabilité au-delà de 45 ans, les modèles de croissance n'étant pas calibrés pour cela.
Terreaux, J. (2008) Taux d'actualisation décroissants et cohérence temporelle des décisions de sylviculture. <i>Revue Forestière Française</i> 60 , 467-476.			2 à 4 % Selon fonction décroissante de taux en fonction du temps	Généralise la formule de Faustmann en y introduisant des taux d'actualisation décroissants (grâce à la fonction décroissante du taux en fonction du temps, donnée par le [Commissariat Général du Plan, 2005 #104739]). En contexte déterministe (cas de la formule classique de Faustmann), l'utilisation de taux décroissants aboutit à des décisions incohérentes. En contexte aléatoire (avec acquisition d'informations au fil du temps), on peut utiliser des taux décroissants.
Ranius, T. et al., 2005, Cost-efficiency of	Picea abies	Suède	3 % Fixé arbitraire	Calcule le rapport " quantité de bois mort obtenue / coût d'opportunité " (une espèce de rapport qualité/prix) pour 5 pratiques

Tableau 3. Taux d'actualisation utilisés dans la littérature forestière				
Référence	Essences principales	Pays	Taux d'actualisation et mode d'obtention	Propos de l'article
measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests, <i>Forest Ecology and Management</i> , 206, pp. 119-133			(2 et 4 % testés aussi)	en faveur du bois mort : maintien de sur-réserves ; création de chandelles (souches hautes) ; scarification manuelle du sol (au lieu de broyage) après coupe rase, allongement de l'âge d'exploitabilité, maintien d'arbres morts ou sénescents. Le coût d'opportunité est évalué par différence entre la valeur actualisée maximale du peuplement et la valeur actualisée de l'itinéraire intégrant l'une des pratiques étudiées, via la formule de Faustmann. L'âge d'exploitabilité correspondant à la valeur actualisée maximale est calculé par optimisation (itérations), via un programme de calcul économique tout fait. La quantité de bois mort retenue est la valeur moyenne des quantités de bois mort évaluées sur l'ensemble de l'itinéraire, en supposant que la même gestion est appliquée sur le très long terme (à partir d'un modèle de croissance, de données de mortalité issues de l'inventaire forestier, et d'un modèle de dynamique de bois mort). NB. Le taux d'actualisation (2, 3 ou 4%) ne fait pas varier beaucoup le ratio quantité BM / coût d'opportunité.
Orois, S.S., Chang, S.J. and Gadow, K.v. (2004) Optimal residual growing stock and cutting cycle in mixed uneven-aged maritime pine stands in Northwestern Spain. <i>Forest Policy and Economics</i> 6, 145-152.	Pin maritime (F.IRR.)	Espagne	1, 4 et 7% Fixés arbitrairement	But : 1) Déterminer, sur la base de critères financiers, la fréquence optimale de coupes et le stock sur pied optimal à laisser en futaie mixte (mélange avec feuillus) irrégulière de pin maritime. 2) Comparer futaie régulière et futaie irrégulière Analyse de sensibilité sur taux d'actu : ne compare pas les valeurs de BASI obtenues, mais regarde simplement si le meilleur BASI correspond toujours au même itinéraire ou pas. Par ex., à taux d'actu de 1 ou de 4%, c'est toujours l'option "une coupe tous les 5 ans et un stock sur pied résiduel de 133 m ³ /ha" qui est la meilleure, tandis qu'avec un taux d'actu de 7%, c'est l'option "une coupe tous les 4 ans et un stock sur pied résiduel de 73 m ³ /ha" qui est la meilleure".

Tableau 3. Taux d'actualisation utilisés dans la littérature forestière				
Référence	Essences principales	Pays	Taux d'actualisation et mode d'obtention	Propos de l'article
				Plus le taux d'actualisation augmente, plus le coût d'opportunité de garder sur pied du stock de bois est fort : la solution la meilleure est celle qui vise le moindre volume sur pied après coupe. Si on prend une gamme de prix de 20% moins optimiste, les BASI changent bien sûr mais les meilleures options pour un taux d'actualisation donné restent les mêmes.
Touza, Termansen and Perrings (2008) A Bioeconomic Approach to the Faustmann-Hartman Model: Ecological Interactions in Managed Forest. <i>Natural Resource Modeling</i> 21 , 551-581.	Pin maritime	Espagne	2 % fixé arbitrairement	Intègre les bénéfices non marchands d'un peuplement (supposés être fonction du volume sur pied) dans le modèle de Faustmann. Etablit le lien entre un modèle bioéconomique (modèle économique en fonction du volume sur pied, intégrant bénéfices marchands et bénéfices non marchands) et le modèle de Faustmann (modèle économique en fonction de l'âge des peuplements, donc uniquement pour des peuplements réguliers) : la formule de Faustmann-Hartmann apparaît comme un cas particulier d'un modèle bioéconomique. Approche théorique, puis simulation numérique sur futaie de pin maritime.
Möhring, B. and Rüping, U. (2008) A concept for the calculation of financial losses when changing the forest management strategy. <i>Forest policy and economics</i> 10 , 98-107.	Hêtre - Épicéa	Basse Saxe	1,5 % (fixé empiriquement, en calculant le BASI d'itinéraires observés en basse-Saxe)	Propose une méthode d'évaluation d'itinéraire sylvicole utilisant l'Annuité Constante Equivalente plutôt que la Valeur Actualisée Nette. Formellement, ACE et VAN sont équivalentes et se déduisent l'une de l'autre ; mais elles diffèrent du point de vue de l'interprétation : le critère de choix VAN fait référence à une date d'actualisation (coût total d'un projet à la date de décision du projet), tandis que l'ACE fait référence à une période (représente le coût annuel moyen d'un projet sur la totalité de sa durée). L'auteur utilise l'ACE et la calcule sur tout <u>ou partie</u> du projet (si on la calcule sur une partie du projet seulement, cela revient à actualiser par rapport à une date intermédiaire). Simulations numériques sur itinéraires de

Tableau 3. Taux d'actualisation utilisés dans la littérature forestière				
Référence	Essences principales	Pays	Taux d'actualisation et mode d'obtention	Propos de l'article
				croissance et récoltes simulés à partir de tables de production. Présentation originale des résultats : ACE données pour différents âges et durées de rotations, en intégrant le calcul à une date intermédiaire, qui tient compte de la valeur des éclaircies et de la valeur de consommation du peuplement restant après coupe (le forestier, à chaque fois, a le choix de couper totalement le peuplement restant et de régénérer, ou bien de le laisser grandir et de régénérer plus tard. Les simulations tiennent compte de ces 2 possibilités et présentent les résultats par périodes d'itinéraires (ex. ACE entre 0 et 30 ans, entre 20 et 50 ans etc.)
Hanewinkel, M., Hummel, S. and Cullmann, D. (2010) Modelling and economic evaluation of forest biome shifts under climate change in Southwest Germany. .			2 % et autres, fixés arbitrairement	Simulation de l'effet de scénarios de changements climatiques sur les pessières allemandes (avec remplacement de l'épicéa par du hêtre). Evaluation des impacts attendus sur la valeur du fonds forestier. Analyse de sensibilité sur le taux d'actualisation.
Dole, D. (1999) Implicit Valuation of Non-Market Benefits in Even-Aged Forest Management. <i>Environmental and Resource Economics</i> 13 , 95-105.	Douglas	Etats-Unis	3, 5 et 7 %, fixés arbitrairement	Etablit une formule permettant d'évaluer la valeur minimum des valeurs non marchandes d'un peuplement compatibles avec une durée de rotation optimum t , tenant compte à la fois des flux marchands et non marchands. Le principe est d'utiliser le modèle de Faustmann-Hartmann comme une condition de premier ordre : âge d'exploitabilité qui maximise la somme des valeurs des flux marchands et des services non-marchands. La valeur minimale des services non marchands est alors

Tableau 3. Taux d'actualisation utilisés dans la littérature forestière				
Référence	Essences principales	Pays	Taux d'actualisation et mode d'obtention	Propos de l'article
				<p>une fonction de la somme des flux marchands et de l'âge d'exploitabilité optimum. On en déduit une équation différentielle dont la solution donne la valeur minimale des services non-marchands en fonction de la valeur du fonds, de la croissance du peuplement et de la valeur monétaire des bois.</p> <p>Application numérique en peuplement de Douglas.</p>

Annexe 4

Que sait-on des relations entre pratiques de préservation de la biodiversité forestière et services écosystémiques ? État des connaissances et implications pour la gestion.

Yoan PAILLET, Marion GOSSELIN, 2009

Que sait-on des relations entre pratiques de préservation de la biodiversité forestière et services écosystémiques ? État des connaissances et implications pour la gestion

Yoan Paillet & Marion Gosselin

Cemagref, équipe Biodiversité, UR Ecosystèmes Forestiers, Domaine des Barres, 45290 Nogent-sur-Vernisson, France

Introduction

Face à l'érosion de biodiversité que connaissent l'ensemble des écosystèmes (Teyssède, 2004), le MEA (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) a mis en évidence le rôle central de la biodiversité pour le bien-être humain, au travers de la notion de service écosystémique ("ecosystem service", bénéfique que les êtres humains retirent des écosystèmes, cf. Encadré 1). Le MEA identifie trois catégories de services :

1. les services "d'approvisionnement" ou de "prélèvement" sont les produits issus des écosystèmes : aliments, matériaux (dont le bois) et fibres, eau douce, air, combustibles ;
2. les services de "régulation" désignent la capacité à moduler dans un sens favorable à l'homme certains processus écologiques comme le climat, la qualité de l'air, l'occurrence et l'intensité des inondations ou des maladies ;
3. les services "culturels" sont les bénéfices immatériels d'ordre spirituels, esthétiques, récréatifs ou éducationnels, liés aux écosystèmes (cf. encadré 2).

En amont de ces trois catégories, les services "d'auto-entretien" comme le recyclage de nutriments ou la production primaire n'ont pas une utilité directe pour l'homme mais sont considérés comme des services (indirects) car ils conditionnent le bon fonctionnement des écosystèmes, donc la permanence des autres services. Si les services écosystémiques résultent d'une vision relativement utilitariste de l'écosystème, les processus qui les régissent ne dépendent pas de l'utilité retirée par l'Homme (Wallace, 2007). Ainsi, la distinction entre service et fonctionnement est assez claire et la réalisation des services dépend du bon fonctionnement de l'écosystème.

Quel est le rôle de la biodiversité dans ces services rendus par les écosystèmes ?

La contribution directe de la biodiversité aux services écosystémiques est de plusieurs ordres.

D'une part, la réalisation de ces services dépend du fonctionnement de l'écosystème. L'écosystème est alors vu comme un outil de production, qui regroupe l'ensemble des échanges de matière et d'énergie, et conditionne les processus de production primaire, de

pédogénèse et de relations trophiques (minéralisation, prédation, parasitisme, symbiose). Ces échanges (ou processus) impliquent des organismes vivants, de natures et de fonctions variées (espèces, gènes, groupes fonctionnels) : ils impliquent donc une partie au moins de la biodiversité. Concrètement, cet article aborde le passage de ces éléments de biodiversité (structures ou processus biologiques) aux "fonctions" de l'écosystème (cf. Fig. 1).

D'autre part, de plus en plus de travaux s'interrogent sur le lien entre diversité (*i.e.* non seulement la présence d'organismes vivants, mais aussi leur diversité – richesse et abondance) et fonctionnement est, en partie au moins, corrélée au fonctionnement des écosystèmes (*e.g.* productivité, transferts de matière, d'énergie, stabilité, résistance à la sécheresse...). La plupart de ces travaux concernent les prairies, le plus souvent en conditions expérimentales (cf. Tilman, 2005). En forêt, les études faisant le lien entre biodiversité et fonctionnement de l'écosystème sont par contre relativement rares et les résultats souvent partiels. En effet, si les systèmes herbacés se prêtent bien à ce genre d'études (facilité de manipulation, contrôle des espèces, systèmes équiennes, durée de vie courte, résultats à chaque saison de végétation), les expérimentations en forêt sont plus lourdes à mener et doivent s'envisager sur le long terme (cf. BIOTREE experiment, Scherer-Lorenzen *et al.*, 2007). Pourtant la compréhension du lien entre biodiversité et fonctionnement de l'écosystème est essentielle à une meilleure prise en compte de la biodiversité dans la gestion "durable" des ressources. Partant de ce constat, la synthèse de Scherer-Lorenzen *et al.* (2005), centrée sur les forêts tempérées et boréales, constitue un "état 0" des connaissances sur les relations entre diversité et fonctionnement de l'écosystème forestier. Les conclusions présentées ici s'appuient donc très largement sur cet ouvrage, ainsi que sur d'autres synthèses récemment publiées.

En pratique, et contrairement aux études expérimentales citées plus haut, le forestier ne manipule pas directement la biodiversité dans une optique de réflexion sur le fonctionnement de l'écosystème, mais il adapte ses pratiques sylvicoles pour prendre en compte la biodiversité. Nous avons donc choisi de présenter des résultats sous l'angle des relations entre des pratiques préconisées en faveur de la biodiversité (Gosselin et Paillet, sous presse) et le fonctionnement de l'écosystème forestier. Ces mesures sont de deux ordres :

- sylvicoles : diversification des traitements, mélange d'essences, régénération naturelle, préservation des sols. Ces mesures répondent à des actes de gestion courante et sont sous l'influence directe du sylviculteur ;
- conservatoires : conservation de bois mort et création d'îlots de vieux bois, préservation des milieux intra-forestiers et des zones humides. Ces mesures relèvent plus d'une volonté de préservation de la biodiversité par le propriétaire et ne dictent pas directement les décisions de gestion courante.

Le rapport entre mesures sylvicoles, en particulier le mélange d'essences, et fonctionnement de l'écosystème (productivité, résistance aux ravageurs) est l'aspect le plus traité dans la bibliographie scientifique alors que le rapport entre mesures conservatoires et fonctionnement de l'écosystème n'est que partiellement abordé.

Cet état des connaissances bibliographiques intéresse directement les gestionnaires et les propriétaires forestiers qui sont de plus en plus confrontés à des exigences sociétales liées à la préservation de la biodiversité sans pour autant réussir à identifier les avantages sylvicoles à mettre en œuvre de telles mesures. D'autre part, des données précises sur le rapport entre fonctionnement de l'écosystème forestier et biodiversité sont les éléments manquants des évaluations économiques de pratiques en faveur de la biodiversité (Chevalier et al., 2009a, b). Cette synthèse a donc également pour but de définir des pistes de réflexion pour une meilleure évaluation économique de ces mesures dans les méthodes de type coûts-avantages.

Dans une première partie, cet article présente un historique des études des relations entre diversité des espèces et fonctionnement, en présentant leurs hypothèses et les questions soulevées par l'interprétation des résultats. Nous donnons ensuite des résultats d'études en milieu forestier, faisant le lien soit entre biodiversité et services écosystémiques, soit entre pratiques sylvicoles favorables à la biodiversité et services écosystémiques. Nous abordons ces services selon les catégories définies par le MEA, du point de vue du processus écologique qui conditionne leur réalisation. Nous réservons le terme "essence" aux arbres forestiers et utilisons le terme "espèce" pour désigner toute espèce de flore et de faune.

Relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes : historique des hypothèses théoriques et mises en évidence expérimentales

La question du rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes est ancienne : dans sa synthèse, Bolger (2001) mentionne que Darwin déjà, en 1859, suggérait que la diversité des espèces augmentait la productivité de l'écosystème. Mais cette question a pris une importance accrue avec la prise de conscience du déclin rapide de la biodiversité : si des espèces disparaissent (jusqu'à la moitié dans le siècle à venir, selon certaines estimations), le fonctionnement des écosystèmes s'en trouvera-t-il affecté ? Est-ce que toutes les espèces sont importantes pour le fonctionnement des écosystèmes, ou bien un écosystème peut-il fonctionner avec un nombre restreint d'espèces ?

Les principales questions successivement abordées sont les suivantes :

- la diversité des espèces augmente-t-elle la stabilité de l'écosystème ? Par stabilité, on entend la stabilité de paramètres agrégés à l'échelle de la communauté, comme la

biomasse totale. La stabilité recouvre à la fois les notions de "résistance" et de "résilience".

- La richesse spécifique, indépendamment de l'identité des espèces présentes, influence-t-elle le fonctionnement de l'écosystème ? Le fonctionnement est évalué au travers de processus comme la production totale de biomasse, la résistance à la sécheresse, le taux de recyclage des nutriments.
- Un niveau minimal de diversité est-il requis pour que l'écosystème fonctionne ? S'il est évident qu'un certain niveau de biodiversité est nécessaire au fonctionnement d'un écosystème (a minima, des producteurs primaires, des décomposeurs), la détermination de ce niveau est loin d'être simple.
- Y a-t-il des espèces fonctionnellement redondantes ? Si oui, toutes les espèces ne sont pas forcément nécessaires au fonctionnement de l'écosystème : la disparition d'une espèce ne modifie pas les principaux fonctionnements de l'écosystème si tant est qu'il reste au moins une espèce compétente pour chaque grande fonction.
- Quel facteur joue le plus : la diversité des espèces en soi ou bien la présence de certaines espèces-clefs ?

L'hypothèse de relation stabilité - diversité

L'hypothèse de relation entre diversité et stabilité de l'écosystème date des années 50. D'abord largement acceptée, elle est à nouveau débattue. En effet, de nombreuses études dans les années 70 à 90 ont tenté de tester de cette hypothèse en conditions expérimentales ou *in situ*, mais n'ont pas donné pas de réponse univoque. Bolger (2001) recense les étapes suivantes :

Elton (1958) avançait que les communautés pauvres en espèces (dans l'Arctique par exemple) étaient moins stables que les communautés plus complexes. MacArthur (1955) développe une hypothèse de relation entre stabilité et diversité selon laquelle augmenter le nombre d'espèces en interaction trophique conduirait à augmenter la capacité de chaque population à maintenir son abondance après perturbation. Mais ces hypothèses initiales sont bousculées par des recherches menées par la suite qui suggèrent que la nature des interactions entre espèces contribue plus à la stabilité que le nombre d'espèces. Ainsi, l'utilisation de modèles simulant plusieurs espèces en compétition, permet de montrer que les dynamiques de populations sont moins stables lorsque le nombre d'espèces compétitrices augmente (e.g. May, 1972 et d'autres études à sa suite). Pimm et al. (1991) théorisent ces résultats par la règle de connectivité : "le rapport entre interactions réalisées et interactions potentielles dans un réseau trophique diminue avec la diversité".

L'hypothèse de relation positive diversité-stabilité est à nouveau soutenue avec les modèles décrits par Polis (1998), qui montrent que la complexité d'un écosystème augmente sa stabilité, grâce aux nombreux liens d'interactions faibles entre les espèces. Par exemple, les

communautés les plus résistantes aux invasions biologiques sont celles dont les interactions interspécifiques sont plus faibles que la moyenne.

La théorie de la redondance fonctionnelle

Cette théorie est développée dans les années 90 avec le constat que la plupart des écosystèmes ont une richesse spécifique supérieure à la richesse minimale requise pour assurer les fonctions biogéochimiques et trophiques : on peut donc formuler l'hypothèse que plusieurs espèces assurent la même fonction dans l'écosystème et sont fonctionnellement interchangeables, c'est-à-dire qu'une espèce peut assurer efficacement la fonction d'une autre espèce qui viendrait à disparaître.

Bolger (2001) mentionne plusieurs exemples attestant la réalité de la redondance : de nombreuses espèces de bactéries peuvent remplir les mêmes fonctions et sont interchangeables dans le système (par exemple, toutes les espèces du genre *Rhizobium* sont capables de fixer l'azote et peuvent se substituer l'une à l'autre dans un écosystème). Dans une communauté d'algues, Steneek et Dehtier (1994) montrent que l'espèce dominante peut varier selon les années sans que les processus biologiques en soient affectés : le taux de recyclage des nutriments reste le même, la communauté garde sa capacité de résistance aux prédateurs.

La redondance fonctionnelle est plus probable entre espèces de la même unité phylogénétique et expliquerait aussi les résultats de Naeem et al. (1994), selon lesquels la probabilité qu'un système maintienne un niveau donné de performance (par exemple production de biomasse) sur une période de temps donnée augmente avec le nombre d'espèces : en effet, plus un groupe fonctionnel compte d'espèces, plus il y a de chances que quelques unes survivent à un changement de conditions environnementales, et donc que la fonction soit assurée de manière pérenne. Les espèces redondantes sont garantes de la permanence du fonctionnement. Autrement dit, la stabilité des écosystèmes gagne à ce que des espèces fonctionnellement redondantes n'aient pas la même sensibilité aux variations environnementales.

Toutefois, la redondance fonctionnelle est difficile à mettre en évidence par manipulations expérimentales, c'est-à-dire en ajoutant ou enlevant des espèces dans des communautés créées pour les besoins de l'expérience. Entre autres raisons :

- ce qui est observé en conditions expérimentales peut être contingent aux conditions de l'expérience. Par exemple, une espèce peut faire partie d'un groupe d'espèces assurant une fonction donnée dans certaines conditions environnementales A, et être la seule espèce du groupe à pouvoir assumer cette fonction dans des conditions environnementales différentes B : elle peut être redondante avec d'autres espèces dans une communauté correspondant aux conditions A, et non redondante dans une autre communauté correspondant aux conditions B.

- une même espèce remplit des fonctions différentes selon les conditions environnementales : difficile de dire si on observe de la redondance fonctionnelle ou de la différence de niche.

Les simulations de communautés (par modélisation), dans lesquelles on ajoute ou enlève des espèces, sont d'autres approches pour mettre en évidence la redondance fonctionnelle. La difficulté est d'avoir assez de connaissances biologiques et de données sur les relations entre espèces pour paramétrer ces modèles. Certains auteurs montrent que l'effet dépend de la nature de l'espèce enlevée et du degré de connexion avec les autres espèces, d'autres concluent que l'effet ... est difficilement prévisible.

On retiendra que, si la redondance fonctionnelle existe dans certaines communautés, il est impossible d'identifier avec certitude des ensembles d'espèces redondantes, même en conditions très bien définies.

Les études expérimentales de relations entre fonctionnement et nombre d'espèces

Les études expérimentales sur le sujet sont récentes (années 1990). Il s'agit essentiellement de manipulation de la diversité des espèces aériennes pour voir si la diversité influence la stabilité d'une population ou d'un écosystème et/ou le fonctionnement d'un écosystème (productivité par exemple). La principale difficulté est d'obtenir des réplicats de communautés similaires en tous paramètres environnementaux, y compris nombre de groupes fonctionnels, et différant uniquement par le nombre d'espèces.

La plupart de ces études expérimentales concernent les prairies (voir Tilman, 2005), quelques-unes d'autres milieux (ex. flore de début de succession secondaire en forêt tropicale humide après brûlis – cf. Ewel et al. (1991) cité par Bolger, 2001).

Les premiers résultats semblent montrer que la richesse spécifique est bénéfique aux performances de l'écosystème (productivité, stabilité, résilience). Mais on pense maintenant que la réalité est plus complexe. Ainsi, les études expérimentales menées dans des dispositifs de type "Ecotron" (chambres en conditions environnementales contrôlées) montrent qu'une plus grande biodiversité peut améliorer la productivité et les flux d'énergie et de matière dans le système. Ces études font l'objet de critiques méthodologiques : les effets observés sont-ils dus à la diversité des espèces (notamment au nombre d'espèces), ou bien à la présence de certaines espèces dans le système ? En effet, dans les premières expérimentations utilisaient des plantes connues pour survivre en conditions naturelles lorsque la diversité décline ; on s'est aperçu que les communautés pauvres des premières simulations étaient constituées majoritairement de petites plantes, seules les communautés riches contenaient des plantes de grande taille, naturellement plus productives. Le débat a donc beaucoup porté sur l'effet "sélection d'espèces", même dans les études ultérieures

utilisant des assemblages d'espèces choisies au hasard. En effet, plus le nombre d'espèces dans la communauté construite est grand, plus il y a de chances qu'elle englobe une ou des espèces à propriété particulière favorable à la productivité du système (ex. grande taille, résistance à la sécheresse). Il en ressort qu'il est impossible de faire la part des choses entre l'effet de la diversité *per se* et celui de la présence d'espèces particulières dans le système.

Les travaux actuels tentent de démêler l'importance relative de plusieurs facteurs dans le fonctionnement de l'écosystème : l'identité des espèces présentes, le nombre d'espèces, le nombre de groupes fonctionnels, la nature des groupes fonctionnels présents.

En particulier, l'identité des espèces présentes est un facteur important : si les communautés les plus diverses sont plus stables ou plus productives dans les études expérimentales, c'est en partie parce qu'elles sont plus susceptibles de contenir des espèces particulières quant aux fonctions de l'écosystème étudiées (productivité, résistance à la sécheresse par exemple). Les recherches actuelles s'orientent donc vers l'identification d'espèces-clefs pour telle ou telle fonction de l'écosystème : ce sont des espèces dont les effets, directs ou indirects, sur des fonctions de l'écosystème sont disproportionnellement forts par rapport à leur abondance ou leur biomasse. Les espèces-clefs peuvent être par exemple des prédateurs, des herbivores ou des pathogènes qui permettent le maintien de la diversité en contrôlant l'abondance des compétiteurs dominants). L'approche par les espèces-clefs s'oppose d'une certaine manière à celle de la redondance fonctionnelle. En effet, par définition, il n'y a pas de redondance fonctionnelle pour les fonctions assurées par ces espèces : la perte d'une espèce-clef entraîne des changements massifs.

En bref...

On est loin de pouvoir apporter une réponse simple, qui serait convaincante pour le grand public et les décideurs, sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement de l'écosystème.

Quelques idées ressortent toutefois : malgré le débat sur la pertinence des études expérimentales, il est clair que la perte d'espèces influence le fonctionnement de l'écosystème. On sait aussi que la perte d'espèces-clefs a des effets négatifs particulièrement forts. Pour les autres espèces, on connaît mal la relation entre diversité et telle ou telle fonction de l'écosystème. Ces résultats généraux proviennent pour l'essentiel d'observations en conditions expérimentales, le plus souvent en prairies. Compte tenu des incertitudes sur la durabilité des systèmes soumis aux perturbations anthropiques, le principe de précaution prévaut : il paraît sage de poursuivre pour l'instant dans la voie d'un développement humain limité par les capacités des écosystèmes plutôt que de provoquer des dommages irréversibles aux écosystèmes.

État des connaissances dans les écosystèmes forestiers : relations entre biodiversité forestière (ou pratiques en sa faveur) et services écosystémiques.

Pratiques en faveur de la biodiversité et services d'auto-entretien

Renouvellement (régénération) : effets du mélange d'essences et du bois mort

Il y a un lien direct et évident entre diversité des essences et diversité spécifique de la régénération et ce malgré les interactions biotiques potentielles associées à une plus grande diversité. Plus un peuplement comporte d'essences, plus le pool et la banque de graines seront diversifiés, ce qui peut aller dans le sens d'une régénération facilitée.

Par ailleurs, certains attributs potentiellement favorables à la biodiversité ont un effet positif sur la régénération. Par exemple, les travaux de Harmon *et al.* (Harmon et Franklin, 1989; Harmon et al., 1986) ont montré le rôle positif du bois mort sur la régénération d'un grand nombre d'essences en Amérique du Nord. Des résultats comparables sont abordés pour les forêts d'altitude (Bernier, 2005). Cependant, il semble que peu d'études traitent du lien potentiel entre nombre d'espèces présentes et qualité de la régénération (ou du recrutement).

Résistance au vent : effet de la diversité en essences

Malgré l'occurrence assez forte de tempêtes de grande ampleur ces dernières années, il n'y a pas beaucoup de preuves que la diversité d'un peuplement en essences augmente sa stabilité. En effet, en raison d'un grand nombre de facteurs confondants, il n'est pas facile de tester proprement et de manière robuste cette relation (Dhote, 2005). Les données existantes sont difficiles à interpréter et fournissent des résultats contradictoires. Il semblerait néanmoins que, dans les peuplements monostratifiés, le mélange d'essences ne stabilise pas les essences les plus sensibles (e.g. l'épicéa). Par contre, le mélange semble réduire les risques de dommages généralisés et de grande ampleur.

Quoi qu'il en soit, la diversité d'un peuplement augmente ses capacités de résilience en raison de la présence de semenciers de différentes espèces capables d'occuper rapidement les niches laissées vacantes lors d'une perturbation (e.g. trouées de tempête).

Décomposition de la litière : effets de la diversité végétale et des organismes du sol

Trois facteurs contrôlent la décomposition de la matière organique du sol : le climat, les organismes du sol et la quantité et la qualité de la litière (abondance et diversité des essences représentées par les feuilles de la litière).

D'une manière générale, les micro-organismes du sol (bactéries, champignons, protozoaires) sont des espèces-clé de la transformation de l'énergie et des nutriments (Fitter *et al.*, 2005). La macrofaune du sol (vers de terre, millipèdes, isopodes) regroupe les principaux acteurs

de la transformation de l'habitat [notion d'espèce ingénieur] (Lavelle et al., 2006; Ponge, 2003; Scheu et Setälä, 2002).

La composition et la diversité des plantes semblent influencer sur les processus du sol qui en retour affectent les propriétés de l'écosystème, comme la résistance et la résilience (Wardle et al., 2000). Ce n'est donc pas forcément la diversité des organismes du sol qui relie les écosystèmes aériens et du sol, mais plutôt les espèces clé-de-voute de la faune du sol qui permettent à ces "sous-systèmes" mutualistes de fonctionner. Cependant, pour certains groupes comme les mycorhizes impliquées dans l'absorption racinaire, il semble que la diversité des plantes-hôtes joue un rôle important sur la productivité de l'écosystème (Molina et al., 1992; Wardle, 2006) : une plus grande diversité des plantes-hôtes favorise une plus grande diversité des mycorhizes associées ce qui permet une meilleure exploitation de la ressource. Mais peu d'études concernent les forêts.

D'après Hättenschwiler (2005), le taux de décomposition global (traduit par la perte en masse totale de la litière) est plus fort dans les litières composées de plusieurs espèces que dans les litières monospécifiques : on parle alors d'effet synergique du mélange. D'autres études ne montrent pas d'effet significatif ce qui a plutôt tendance à supporter l'hypothèse d'un effet purement additif de la diversité en essences de la litière. Enfin, peu d'études montrent une diminution de la décomposition avec la diversité de la litière (effet antagoniste). Par contre, lorsque le taux de décomposition de chaque essence composant la litière est mesuré individuellement, le mélange présente un effet significatif sur la décomposition individuelle de chaque essence, alors que le taux de décomposition global ne varie pas. Ces résultats suggèrent des effets synergiques, additifs ou antagonistes non détectés lors des mesures de taux de décomposition sur l'ensemble de la litière. Ainsi, au sein du mélange, différents mécanismes simultanés sont en jeu (Hättenschwiler, 2005) :

- la diversité de la litière pourrait stimuler l'activité des décomposeurs de niveau trophiques supérieurs (effet "feed-back" sur la décomposition) ou inférieurs (cortèges microbiens) ;
- certains composants contenus dans la litière et libérés lors du processus de décomposition (e.g. polyphénols) pourraient avoir une influence sur la vitesse de décomposition (Scheu, 2005). Cependant aucun lien clair avec la diversité des essences n'a été mis en évidence ;
- la décomposition d'une litière de bonne qualité (i.e. peu récalcitrante) pourrait favoriser la décomposition de la litière de mauvaise qualité. Ce type de mécanisme n'a pas été clairement démontré.

La richesse spécifique et/ou la composition de la litière peuvent donc avoir un rôle important dans les processus de décomposition et le fonctionnement de l'écosystème. Cependant, il semble que l'identité des espèces en présence soit plus importante que la diversité en elle-

même (Ball *et al.*, 2008) ou que les effets du climat (Cornwell *et al.*, 2008). La diversité fonctionnelle aurait un rôle prépondérant sur celui de la diversité taxonomique, même si ces deux notions sont fortement liées (Diaz *et al.*, 2006).

Fertilité des sols : le rôle du bois mort

Dans le cycle biogéochimique du sol forestier, la minéralisation de la matière organique issue de la décomposition des arbres joue un rôle important. Dans leurs différentes synthèses, Cacot *et al.* (Cacot *et al.*, 2004; Cacot *et al.*, 2003; Cacot *et al.*, 2005) estiment qu'une exportation d'arbres entiers plutôt que de la grume (volume exploitable jusqu'à 7 cm de diamètre) augmente la récolte de biomasse de 50% mais engendre une exportation supplémentaire de minéraux variant de 100 à 200% selon les minéraux. Ces chiffres sont variables en fonction des conditions locales, de l'âge du peuplement et de l'essence considérée : l'essentiel des éléments minéraux du sol provient de la dégradation de la roche mère (Jonard *et al.*, 2009). Cependant, sur stations pauvres, l'exportation supplémentaire engendrée par la récolte de rémanents peut affecter la fertilité du sol. De plus, l'exploitation des arbres entiers exporte plus de minéraux chez les feuillus que chez les résineux, mais comme le cycle sylvicole a tendance à être plus court chez ces derniers, lorsque l'on ramène l'exportation minérale à l'année, l'exportation est plus forte pour les résineux que pour les feuillus (voir Cacot *et al.*, 2003 et les références citées dans cette synthèse).

Ces travaux ont conduit à préconiser la limitation à une récolte des rémanents durant la vie du peuplement sur les stations les plus fertiles. Ces préconisations sont concordantes avec les pratiques en faveur de la biodiversité préconisant le maintien du bois mort d'une manière générale (Harmon *et al.*, 1986), et en particulier des rémanents d'exploitation qui constituent la cible de la récolte de bois énergie à l'heure actuelle (Gosselin et Paillet, sous presse).

Pratiques en faveur de la biodiversité et services d'approvisionnement

Croissance et productivité : effet du mélange d'essences

Lorsqu'on évalue la relation productivité/biodiversité, il faut différencier la productivité relative, c'est-à-dire la productivité de chaque espèce – qu'elle soit en peuplement pur ou en peuplement mélangé – et la productivité absolue, qui quantifie la productivité globale de biomasse sans distinction d'espèce. Les premières recherches au 19^e siècle ont montré que la productivité absolue des forêts mélangées¹ est en moyenne de 10 à 20% (et jusque 50%) supérieure à celle de forêts monospécifiques. Ces résultats concernent principalement les sols riches et des espèces indigènes alors que sur sols pauvres, la productivité peut être moindre en peuplements mélangés (Körner, 2005). Cependant, pour les essences les plus productives (en particulier pour les essences le Douglas, l'Épicéa, certains Pins, Eucalyptus)

¹ Ce terme est à prendre ici au sens large : un peuplement mélangé est composé de plusieurs essences en proportions significatives.

le mélange diminue la productivité absolue car on substitue des individus d'essences moins productives et la substitution n'est pas compensée par des interactions biotiques positives (Pretzsch, 2005). Les recherches plus récentes, sans doute réalisées dans des conditions mieux contrôlées, n'apportent pas de réponse très claire (Jones *et al.*, 2005), ce qui laisse supposer des biais (par exemple stationnels) dans les publications les plus anciennes.

Pretzsch (2005) considère que les résultats reliant diversité en essences et productivité sont différents selon que les essences en mélange exploitent la même niche écologique ou des niches différentes. Par ailleurs, ces résultats dépendent des conditions locales (station forestière) et des interactions biotiques entre les espèces en mélange (facilitation, compétition, différents niveaux de compétition). Les effets du mélange peuvent donc être neutres, antagonistes ou synergiques : les mélanges d'essences sciaphiles sont généralement moins productifs que leurs équivalents monospécifiques car la compétition entre espèces (interspécifique) est plus forte que la compétition entre individus d'une même espèce (intraspécifique). Par contre, un mélange d'essences sciaphiles et héliophiles a tendance à montrer une productivité supérieure en biomasse sèche. L'interaction est dans ce cas positive.

Pretzsch (2005) conclut que la performance des espèces pour l'utilisation de la ressource peut être augmentée de 30% par le mélange d'espèces pionnières et dryades ou d'héliophiles et de sciaphiles (*e.g.* chêne/hêtre, pin sylvestre/épicéa, pin sylvestre/hêtre) et plus généralement d'espèces qui occupent des niches écologiques suffisamment disjointes pour ne pas entrer en concurrence. Lorsque les niches des espèces se recouvrent trop, la compétition peut entraîner une réduction de la productivité allant jusqu'à 30%.

Pratiques en faveur de la biodiversité et services de régulation

Stockage de carbone : effet de la diversité des essences

Les études montrant un lien direct entre diversité des espèces et stockage de carbone sont rares, mais le lien avec la productivité de l'écosystème (capacité à produire de la biomasse) est évident (*cf.* ci-dessus et Pretzsch, 2005). Le stockage de carbone concerne trois compartiments de l'écosystème forestier : le bois vivant, le bois en décomposition et la matière organique du sol et de la litière. Sans établir de lien avec la biodiversité, il a été montré que les forêts primaires non-exploitées ne perdent pas leur capacité à stocker du carbone avec l'âge (Luyssaert *et al.*, 2008) et que, par rapport à une substitution par des jeunes forêts productives, la perte de carbone n'est compensée qu'au-delà de 200 ans (Harmon *et al.*, 1990).

Aucune relation directe entre biodiversité des plantes et stockage de carbone dans les sols n'a pu être mise en évidence. Cependant, certains résultats mettent en évidence le rôle indispensable de la composition de l'ensemble de la chaîne trophique du sol. D'autre part, le

turn-over du carbone semble d'une plus grande importance que la capacité de stockage, qui dépend de la minéralogie du sol. Les organismes du sol peuvent avoir un rôle sur le contrôle du turn-over (Gleixner *et al.*, 2005).

Résistance aux pathogènes : effet de la diversité des essences

Pautasso *et al.* (2005) explorent la sensibilité de différents peuplements aux pathogènes (fongiques) et identifient quatre groupes de réponse en fonction du degré de mélange et de la sensibilité : l'hypothèse de l'assurance, les monocultures chanceuses, la sensibilité sans diversité, la sensibilité avec diversité (Pautasso *et al.*, 2005, Fig. 13.1, p. 265).

L'hypothèse de l'assurance

L'hypothèse de l'assurance ("insurance hypothesis", Yachi et Loreau, 1999) postule que dans un mélange d'espèces, plus la niche "utilisable" par l'ensemble des espèces est large, plus la réponse à une perturbation sera plastique. En effet, la redondance fonctionnelle entre espèces permet d'assurer la permanence des fonctions et l'intégrité de l'écosystème dans le temps (résistance et résilience) : certaines espèces peu fréquentes sont des espèces redondantes, prêtes à se multiplier en remplaçant une espèce plus abondante si celle-ci disparaît. Cependant, les données étayant le rôle de la biodiversité dans la résilience des forêts manquent, car les dispositifs de suivi à long terme sont souvent abandonnés lorsqu'ils subissent une perturbation, au profit des dispositifs en conditions stables.

Dans le cas d'un mélange d'essences, cette hypothèse permet d'envisager deux effets de ce mélange : (i) maintien de la structure physique de la forêt après une attaque massive de parasites ; (ii) restriction de la maladie à un petit nombre d'individus. L'hypothèse de l'assurance suggère que la diversité permet de maintenir l'intégrité du système quand les conditions biotiques et abiotiques changent. Cette hypothèse s'applique à la fois à la diversité interspécifique et à la diversité intraspécifique (Müller-Starck *et al.*, 2005). De même, une densité moindre d'hôtes potentiels peut réduire le risque d'attaque parasitaire. Cependant, si les bases théoriques de cette hypothèse sont bonnes, les preuves sont mal étayées : anecdotiques, extrapolées de résultats obtenus en agriculture. Néanmoins, les travaux récents de Jactel *et al.* (Jactel *et al.*, 2008; Jactel et Brockerhoff, 2007) pour les ravageurs fournissent des résultats dans le même sens.

Sensibilité sans diversité

Les monocultures sont généralement associées à un risque écologique accru. La synthèse de Korkhonen *et al.* (1998) pour *Heterobasidion annosum* et les travaux de Jactel *et al.* (Jactel *et al.*, 2008; Jactel et Brockerhoff, 2007) montrent une sensibilité accrue des monocultures par rapport à des peuplements mixtes. Cependant, en raison de nombreux facteurs confondants (climat, sol), il est difficile de comparer strictement plusieurs peuplements dans des conditions égales et des résultats contradictoires peuvent être

observés. Dans ces cas, les auteurs parlent de "monocultures malchanceuses" : certaines espèces de pathogènes sont plus virulentes que d'autres. Ainsi, suivant le pathogène auquel le peuplement est exposé, la sensibilité peut être accrue, voire influencée par des conditions locales favorables au pathogène. En général, les cas de monocultures malchanceuses supportent l'hypothèse d'assurance.

Des monocultures chanceuses ?

Les principaux exemples de monocultures ayant résisté à des attaques parasitaires se situent en forêt tempérée et boréale. Dans ces rares cas, les effets des parasites ont pu être masqués par l'effet confondant de mesures de protection : afin d'éviter le passage en phase épidémique et des dégâts massifs sur les peuplements, des mesures de protection ont été mises en œuvre ce qui n'a pas permis de mettre en évidence une réelle résistance aux pathogènes. Cela suggère que l'incidence d'un pathogène est parfois transitoire, faible ou absente.

Sensibilité malgré diversité

Malgré les tendances générales, il existe des exemples de pathosystèmes pour lesquels diversité et sensibilité cohabitent : forêt de "Jarrah", forêts nord-américaines, cas de *Pinus contorta* en Suède (cf. Pautasso *et al.*, 2005 pp. 273-275).

Des lacunes...

Eau (service de régulation)

Aucune étude concernant le lien entre purification de l'eau ou contrôle du régime hydrique et biodiversité forestière n'a été identifiée. Dans ce cas, c'est la forêt *per se* qui assure un service alors que la biodiversité assure un rôle secondaire (e.g. Piégay *et al.*, 2005).

Pollinisation (service d'auto-entretien et d'approvisionnement)

La pollinisation est un mécanisme essentiel du fonctionnement des écosystèmes. C'est également un service rendu par les écosystèmes qui a une utilité directe pour l'homme : la plupart des cultures vivrières mondiales sont pollinisées par des insectes.

De ce fait, les études concernant l'influence de la perte de biodiversité des pollinisateurs sur la productivité des écosystèmes (essentiellement agrosystèmes) sont relativement nombreuses. Par contre, les études en forêt sont très rares et n'abordent pas le lien entre diversité en essences et diversité des pollinisateurs et encore moi le lien entre diversité des pollinisateurs et efficacité de la reproduction des arbres.

Cependant, la forêt semble constituer une zone de refuge pour les pollinisateurs évoluant en milieu ouvert. Les paysages hétérogènes semblent donc assurer un service écosystémique meilleur.

Adaptation au changement climatique (service d'auto-entretien et de régulation)

En termes de prévention du risque lié au changement climatique, la biodiversité des essences forestière participe au principe de précaution : une forêt diversifiée sera plus à même de contenir un pool génétique potentiellement apte à résister au changement climatique et présentera des capacités d'adaptation supérieures à un peuplement monospécifique. Cependant, le facteur génétique n'est pas pris en compte dans les modèles actuels de dynamique forestière en lien avec le changement climatique (cf. Badeau *et al.*, 2004) et aucune réponse précise ne peut être apportée. Dans ces cas, on peut néanmoins se référer aux recommandations de la Commission des Ressources Génétiques Forestières (CRGF et DGPAAT, 2008).

Services culturels

Le lien direct entre services culturels (*sensu* MEA) et biodiversité apparaît peu dans les publications que nous avons explorées (cf. encadré 2), alors que la biodiversité dans son ensemble est typiquement un des services culturels et esthétiques fourni par les écosystèmes.

Conclusions et perspectives

À l'origine de cette recherche bibliographique, il y a la question de l'utilité de la biodiversité, souvent posée par les gestionnaires forestiers, alors que l'utilité des services écosystémiques est une affirmation beaucoup plus largement acceptée. Les pratiques proposées en faveur de la biodiversité demandent des adaptations de gestion qui ne vont pas forcément de soi, et les gestionnaires attendent des informations sur les avantages connexes de ces pratiques pour l'écosystème forestier qui est leur outil de travail. De même, les analyses économiques de type coûts-avantages ont besoin de données de ce type pour intégrer dans les simulations d'itinéraires forestiers toutes les conséquences d'une pratique en faveur de la biodiversité sur les fonctions principales de l'écosystème (e.g. production de biomasse, fertilité des sols, résistance aux pathogènes).

Force est de constater que les connaissances sur les relations entre la diversité biologique et le fonctionnement des écosystèmes ou les services écosystémiques sont très fragmentaires, en particulier en forêt. Si les hypothèses théoriques sont bien développées, leur test sur le terrain ou en conditions expérimentales se heurte à de nombreuses difficultés méthodologiques. Le panorama des études présentées dans cet article montre que ce n'est pas tant la diversité du vivant qui doit être conservée pour le bon fonctionnement des écosystèmes (même si un niveau minimal de biodiversité est requis) que certaines

composantes clefs de la biodiversité. L'approche par le rôle de la biodiversité pour le fonctionnement de l'écosystème ne suffit donc pas à justifier une politique de conservation telle que celle dans laquelle la France est engagée via les conventions internationales ou sa Stratégie Nationale pour la Biodiversité. Elle permet tout au plus d'apporter dans certains cas des arguments convaincants pour la mise en œuvre de pratiques en faveur de la biodiversité par les gestionnaires.

Mais cela ne remet pas pour autant en cause l'objectif de conservation de la biodiversité, justifié par au moins deux raisons :

- 1) le fait est qu'en l'absence de connaissances plus précises sur le niveau de diversité requis et sur la nature des espèces ou groupes fonctionnels clefs, la conservation de la diversité du vivant apparaît comme une assurance face au risque de perte irréversible d'espèces : le principe de précaution prévaut.
- 2) la biodiversité en tant que telle, et dans sa totalité, est un des services fournis par les écosystèmes, dans la catégorie de services "culturels" identifiés par le MEA, c'est-à-dire les bénéfices immatériels d'ordre spirituels, esthétiques, récréatifs ou éducationnels, liés aux écosystèmes.

Références

- Aznar O. ; Perrier-Cornet P. (2003) Les services environnementaux dans les espaces ruraux : une approche par l'économie des services. *Economie Rurale*, n°273-274, p. 142-157.
- Badeau V. ; Dupouey J.-L. ; Cluzeau C. ; Drapier J. ; Le Bas C. (2004) *Projet CARBOFOR. Tâche D1 : Modélisation et cartographie de l'aire climatique potentielle des grandes essences forestières françaises*. INRA.
- Ball B.A. ; Hunter M.D. ; Kominoski J.S. ; Swan C.M. ; Bradford M.A. (2008) Consequences of non-random species loss for decomposition dynamics: experimental evidence for additive and non-additive effects. *Journal of Ecology*, vol. 96, n°2, p. 303-313.
- Bernier N. (2005) Pessières montagnardes et subalpines : la zonation expliquée par la décomposition des humus et du bois mort. In: *Bois mort et à cavités - Une clé pour des forêts vivantes*, (eds Vallauri D. ; André J., et al.), Tec&Doc, Lavoisier, p. 99-105.
- Bolger T. (2001) The functional value of species biodiversity - A review. *Biology and Environment*, vol. 101, n° 3, p. 199-224.
- Brahic E. ; Terreaux J.P. (sous presse) *Evaluation économique de la valeur de la biodiversité en forêt - Guide méthodologique*. Quae.
- Cacot E. ; Charnet F. ; Ranger J. ; Vieban S. (2004) Impact du prélèvement des rémanents en forêt. *Fiches information forêt, Afocel*, n°686, p. 1-6.
- Cacot E. ; Charnet F. ; Rantier Y. ; Vieira E.M. ; Eisner N. (2003) *Etude de l'impact du prélèvement des rémanents en forêt - Rapport final*. AFOCEL, IDF, INRA, FORESTARN, 72 p.
- Cacot E. ; Eisner N. ; Charnet F. ; Léon P. ; Nicolleau C. ; Ranger J. (2005) *La récolte raisonnée des rémanents en forêt. Guide pratique*. Ademe, AFOCEL, IDF, INRA, Union de la Coopération Forestière Française, 35 p.
- Carey A.B. (1998) Ecological foundations of biodiversity: Lessons from natural and managed forests of the Pacific northwest. *Northwest Science*, vol. 72, p. 127-133.
- Chevalier H. ; Gosselin M. ; Costa S. ; Paillet Y. ; Bruciamacchie M. (2009a) Calculer les coûts ou bénéfices de pratiques sylvicoles favorables à la biodiversité : comment procéder ? *Forêt-Entreprise*, n° 187, p. 35-39.

- Chevalier H. ; Gosselin M. ; Costa S. ; Paillet Y. ; Bruciamacchie M. (2009b) Evaluation économique de pratiques favorables à la biodiversité saproxylique : intérêts et limites. *Rendez-Vous Techniques ONF*, vol. 25-26, p. 38-44.
- Commission Européenne (2008) *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité. Rapport d'étape*. Office des publications officielle des Communautés Européennes, Luxembourg, 64 p.
- Cornwell W.K. ; Cornelissen J.H.C. ; Amatangelo K. ; Dorrepaal E. ; Eviner V.T. ; Godoy O. ; Hobbie S.E. ; Hoorens B. ; Kurokawa H. ; Perez-Harguindeguy N. ; Quested H.M. ; Santiago L.S. ; Wardle D.A. ; Wright I.J. ; Aerts R. ; Allison S.D. ; Van Bodegom P. ; Brovkin V. ; Chatain A. ; Callaghan T.V. ; Diaz S. ; Garnier E. ; Gurevich D.E. ; Kazakou E. ; Klein J.A. ; Read J. ; Reich P.B. ; Soudzilovskaia N.A. ; Vaieretti M.V. ; Westoby M. (2008) Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters*, vol. 11, n°10, p. 1065-1071.
- Crgf ; Dgpaat (2008) Préserver et utiliser la diversité des ressources génétiques forestières pour renforcer la capacité d'adaptation des forêts au changement climatique.
- De Groot R.S. ; Wilson M.A. ; Boumans R.M.J. (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, vol. 41, n° 3, p. 393-408.
- Dhote J.-F. (2005) Implication of forest diversity in resistance to strong winds. In: *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, (eds Scherer-Lorenzen M. ; Körner C., et al.), vol. 176, Springer-Verlag, Berlin, p. 291-308.
- Diaz S. ; Fargione J. ; Chapin F.S. ; Tilman D. (2006) Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology*, vol. 4, n°8, p. 1300-1305.
- Ehrlich P.R. ; Ehrlich A.H. (1981) *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York.
- Elbakidze M. ; Angelstam P. (2007) Implementing sustainable forest management in Ukraine's Carpathian Mountains: The role of traditional village systems. *Forest Ecology and Management*, vol. 249, n° 1-2, p. 28-38.
- Elton C.S. (1958) *The Ecology of Invasions by Plants and Animals*. Methune, London.
- Ewel J.J. ; Mazzarino M.J. ; Berish C.W. (1991) Tropical soil fertility changes under monocultures and successional communities of different structure. *Ecological Applications*, vol. 1, n°3, p. 289-302.
- Fitter A.H. ; Gilligan C.A. ; Hollingworth K. ; Kleczkowski A. ; Twyman R.M. ; Pitchford J.W. (2005) Biodiversity and ecosystem function in soil. *Functional Ecology*, vol. 19, n°3, p. 369-377.
- Gleixner G. ; Kramer C. ; Hahn V. ; Sachse D. (2005) The effects of biodiversity on carbon storage in soils. In: *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, (eds Scherer-Lorenzen M. ; Körner C., et al.), vol. 176, Springer-Verlag, Berlin, p. 165-184.
- Gosselin M. ; Paillet Y. (sous presse) *Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière. Guide pratique (France métropolitaine)*. Quae.
- Harmon M.E. ; Ferrell W.K. ; Franklin J.F. (1990) Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. *Science*, vol. 247, n°4943, p. 699-702.
- Harmon M.E. ; Franklin J.F. (1989) Tree Seedlings on Logs in Picea-Tsuga Forests of Oregon and Washington. *Ecology*, vol. 70, n°1, p. 48-59.
- Harmon M.E. ; Franklin J.F. ; Swanson F.J. ; Sollins P. ; Gregory S.V. ; Lattin J.D. ; Anderson N.H. ; Cline S.P. ; Aumen N.G. ; Sedell J.R. ; Lienkaemper G.W. ; Cromack K. ; Cummins K.W. (1986) Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research*, vol. 15, p. 133-302.
- Hättenschwiler S. (2005) Effects of tree species diversity on litter quality and decomposition. In: *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, (eds Scherer-Lorenzen M. ; Körner C., et al.), vol. 176, Springer-Verlag, Berlin, p. 149-164.
- Hermly M. ; Van Der Veken S. ; Van Calster H. ; Plue J. (2008) Forest ecosystem assessment, changes in biodiversity and climate change in a densely populated region (Flanders, Belgium). *Plant Biosystems*, vol. 142, n°3, p. 623-629.
- Jactel H. ; Brockerhoff E. ; Piou D. (2008) Le risque sanitaire dans les forêts mélangées. *Revue Forestière Française*, vol. LX, n°2, p. 168-180.
- Jactel H. ; Brockerhoff E.G. (2007) Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters*, vol. 10, n°9, p. 835-848.
- Johnson K.H. ; Vogt K.A. ; Clark H.J. ; Schmitz O.J. ; Vogt D.J. (1996) Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 11, n°9, p. 372-377.
- Jonard M. ; André F. ; Ponette Q. (2009) Cycle des éléments et évaluation de la fertilité chimique en forêt. *Forêt Wallonne*, vol. 98, p. 60-70.

- Jones H.E. ; Mcnamara N. ; Mason W.L. (2005) Functioning of mixed species stands: evidence from a long term forest experiment. In: *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, (eds Scherer-Lorenzen M. ; Körner C., et al.), vol. 176, Springer-Verlag, Berlin, p. 111-130.
- Korkhonen K. ; Capretti P. ; Karjalainen R. ; Stenlid J. (1998) Silvicultural control. In: *Heterobasidion annosum. Biology, ecology, impact and control*, (eds Woodward S. ; Stenlid J., et al.), CABI, Wallingford, p. 283-313.
- Körner C. (2005) An introduction to the functional diversity of temperate forest trees. In: *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, (eds Scherer-Lorenzen M. ; Körner C., et al.), vol. 176, Springer-Verlag, Berlin, p. 13-37.
- Lavelle P. ; Decaens T. ; Aubert M. ; Barot S. ; Blouin M. ; Bureau F. ; Margerie P. ; Mora P. ; Rossi J.P. (2006) Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, vol. 42, n° Supplement 1, p. S3-S15.
- Lawton J.H. (1994) What do species do in ecosystems? *Oikos*, vol. 71, n°3, p. 367-374.
- Luyssaert S. ; Schulze E.D. ; Börner A. ; Knohl A. ; Hessenmoller D. ; Law B.E. ; Ciais P. ; Grace J. (2008) Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, vol. 455, n°7210, p. 213-215.
- Macarthur R.H. (1955) Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, vol. 36, p. 533-536.
- Martin-Lopez B. ; Montes C. ; Benayas J. (2008) Economic valuation of biodiversity conservation: the meaning of numbers. *Conservation Biology*, vol. 22, n°3, p. 624-635.
- May R.M. (1972) Will a large complex system be stable? *Nature*, vol. 238, n°5364, p. 413-414.
- Mcneely J.A. (1994) Lessons from the Past - Forests and Biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, vol. 3, n°1, p. 3-20.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Molina R. ; Massicotte H.B. ; Trappe J.M. (1992) Specificity phenomena in mycorrhizal symbioses: community-ecological consequences and practical implication. In: *Mycorrhizal Functioning, An integrative Plant-Fungal Process*, (ed Allen M.F.), Routedledge, Chapman & Hall, New York, p. 357-423.
- Müller-Starck G. ; Ziehe M. ; Schubert R. (2005) Genetic diversity parameters associated with viability selection, reproductive efficiency and growth in forest tree species. In: *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, (eds Scherer-Lorenzen M. ; Körner C., et al.), vol. 176, Springer-Verlag, Berlin, p. 87-108.
- Naeem S. ; Thompson L.J. ; Lawler S.P. ; Lawton J.H. ; Woodfin R.M. (1994) Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, vol. 368, n°6473, p. 734-737.
- Pautasso M. ; Holdenrieder O. ; Stenlid J. (2005) Susceptibility to fungal pathogens of forests differing in tree diversity. In: *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, (eds Scherer-Lorenzen M. ; Körner C., et al.), vol. 176, Springer-Verlag, Berlin, p. 263-289.
- Piégay H. ; Le Lay Y.-F. ; Moulin B. (2005) Les risques liés aux embâcles de bois dans les cours d'eau : état des connaissances et principes de gestion. . In: *Bois mort et à cavités - Une clé pour des forêts vivantes*, (eds Vallauri D. ; André J., et al.), Tec&Doc, Lavoisier, p. 193-201.
- Pimm S.L. ; Lawton J.H. ; Cohen J.E. (1991) Food web patterns and their consequences. *Nature*, vol. 350, n° 6320, p. 669-674.
- Polis G.A. (1998) Ecology: Stability is woven by complex webs. *Nature*, vol. 395, n°6704, p. 744-745.
- Ponge J.F. (2003) Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 35, n°7, p. 935-945.
- Pretzsch H. (2005) Diversity and productivity in forests: evidence from long-term experimental plots. In: *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, (eds Scherer-Lorenzen M. ; Körner C., et al.), vol. 176, Springer-Verlag, Berlin, p. 41-63.
- Rameau J.C. ; Gauberville C. ; Drapier N. (2000) *Gestion forestière et diversité biologique. Identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire*. Institut pour le Développement Forestier, Paris, 119 p.
- Scherer-Lorenzen M. ; Körner C. ; Schulze E.-D. eds. (2005) *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, vol. 176. Springer-Verlag, Berlin.
- Scherer-Lorenzen M. ; Schulze E.D. ; Don A. ; Schumacher J. ; Weller E. (2007) Exploring the functional significance of forest diversity: A new long-term experiment with temperate tree species (BIOTREE). *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, vol. 9, n°2, p. 53-70.
- Scheu S. (2005) Linkages between tree diversity, soil fauna and ecosystem processes. In: *Forest diversity and function: temperate and boreal ecosystems.*, (eds Scherer-Lorenzen M. ; Körner C., et al.), vol. 176, Springer-Verlag, Berlin, p. 211-233.

- Scheu S. ; Setälä H. (2002) Multitrophic interactions in decomposer communities. In: *Multitrophic level interactions*, (eds Tscharntke T. ; Hawkins B.A.), Cambridge University Press, Cambridge, p. 223-264.
- Steneck R.S. ; Dethier M.N. (1994) A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, vol. 69, n°3, p. 476-498.
- Teysseière A. (2004) Vers une sixième grande crise d'extinction. In: *Biodiversité et changements globaux. Enjeux de sociétés et défis pour la recherche*, (eds Barbault R. ; Chevassus-au-Louis B.), Association pour la Diffusion de la Pensée Française, Ministère des Affaires Étrangères, Paris, p. 24-49.
- Tilman D. (2005) Biodiversité et services écosystémiques : Faut-il se préoccuper de l'érosion de la biodiversité. In: *Biodiversité, science et gouvernance*, Paris, 24-28 janvier 2005.
- Vitousek P.M. ; Hooper D.U. (1993) Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. *Biodiversity and Ecosystem Function*, p. 3-14.
- Walker B.H. (1992) Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology*, vol. 6, n°1, p. 18-23.
- Wallace K.J. (2007) Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, vol. 139, n°3-4, p. 235-246.
- Wardle D.A. (2006) The influence of biotic interactions on soil biodiversity. *Ecology Letters*, vol. 9, n°7, p. 870-886.
- Wardle D.A. ; Bonner K.I. ; Barker G.M. (2000) Stability of ecosystem properties in response to above-ground functional group richness and composition. *Oikos*, vol. 89, n°1, p. 11-23.
- Yachi S. ; Loreau M. (1999) Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 96, n°4, p. 1463-1468.

Encadré 1 : Service écosystémique, service environnemental, service écologique ?

- les services écosystémiques (ou rendus par l'écosystème) (= "ecosystem services" *sensu stricto*) sont les services découlant de fonctions biologiques (ou processus) qui sont utiles au bien-être de tous (de Groot et al., 2002; Rameau et al., 2000) ;
 - les services environnementaux (traduction littérale de "environmental services") sont des services connexes à une activité à but économique et qui sont bénéfiques au bien commun. On distingue des services "environnementaux" intentionnels avec rétribution, intentionnels sans rétribution et non-intentionnels (Aznar et Perrier-Cornet, 2003). Par ex. le paturage par des vaches entretient un certain paysage ouvert qui peut être considéré comme un service environnemental. Certains économistes, suivant leur courant de pensée, assimilent parfois les "services environnementaux" tels que définis ici et les services écosystémiques tels que définis ci-dessus ;
 - l'expression "service écologique", parfois utilisée en français comme traduction de "ecosystem service", ne correspond pas à une notion clairement définie.
- Dans cette note, nous n'abordons que les services écosystémiques.

Encadré 2 : Relation biodiversité, fonctionnement de l'écosystème et perception ?

Si les autres grands types de services écosystémiques (provision, régulation) sont bien représentés dans la littérature scientifique, le lien direct entre services culturels (*sensu MEA*) et biodiversité apparaît beaucoup moins dans les recherches bibliographiques. Cela peut être dû à deux facteurs :

- les relations entre biodiversité et perception ont été peu étudiées, sans doute parce que la biodiversité reste un concept flou pour de nombreuses personnes (Brahic et Terreaux, sous presse) ;
- les services culturels ne sont pas perçus comme des services écosystémiques à part entière, sans doute en grande partie parce qu'on ne peut leur attribuer une valeur économique (voire une utilité) que de manière indirecte.

Lors de ces évaluations dites "contingentes", e.g. par la méthode du consentement à payer, ce n'est pas le lien entre biodiversité et perception qui est évalué, mais la valeur économique donnée par l'utilisateur à une espèce ou un espace (e.g. Martin-Lopez *et al.*, 2008). Cela met en évidence que la valeur non marchande de la biodiversité n'est que peu considérée, y compris par la communauté scientifique.

Cependant, certaines études ont tenté une approche par les services culturels (Carey, 1998; Elbakidze et Angelstam, 2007; Hermy et al., 2008; McNeely, 1994). Cf. également n° spécial For. Ecol. Man. Vol. 249 (1-2), 2007 : Traditional knowledge, cultural heritage and sustainable forest management ou encore Le Quéau et al. (2009).

Encadré 3: Hypothèses concernant les relations entre diversité des espèces et fonctions de l'écosystème.

Hypothèse nulle (Vitousek et Hooper, 1993) : les fonctions et processus de l'écosystème ne réagissent pas à l'ajout ou à la suppression d'espèces.

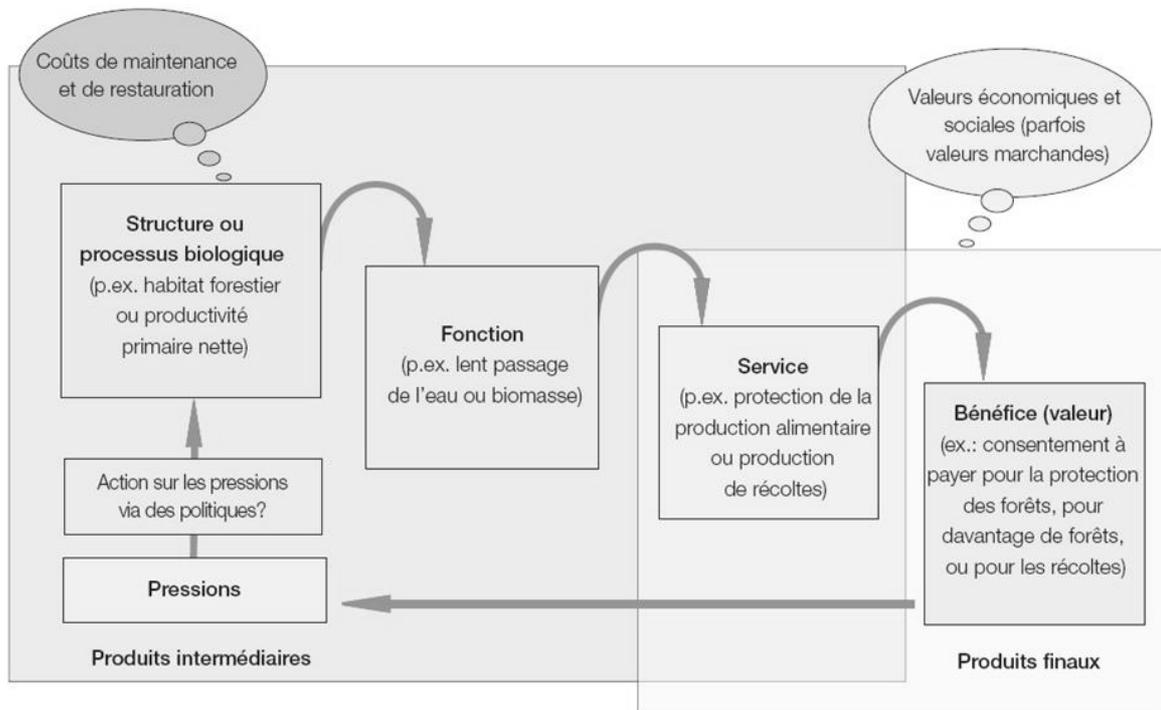
Hypothèse diversité-stabilité (MacArthur, 1955) : la productivité des communautés et leur résilience augmente avec le nombre d'espèces. La suppression d'espèce(s) augmente la sensibilité du système aux perturbations. Dans sa formulation originale, il n'est pas précisé que la relation diversité-stabilité soit linéaire (mais Johnson et al. (1996) la présentent comme telle).

Hypothèse du rivet (Ehrlich et Ehrlich, 1981) : (cf. les rivets qui maintiennent un avion assemblé) Chaque espèce joue un rôle qui, même petit, est significatif dans l'ensemble du système. La perte d'une espèce (d'un rivet) affaiblit le système, et c'est mesurable. Si trop d'espèces disparaissent, des fonctions indispensables disparaissent. Dans cette hypothèse, la relation entre nombre d'espèces et fonctions de l'écosystème est non linéaire.

Hypothèse de la redondance (Ehrlich et Ehrlich, 1981; Walker, 1992) : certaines espèces peuvent étendre leur rôle dans l'écosystème pour compenser la perte d'autres espèces. Les espèces dites redondantes peuvent disparaître sans que cela n'ait d'effet particulier sur la structure et le fonctionnement de la communauté. Pour reprendre la métaphore, l'écosystème serait comme un aéroplane où une majorité d'espèces sont superflues, telle des passagers et non des rivets, et quelques espèces sont les membres d'équipage nécessaires au vol.

Hypothèse idiosyncrasique (Lawton, 1994) : [idiosyncrasie : Manière d'être particulière à chaque individu qui l'amène à avoir tel type de réaction, de comportement qui lui est propre] Il y a une relation indéterminée entre la composition en espèce et le fonctionnement de l'écosystème. Le fonctionnement de l'écosystème change avec la richesse spécifique, mais selon une direction et une intensité imprévisible, car la nature des espèces qui disparaissent et l'ordre dans lequel elles disparaissent est déterminant.

Figure 1 : Tiré de "L'économie des écosystèmes et de la biodiversité" – Rapport d'étape (Commission Européenne, 2008), fig. 3.1, p.32



Source: Roy Haines-Young, présentation par J-L Weber lors du séminaire «The Economics of the Global Loss of Biological Diversity», 5-6 mars 2008, Bruxelles

Annexe 5

Volatilité des cours du bois et intérêt pour la gestion forestière

Chevalier, H., Costa, S., Paillet, Y., Gosselin, M., Bruciamacchie, M. – 2010 -

VOLATILITE DES COURS DU BOIS ET PRISE EN COMPTE DANS LA GESTION FORESTIERE

Parmi les risques assumés par le producteur forestier, la variabilité des cours du bois est susceptible d'affecter la rentabilité d'une propriété. La gestion d'un patrimoine forestier implique des choix dont l'un des plus déterminants est celui du terme de production. Exprimé en âge ou en diamètre d'exploitabilité, il est évidemment fonction de l'essence considérée, des perspectives d'accroissement en valeur (des arbres ou des peuplements), mais également du marché financier. Le cours du bois subit des variations annuelles dont peut tirer profit le propriétaire forestier, en choisissant de vendre ses bois à un moment où le cours est élevé ou au contraire de différer la vente de quelques années si le cours est bas. Le bois, parce qu'il n'est pas une denrée périssable, autorise cette souplesse de gestion, limitée bien sûr par les contraintes d'exploitation et les besoins en trésorerie.

Cet article s'intéresse à la volatilité des cours et traitera successivement de la méthode de calcul de la volatilité, de l'ordre de grandeur de la volatilité observée des cours du bois, et enfin des implications de la volatilité pour la gestion forestière.

- **La volatilité : définition et méthode de calcul**

Le cours d'un bois subit des variations qui peuvent être plus ou moins fortes selon l'essence ou la période considérées.

L'exemple du chêne de premier choix et du pin maritime pour la catégorie des gros bois, illustre ce phénomène (Figure 1) : les variations diffèrent par leur date d'occurrence, leur fréquence et leur amplitude.

Pour appréhender l'instabilité du cours d'une essence, on utilise la notion de volatilité.

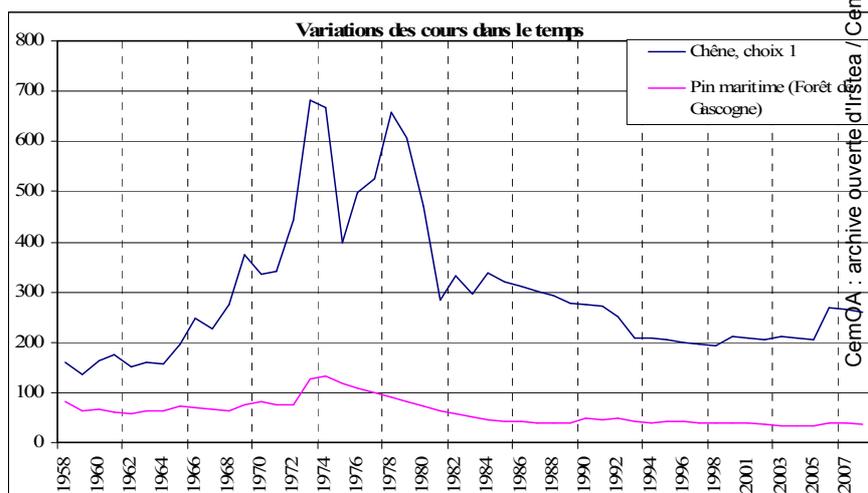


Figure 1 : Cours du chêne de bonne qualité et du pin maritime (GB).

3. Définition de la volatilité

La volatilité est utilisée en finance pour évaluer le risque et les perspectives de rentabilité liés à un actif. Plus la volatilité de l'actif est élevée, plus le risque que le cours de l'actif s'effondre est grand. Parallèlement, plus la volatilité est élevée, plus la probabilité d'une forte hausse du cours de l'actif est forte, ce qui accroît les perspectives de rentabilité.

La volatilité d'un actif financier est une mesure des perturbations occasionnelles du cours – ou du prix unitaire de vente – de cet actif, affranchie de l'influence de la tendance globale (cf. Figure 2 concernant la notion de tendance).

4. Méthode de calcul

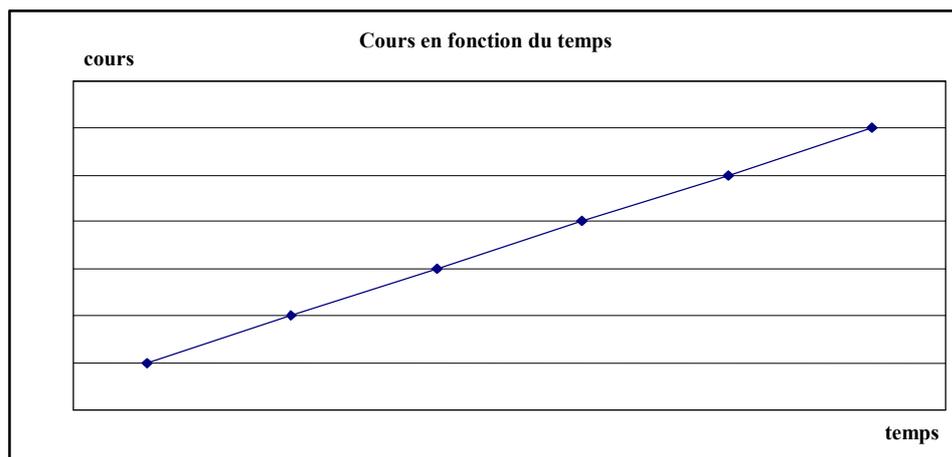
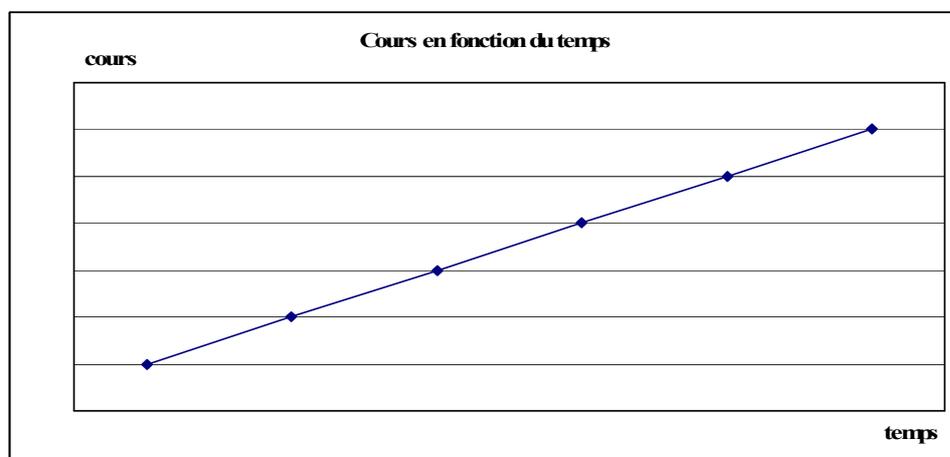


Figure 2 : Exemple de tendance linéaire du cours d'un actif (en l'absence de perturbations occasionnelles) : ce cas schématique montre une évolution parfaitement linéaire du cours d'un produit. La dispersion des valeurs autour de la moyenne traduite par l'écart-type est non nulle, mais la volatilité est nulle.



Traditionnellement, l'écart-type est utilisé pour quantifier la dispersion des valeurs prises par une variable. Mais l'écart-type ne permet pas de distinguer les variations du cours liées à une tendance des variations liées à des perturbations occasionnelles..

La solution proposée par les économistes pour supprimer l'effet de la tendance dans le calcul de la volatilité, est de s'intéresser aux variations logarithmiques relatives des valeurs du cours (il ne s'agit donc pas d'une variation relative des prix, mais bien d'une variation « hors tendance »). Cela conduit à calculer par période une variable R_t définie par la formule² :

$$R_t = \ln(X_t) - \ln(X_{t-1}) = \ln\left(\frac{X_t}{X_{t-1}}\right)$$

La volatilité correspond alors à l'écart-type des R_t . Elle

s'exprime en pourcentage. Plus la volatilité est élevée, plus le degré de perturbation est fort.

La *dispersion* est mesurée par l'écart-type de la variable X (ici, le cours du bois). La *volatilité* est mesurée par l'écart-type de la différence (ou du rapport) entre deux mesures successives :

$\ln\left(\frac{X_t}{X_{t-1}}\right)$, les mesures étant prises par pas de temps discret ($t-1, t, t+1, \dots$). La période élémentaire désigne le laps de temps entre deux mesures.

² Pour de faibles variations, le calcul d'une variation relative est équivalent à une différence de logarithmes.

5. Influence de la période élémentaire

Le choix de la période élémentaire (journée, mois, trimestre ou année) intervient dans le calcul de la volatilité d'un actif financier. Il est tributaire de la séquence de données disponible. Dans la suite, les calculs porteront sur des périodes élémentaires d'un an.

6. Influence de la durée de la mesure

Certains actifs, et notamment le bois, connaissent des périodes durant lesquelles leur cours est particulièrement variable. Si le calcul de la volatilité est réalisé sur une longue durée, les variations liées à des événements exceptionnels (par exemple, baisse du prix de vente des bois suite à une tempête) seront lissées.

- **Ordres de grandeur de la volatilité des cours de quelques essences**

7. Données disponibles

L'idéal est de disposer, après les ventes d'automne, des informations sur les prix unitaires par essence dimension et qualité. Cette dernière fait souvent défaut. Le tableau ci-dessous liste les données disponibles au laboratoire d'économie forestière (UMR AgroParisTech INRA, Nancy).

Selon les sources, la précision et le champ couvert par les données de prix ne sont pas les mêmes. La revue «La Forêt Privée» (<http://www.laforetprivee.com/>) publie des données issues de ventes par des experts en forêt privée, les données ONF concernent les forêts publiques, et les données «Nouvion» sont tirées des ventes de cette seule propriété privée (Aisne).

Source	Séquence	Dimension	Qualité	Essences	Mode de vente
ONF	1966 – 2008 ≈ 10 dernières années	Oui	Non	Toutes, regroupées Chêne, frêne, érable sycomore	Sur pied
Nouvion	années	Oui	Oui	Toutes, regroupées	façonné
Forêt Privée	1958 – 2008	Oui	Oui	Toutes, regroupées	Sur pied

Les données de «La Forêt Privée» et de l'ONF ont le double avantage, par rapport aux données du Nouvion, de concerner toutes les essences – certaines d'entre elles étant regroupées – et de porter sur une très longue période. Les données offrant le plus de détail sur la qualité des bois sont celles du Nouvion puis celles de «La Forêt Privée».

8. Données utilisées

Les données utilisées pour cette étude sont celles de la revue «La Forêt Privée». Si les données sont publiées bimensuellement, les cours varient relativement peu au sein d'une même année. Les données retenues correspondent à la période novembre-décembre.

Les prix sont publiés sous forme de fourchettes, un prix moyen a donc été calculé pour chaque intervalle fourni. Il aurait également été possible de raisonner sur les bornes inférieure ou supérieure des fourchettes, mais ce travail s'est concentré sur l'étude de prix moyens. Chaque valeur est ensuite ramenée en euros constants de l'année 2008.

La base de données ainsi constituée comprend des prix unitaires moyen, minimum et maximum, pour chaque année de 1958 à 2008. Certaines essences ne disposent pas de données sur l'ensemble des 50 ans – elles sont indiquées en gras dans le tableau X. Le **tableau X** reprend, pour chaque essence – avec éventuellement une précision sur la qualité considérée – la plage de données disponibles.

ESSENCE	PERIODE	ESSENCE	PERIODE
Aulne, Bouleau	1958 - 2008	Hêtre choix 2	1958 - 2008
Charme, Erable C	1958 - 2008	Mélèze, fut propre	1958 - 2008
Châtaignier	1958 - 2008	Mélèze, branchu	1973 - 1997
Chêne choix 1	1958 - 2008	Merisier	1958 - 2008
Chêne choix 2	1958 - 2008	Peuplier, fut propre	1958 - 2008
Chêne choix 3	1958 - 2008	Peuplier, branchu	1961 - 2008
Douglas, fût propre	1958 - 2008	Pin laricio, fut propre	1958 - 2008
Douglas, branchu	1973 - 1997	Pin laricio, branchu	1973 - 1999
Epicéa-Sapin, fût propre	1958 - 2008	Pin maritime, Gascogne	1958 - 2008
Epicéa-Sapin, branchu	1970 - 1999	Pin noir, fut propre	1958 - 2008
Erable S et P	1958 - 2008	Pin sylvestre, fut propre	1958 - 2008
Frêne choix 1	1958 - 2008	Pin sylvestre, branchu	1973 - 2008
Frêne choix 2	1958 - 2008	Tilleul, Orme, Platane	1958 - 2008
Hêtre choix 1	1958 - 2008	Tremble	1973 - 2008

L'absence de données sur une partie de la période s'explique par des modifications intervenues au cours du demi-siècle, ayant entraîné des apparitions ou disparitions d'une distinction qualitative pour une essence, des regroupements ou séparations d'essences, ou encore des changements dans les classes de circonférence retenues. En conséquence, pour pouvoir exploiter les données, les classes de circonférence ont été harmonisées, en adaptant manuellement³ les prix au plus juste pour les faire correspondre aux classes de dimensions, et, le cas échéant, des essences regroupées pendant un temps puis présentées individuellement par la suite ont été individualisées dès le début de la période.

Attention : les données de prix peuvent donc être partiellement ou totalement les mêmes pour certaines espèces de résineux : lorsque la revue regroupe deux essences dans les publications anciennes, mais qu'un remaniement de la publication les sépare par la suite, nous avons séparé les deux essences dès le début, ce qui a nécessité la duplication des données.

A partir des données recueillies, la volatilité "annuelle" des prix (c'est-à-dire avec des périodes élémentaires d'un an) a été calculée sur différents jeux de données : toute la période disponible (1958 – 2008), ou seulement les 20, 10 ou 5 dernières années⁴. Elle est ventilée par essence (incluant ou non des informations sur la qualité des bois) et moyennée sur l'ensemble des classes de dimension (exception faite des petites dimensions, non prises en compte).

³ Ajout ou retrait de l'écart de prix estimé proportionnellement à l'écart de dimensions.

⁴ Une durée de 10 ans reste compatible avec les autorisations légales de modification du programme de coupe : les coupes peuvent être avancées ou retardées de 5 ans par rapport à la date prévue au plan simple de gestion (Art. L. 222-2. du code forestier).

9. Résultats

Le tableau X donne les volatilités moyennes par essence pour les différents intervalles de temps considérés. (Attention : il ne s'agit pas des variations de prix en fonction du temps, mais bien de la volatilité de ces prix, exprimée en %.)

Essence	Période	20ans	10ans	5ans
Aulne, Bouleau	16.3	7.8	5.1	6.1
Charme, Erable C	18.3	4.3	8.2	12.2
Châtaignier	13.7	13.2	9.9	8.7
Chêne choix 1	18.2	10.9	13.1	15.7
Chêne choix 2	20.0	20.7	17.7	23.5
Chêne choix 3	23.5	15.8	21.3	28.7
Erable S et P	14.2	9.6	10.8	11.3
Frêne choix 1	18.6	10.4	6.8	8.8
Frêne choix 2	19.4	11.6	3.4	2.8
Hêtre choix 1	15.9	15.6	10.8	9.6
Hêtre choix 2	19.7	17.1	16.2	12.2
Merisier	17.3	10.2	11.0	6.0
Peuplier, branchu	16.8	4.7	3.0	0.6
Peuplier, fût propre	16.2	9.4	12.5	3.6
Tilleul, Orme, Platane	17.7	3.1	2.6	3.3
Tremble	16.4	3.6	2.4	1.5
TOTAL FEUILLUS	17.6	10.5	9.7	9.7
Douglas, branchu	19.3	6.7	-	-
Douglas, fût propre	12.6	8.3	6.7	6.4
Epicéa-Sapin, branchu	19.8	6.1	-	-
Epicéa-Sapin, fût propre	12.0	8.8	7.2	7.9
Mélèze, branchu	19.3	6.7	-	-
Mélèze, fût propre	12.8	8.7	7.2	7.9
Pin laricio, branchu	16.6	3.1	-	-
Pin laricio, fût propre	14.0	9.4	4.2	4.7
Pin maritime, Gascogne	12.1	9.4	8.6	7.4
Pin noir, fût propre	14.3	8.7	3.5	1.7
Pin sylvestre, branchu	15.9	7.1	9.8	13.2
Pin sylvestre, fût propre	13.9	10.5	8.7	8.6
TOTAL RESINEUX	16.6	7.6	6.5	6.5
TOTAL TOUTES ESSENCES	17.2	9.2	8.6	8.5

La volatilité est la plus forte sur l'ensemble de la période. Cela s'explique par une plus grande occurrence d'apparition d'événements exceptionnels (chocs pétroliers, par exemple) sur une période de 50 ans que sur les 20 dernières années.

En revanche, la volatilité calculée sur les 20, 10 ou 5 dernières années est plus faible que la volatilité calculée sur toute la période, et est relativement stable selon que l'on considère les 20, 10 ou 5 dernières années

D'une manière générale, la volatilité sur les 5 dernières années est fréquemment supérieure à celle observée sur les 10 dernières années. A priori, on pouvait s'attendre à un résultat inverse, puisque la tempête de 1999 a impacté les prix sur la période des dix dernières années.

La volatilité moyenne sur l'ensemble de la période est généralement plus élevée pour les feuillus (charme, chêne, frêne, hêtre, tilleul-orme-platane) que pour les résineux de bonne

qualité (« fût propre »). Cet écart de volatilité peut s'expliquer par des effets de mode, a priori plus importants sur les principaux marchés des feuillus (meubles, menuiserie, aménagement) que sur les principaux marchés des résineux (charpente, emballage). Sur l'ensemble de la période, la volatilité minimale pour les feuillus est de 13.7 %, contre 12.0 % pour les résineux. Les maxima atteignent 23.5 % pour les feuillus (19.4 % si l'on omet le chêne) contre 19.8 % pour les résineux (14.3 % si l'on exclut les qualités inférieures).

Cela traduit une plus forte stabilité des prix chez ces résineux de qualité correcte. Cette tendance se retrouve pour la volatilité moyenne sur les 20 dernières années, mais concerne cette fois les résineux de qualité médiocre. Cette fois, ce sont les produits de qualité commune dont le prix varie peu.

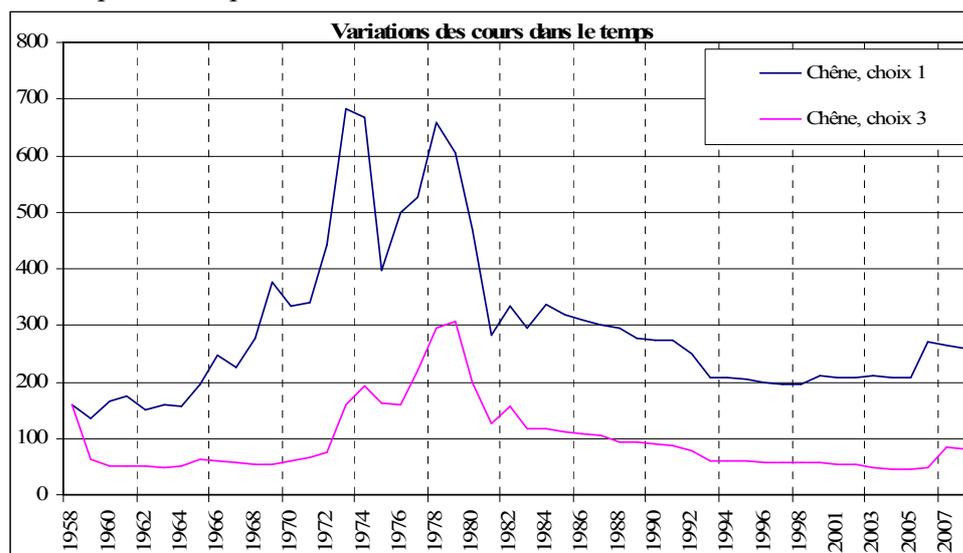


Figure 3 : Cours des chênes de première et troisième qualité (GB).

Contrairement à une idée répandue, la volatilité du chêne est plus élevée que celle des autres feuillus. C'est particulièrement vrai sur les 5 dernières années et traduit la hausse relativement

importante constatée.

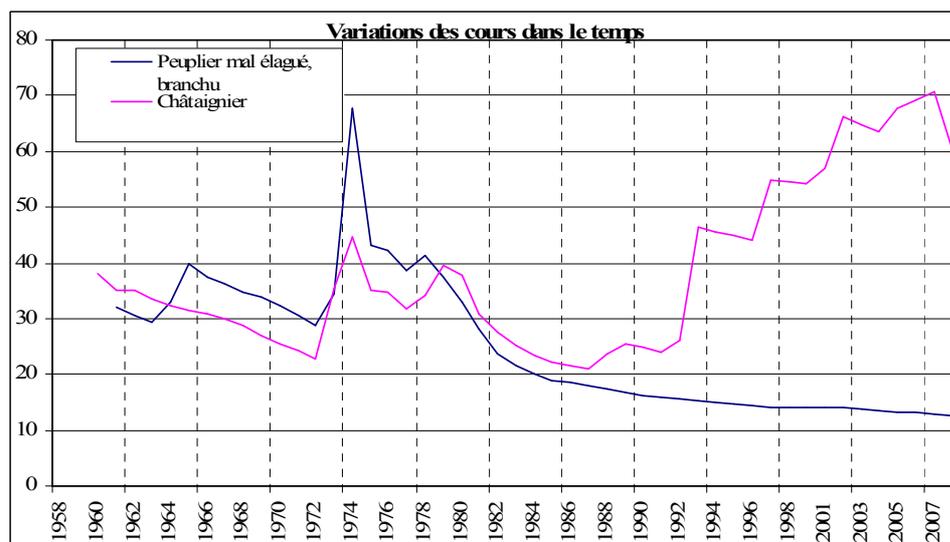


Figure 4 : Cours du châtaignier (BM) et du peuplier de mauvaise qualité (BM)

Les cours du châtaignier, des érables sycomore et plane ou encore du merisier ont des volatilités proches de la volatilité moyenne des feuillus.

D'autres essences, comme l'aulne, le bouleau, le peuplier, le tremble, le tilleul, l'orme et

le platane présentent au contraire des cours à la volatilité faible. Ces essences ont des prix qui suivent une tendance particulièrement stable La **Figure 4** illustre ce comportement, en permettant de comparer la volatilité du peuplier (très faible) à celle du châtaignier.

- **Implications pour la gestion**

Pour le propriétaire forestier, favoriser une essence au cours volatil est plus risqué que choisir une essence au cours plus stable. Toutefois, le caractère volatil représente aussi un avantage : il signifie qu'il y a des périodes où le cours est plus haut que la tendance générale, ce qui peut constituer une bonne opportunité de vente.

La prise en compte de la volatilité intéresse les gestionnaires forestiers dans des décisions de court terme comme dans des décisions de long terme.

À court terme, la question se pose du meilleur moment pour vendre les bois, et profiter des périodes où le prix est plus élevé que la tendance. Pour y répondre, différents outils développés pour le marché boursier peuvent être utilisés, comme les Bandes de Bollinger ou l'Average True Range qui visent l'une et l'autre à donner des critères permettant de distinguer des fluctuations de tendances de long terme (Trading-School). Néanmoins, la capacité du gestionnaire à retarder une coupe de bois ne dépend pas uniquement du marché des bois, mais aussi des contraintes sylvicoles. En conséquence, un propriétaire qui souhaite des rentrées d'argent dans des délais précis et réguliers préférera les essences au cours le moins volatil : son besoin de régularité dans les recettes ne lui permet pas de réserver ses ventes pour les périodes où le marché est favorable, il préférera donc un marché le moins fluctuant possible. Un propriétaire qui, au contraire, peut différer ses coupes de quelques années si besoin a tout intérêt à préférer les essences au cours volatil, afin de tirer profit des années de hausse.

À long terme, deux questions se posent : le choix du mélange d'essences et le choix du terme d'exploitabilité.

La volatilité des cours influence le choix du terme d'exploitabilité. L'approche retenue en futaie régulière consiste à calculer un prix de réserve (Brazeo, Mendelsohn, 1988) qui tient compte de la variabilité des cours, par application de la théorie des options réelles qui a été initialement appliquée aux marchés boursiers. Il convient d'exploiter dès que le prix de marché dépasse ce prix de réserve. Des simulations effectuées pour du douglas et du Pin taeda en Amérique du Nord montrent que cette stratégie flexible d'exploitation apporte des revenus espérés plus élevés qu'une stratégie où l'âge d'exploitation est fixé, quelles que soient les fluctuations des prix. En futaie irrégulière, le terme d'exploitabilité est déterminé par l'égalité entre valeur potentielle⁵ et valeur de consommation⁶ (Bruciamacchie, 2001); le diamètre optimal d'exploitabilité a ainsi été calculé avec volatilité des cours en intégrant à la valeur potentielle et à la valeur de consommation une valeur d'option, déduite également de la théorie des options réelles (Etienne, 2007).

Pour le choix d'essences, le mélange d'essences (pied à pied ou bien sur des parcelles différentes d'une même propriété) aux cours plus ou moins volatils peut permettre au propriétaire d'assurer un revenu pour partie prévisible, avec les essences aux cours les moins

⁵ **Valeur potentielle** : calculée par le ratio entre le gain annuel de valeur de consommation et le taux d'actualisation, elle traduit la valeur en capital de l'arbre.

⁶ Valeur de consommation : valeur marchande que l'on peut tirer de la vente des arbres du peuplement au temps t (prix obtenu dans de bonnes conditions de marché) diminuée des frais de commercialisation du bois.

volatils, tout en se donnant l'opportunité de faire de bonnes opérations financières avec les essences aux cours les plus volatils.

En outre, diversifier les essences de son peuplement est comparable à la diversification d'un portefeuille d'actions en finance. Il diminue ainsi les risques liés à la détention d'un seul actif, en évitant de mettre "tous ses œufs dans le même panier".

Conclusion

La volatilité des cours des bois diffère selon les essences : les marchés de certaines essences ont connu par le passé davantage de fluctuations que d'autres. Le propriétaire forestier peut tirer parti de ces fluctuations, en fonction de ses objectifs financiers.

Les intérêts économiques du propriétaire forestier rejoignent ses intérêts écologiques : favoriser le mélange d'essences – au niveau des parcelles ou en mélange pied à pied – peut lui permettre, d'une part, de s'assurer un revenu fixe en choisissant des essences au cours peu volatil et de tirer profit des fluctuations du marché d'essences au cours volatil. D'autre part, le nombre d'essences et le taux de mélange sont, à côté d'autres paramètres comme le type d'essences, leur abondance dans le paysage ou leur diversité génétique, deux paramètres déterminants pour la diversité de la faune et de la flore de nos forêts ainsi que pour la prévention du risque (phytosanitaire notamment) et la résilience des peuplements. Il est donc conseillé de favoriser les peuplements mélangés, en adaptant les essences et le taux de mélange à la station forestière.

Annexe 6

Évolution des prix et corrélations entre les cours des bois : l'intérêt pour le mélange d'essences

Chevalier, H., Costa, S., Paillet, Y., Gosselin, M., Bruciamacchie, M. – 2010.

ÉVOLUTION DES PRIX ET CORRELATIONS ENTRE LES COURS DES BOIS : L'INTERET DU MELANGE D'ESSENCES

Hélène Chevalier*, **Sandrine Costa***, **Max Bruciamacchie***, **Marion Gosselin****

* Laboratoire d'Economie Forestière, AgroParisTech – ENGREF, 14 rue Girardet, 54042 Nancy

** Cemagref, équipe Biodiversité, UR Ecosystèmes Forestiers, Domaine des Barres, 45290 Nogent-sur-Vernisson

Résumé

Les recommandations pour le maintien de la biodiversité forestière encouragent les peuplements mélangés, qui favorisent en général la diversité des essences de faune et de flore. Pour le gestionnaire forestier, la part attribuée à chaque essence, en surface terrière par exemple, constitue donc un choix de gestion à enjeu écologique, mais aussi économique.

En effet, les prix de vente ainsi que les marchés sur lesquels se vendent les essences dites « secondaires » du peuplement peuvent différer de ceux des essences principales du mélange. Le gestionnaire peut donc modifier la composition naturelle des peuplements en favorisant les mélanges d'essences dont le cours varie différemment, de façon à ce que la baisse du cours de l'une soit compensée par la hausse du cours d'une autre.

Cet article présente les corrélations observées entre les cours des prix des principales essences françaises. Après la présentation du principe d'étude et des données utilisées, il expose quelques uns des résultats obtenus et discute leur intérêt en matière de gestion forestière.

Introduction

Le nombre d'essences et le taux de mélange sont, à côté d'autres paramètres comme le type d'essence, l'abondance de chaque essence dans le paysage ou la diversité génétique des individus, deux paramètres déterminants pour la diversité de la faune et de la flore de nos forêts.

L'essence dominante du peuplement influence nettement la composition et la diversité des espèces de faune et de flore, notamment pour les taxons de la litière et ceux qui exploitent le houppier ou le tronc des arbres.

L'impact du mélange⁷ d'essences donne des résultats plus variés, parfois contradictoires, mais convergents pour les tendances suivantes :

- les mélanges feuillus – conifères et les peuplements purement feuillus sont en général plus favorables à la biodiversité (bryophytes exceptées) que les peuplements purement résineux;
- à taux de mélange donné, la matrice des essences en mélange influence plus la composition en espèces de faune et de flore que le nombre d'espèces ;
- certaines espèces nécessitent aussi des peuplements purs de taille suffisante (notamment d'essences autochtones) ;
- la richesse en essences à l'échelle du peuplement a un impact souvent positif sur la diversité des oiseaux.

Il est donc conseillé, pour la biodiversité, de favoriser les peuplements mélangés en adaptant les essences et le taux de mélange à la station forestière, en variant la composition des

⁷ Quand plusieurs essences sont présentes dans le peuplement, les études d'écologie forestière parlent de peuplement mélangé s'il comporte au moins deux essences principales en proportions sensiblement égales ; la présence d'essences minoritaires en accompagnement d'une essence dominante ne constitue pas un peuplement mélangé au sens de l'écologie forestière, mais un peuplement riche en essences.

mélanges à l'échelle régionale et en maintenant aussi des peuplements purs d'essences autochtones (Gosselin et Paillet, sous presse).

Même si la richesse locale en essences augmente dans les forêts françaises (Ministère de l'Agriculture et de la pêche, 2005), la sylviculture française reste fondée sur la priorité donnée à une ou deux essences sociales, accompagnées d'essences secondaires en faible proportion : le taux de pureté des peuplements, mesuré en part de l'essence principale dans la surface terrière, se maintiendrait donc à un niveau élevé : 64% en peuplements à essence principale feuillue, 79% en peuplements à essence principale résineuse.

Une évolution de la sylviculture actuelle par augmentation des mélanges serait donc souhaitable pour favoriser une plus grande biodiversité forestière. Un des freins à cette évolution réside dans l'idée que la diversification des essences constitue un risque ou une perte d'efficacité économique. Toutefois, une utilisation judicieuse du mélange d'essences peut s'avérer bénéfique pour le propriétaire.

En effet, lorsque le cours d'une essence baisse, le propriétaire d'un peuplement de cette essence peut :

- soit différer la récolte, afin d'attendre une remontée des cours ;
- soit vendre son bois, auquel cas deux comportements s'observent :
 - o soit le propriétaire a besoin d'argent, il va donc chercher à vendre un plus gros volume pour compenser la baisse du cours ;
 - o soit le propriétaire n'a pas un besoin urgent de recettes, et va vendre un volume moindre que celui qu'il prévoyait, afin de limiter la perte liée à la baisse du cours.

En revanche, en forêt mélangée, un autre comportement est possible : le propriétaire peut chercher à vendre moins de l'essence dont le cours a baissé, et davantage d'une autre essence, dont le cours est constant ou en hausse. L'étude du lien entre les cours des essences, mesuré statistiquement par leur corrélation, permet de déterminer quelles sont les essences qui, en mélange, sont susceptibles d'apporter des revenus complémentaires, pour autant que le mélange soit possible d'un point de vue écologique (adaptation à la station) et sylvicole (vitesse de croissance, âges d'exploitabilité) :

– Une corrélation positive sera favorable si les prix des deux essences augmentent. En revanche, si les deux cours baissent, cela signifie que le propriétaire va perdre de l'argent sur les deux essences à la fois s'il est contraint de vendre son bois.

– Les corrélations négatives doivent faire l'objet d'une plus grande attention. Elles traduisent le fait que lorsque le cours d'une essence baisse, l'autre est à la hausse, ce qui laisse supposer que les deux essences interviennent sur des marchés différents. Cela peut permettre de compenser tout ou partie du manque à gagner engendré par la baisse de l'un des cours. C'est d'autant plus intéressant lorsque c'est le cours de l'une des essences principales du peuplement qui baisse : une essence secondaire (ou une autre essence principale) peut alors prendre le relais et apporter un surplus de revenus. Par contre, une corrélation négative alors que c'est le cours de l'essence principale qui augmente ne modifie pas en pratique les règles de répartition des essences. D'une manière générale les essences minoritaires sont préservées. Cette règle en faveur de la biodiversité est alors en accord avec le marché du bois de ces essences.

1) Données utilisées

- Origine des données de prix

Les données de prix utilisées au cours de cette étude sont des données de prix publiées bimensuellement par la revue «La forêt privée» (<http://www.laforetprivee.com/>). Il s'agit de prix moyens (moyenne de la fourchette des prix publiés) par essences (ou groupes d'essences pour les essences faiblement représentées) et par dimension, présentant parfois une mention de la qualité des grumes et ramenés en euros constants 2008 (Chevalier *et al*, en préparation). La séquence de données couvre la période 1960 – 2008, avec une absence de données en l'an 2000 due aux importantes perturbations du marché liées aux tempêtes de 1999.

La précision de ces données, issues de fourchettes publiées à dire d'expert, peut constituer une limite des calculs qui seront présentés dans la suite. Toutefois, à défaut de données statistiques plus fiables, elles ont au moins l'avantage de constituer une base de données détaillée, portant sur une période relativement longue.

- Choix de groupes d'essences correspondant à de grands contextes écologiques

Toutes les essences ne se rencontrent pas en mélange. Nous nous sommes donc concentrés sur quelques grands groupes d'essences fréquemment présentes en mélange, et correspondant à de grands contextes écologiques français. Parmi ces groupes, certains correspondent à des mélanges au sens de l'écologie forestière (voir la définition en bas de la page 1), alors que d'autres peuvent davantage s'apparenter à des peuplements dans lesquels une essence majoritaire est accompagnée de quelques essences secondaires en proportions moindres. Au sein de ces groupes, nous avons différencié les essences principales du mélange des essences secondaires, afin d'étudier plus particulièrement les corrélations négatives existant entre les essences de ces deux catégories. Le **tableau 1** reprend les groupes sélectionnés.

N°	Contexte	Essences principales du mélange	Essences secondaires du mélange
I	Montagne	Sapin, épicéa, hêtre	Erable sycomore
II	Moyenne montagne	Chêne, hêtre, sapin	Pin sylvestre
III	Limousin	Douglas, hêtre	Châtaignier
IV	Picardie	Chêne, hêtre, frêne, érable sycomore	Merisier, aulne, charme
V	Picardie 2	Peuplier, chêne	Aulne
VI	Centre	Chêne, pin sylvestre	Bouleau, pin laricio, pin noir
VII	Centre 2	Chêne, hêtre	Charme
VIII	Massif central	Douglas, épicéa	Pin sylvestre
IX	Aquitaine	Pin maritime	Pin laricio, sapin
X	Saône	Chêne	Tilleul, bouleau
XI	Forêt alluviale	Chêne, frêne	Erable sycomore, tilleul

2) Principe d'étude

Dans un premier temps, les variations des cours des essences peuvent s'apprécier visuellement. Par exemple, dans le cas des cours du pin sylvestre de bonne qualité et du chêne de second choix, on observe des évolutions opposées durant les périodes de 1961 à 1963, 1965 à 1969, 1975 à 1979, 1981 à 1984, 1989 à 1991 et 1998 à 2004.

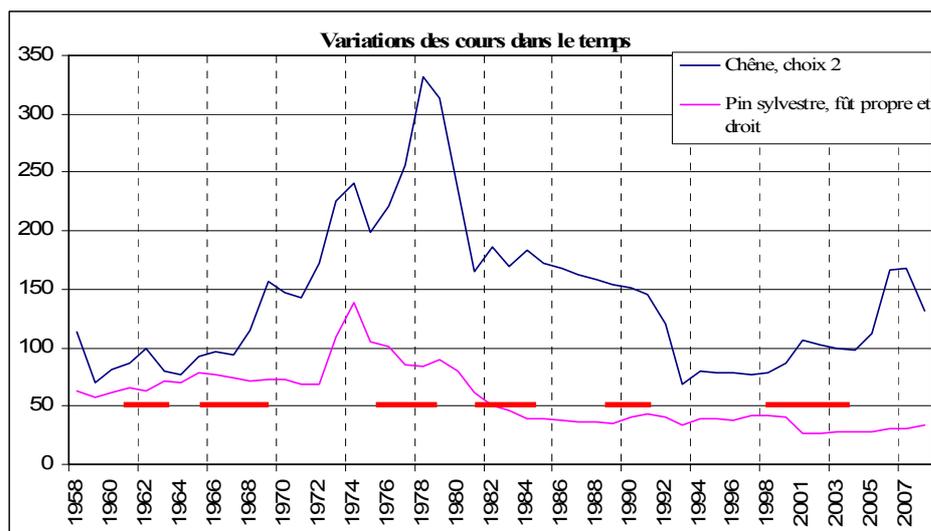
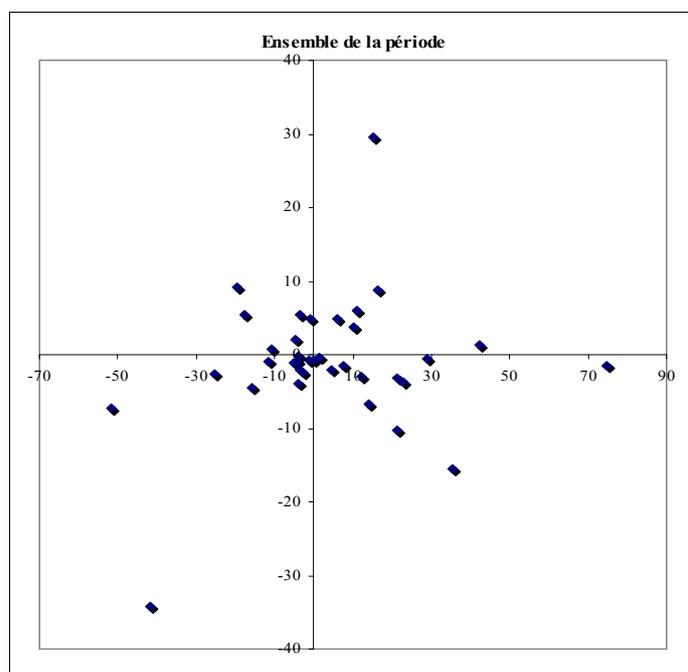


Figure 1. Variation comparée des cours du chêne (choix 2) et du pin sylvestre (fût propre et droit) sur la période 1968-2008.



L'analyse graphique peut aussi porter sur les évolutions annuelles par différence entre le prix de l'année n et celui de l'année $n-1$ (cf. Figure 2)

Figure 2. Ce graphe fournit en abscisse l'évolution annuelle des cours du chêne de qualité moyenne et en ordonnée celle du pin sylvestre de bonne qualité, en €, pour l'ensemble de la période (1960-2008)⁸. Une partie des points semble alignée selon une droite de pente positive, l'autre selon une droite de pente négative. Cela correspond aux effets périodiques observés sur le graphe précédent.

Le laps de temps sur lequel on calcule les corrélations a vraisemblablement une influence sur le résultat. Différentes périodes, de durée variable, ont donc été testées au sein de la séquence disponible.

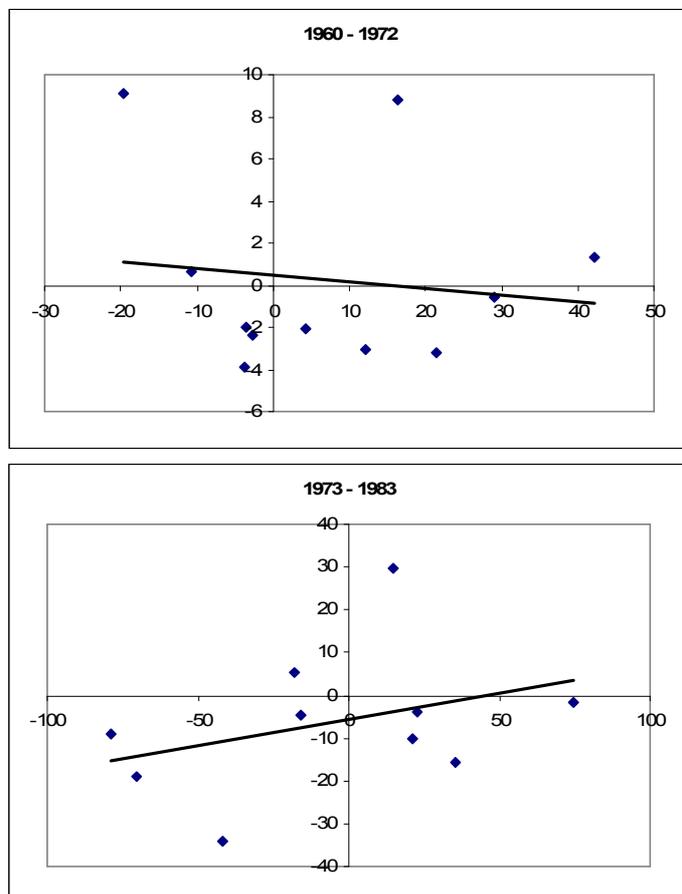
- *Influence de la période considérée*

Un découpage des données en 4 périodes a été réalisé, distinguant :

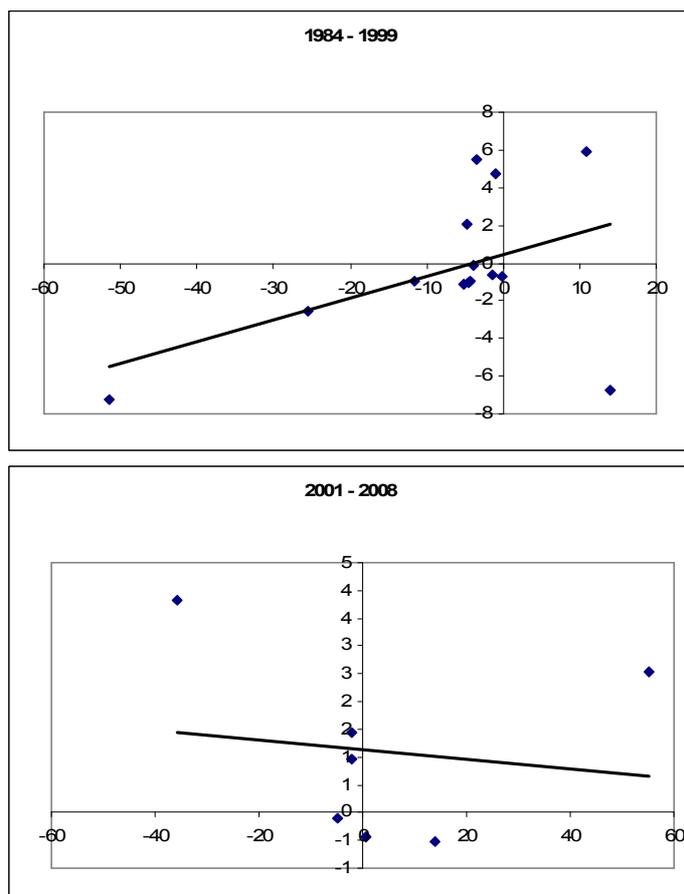
- les années précédant le premier choc pétrolier (1960-1972) ;
- les années affectées par les deux chocs pétroliers de 1973 et 1979 (1973- 1983) ;
- les années suivant les chocs pétroliers et précédant les tempêtes Lothar et Martin de décembre 1999 (1984-1999) ;
- les années suivant la tempête (2001-2008).

⁸ Par exemple, le point situé le plus haut sur le graphe (entouré d'un cercle) indique une année pour laquelle l'évolution a été d'environ + 10 € pour le chêne, et de + 30 € pour le pin sylvestre.

Pour ces quatre périodes, les évolutions annuelles du cours du pin sylvestre en fonction de celles du cours du chêne ont été représentées graphiquement⁹ (cf. Figure 3). Comme l'illustre la figure 1, les cours des deux essences évoluent parfois croissantes – les deux cours sont en hausse sur les périodes 1960-1972 et 2001-2008, parfois décroissantes – les deux cours chutent pour les périodes 1973-1983 et 1984-1999.



⁹ Pour faciliter la lecture de ces graphes, nous affichons ici des courbes de tendance, toutefois, nous discuterons plus loin de la fiabilité de cette méthode.



La figure 3 illustre l'influence du découpage des périodes d'études sur le résultat et l'effet de lissage des variations constaté lorsque l'on étudie la corrélation sur l'ensemble de la période (1960 – 2008). Même sur des périodes d'une dizaine d'années environ, les effets de quelques années particulières peuvent masquer les tendances des autres années. Pour la suite du travail (estimation statistique des corrélations plutôt que visuelle), de plus courtes périodes ont donc été choisies de manière à couvrir entre 4 et 6 années consécutives, en cohérence avec le laps de temps dont dispose le propriétaire pour prendre la décision de vendre ses bois ainsi qu'avec les grands événements climatiques ou économiques (par exemple, les tempêtes ou les chocs pétroliers). Les périodes retenues sont 1960-1964 (5 ans), 1965-1968 (4 ans), 1969-1972 (4 ans), 1973-1977 (5 ans), 1978-1983 (6 ans), 1984-1988 (5 ans), 1989-1994 (6 ans), 1995-1999 (5 ans), 2001-2004 (4 ans) et 2005-2008 (4 ans).

- Méthode de calcul

L'exemple précédent présentait une série de graphes permettant d'appréhender graphiquement les corrélations entre les cours des essences deux à deux. Toutefois, si cet examen graphique présente l'avantage d'être rapide, il manque de précision et de fiabilité statistique : quelle est la part prise par l'appréciation de l'observateur, dans les cas où la détermination de la corrélation s'avère complexe ? Et comment déterminer si un résultat est significatif, au sens statistique du terme ?

Ces lacunes ont pu être contournées par recours à un calcul de coefficient de corrélation de rang. On étudie alors la corrélation entre les rangs des prix de vente de deux essences, pour une période considérée. En raison du faible nombre de données disponibles par sous-période

d'étude, le coefficient de corrélation choisi est le coefficient de corrélation de rang de Spearman¹⁰ (Scherrer, 1984).

Principe du coefficient de corrélation de rang de Spearman :

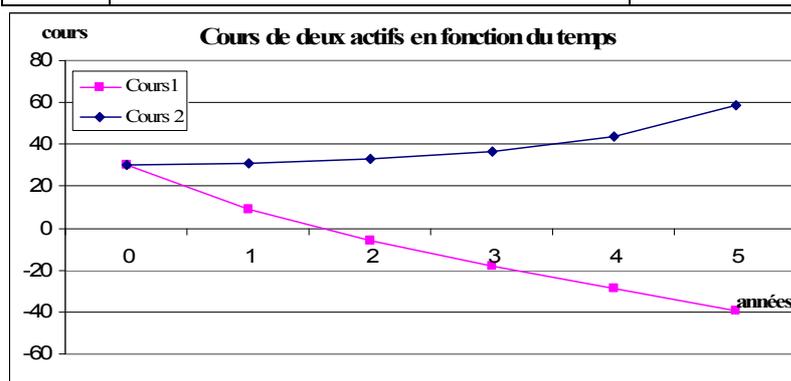
Pour étudier la corrélation de rang entre deux variables quantitatives x et y , on détermine le rang des valeurs prises par chacune des deux variables, puis on calcule la différence de classement selon la formule $d_i = |rang_x - rang_y|$ ¹¹. Le coefficient de corrélation est obtenu par la

formule $r_s = 1 - 6 \sum_{i=1}^n \frac{d_i^2}{n(n^2 - 1)}$, soit 1 moins la distance relative entre les rangs.

Si $r_s = 0$, les deux variables sont indépendantes et l'ordre de classement des éléments de l'une ou l'autre des variables est comparable à un classement aléatoire. Lorsque $r_s = 1$, les classements de x et y sont rigoureusement identiques : les variables sont corrélées positivement. Lorsque $r_s = -1$, les classements de x et y sont rigoureusement inverses : les variables sont corrélées négativement. Avec une probabilité de 5% d'erreur, les seuils de significativité de la corrélation sont respectivement de 0,8 pour des effectifs de 4 ou 5 valeurs, et 0,78 pour un effectif de 6 valeurs.

Dans notre cas, les variables considérées sont les prix des essences eux-mêmes. En effet, si les analyses graphiques portaient sur les différences entre les valeurs annuelles (=évolutions annuelles) des cours, le calcul des coefficients de corrélation porte sur le rang des valeurs elles-mêmes. L'exemple qui suit permet de comprendre aisément pourquoi :

Années	Essence 1				Essence 2			
	Cours	Rang des cours	Évolution annuelle des cours	Rang de l'évolution annuelle des cours	Cours	Rang des cours	Évolution annuelle des cours	Rang de l'évolution annuelle des cours
0	30	6	-	-	30	1	-	-
1	9	5	-21	1	31	2	1	1
2	-6	4	-15	2	33	3	2	2
3	-18	3	-12	3	37	4	4	3
4	-29	2	-11	4	44	5	7	4
5	-39.5	1	-10.5	5	59	6	15	5



Le cours 1 est strictement décroissant, alors que le cours 2 est strictement croissant. Cette différence est bien transcrite par les rangs portant sur les valeurs des cours, qui sont inversés,

¹⁰ Ce coefficient mesure la liaison entre le classement des éléments selon la variable x et le classement des éléments selon y . Il est utilisé soit lorsque l'on s'intéresse à des variables x et y semi-quantitatives (échelle de variation ordinale par exemple), soit lorsque la distribution jointe de ces deux variables est non-binormale.

¹¹ Les éléments *ex-æquo* dans la détermination du rang ne deviennent problématiques pour le calcul que lorsque le nombre d'*ex-æquo* est élevé. Dans de telles situations, on applique au coefficient r_s un facteur de correction. Le nombre d'*ex-æquo* est resté faible dans nos échantillons et n'a pas justifié l'utilisation de ce facteur.

donnant un coefficient de corrélation de Spearman égal à -1. Par contre, les rangs des différences annuelles (Valeur à l'année n – Valeur à l'année $n-1$) sont identiques, ce qui donnerait un coefficient de corrélation de Spearman égal à 1 et laisserait croire à une corrélation positive entre les deux cours.

Ainsi, pour que le calcul des coefficients de corrélations soit juste, il faut qu'il porte directement sur les cours, et non sur les évolutions annuelles des cours.

Le coefficient de corrélation de rang de Spearman permet de savoir si, au sein des années considérées dans chaque période, l'ordre des valeurs prises par chacune des variables est semblable ou opposé, et à quel point. Par contre, il ne permet pas de qualifier l'éloignement entre les valeurs, c'est-à-dire l'amplitude des variations entre les valeurs annuelles. Ainsi, si l'on compare deux cours variant très faiblement, mais de façon opposée, on pourra déceler une corrélation négative. C'est juste : les deux variables sont liées. Toutefois, cela peut entraîner un biais : nous utilisons ces coefficients pour déterminer si un propriétaire a intérêt à miser sur une essence secondaire en cas de baisse du cours de l'essence principale, mais cela suppose que la baisse sur l'essence principale soit conséquente. La différence entre cette situation, et une situation où le cours de l'essence principale baisserait fortement alors que le cours de l'essence secondaire augmente très légèrement, est importante pour le propriétaire forestier, mais elle ne ressort pas avec l'analyse des coefficients de corrélation.

3) Résultats et discussion

Le **tableau 2** présente un exemple de résultats obtenus par analyse des corrélations de rang entre les cours des essences du groupe Chêne¹²-tilleul-bouleau, considérées deux à deux.

Description	Essence 1	Essence 2	Nb corrélations <0	Nb corrélations >0	1960-1964	1965-1968	1969-1972	1973-1977	1978-1983	1984-1988	1989-1994	1995-1999	2001-2004	2005-2008
Chêne, tilleul, bouleau	Chêne choix 1	Tilleul, orme, platane	1	5	-	0.80	0.80	0.94	1.00	0.94			0.00	0.80

Les cases vides correspondent aux cas où le coefficient obtenu n'est pas significatif. Les valeurs « 0 » traduisent une absence de corrélation (cas en particulier de la période 2001-2004) : les variables sont indépendantes. Un coefficient égal à 1 illustre une évolution parfaitement synchrone. C'est le cas de la période 1984-1989 où les cours baissent, vraisemblablement à cause des retombées de la période précédente des chocs pétroliers au cours de laquelle les prix avaient atteint de très fortes valeurs.

Les corrélations positives sont particulièrement fréquentes parmi les couples d'essences feuillues ou les couples d'essences résineuses : deux essences dont les débouchés sont proches ou identiques ont plus fréquemment des cours évoluant de la même manière.

Une seule sous-période présente ici une corrélation négative significative (comparaison chêne choix 1 – Tilleul, période 1965-1968) : pendant cette période, les cours des deux essences évoluaient de manière significativement opposée.

Le **tableau 3** présente le nombre total des corrélations significatives (négatives puis positives) obtenues pour chacune des périodes envisagées.

¹² Les essences comportant une mention de qualité se divisent en autant de catégories que de qualités, puis sont considérées comme des essences distinctes, traitées séparément puisque l'on dispose d'une série de données complète pour chacune.

Périodes	1960	1965	1969	1973	1978	1984	1989	1995	2001	2005	Total
	- 1964	- 1968	- 1972	- 1977	- 1983	- 1988	- 1994	- 1999	- 2004	- 2008	
Corrélations négatives	7	22	5	0	0	1	0	6	25	13	79
Corrélations positives	17	43	36	33	145	70	68	28	73	28	541

De 1960 à 1972, on observe à la fois des corrélations positives et négatives, ce qui signifie que certains cours évoluent de façon similaire, et d'autres de façon disjointe, donc probablement sur des marchés distincts.

Entre 1973 et 1994, on observe un grand nombre de corrélations positives, et presque aucune corrélation négative. Cela signifie que les cours évoluaient tous dans le même sens : à la hausse entre 1973 et 1979, et à la baisse ensuite. En 1973 et 1979, les deux chocs pétroliers successifs ont fortement impacté le marché des bois, conduisant à une hausse record des prix. De 1984 à 1994, les cours sont en très grande majorité à la baisse, par retombée des prix suite aux chocs pétroliers dans un premier temps, puis à cause de la crise économique intervenue au début des années 1990. Durant ces périodes, le marché du bois n'évolue plus de façon indépendante : il est gouverné par les pressions de l'économie générale.

Un retour au fonctionnement normal du marché semble s'opérer entre 1995 et 1999, avec aussi bien des corrélations positives que négatives.

Les tempêtes de 1999 imposent une nouvelle fois une variation des prix durant la période 2001-2004, mais pas pour toutes les essences : le nombre de corrélations positives est élevé, rendant compte d'une baisse synchrone de nombreux cours. On observe toutefois un bon nombre de corrélations négatives, traduisant les comportements différents entre les essences dont les cours chutent suite aux chablis importants, et celles qui ne sont pas touchées par ces phénomènes.

Après 2005, l'absence d'événements exceptionnels se prête à nouveau à un retour du marché à une situation ordinaire.

Les corrélations négatives étant celles qui intéressent particulièrement les propriétaires de forêts mélangées, leurs occurrences ont été détaillées. Le [tableau 4](#) reprend, pour les couples d'essences intervenant dans les contextes écologiques choisis, l'ensemble des corrélations négatives observées (cases grisées) et met en évidence des périodes particulièrement pauvres en corrélations négatives : il s'agit des années 1973-1977 et 1978-1983 (en orange), 1984-1988 (en jaune) et 1989-1994 (en bleu).

Essences		1960-1964	1965-1968	1969-1972	1973-1977	1978-1983	1984-1988	1989-1994	1995-1999	2001-2004	2005-2008
Chêne choix 1	Charme, Erable C										
	Chêne choix 3, Hêtre choix 1, Hêtre choix 2, Epicéa-Sapin fût propre, Pin sylvestre fût propre, Frêne choix 2, Peuplier branchu, Pin laricio fût propre, Pin noir fût propre, Tilleul-Orme-Platane										
	Peuplier fût propre										
Chêne choix 2	Pin sylvestre fût propre										
	Pin noir fût propre										
	Chêne choix 3, Hêtre choix 1, Hêtre choix 2, Epicéa-Sapin fût propre, Frêne choix 2, Charme-Erable C., Peuplier branchu, Pin laricio fût propre, Tilleul-Orme-Platane										
Chêne choix 3											
	Pin sylvestre fût propre										

- La hausse du cours des érables sycomore et plane se poursuit entre 2005 et 2008 : le comportement de ces essences s'oppose ainsi à celui de l'aulne, du bouleau, du hêtre de second choix et du frêne.

Les essences évoluant sur des marchés différents

Dans certains cas, les corrélations négatives ponctuelles sont décelées entre deux essences, qui évoluent sur des marchés différents. Les couples d'essences qui se trouvent dans cette situation, et chez lesquels au moins une période de corrélation négative a été observée figurent dans le tableau 5 :

Période	En hausse	Marchés correspondants	En baisse	Marchés correspondants
1960-1964	Hêtre choix 2	Emballage	Pin sylvestre fût propre	Charpente ou menuiserie
1960-1964	Charme-Erable		Chêne choix 3 et Merisier	
1960-1964	Epicéa-Sapin fût propre	Charpente	Pin maritime	Emballage
1969-1972	Hêtre choix 2	Emballage	Châtaignier	Ameublement ou charpente
1984-1988	Erable S. et P. ↑ puis ↓	Menuiserie	Epicéa-Sapin branchu ↓ puis ↑	Emballage
1995-1999	Peuplier fût propre	Emballage	Chêne choix 3	Sciage
2001-2004	Douglas fût propre	substitution	Epicéa-Sapin fût propre	Substitution

Un mélange présentant ces couples d'essences est donc tout particulièrement intéressant pour le propriétaire, puisque l'évolution des essences sur des marchés distincts diminue le risque de voir leurs cours s'effondrer en même temps.

Le tableau 4 mettait également en évidence la répétition des corrélations négatives pour certaines essences. On peut par exemple citer le couple hêtre choix 2 – pin sylvestre fût propre, qui présente des corrélations négatives sur 3 périodes. L'observation de corrélations négatives diminue encore le risque de voir les deux cours s'effondrer en même temps.

Toutefois, si l'on observe une corrélation négative, l'un des deux cours est forcément à la baisse.

		ESSENCE PRINCIPALE	
		Hausse	Baisse
ESSENCE SECONDAIRE	Hausse	Situation favorable On peut vendre des 2 essences	Intérêt économique du mélange
	Baisse	Pas d'intérêt économique du mélange	Situation défavorable Il vaut mieux différer les ventes

En cas de baisse du cours de l'essence principale du mélange :

- si le cours de l'essence secondaire est haut, le propriétaire préférera en couper une part plus importante et compenser ainsi le manque à gagner lié à la baisse du cours de l'essence principale.
- si le cours de l'essence secondaire est bas également, le mélange a un intérêt économique moindre.

En cas de hausse du cours de l'essence principale du mélange :

- si le cours de l'essence secondaire est

haut également, le mélange ne présente pas d'intérêt économique particulier, mais ne constitue pas un inconvénient.

- Si le cours de l'essence secondaire est bas, cette association d'essences est économiquement moins avantageuse qu'un peuplement pur de l'essence principale.

Au sein de chaque contexte écologique défini, les corrélations négatives ont été recensées, et celles qui sont favorables au mélange (i. e. dont le cours en hausse est celui de l'essence secondaire) ont été indiquées.

N°	Contexte	Essences principales du mélange	Essences secondaires du mélange	P x P	P x S	P x S / S en hausse	Ratio "favorables"	S x S
I	Montagne Moyenne	Sapin, épicéa, hêtre	Erable sycomore	1	5	5	100%	-
II	montagne	Chêne, hêtre, sapin	Pin sylvestre	11	11	7	64%	1
III	Limousin	Douglas, hêtre	Châtaignier	2	3	2	67%	-
IV	Picardie	Chêne, hêtre, frêne, érable syco.	Merisier, aulne, charme	23	9	3	33%	1
V	Picardie 2	Peuplier, chêne	Aulne	9	1	0	0%	-
VI	Centre	Chêne, pin sylvestre	Bouleau, pin laricio, pin noir	8	13	1	8%	0
VII	Centre 2	Chêne, hêtre	Charme	8	4	3	75%	-
VIII	Massif central	Douglas, épicéa	Pin sylvestre	1	1	1	100%	1
IX	Aquitaine	Pin maritime	Pin laricio, sapin	-	1	1	100%	0
X	Saône	Chêne	Tilleul, bouleau	2	3	0	0%	0
XI	Forêt alluviale	Chêne, frêne	Erable sycomore, tilleul	6	8	6	75%	1

Le **tableau 6** distingue les corrélations négatives entre essences principales (PxP), entre les essences principales et les essences secondaires (PxS) et entre les essences secondaires (SxS). En calculant le ratio des corrélations PxS/(PxS avec S en hausse), on observe que certains mélanges sont plus favorables que d'autres d'un point de vue strictement économique : ceux dont les corrélations négatives interviennent toujours en cas de baisse d'une essence principale (donc en période de hausse de l'essence secondaire). D'autres contextes sont au contraire moins intéressants économiquement, lorsque les corrélations négatives interviennent alors que le cours de l'essence secondaire est à la baisse (toutefois le risque n'est pas très élevé puisque dans ces cas-là le cours de l'essence principale est à la hausse). Toutefois, ces ratios sont à relativiser par rapport au nombre d'essences en présence (donc de corrélations théoriquement possibles).

Conclusion

L'intérêt des peuplements mélangés est généralement présenté sous l'angle écologique, soit qu'il s'agisse d'externalités, c'est-à-dire des services non marchands rendus à la collectivité, soit qu'il s'agisse de services environnementaux directement utiles au sylviculteur, comme une meilleure résistance aux pathogènes. Dans ce contexte, il est intéressant de dégager aussi l'intérêt économique que peut retirer le propriétaire d'un peuplement mélangé. Cette étude a permis de présenter quelques mélanges ou couples d'essences pouvant permettre au propriétaire d'utiliser les essences secondaires pour compenser la baisse du cours de l'essence principale. Naturellement, cette compensation dépend de l'évolution des marchés des bois, qui peut être synchrone même si ces marchés sont indépendants : par exemple, en cas de perturbation de grande ampleur des marchés suite à un événement climatique majeur, une crise économique ou énergétique.

Lorsque de tels événements se produisent, leur impact affecte l'ensemble des marchés et ces événements prennent le pas sur leurs évolutions libres. Ils constituent une limite importante

des modèles de prix des bois ou des modèles de ressource, qui ne peuvent prendre en compte que difficilement de telles modifications de l'offre et de la demande.

Les comportements des propriétaires face à une hausse ou une baisse des prix sont variables : certains vendent davantage lorsque les prix baissent car ils ont besoin de rentrées d'argent importantes, d'autres au contraire diffèrent les coupes en attendant une remontée des cours. Une étude des volumes vendus annuellement permettrait mieux appréhender ces comportements, en constatant l'évolution du stock de bois coupé en fonction des variations des prix.

Bibliographie

Gosselin, M. et Paillet, Y. (sous presse) *Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière. Guide pratique (France métropolitaine)*. Editions Quae, Versailles.

Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (2006) *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises - Edition 2005*. Paris, MAP, 148 p.

Scherrer, B., 1984. *Biostatistiques*. Editions G. Morin, Chicoutimi, Québec, Canada. 850 p.

Annexe 7

Évaluation économique du maintien de rémanents de coupe en hêtraie : utilisation du module d'exportation minérale du logiciel Capsis pour comparer les recettes de vente des rémanents et les coûts de fertilisation minérale compensatoire

Title: Costs and benefits of wood energy harvesting: simulations for Eastern France beech forests

Authors : Yoan Paillet, Patrick Vallet, Hélène Chevalier, Marion Gosselin

Ce document présente les résultats du volet "  valuation des coûts de compensation des exportations minérales liées à la récolte de rémanents". Ces résultats m  ritent d'être d  battus avant publication et ce document est à considérer comme un document de travail.

Introduction

Facing climate change, recent national and international commitments recommend to substitute fossil fuels by renewable forms of energy. Among the relevant candidates for substitution, wood energy appears to be an interesting solution in developed countries' temperate forests. Indeed, forested surface areas have been increasing since the beginning of the 20th century in these countries, particularly in Europe where the surface area of forests has doubled during the last 100 years. The total area of forests and other wooded land in the Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (MCPFE) region continues to increase (Parviainen et al. 2007). In addition, wood energy constitutes a local and renewable source of energy and may allow the forest owner to diversify his sources of incomes. In France, branches (diameter between 7 and 20 cm) are already usually being exported as fuel wood. The development of entire tree harvesting would result in harvesting, also fine woody debris with a diameter <7cm (hereafter FWD) during thinning operations. However, beyond the fuel-substitution issue, a problem lies which is raised in technical recommendations to foresters but rarely economically assessed. As FWD are particularly nutrient-rich, over-harvesting them for wood energy could indeed compromise forest site fertility on the long term. In even-aged forests, recent technical studies thus recommend limiting FWD harvest to once or twice during the stand life, depending on forest site fertility (Cacot et al. 2005), in order to preserve soil fertility and future production capacities. However, very few studies clearly establish a link between FWD harvesting or preservation and forest site fertility, so that precise assessment of ecological consequences of FWD harvesting is still to be explored.

In this study, we chose to assess the issue under a different angle: we tested the use of a growth model for European beech (*Fagus sylvatica* L.) to evaluate the nutrient content of FWD. Based on this model, we calculated the total amount of nutrient export in the case of FWD export. We then evaluated the corresponding costs in the case of fertilizing compensation for nitrogen, phosphorus and potassium: we used fertilizer prices as a reference, and compared these costs to the income provided by FWD selling. This study thus

assume that soil fertility constitutes an ecosystem service (i.e. a provisioning service *sensu* Millenium Ecosystem Assessment 2005) that could be directly valued through the use of market prices for equivalent services, so called "replacement cost".

Optimizing wood energy harvesting has several advantages: (i) when all the benefits and costs are taken into account, forest owners can then choose the better option for their properties; (ii) knowing equivalent nutrient export allows forest owners to preserve productions capacities of their forest soils; (iii) balancing economic costs and benefits of FWD harvesting could help better preserving biodiversity linked to FWD.

Materials and methods

Working hypotheses and tools

We used the module "Fagacées" implemented on the Capsis platform (de Coligny 2007). Nutrient contains was implemented during the pH-D thesis of P. Vallet (2005). Thanks to this growth model, we simulated a harvesting scenario for temperate Beech stands in Eastern France and calculated the FWD volume for each thinning operation and the corresponding amount of nutrients (N, P, K) contained in FWD. We assessed the cost of a hypothetical compensatory fertilization to these nutrients' export by affecting the prices of the corresponding fertilizers. We then compared the prices of nutrients and the prices of FWD sold as wood energy.

Harvesting scenarios and economic assessment of mineral exports

We followed the guidelines provided by the sivicultural guidebook for European Beech (*Fagus sylvatica*) in Eastern France (Bock 2005). We modelled 2 scenarios for medium and high fertility levels (respectively dominant height at 100 years: 30m and >32,5m). These scenarios for even-aged forests are regularly adopted for the silviculture of Beech in Eastern France. For each thinning, we calculated the total FWD volume (D<7cm) corresponding to the harvested trees and the total amount of Nitrogen (N), Phosphorus (P) and Potassium (K) contained in FWD. Those volumes and mineral amounts thus correspond to the quantities

that would be exported if the FWD were harvested for energy wood. To assess the economic net value of harvests for energy wood, we considered the following prices:

- prices for energy wood range from 5€/m³ to 15€/m³ in France, on an expert based knowledge;
- Based on fertilizers mean prices between 2004 and 2008 (<http://agreste.agriculture.gouv.fr/>), we hence used the following prices to calculate the amount of fertilizer needed to compensate for mineral exports at each harvesting operation: Ammonium sulphate (21%N) = 119,2€/100kg; Super phosphate (18%P₂O₅) = 103,5€/100kg; Potassium chloride (60%K) = 49,6€/100kg.

Results

Nutrient levels

Potassium is the most represented nutrient in woody materials and can reach about 400kg.ha⁻¹ in the high fertility (resp. 360kg.ha⁻¹ in the medium fertility, Tables 1&2). Nitrogen comes second, with values reaching 344kg.ha⁻¹ in high fertility and 324kg.ha⁻¹ in medium fertility. Phosphorus is a rarer element with levels reaching 40 to 43kg.ha⁻¹ depending on the fertility class. However, these values are greatly variable during the life of the stand related to harvesting, but also to the different parts of the tree (i.e. trunk, branches (7-20cm) and FWD). Indeed, trunk nitrogen stock varies from 0% of the total nitrogen contained in the trees at the beginning of the stand life to 60% around 50 years. Conversely, most of the nitrogen is stocked in FWD at the beginning of the stand life (100%) and this rate gradually decreases during the stand life to reach only 16% at the end of the stand life. Phosphorus and potassium follow the same trend whatever the fertility class (Figure 1).

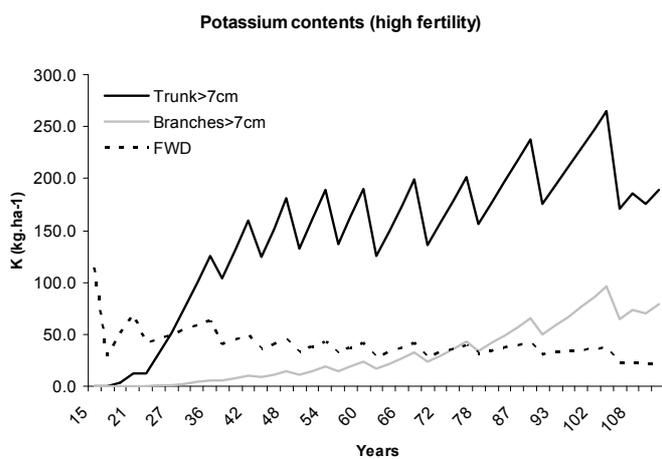
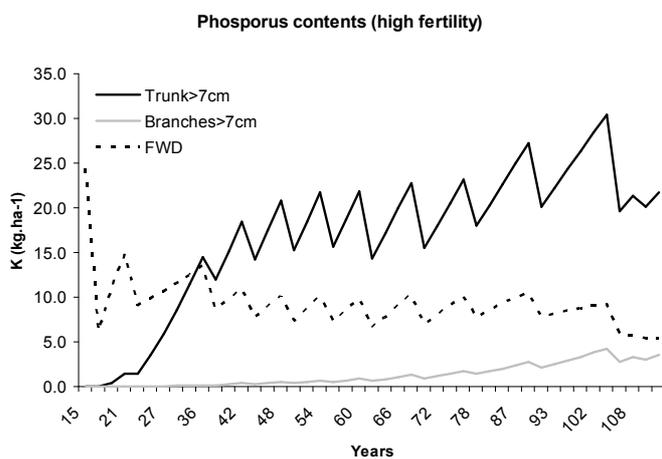
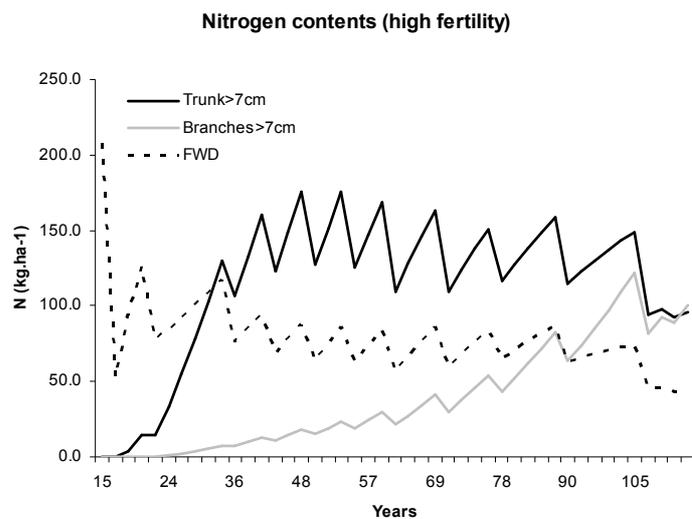


Figure 1: Evolution of Nitrogen, Phosphorus and Potassium contents during the stand life (high fertility).

Compensation costs and benefits

We calculated the net difference between the income resulting from FWD selling (for three possible prices: 5, 10, 15 €/m³) and the compensatory fertilisation costs. The fertilisation costs were evaluated with nutrient quantities chosen to exactly compensate for nutrient exports due to FWD harvest. Nutrients compensation was generally more expensive than the benefits resulting from wood harvesting. However, for the thinning operations that occurred at the end of the silvicultural cycle, FWD selling became cost effective, but only when the wood prices reached 15€/m³. In these cases, the benefit reached 0.08€ to 26.27€ per hectare for good fertility classes for ages comprised between 105 and 111 years, and 1.98€ to 33.61€ per hectare for lower fertility classes between 108 and 120 years old (Figure 2). For the rest of the silvicultural cycle, nutrient compensation costs are particularly high for the first years (15 to 36 years) for which the nutrient content of branches is high. Then the cost stabilizes until the end of the cycle. Sensitivity analysis to prices of wood reveals that the minimum prices for the FWD harvesting operation to be cost-efficient are of 13.5€/m³ in lower fertility class and 14€/m³ in higher fertility class.

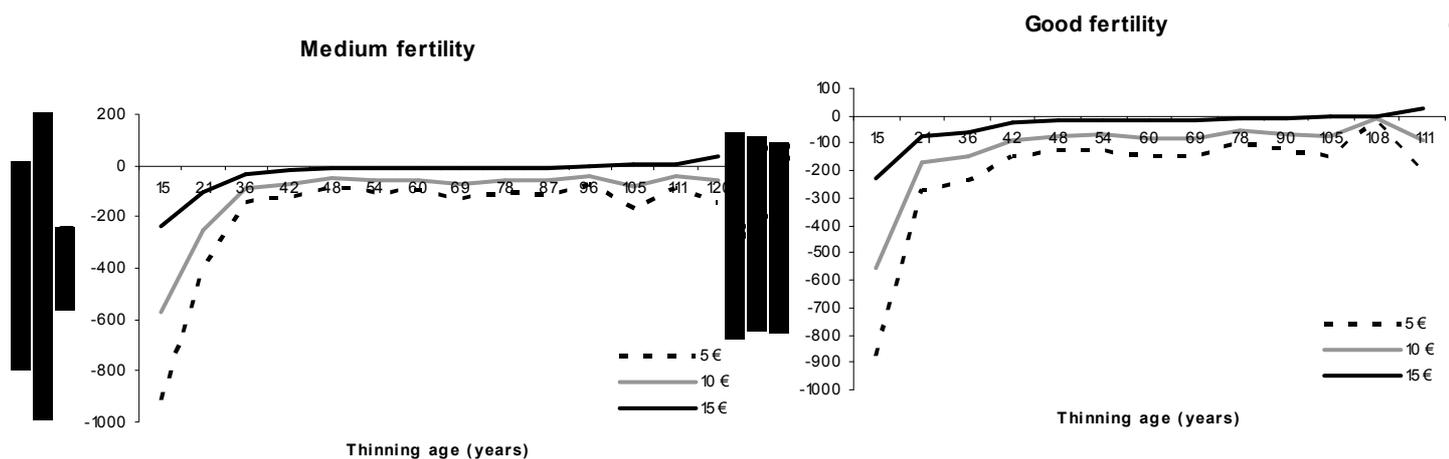


Figure 2: Comparison of nutrients compensation costs and wood energy export.

Nitrogen was the most expensive nutrient and represented around 73.1% (+/-0.5%) of the compensation cost whatever the fertility class. Phosphorus represented around 20.2% (+/-0.6%) and Potassium around 6.7% (+/-0.3%) of the compensation cost. These values were rather constant for the whole silvicultural cycle.

Discussion

Nutrient contents variations with stand age

Total nutrients contents in European beech vary with stand age and tree parts. At the beginning of the silvicultural cycle, most nutrients are located in FWD. As the trees growth, the total amount of nutrients in trunk and branches >7cm increases and becomes higher than the amount contained in FWD between 30 and 40 years in our scenarios. This pattern can be explained through the relative proportion of bark in the different parts of the tree. Actually, most of the nutrients are contained in bark and the nutrient content of tree cells does not vary during the tree life. Since FWD and branches have a higher ratio bark/wood than trunk, nutrient contain is higher in FWD and branches, proportionally to their volume. The observed pattern is then explained by the relative volume between trunk and FWD or branches along the stand stages. In the first stages (15-35 years) of the stand life, trunk volume is low, comparatively to FWD volume, and the amount of nutrients is essentially located FWD which represents the main wood volume. In the last stages, trunk volumes are very high compared to FWD volumes and represent the essential source of nutrients. These results are consistent with those previously observed in several contexts (see Cacot et al. 2003 and references therein) but to lesser proportions. In our study case, except for the first years of the stand life (i.e. 0-40 years), an additional harvesting of FWD would increase nutrient export of e.g. 120-140% for N per thinning operation, compared with the 170% increase in N export for stands in northern America (Freedman et al. 1986).

Harvesting FWD for wood energy: cost or benefit?

Taking into account the cost of nutrient compensation after wood energy harvesting results in a costly operation in most of the cases except for FWD harvesting occurring at the end of the silvicultural cycle and for higher prices. This result does not mean that FWD harvesting should be prohibited as it represents a real opportunity for fossil source of energy substitution. Indeed, given the high amounts of nutrients contained in trunks at the late stages of the stands, usual wood harvest also exports a lot of nutrients: most of the nutrients in the above ground materials are located in trunks and compensation costs are not taken into account when exporting trees. But, since the entire tree harvesting is developing, the issue of nutrient export reaches another level: what will happen for soil fertility if it is no more provisioned with ligneous above ground material decomposition?. We have to note that soil fertility is rather determined by substrate alteration rather than provided by above ground materials decomposition. However, the decomposition rate of FWD is higher than the decomposition rate of the trunks, and nutrient issued of FWD are probably more quickly available for plants than those issued of trunks or substrate. The conclusions we could draw here is that exporting nutrients in the cases of entire wood harvesting could raise a problem in site conditions where fertility is low (e.g. when alteration rates of the substrate are low). The additional nutrient export linked to FWD harvesting could indeed cause forest site fertility to decrease. However, references between biomass (nutrients) export and variations in soil fertility on the long term are rare. Better knowledge on the link between soil fertility and biomass exports would thus provide foresters decision making tools for improving energy wood harvesting schemes.

Table 1: Nutrient contents (NPK) for different tree parts for medium fertility (dominant height at 100 years =30m). Values for the two lines of the same year represent nutrient contents before and after harvesting. FWD = fine woody debris (D<7cm)

Year	Nitrogen (kg.ha-1)						Phosphorus (kg.ha-1)						Potassium (kg.ha-1)								
	Trunk >7cm	%	Branches >7cm	%	FWD	%	Total	Trunk >7cm	%	Branches >7cm	%	FWD	%	Total	Trunk >7cm	%	Branches >7cm	%	FWD	%	Total
15	0.1	0.0	0.0	0.0	210.6	100.0	210.6	0.0	0.0	0.0	0.0	24.8	100.0	24.8	0.1	0.1	0.0	0.0	116.0	99.9	116.0
15	0.1	0.1	0.0	0.0	49.5	99.9	49.6	0.0	0.1	0.0	0.0	5.8	99.9	5.8	0.1	0.2	0.0	0.0	27.1	99.8	27.2
21	5.6	4.5	0.0	0.0	119.7	95.5	125.3	0.6	4.0	0.0	0.0	14.1	96.0	14.7	5.1	7.3	0.0	0.1	65.1	92.6	70.3
21	5.6	10.1	0.0	0.1	49.8	89.9	55.5	0.6	9.2	0.0	0.0	5.8	90.8	6.4	5.1	16.0	0.0	0.1	27.0	83.9	32.2
36	93.6	50.3	6.4	3.4	86.3	46.3	186.2	10.4	50.8	0.2	0.8	9.9	48.4	20.5	90.8	63.6	5.0	3.5	46.8	32.8	142.7
36	76.3	53.4	5.9	4.2	60.7	42.5	143.0	8.5	54.7	0.2	1.0	6.9	44.4	15.6	74.5	66.4	4.7	4.2	33.0	29.4	112.2
42	119.6	57.4	11.1	5.3	77.8	37.3	208.5	13.7	59.8	0.3	1.3	8.9	38.9	22.9	119.2	70.2	8.8	5.2	41.8	24.6	169.8
42	87.0	57.5	9.2	6.1	55.2	36.5	151.4	10.1	60.6	0.2	1.5	6.3	37.9	16.6	87.6	70.4	7.3	5.9	29.6	23.8	124.5
48	129.7	58.9	15.9	7.2	74.4	33.8	220.1	15.4	63.2	0.4	1.8	8.5	35.0	24.3	134.0	72.1	12.7	6.8	39.2	21.1	185.9
48	101.6	58.4	13.5	7.7	58.9	33.9	174.1	12.1	63.1	0.4	1.9	6.7	35.0	19.3	105.8	71.7	10.7	7.3	31.0	21.0	147.5
54	143.3	58.6	21.9	8.9	79.3	32.4	244.4	17.6	64.4	0.6	2.3	9.1	33.3	27.4	153.5	72.5	17.3	8.2	41.0	19.3	211.9
54	105.2	57.8	17.3	9.5	59.5	32.7	182.1	13.1	64.1	0.5	2.4	6.8	33.5	20.4	113.9	71.9	13.7	8.7	30.7	19.4	158.3
60	143.2	57.2	27.4	10.9	80.0	31.9	250.6	18.4	64.7	0.8	2.8	9.3	32.5	28.5	160.3	72.0	21.7	9.8	40.6	18.2	222.7
60	107.6	56.4	21.7	11.4	61.3	32.1	190.6	13.9	64.4	0.6	2.9	7.1	32.7	21.7	121.5	71.5	17.2	10.2	31.1	18.3	169.9
69	158.1	54.8	40.0	13.9	90.3	31.3	288.5	21.7	64.8	1.2	3.6	10.6	31.6	33.5	189.1	71.1	31.7	11.9	45.0	16.9	265.8
69	113.7	54.1	30.2	14.4	66.1	31.5	210.0	15.8	64.6	0.9	3.7	7.7	31.7	24.4	137.4	70.7	24.0	12.3	32.9	16.9	194.2
78	155.8	52.1	52.1	17.4	91.2	30.5	299.1	23.0	65.0	1.6	4.6	10.8	30.4	35.5	200.8	70.0	41.3	14.4	44.9	15.6	287.0
78	122.4	51.6	42.4	17.9	72.4	30.5	237.1	18.3	64.9	1.3	4.7	8.6	30.4	28.2	159.2	69.7	33.6	14.7	35.6	15.6	228.5
87	157.2	49.5	67.9	21.4	92.4	29.1	317.5	25.2	65.5	2.2	5.7	11.1	28.8	38.4	219.2	68.8	53.9	16.9	45.3	14.2	318.4
87	120.5	49.1	53.8	21.9	71.3	29.0	245.6	19.5	65.5	1.7	5.8	8.5	28.7	29.7	169.7	68.6	42.7	17.3	35.0	14.2	247.5
96	147.9	46.9	82.5	26.1	85.3	27.0	315.7	25.8	66.4	2.7	7.0	10.4	26.6	38.9	225.1	67.7	65.4	19.7	42.1	12.7	332.7
96	122.6	46.6	69.9	26.6	70.8	26.9	263.3	21.6	66.5	2.3	7.1	8.6	26.5	32.5	188.0	67.5	55.5	19.9	35.0	12.6	278.5
105	143.9	44.3	101.9	31.4	79.0	24.3	324.9	27.5	67.7	3.4	8.4	9.7	23.9	40.7	239.9	66.6	80.9	22.4	39.6	11.0	360.4
105	86.3	43.8	63.9	32.4	47.1	23.9	197.2	16.8	67.9	2.1	8.6	5.8	23.5	24.7	146.3	66.3	50.7	22.9	23.8	10.8	220.8
111	95.4	41.9	83.9	36.8	48.6	21.3	227.9	20.0	69.1	2.8	9.8	6.1	21.1	28.9	174.1	65.5	66.5	25.0	25.1	9.4	265.7
111	62.4	41.5	56.5	37.5	31.6	21.0	150.5	13.2	69.3	1.9	10.0	4.0	20.7	19.1	115.4	65.4	44.8	25.4	16.4	9.3	176.6
123	70.3	38.1	84.7	45.9	29.5	16.0	184.6	17.1	71.8	2.9	12.3	3.8	15.9	23.8	149.0	64.1	67.2	28.9	16.1	6.9	232.3

Table 2: Nutrient contents (NPK) for different tree parts for high fertility (dominant height at 100 years >32.5m). Values for the two lines of the same year represent nutrient contents before and after harvesting. FWD = fine woody debris (D<7cm)

Year	Nitrogen (kg.ha-1)							Phosphorus (kg.ha-1)							Potassium (kg.ha-1)						
	Trunk >7cm	%	Branches >7cm	%	FWD	%	Total	Trunk >7cm	%	Branches >7cm	%	FWD	%	Total	Trunk >7cm	%	Branches >7cm	%	FWD	%	Total
15	0.3	0.1	0.0	0.0	207.6	99.9		0.0	0.1	0.0	0.0	24.5	99.9	24.5	0.3	0.2	0.0	0.0	114.2	99.8	114.5
15	0.3	0.5	0.0	0.0	53.0	99.5	53.3	0.0	0.5	0.0	0.0	6.2	99.5	6.3	0.3	0.9	0.0	0.0	29.0	99.1	29.2
21	13.9	9.9	0.2	0.1	126.2	90.0	140.3	1.5	9.1	0.0	0.0	14.8	90.9	16.3	12.9	15.8	0.1	0.2	68.5	84.0	81.5
21	13.9	15.1	0.2	0.2	78.0	84.7	92.1	1.5	13.9	0.0	0.0	9.1	86.1	10.6	12.9	23.3	0.1	0.2	42.2	76.4	55.2
36	129.7	51.1	7.2	2.8	117.1	46.1	254.0	14.5	51.3	0.2	0.7	13.5	48.0	28.2	126.1	64.7	5.7	2.9	63.1	32.4	194.9
36	106.6	56.2	7.0	3.7	76.1	40.1	189.7	12.0	57.3	0.2	0.9	8.7	41.8	20.9	104.4	69.1	5.6	3.7	41.0	27.2	150.9
42	160.2	60.0	12.4	4.6	94.4	35.4	267.0	18.4	62.1	0.3	1.1	10.9	36.7	29.6	160.1	72.7	9.8	4.5	50.2	22.8	220.1
42	123.0	60.9	11.1	5.5	67.8	33.6	201.9	14.2	63.8	0.3	1.4	7.8	34.8	22.3	124.2	73.5	8.8	5.2	35.9	21.3	168.9
48	175.4	62.3	18.0	6.4	88.0	31.3	281.4	20.8	66.1	0.5	1.6	10.2	32.3	31.5	181.2	75.1	14.3	5.9	45.7	19.0	241.3
48	127.1	61.7	14.9	7.2	64.0	31.1	206.0	15.3	66.1	0.4	1.8	7.4	32.0	23.1	132.9	74.7	11.8	6.6	33.2	18.6	177.8
54	175.9	61.7	23.7	8.3	85.7	30.0	285.3	21.7	67.1	0.7	2.1	9.9	30.8	32.3	189.1	75.2	18.8	7.5	43.5	17.3	251.4
54	125.6	60.7	18.6	9.0	62.6	30.3	206.8	15.7	66.7	0.5	2.3	7.3	30.9	23.5	136.6	74.6	14.8	8.1	31.7	17.3	183.1
60	168.9	59.8	29.4	10.4	84.3	29.8	282.5	21.8	67.0	0.9	2.7	9.9	30.3	32.6	190.0	74.4	23.3	9.1	42.0	16.4	255.3
60	109.7	58.6	21.1	11.3	56.4	30.1	187.3	14.4	66.5	0.6	3.0	6.6	30.5	21.6	125.4	73.7	16.7	9.8	28.0	16.5	170.2
69	163.0	56.1	41.3	14.2	86.3	29.7	290.6	22.8	66.4	1.3	3.8	10.2	29.8	34.3	198.7	72.7	32.7	12.0	42.1	15.4	273.5
69	109.4	55.2	29.7	15.0	59.1	29.8	198.2	15.5	66.2	0.9	4.0	7.0	29.8	23.5	135.3	72.1	23.6	12.6	28.8	15.3	187.7
78	150.9	52.4	54.1	18.8	83.1	28.8	288.1	23.1	66.4	1.8	5.0	10.0	28.6	34.8	201.4	70.8	42.9	15.1	40.1	14.1	284.5
78	116.1	51.9	43.3	19.3	64.4	28.8	223.9	18.0	66.3	1.4	5.2	7.7	28.5	27.1	156.6	70.5	34.3	15.5	31.1	14.0	222.1
90	158.3	48.3	82.6	25.2	86.6	26.4	327.6	27.3	67.1	2.8	6.8	10.6	26.0	40.7	237.9	68.9	65.6	19.0	42.0	12.1	345.4
90	115.1	47.7	63.3	26.2	63.0	26.1	241.4	20.2	67.2	2.1	7.1	7.7	25.7	30.0	175.9	68.5	50.2	19.5	30.7	11.9	256.7
96	130.2	45.8	84.9	29.9	69.1	24.3	284.1	24.3	68.0	2.9	8.1	8.5	23.9	35.7	211.8	67.7	67.3	21.5	33.9	10.8	313.1
99	136.9	44.9	96.7	31.7	71.2	23.4	304.8	26.4	68.4	3.3	8.6	8.9	23.0	38.5	229.7	67.3	76.7	22.5	35.2	10.3	341.5
105	149.0	43.2	122.0	35.4	73.7	21.4	344.6	30.4	69.3	4.2	9.6	9.3	21.1	43.9	265.1	66.5	96.8	24.3	36.8	9.2	398.8
105	93.8	42.5	81.2	36.8	45.5	20.6	220.5	19.6	69.6	2.8	10.0	5.7	20.4	28.2	170.8	66.2	64.4	24.9	23.0	8.9	258.2
108	97.8	41.5	92.6	39.3	45.4	19.3	235.8	21.3	70.3	3.2	10.7	5.8	19.1	30.3	185.2	65.7	73.4	26.1	23.2	8.2	281.8
108	92.2	41.3	88.4	39.6	42.6	19.1	223.2	20.2	70.3	3.1	10.8	5.4	18.9	28.6	175.6	65.6	70.1	26.2	21.8	8.2	267.5
111	95.6	40.2	100.2	42.2	41.9	17.6	237.7	21.8	71.0	3.5	11.5	5.4	17.5	30.6	189.6	65.2	79.5	27.3	21.7	7.5	290.8

Références

Bock, J., 2005. Guide des sylvicultures, Le hêtre en Lorraine. Office National des Forêts.

Cacot, E., Charnet, F., Rantier, Y., Vieira, E.M., Eisner, N., 2003. Etude de l'impact du prélèvement des rémanents en forêt - Rapport final, p. 72. AFOCEL, IDF, INRA, FORESTARN.

Cacot, E., Eisner, N., Charnet, F., Léon, P., Nicolleau, C., Ranger, J., 2005. La récolte raisonnée des rémanents en forêt. Guide pratique, p. 35. Ademe, AFOCEL, IDF, INRA, Union de la Coopération Forestière Française.

de Coligny, F., 2007. Efficient building of forestry modelling software with the Capsis methodology, In Pma 2006: Second International Symposium on Plant Growth Modeling, Simulation, Visualization and Applications, Proceedings. eds T. Fourcaud, X.P. Zhang, pp. 216-222.

Freedman, B., Duinker, P.N., Morash, R., 1986. Biomass and nutrients in Nova-Scotian forests, and implications of intensive harvesting for future site productivity. *Forest Ecology and Management* 15, 103-127.

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis, In MEA. World Resources Institute, Washington, DC.

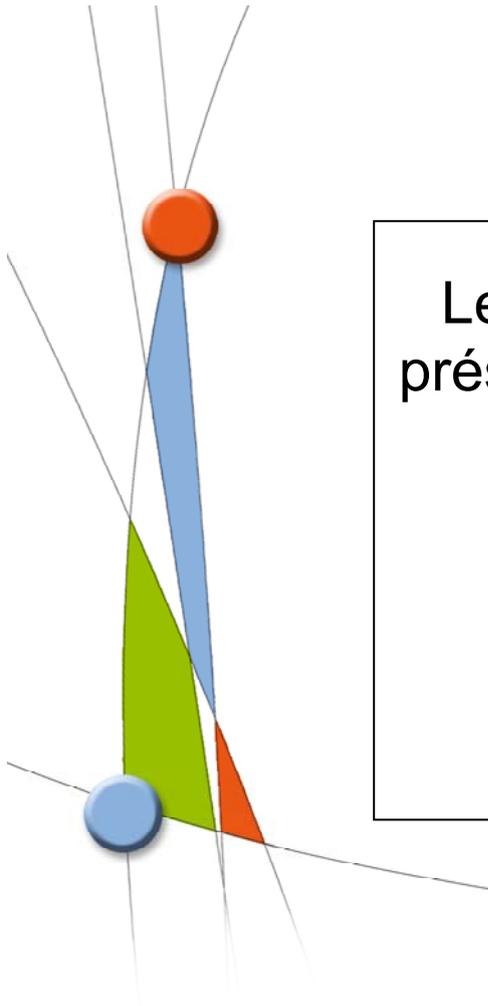
Parviainen, J., Bozzano, M., Estreguil, C., Koskela, J., Lier, M., Vogt, P., Ostapowicz, K., 2007. Maintenance, conservation and appropriate enhancement of biological diversity in forest ecosystems, In *State of Europe's Forests 2007 - the MCPFE report on sustainable forest management in Europe*. eds M. Köhl, E. Rametsteiner, pp. 45-72. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Liaison Unit, Warsaw.

Vallet, P., 2005. Impact de différentes stratégies sylvicoles sur la fonction "puits de carbone" des peuplements forestiers. Modélisation et simulation à l'échelle de la parcelle, In LERFOB, ENGREF. Nancy.

Annexe 8

Les outils économiques de préservation de la biodiversité en forêt

Rapport bibliographique



Les outils économiques de préservation de la biodiversité en forêt

– Rapport bibliographique –

Novembre 2009

Elodie BRAHIC

CEMAGREF - Groupement de Bordeaux
50, avenue de Verdun
33 612 Cestas Cedex
Tel: 05 57 89 26 91 – Fax: 05 57 89 08 01
<http://www.bordeaux.cemagref.fr>



Remerciements

Je tiens à remercier Jean-Philippe Terreaux (HDR en économie et animateur du TR Développement Territorial et Agriculture Multifonctionnelle, Cemagref Bordeaux) pour sa participation aux différentes étapes de ce travail et à la rédaction de ce document.

<p>Les outils économiques de préservation de la biodiversité en forêt - Rapport bibliographique -</p>

Contexte du rapport

Le Plan d'Action Forêts de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité poursuit l'objectif de conserver la biodiversité ordinaire aussi bien que la biodiversité remarquable, en améliorant les pratiques de gestion et les connaissances sur la biodiversité en forêt.

L'action 2.2.2. dans laquelle s'inscrit ce travail vise à développer les études technico-économiques intégrant dans la gestion forestière les connaissances acquises sur la fonctionnalité de la biodiversité.

Problématique

Certaines mesures en faveur de la biodiversité sont coûteuses pour le sylviculteur. Le coût de ces mesures est supporté par des agents individuels (les propriétaires), tandis que leurs bénéfices profitent non seulement au propriétaire forestier mais aussi à la collectivité (bien au delà des usagers de la forêt).

Par quels outils économiques peut-on inciter les propriétaires à mettre en place ces mesures ? Certains outils sont-ils plus efficaces que d'autres ?

Objectif du rapport

L'objectif de ce rapport est de faire le point sur les outils économiques de préservation de la biodiversité en forêt. Il s'agit d'analyser dans la littérature internationale différentes expériences d'incitation des agents économiques (dans la bibliographie, essentiellement des propriétaires privés) d'une part à préserver la biodiversité en forêt, et d'autre part à préserver voire à augmenter les services écologiques ou assimilés (eau potable) procurés par les forêts, les aménités forestières.

Sommaire

SOMMAIRE.....	4
INTRODUCTION GÉNÉRALE	5
PARTIE 1- LES RÉGLEMENTATIONS.....	6
PARTIE 2- LES INCITATIONS GÉNÉRALES	14
1- LA DIFFUSION D'INFORMATIONS – LA CERTIFICATION	14
2- L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE	15
3- LA MISE EN PLACE D'INSTITUTIONS	16
PARTIE 3- LES INCITATIONS FINANCIÈRES.....	18
1- INTRODUCTION	18
2- LES INSTRUMENTS FONDÉS SUR LES PRIX.....	23
2.1- <i>Les subventions et les fonds</i>	23
2.1.1. Les subventions	23
2.1.2. Les fonds	25
2.1.3. Avantages et inconvénients des subventions / fonds	25
2.1.4. Exemples de subventions / fonds.....	26
2.1.5. Les réformes / suppressions des incitations perverses	31
2.2- <i>Les mesures fiscales : taxes, allègements fiscaux, redevances</i>	35
2.2.1. Avantages et inconvénients des taxes / redevances	37
2.2.2. Exemples de taxes / redevances.....	38
3- LES INSTRUMENTS FONDÉS SUR LES QUANTITÉS	41
3.1- <i>Les mesures de compensation</i>	41
3.1.1. Quelques expériences internationales	42
3.1.2. Les motivations d'une compensation volontaire.....	45
3.1.3. Questions pratiques pour la compensation.....	46
3.1.4. Durabilité faible vs durabilité forte.....	47
3.2- <i>Les marchés pour les services écologiques</i>	48
3.2.1. Quelques généralités sur les marchés.....	48
3.2.1.1. Qu'est-ce qu'un marché, au sens strict du terme ?	48
3.2.1.2. Rôle limité des marchés « réels » pour les services environnementaux	49
3.2.1.3. Les options pour la gestion des ressources de la biodiversité et de leur habitat	50
3.2.1.4. Objectifs des marchés pour les services environnementaux.....	50
3.2.2. Les Paiements pour Services Environnementaux : principe, définition	51
3.2.3. Les étapes de la conception des Paiements pour Services Environnementaux	53
3.2.4. Les formes de Paiements pour Services Environnementaux.....	55
3.2.4.1. Différents niveaux d'intervention du secteur public.....	56
3.2.4.2. Trois types de projets	57
3.2.5. Etat des lieux des Paiements pour Services Environnementaux	57
3.2.5.1. Le paiement pour les services de protection de la biodiversité.....	58
3.2.5.2. Le paiement pour les services liés à la beauté des paysages.....	74
3.2.5.3. Le paiement pour les services liés à l'eau	77
3.2.5.4. Les services liés au carbone	86
3.2.6. Conclusion.....	89
3.2.6.1. Le rôle des parties prenantes	89
3.2.6.2. Les mécanismes de paiement	89
3.2.6.3. Paiements directs vs paiements indirects.....	92
3.2.6.4. Les freins à la mise en place d'un marché de services environnementaux	93
3.2.6.5. Les marchés pour services liés	93
SYNTHÈSE	95
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	101

Introduction générale

La Convention sur la Diversité Biologique reconnaît l'importance des mesures incitatives et encourage toutes les Parties à « ... *adopter des mesures économiquement et socialement rationnelles incitant à conserver et à utiliser durablement les éléments constitutifs de la diversité biologique* » (Article 11).

Le recours à de telles mesures permet :

- d'internaliser l'ensemble des coûts de la perte de biodiversité dans les activités qui en sont responsables ;
- d'inciter à adopter un comportement conduisant à l'utilisation durable ou à la préservation de la biodiversité.

Différentes mesures peuvent être mises en place pour parvenir à une utilisation durable et la préservation de la biodiversité ou des services associés¹. Ces mesures peuvent être classées en trois catégories :

- Les réglementations
- Les incitations générales
- Les incitations financières

Le choix d'une mesure particulière va dépendre de l'élément de biodiversité qu'il s'agit de préserver (gènes, espèces, écosystèmes, services écologiques) ou des secteurs qui exercent des pressions sur les ressources biologiques : la faisabilité des mesures varie en fonction des écosystèmes et du secteur économique ou du groupe social qui en est la cible.

Toutefois, il est souvent nécessaire de recourir à un ensemble de mesures couplées (incitations financières couplées avec des réglementations).

Après avoir présenté de manière succincte les réglementations (Partie 1) et les incitations générales (Partie 2), nous nous attarderons plus particulièrement sur les incitations financières (Partie 3), objet de ce rapport.

¹ Voir par exemple, Boyd et Simpson (1999) ; Doremus (2003) ; Laffitte et Saunier (2007) ; Patterson et Coelho (2009) ; Ranganathan et al. (2008) ; Roadmap Environnementale (2009).

Partie 1- Les réglementations

Les réglementations sont des « *instruments juridiques visant à imposer ou à restreindre certaines activités ou les conditions dans lesquelles elles sont entreprises* » (OCDE, 1999).

En général, elles sont utilisées pour protéger les espèces menacées ou des zones naturelles riches en espèces (en interdisant leur utilisation ou en établissant des restrictions à leur accès).

En France, la protection de la biodiversité repose sur un cadre réglementaire fort, inspiré d'une technique juridique classique dite de « règle-contrôle-sanction »² : l'Etat fixe des règles (généralement des interdictions ou limitations), contrôle leur application et, le cas échéant, sanctionne les contrevenants.

C'est guidée par cette logique, que la Loi de 1976 sur la protection de la nature a introduit dans le droit français des zones où l'accès et l'usage sont réglementés, des listes d'espèces strictement protégées et devant donner lieu à des actions spécifiques de conservation, ou des procédures d'autorisation pour les projets d'aménagement du territoire impliquant des études d'impact environnemental et des mesures visant la réparation des dommages non évités ou réduits (voir Partie 3 - section sur les *Biodiversity offsets*, mécanismes qui dans certains cas sont utilisés pour donner de la flexibilité aux mesures réglementaires).

La réglementation française est essentiellement constituée par la création de parcs nationaux et de réserves naturelles. Nous présentons ci-dessous les différentes réglementations utilisées en France pour protéger la nature et la forêt³.

Les différents outils de protection de la nature et de la forêt en France⁴

1- La protection de la faune et de la flore⁵

La réglementation concernant les espèces protégées varie suivant la portée (internationale, nationale, régionale, départementale), sa nature (convention, directive, arrêté,...) mais aussi la mesure de protection qu'elle offre. Les principales mesures sont détaillées ci-dessous, par ordre décroissant de leur portée.

La **Convention de Washington** (1973) ou Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, dites CITES, a pour objectif de garantir que le commerce international des espèces inscrites dans ses annexes, ainsi que des parties et produits qui en sont issus, ne nuit pas à la conservation de la biodiversité et repose sur une utilisation durable des espèces sauvages.

² Analogue au système anglo-saxon *Command & Control*.

³ Section « Les différents outils de protection de la nature et de la forêt en France ».

⁴ Voir aussi ONF (2004), « Les statuts de protection dans la gestion forestière », *Rendez-vous Techniques*, n° 5, été 2004, pp. 16-62.

⁵ *Source* : conservation-nature.fr

La **Convention de Berne** (1979) ou Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, a pour objet d'assurer la conservation de la flore et de la faune sauvages et de leurs habitats naturels, notamment des espèces et des habitats dont la conservation nécessite la coopération de plusieurs Etats, et de promouvoir une telle coopération. Une attention particulière est accordée aux espèces, y compris les espèces migratrices, menacées d'extinction et vulnérables.

La **Convention de Bonn** (1979) a pour objectif la conservation des espèces migratrices à l'échelle mondiale. La faune sauvage doit faire l'objet d'une attention particulière, en raison de son importance mésologique, écologique, génétique, scientifique, récréative, culturelle, éducative, sociale et économique.

La **Directive Oiseaux** (1979) a pour objectif que chaque Etat de l'Union Européenne s'engage à assurer la protection de toutes les espèces aviennes sauvages de son territoire, avec un regard particulier pour les espèces migratrices et les 175 espèces considérées comme les plus menacées. Elle concerne la conservation de toutes les espèces d'oiseaux vivant naturellement à l'état sauvage sur le territoire européen des Etats membres, ainsi que les œufs de ces oiseaux, leurs nids et leurs habitats.

La **Directive Habitats** (1992) vise à contribuer à assurer la biodiversité par la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et flore sauvage sur le territoire européen. L'objectif final est la constitution et la préservation d'un réseau européen cohérent de sites naturels dénommé « Natura 2000 » afin de conserver ou rétablir les habitats et les espèces d'intérêt communautaire dans leur aire de répartition naturelle. Le maintien ou le rétablissement des habitats naturels et des espèces énumérées par la directive doit se faire au travers de la mise en place de mesures de protection ou de gestion des zones concernées, en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et des particularités locales, afin de contribuer au développement durable.

La **loi relative à la protection de la nature** est la législation de référence sur le territoire français. Elle pose les bases de la protection de la nature en France, en donnant les moyens de protéger les espèces et les milieux. Elle fixe les différents statuts de protection, et prévoit les peines consécutives aux infractions. Enfin, elle interdit l'introduction dans le milieu naturel d'espèces non indigènes. Les espèces peuvent faire l'objet d'une protection nationale ou d'une protection régionale. Deux statuts de protection des espèces sauvages animales et végétales sont prévus :

- Le statut de protection intégrale s'applique aux spécimens sauvages des espèces les plus menacées. Les listes d'espèces ainsi protégées sont publiées par arrêtés du ministre chargé de la protection de la nature.
- Le statut de protection partielle soumet à autorisation la production, la détention, la cession, l'utilisation, le transport, l'introduction, l'importation, l'exportation et la réexportation de tout ou parties et produits de spécimens sauvages d'espèces menacées d'extinction. Les listes d'espèces ainsi protégées sont publiées par arrêtés du ministre chargé de la protection de la nature. Les préfets peuvent également prendre des mesures de protection adaptées aux conditions locales en réglementant les diverses formes d'utilisation d'espèces qui, sans être

rare, peuvent faire l'objet d'une exploitation abusive et dont la liste est fixée par arrêté du ministre chargé de la protection de la nature.

Remarque

Le programme Life Nature (l'Instrument Financier pour l'Environnement), programme de financement européen lancé en 1992, finance des actions de conservation spécifiques dans le cadre de la mise en application des directives « Habitats » et « Oiseaux ».

Il contribue au cofinancement des mesures nécessaires au maintien ou au rétablissement, dans un état de conservation favorable, des types d'habitats naturels prioritaires et des espèces prioritaires sur les sites concernés qui figurent aux Annexes I (pour les habitats) ou II (pour les espèces) de la directive Habitat, Faune et Flore.

Le soutien financier de l'Union Européenne se traduit par un apport égal à 50% du coût des actions de protection. De 1992 à 2004, ce programme a soutenu 876 projets.

2- La protection des milieux naturels

2.1. Les sites ayant un statut international⁶

Les **Réserves de Biosphère** sont un label, décerné par l'Unesco, destiné à créer un réseau mondial pour la conservation des ressources de la biosphère (programme MAB : *Man And Biosphere*⁷). Il y a 10 réserves de Biosphère en France : Atoll de Taiaro, Guadeloupe, Lubéron, Mont Ventoux, Pays de Fontainebleau, Camargue, Iroise, Vallée du Fango, Cévennes et Vosges du Nord.

Les **Sites du Patrimoine mondial**⁸, label également décerné par l'Unesco, a pour objet la protection du patrimoine culturel et naturel le plus prestigieux. La plupart des sites français sont classés au titre du patrimoine culturel, deux sites naturels sont concernés : le Mont Perdu (Pyrénées) et le littoral nord-ouest de la Corse (Réserve de Scandola et Calanches de Piana).

Les **Réserves Biogénétiques** : constitué par le Conseil de l'Europe, le réseau européen des réserves biogénétiques a pour objectif la conservation des écosystèmes uniques en Europe. Il y a 35 sites en France qui sont tous des Réserves Naturelles.

⁶ <http://www.inra.fr/opie-insectes/observatoire/espaces.htm#ramsar>

⁷ <http://www.euromab.org/>

⁸ <http://www.unesco.org/whc/nwhc.fr/pages/home/pages/homepage.htm>

Les **Zones de Protection Spéciale pour la Méditerranée**⁹. En 1995, le comité permanent de la convention de Barcelone (Convention pour la protection de la Mer Méditerranée contre la pollution) a mis en place un programme de création de Zones Spéciales de Conservation pour la Méditerranée. L'objectif est la gestion conservatoire d'un réseau de sites renfermant des écosystèmes méditerranéens caractéristiques. Il y a actuellement 70 sites en France.

Les **Sites RAMSAR**¹⁰. La convention de RAMSAR (1971) relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau, a pour objectif la désignation de zones humides d'importance internationale. Il s'agit d'enrayer la perte de divers milieux humides en encourageant la création de réserves et la gestion raisonnée de ces zones. L'importance des sites doit être évaluée à partir de critères écologiques, botaniques, zoologiques, limnologiques ou hydrologiques. Il y a actuellement 18 sites en France.

Les **Zones de Protection Spéciale (ZPS)**. En application de la directive européenne sur la conservation des oiseaux sauvages (1979), le Ministère chargé de l'Environnement a réalisé depuis 1982 un inventaire des zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO). Cet inventaire est un travail à caractère scientifique, indépendant du statut juridique des zones concernées. Les sites demandant des mesures particulières de gestion et de protection ont été désignés Zones Spéciale de Conservation. L'ensemble des ZPS a été intégré dans la liste des sites proposés par la France dans le cadre de Natura 2000.

Les **Zones d'Intérêt Communautaire (Réseau Natura 2000)**¹¹. Le réseau Natura 2000 est un réseau écologique européen, visant à préserver les espèces et les habitats menacés et/ou remarquables sur le territoire européen, dans un cadre global de développement durable. Il est constitué de deux types de zones naturelles : les Zones Spéciales de Conservation (ZSC) issues de la Directive Habitats-Faune-Flore (1992), et les Zones de Protection Spéciale (ZPS) issues de la Directive Oiseaux (1979).

2.2. Les sites ayant un statut national¹²

Les **Parcs Nationaux**¹³

Il existe actuellement 7 Parcs nationaux : Vanoise, Ecrins, Mercantour et Pyrénées en haute montagne ; Cévennes en moyenne montagne ; Port-Cros pour le milieu insulaire et marin ; Guadeloupe pour la forêt tropicale. Chaque parc comporte trois types de zones : les réserves intégrales, la zone centrale où les activités traditionnelles (agricoles, pastorales et forestières) continuent à s'exercer, la zone périphérique où le parc favorise un développement durable. Chaque parc est créé par un décret qui délimite les zones centrales et périphériques.

⁹ <http://www.unepmap.gr/>

¹⁰ <http://www.ramsar.org/index.html>

¹¹ <http://www.environnement.gouv.fr>

¹² <http://www.inra.fr/opie-insectes/observatoire/espaces.htm#ramsar>

¹³ <http://www.parcnationaux-fr.com>

Les Parcs Naturels Régionaux¹⁴

Un Parc Naturel Régional (PNR) est un territoire classé par décret à la demande de la région. Le classement est prévu pour une durée maximale de dix ans, renouvelable par décret. Le classement est donné sur la base d'une charte. Celle-ci est un document contractuel d'objectifs de protection et de développement. Il existe 32 PNR en France. Ils couvrent tous les domaines biogéographiques et renferment tous les types de milieux : zones humides (6 parcs), milieux du littoral (3 parcs), milieux de haute montagne (1 parc), milieux de moyenne montagne (12 parcs), milieux collinaires ou de plaine (9 parcs).

Les Réserves Naturelles¹⁵ et Réserves Naturelles Volontaires

Le classement d'un site en réserve naturelle (RN) nécessite un arrêté ministériel ou un décret en Conseil d'Etat. Il existe actuellement un réseau de 147 RN en France placées sous l'autorité de l'état (le préfet à l'échelon départemental). Un organisme gestionnaire est responsable localement de la réalisation des actions nécessaires à la gestion de la réserve. Ces organismes gestionnaires peuvent être des associations locales, départementales ou régionales, des établissements publics comme des Parcs Nationaux, des Parcs Naturels Régionaux, l'Office National de la Chasse, l'Office National des Forêts, des universités, des musées et des collectivités locales.

Les Réserves Naturelles Volontaires (RNV) résultent des mêmes dispositions réglementaires que les RN. La décision d'agrément est donnée par le préfet après une démarche volontaire de *propriétaires privés* et pour une période de 6 ans renouvelable. Il existe actuellement 140 RNV en France.

Le statut de réserve naturelle nationale est en France le statut le plus fort et il confère une reconnaissance maximale au patrimoine naturel d'un site.

Le classement d'une zone en réserve naturelle vise généralement à soustraire le milieu aux impacts directs d'activités humaines susceptibles de dégrader le milieu ou porter atteinte aux espèces (pollution volontaire ou non, incendie criminel, exploitation, chasse, etc.). Parfois, le gestionnaire cherche aussi via un « *Plan de gestion* » à limiter des phénomènes plus ou moins naturels tels qu'incendies, comblement naturel d'un lac, fermeture naturelle d'une pelouse sèche, etc.

Les Sites du Conservatoire de l'Espace littoral et des Rivages lacustres¹⁶

Ce conservatoire, créé en 1975, est un organisme d'état placé sous la tutelle du Ministère chargé de l'environnement. Il a pour mission de mener une politique de maîtrise foncière des milieux littoraux et des grands lacs de plus de 1000 ha. Le conservatoire possède actuellement 420 sites qui forment 780 km de rivage.

¹⁴ <http://www.parcs-naturels-regionaux.tm.fr>

¹⁵ <http://www.reserves-naturelles.org/>

¹⁶ <http://www.conservatoire-du-littoral.fr/>

Les Réserves Nationales de Chasse et de faune sauvage¹⁷

Les réserves de chasse et de faune sauvage sont consacrées à l'étude et la conservation du gibier, mammifères et oiseaux. Elles sont gérées par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) associé à l'Office National des Forêts (ONF). Il y a 8 Réserves Nationales de Chasse en France : Chambord, Chizé, Der, Arjuzanx en plaine ; Bauges, Caroux, Orlu et Petite Pierre en montagne. Ces réserves servent de lieux de recherche pour l'ONCFS et pour d'autres organismes scientifiques.

Les Réserves Biologiques et Forêts de Protection de l'Office National des Forêts¹⁸

La prise en compte de la diversité biologique est une des priorités de l'Office National des Forêts dans l'aménagement et la gestion forestière. Depuis plusieurs années, l'Office a mis en place une politique de classement de certaines forêts ou sites forestiers :

- Des Réserves Biologiques (RB), il s'agit de parcelles de forêts soumises où les réserves biologiques peuvent être intégrales (aucune intervention humaine) ou dirigées (les activités de gestion sont exclusivement orientées vers la conservation de la biodiversité).
- Des Forêts de Protection où la gestion forestière est soumise à des règles techniques particulières.

Les Sites relevant d'un Arrêté Préfectoral de Biotope (APB)

L'APB permet aux préfets de département de fixer les mesures permettant la conservation des biotopes nécessaires à la survie d'espèces protégées. Cela concerne généralement des territoires restreints.

L'arrêté de protection de biotope¹⁹ a pour objectif la préservation des milieux naturels nécessaires à l'alimentation, à la reproduction, au repos ou à la survie des espèces animales ou végétales protégées par la loi, en interdisant certaines activités ou en en soumettant d'autres à autorisation ou à limitation. Il est actuellement la procédure réglementaire la plus souple et la plus efficace pour préserver des secteurs menacés et est particulièrement adapté pour faire face à des situations d'urgence de destruction ou de modification sensible d'une zone.

Les Zones Naturelles d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF)

Le programme ZNIEFF est une initiative du Ministère chargé de l'Environnement. Il a débuté en 1980 et est mené parallèlement dans toutes les régions. Cet inventaire est un travail à caractère scientifique, indépendant du statut juridique des zones concernées (beaucoup de ZNIEFF ne bénéficient en fait d'aucune mesure de protection). L'inventaire recense les zones du territoire national où des éléments remarquables du patrimoine naturel ont été identifiés. Un état du bilan de la première phase du programme montre que 15 636 ZNIEFF ont été identifiées associées à plus de 400 000 données. Les ZNIEFF de type I sont de petites surfaces caractérisées par leur richesse écologique, celles de type II correspondent à de grands ensembles naturels homogènes.

¹⁷ <http://www.oncfs.gouv.fr>

¹⁸ <http://www.onf.fr/foret/dossier/droit/3-p1.htm>

¹⁹ droitnature.free.fr

3- Classification des niveaux de conservation par l'UICN

Afin d'harmoniser l'effort de conservation de la nature entre les différents pays à travers le monde, l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) s'est dotée en 1994 d'un référentiel permettant de catégoriser les divers types d'aires protégées en fonction du degré de protection du patrimoine naturel et culturel qu'elles renferment. L'UICN définit des aires protégées comme étant des zones terrestres ou marines spécifiquement dédiées à la protection et à la conservation de la diversité biologique, ainsi qu'aux ressources naturelles et culturelles associées. Ces zones et ressources remarquables doivent être gérées par des moyens efficaces, de nature juridique ou autre (contractuelle, pédagogique, financière, etc.). La Commission des parcs nationaux et des aires protégées (CPNAP) de l'UICN définit ainsi 6 catégories d'aires protégées (la catégorie I comporte deux sous-catégories).

Cette classification permet entre autres de comparer les efforts de protection et de conservation de la nature entre différents pays.

Catégorie IUCN	Caractéristiques et objectifs de gestion	Exemple d'aire protégée
Ia	Réserve Naturelle Intégrale : aire protégée gérée principalement à des fins scientifiques ou de protection des ressources sauvages	Parc national suisse ou l'une des réserves écologiques du Québec
Ib	Zone de Nature sauvage : aire protégée gérée principalement à des fins de protection des ressources sauvages	Parc national de Yosemite aux États-Unis
II	Parc national : aire protégée gérée principalement dans le but de protéger les écosystèmes et à des fins récréatives	Parc national de la Vanoise en France
III	Monument naturel : aire protégée gérée principalement dans le but de préserver des éléments naturels spécifiques	Monument national de Petroglyph au Nouveau-Mexique , États-Unis
IV	Aire de gestion des habitats ou des espèces : aire protégée gérée principalement à des fins de conservation, avec intervention au niveau de la gestion	Réserve naturelle de Popenguine au Sénégal
V	Paysage terrestre ou marin protégé : aire protégée gérée principalement dans le but d'assurer la conservation de paysages terrestres ou marins et à des fins récréatives	la chaîne de montagne Wuyi Shan en Chine , les parcs naturels régionaux en France
VI	Aire Protégée de ressources naturelles gérée : aire protégée gérée principalement à des fins d'utilisation durable des écosystèmes naturels	Réserve nationale de faune du cap Tourmente au Québec

Dans les autres pays, bien que la création de zones protégées soit la forme d'intervention réglementaire la plus communément utilisée pour conserver la biodiversité forestière, d'autres réglementations sont également utilisées.

Certaines consistent plutôt à réguler la gestion des forêts privées (pour la faire tendre vers une gestion soutenable). Par exemple, en Chine, le *Natural Forest Protection Programme*, instauré en 2000²⁰, interdit l'abattage dans la plupart des forêts naturelles (Zang et al., 2005). Aux Etats-Unis, le *Endangered Species Act* (1973) régule l'utilisation des terres : si l'on trouve des espèces en danger sur des terres privées, les propriétaires ne sont plus autorisés à les utiliser si cela nuit à l'habitat de ces espèces. Cette réglementation est controversée dans la mesure où les propriétaires ne sont pas compensés pour les pertes issues de la non-utilisation des terres, et l'on peut penser que cela créer des incitations perverses à la destruction des habitats des espèces considérées, les propriétaires étant incités à occulter la présence de ces espèces sur leurs terres voire à les supprimer (Polasky et Doremus, 1998).

Certaines situations sont plus propices que d'autres à l'utilisation de réglementations :

- quand les impacts environnementaux sont limités et facilement identifiables (par exemple, les restrictions d'accès et d'activités dans des parcs naturels) ;
- à titre de mesures d'urgence (par exemple, la préservation d'espèces ou d'écosystèmes menacés, en attendant que leur reconstitution progressive permette d'envisager d'autres mesures favorisant une utilisation durable) ;
- quand il s'agit de protéger des aspects de la biodiversité qui sont trop complexes et trop diffus pour se prêter à une appropriation privée. Ceux-ci sont nombreux et constituent souvent des biens publics importants (par exemple, la valeur d'existence d'espèces sans valeur commerciale, les services écologiques rendus par les écosystèmes...).

L'avantage des réglementations est qu'elles sont le moyen le plus direct d'atteindre un objectif environnemental donné.

L'inconvénient majeur est qu'elles sont coûteuses ou économiquement inefficaces : les pouvoirs publics n'étant pas en mesure de différencier les conditions d'application de la réglementation selon les agents, elle ne permet pas que les efforts soient principalement réalisés par ceux qui pourraient contribuer le plus efficacement.

Toutefois, l'efficacité économique des réglementations peut être améliorée lorsqu'elles sont associées à des instruments économiques. Et de manière réciproque, ces instruments économiques doivent être en général complétés par des réglementations, comme nous le verrons ultérieurement.

²⁰ Ce programme, qui vise notamment à restaurer les forêts naturelles et à protéger la biodiversité, inclut également des mesures encourageant de nouvelles plantations.

Partie 2- Les incitations générales

En raison de la complexité de ce que représente la biodiversité, la formation des décideurs et des gestionnaires ainsi que la communication d'informations peuvent faciliter la mise en place de mesures empêchant la perte de biodiversité (voire améliorant les services fournis).

« *La diffusion d'informations sur les services rendus par la biodiversité, et sur leur évaluation économique en particulier, peut galvaniser l'opinion publique, mobiliser des appuis politiques et contribuer à la formation de mesures d'incitation idoines* » (OCDE, 1999, p. 113-114).

1- La diffusion d'informations – la certification

L'objectif est de faire prendre conscience aux acteurs de l'importance de la conservation de la biodiversité (pour une prise de décision objective), et de leur présenter les moyens qu'ils ont d'y parvenir.

La diffusion d'informations peut être réalisée à travers des labels et certifications, qui créent un lien entre l'offre et la demande du marché et permettent d'établir un avantage pour ceux qui préservent la biodiversité en labellisant leurs produits.

La **certification forestière**²¹ est une méthode de labellisation des produits bois assez bien établie qui permet d'identifier les produits issus d'une gestion forestière durable.

A travers l'information qu'elle fournit (produits issus d'une gestion durable), elle confère une valeur marchande à un bien qui en était dépourvu et donc, participe à la résolution d'un problème de défaillances économiques.

Elle donne la possibilité aux consommateurs de choisir entre ces produits et ceux qui ne sont pas fabriqués de manière durable, ce qui leur octroie un moyen d'influer directement sur le niveau d'activités durables.

Par ailleurs, la diffusion de l'information devient une incitation pour les producteurs puisque les efforts qu'ils feront en termes de protection de la biodiversité seront reconnus et récompensés par des prix de vente plus élevés (et par conséquent, des revenus plus élevés si les consommateurs accordent une valeur à la préservation de la biodiversité).

La certification encourage donc les gestionnaires forestiers à atteindre et à maintenir une gestion respectueuse de l'environnement, qui est socialement bénéfique et économiquement viable (le surcoût de la gestion durable de la forêt est supporté par le consommateur en contrepartie de la garantie qu'il participe à la préservation de la forêt).

Il existe de nombreuses certifications, chacune possède ses propres critères. Parmi elles, le *Pan European Forest Certification* (PEFC), devenu *Programme for the Endorsement of*

²¹ Voir Bourgau et al. (2007)

Forest Certification schemes, concerne en particulier les forêts d'Europe. En France, c'est l'association PEFC-France qui certifie la gestion durable des forêts²².

La seconde certification très utilisée est celle du *Forest Stewardship Council*²³. Créé en 1993, le FSC est une ONG internationale sans but lucratif où sont représentées des associations de défense de l'environnement, des compagnies forestières, des forestiers... Il offre un système de certification normalisé, applicable dans le monde entier à tous les types de forêts et de plantations.

Notons toutefois que la diffusion d'informations n'est pas à elle seule une mesure d'incitation suffisante à la préservation de la biodiversité. Par ailleurs, la multiplication des labels, associés à des contraintes différentes, entraîne une confusion chez le consommateur qui ne sait plus comment faire la distinction (nécessité de normaliser les mesures de certification). Les coûts de certification peuvent également décourager les propriétaires forestiers, surtout ceux qui possèdent de petites surfaces.

2- L'évaluation économique

Lorsque la biodiversité est supposée être un élément important de la décision, l'estimation de sa valeur peut être envisagée. L'analyse économique de la biodiversité a pour objectif d'offrir aux décideurs des éléments quantitatifs d'appréciation des bénéfices et des coûts des programmes pouvant conduire à sa dégradation, son amélioration et aussi sa préservation.

Il s'agit de déterminer la valeur monétaire des biens et services issus de la biodiversité pour lesquels il n'existe pas de valeur marchande. Cette valeur monétaire constitue une information importante pour la prise de décision qui peut ainsi tenir compte des avantages de la préservation de la biodiversité.

En effet, nombreux biens et services issus de la biodiversité n'ont pas de marché et donc, pas de prix. Les agents économiques tendent alors à agir comme s'ils n'avaient pas de valeur et n'en tiennent pas compte dans leurs décisions, lesquelles peuvent alors mener à une utilisation non durable de la biodiversité. Pour inciter à une modification des comportements en faveur de la préservation et de l'utilisation durable des ressources biologiques, il est alors nécessaire d'identifier les valeurs attachées à ces biens et services.

Une évaluation économique peut ainsi être considérée comme une mesure d'incitation dans la mesure où elle permet aux décideurs d'intégrer explicitement les valeurs de la biodiversité dans le processus nécessaire pour remédier aux défaillances des marchés :

« Si l'on communique aux propriétaires privés des informations plus abondantes ou de meilleure qualité, ils sont mieux à même de prendre en compte les répercussions à long terme de leurs actions. De même, le secteur public peut mieux cibler toute mesure d'incitation mise en œuvre s'il dispose d'informations précises sur les effets nocifs des activités privées visées. En définitive, faire connaître la valeur de la biodiversité peut constituer une incitation à sa préservation. Les agents économiques (particuliers, décideurs

²² <http://www.pefc-france.org/>

²³ <http://www.fsccanada.org/francais.htm>

publics..) ignorent souvent l'importance de ces valeurs, de sorte que la révélation de ces dernières pourrait faire prendre mieux conscience du rôle majeur de la biodiversité dans le bien-être de l'ensemble de la société. Mesurer les valeurs économiques de la biodiversité qui ne vont pas de soi peut aider à corriger les défaillances de l'information et faire en sorte que les décisions relatives à l'utilisation des ressources biologiques prennent mieux en compte l'ensemble de leurs valeurs. » (OCDE, 1999, p. 36).

D'ailleurs, lors de la 4^{ème} Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique (1998), il a été reconnu que « *l'évaluation économique de la diversité biologique et des ressources biologiques constitue un outil important aux fins de mesures d'incitation économique bien ciblées et étalonnées* » (Décision IV/10).

3- La mise en place d'institutions

Il s'agit de créer ou de renforcer des institutions dans le but spécifique de gérer la biodiversité. Elles doivent faciliter la création de mesures d'incitation et en assurer le suivi, le respect et l'évaluation.

L'ONF, gestionnaire des forêts publiques, possède de nombreux savoir-faire en matière de gestion multifonctionnelle et durable des forêts et des espaces naturels. Il agit afin que ses partenaires participent à la résolution des grands enjeux du développement durable (lutte contre les changements climatiques, développement des énergies renouvelables, conservation de la biodiversité, qualité de l'eau, prévention contre les risques naturels...) tout en assurant au meilleur niveau la fonction essentielle de production de bois.

Il gère notamment les *réserves biologiques forestières*, qui sont des institutions permettant de mettre en place une réglementation spécifique sur une partie du territoire. Elles concernent les forêts non domaniales bénéficiant du régime forestier (c'est-à-dire gérées par l'ONF) et appartenant aux communes, départements, régions, ou établissements publics. Il s'agit de gérer la forêt afin d'y préserver la faune et la flore et à ce titre, toute action susceptible de leur nuire peut y être interdite ou réglementée.

Un propriétaire foncier a aussi la possibilité de demander la mise en valeur écologique de son terrain qui devient alors une *réserve libre* ou un *refuge*. Il s'agit ici de protéger la faune et son habitat, les animaux présents sur ce territoire ne pouvant plus être chassés.

Dans certains cas, les institutions facilitent les actions de préservation de la biodiversité. Par exemple, aux Etats-Unis, le *US Fish and Wildlife Service* a amélioré la conservation du pic à face blanche (Costa et Kennedy, 1996).

Le pic à face blanche est une espèce menacée aux Etats-Unis, son habitat se limitant à un type particulier de forêt (les forêts de pins jaunes à feuilles longues) dont il ne reste que quelques parcelles dans les états du Sud. Bien que motivés pour fournir un plus grand habitat à cet oiseau, les propriétaires privés ont été découragés de le faire en raison de leurs responsabilités dans le cadre de la Loi sur les espèces menacées. En effet, si ces propriétaires améliorent l'habitat de l'oiseau et qu'il en découle une augmentation de sa population, ils sont alors obligés de maintenir cette population au niveau le plus élevé. Par conséquent, ils hésitent à le

faire et la population de l'oiseau reste faible.

Pour pallier à cet effet, le *US Fish and Wildlife Service* a établi une « exception de refuge » pour les propriétaires créant volontairement un habitat pour cette espèce. En vertu de cette nouvelle loi, la responsabilité juridique des propriétaires face à toute espèce d'oiseau sur leur propriété n'augmentera pas en raison d'améliorations de l'habitat.

Cela a permis une augmentation significative du nombre de couples reproducteurs de cette espèce, et de plus en plus de propriétaires postulent pour participer à cette mesure.

Cet exemple montre également que la coopération des agences gouvernementales avec le secteur privé est un élément important de succès, le programme étant devenu beaucoup plus efficient à partir du moment où les intérêts des propriétaires ont été pris en compte.

Partie 3- Les incitations financières

Les incitations financières²⁴ sont des instruments de marché qui prennent une place croissante dans les débats pour les stratégies de conservation de la biodiversité. Ils offrent de nouvelles perspectives pour atteindre les objectifs en termes de biodiversité à moindre coût et peuvent être utilisés en complément des mesures réglementaires traditionnelles.

« Les incitations englobent toute mesure faisant appel au système des prix et aux forces du marché pour atteindre un objectif » (OCDE, 1996).

« Fondamentalement, les incitations doivent faire en sorte que la diversité biologique devienne pour les agents concernés un atout et non une charge » (OCDE, 1994).

“Market-based instruments seek to address the market failure of ‘environmental externalities’ either by incorporating the external cost of production or consumption activities through taxes or charges on processes or products, or by creating property rights and facilitating the establishment of a proxy market for the use of environmental services” (European Environment Agency).

1- Introduction

Le concept d'incitation économique est lié à l'idée que les individus sont des êtres rationnels qui cherchent à maximiser leur bien-être. Les pouvoirs publics sont amenés à appliquer des mesures d'incitation lorsque cette recherche de maximisation a des retombées négatives sur d'autres individus ou sur la communauté dans son ensemble ; on parle d'externalités. Lorsque les marchés sont incapables d'inclure ces externalités dans les signaux donnés par les prix, on parle alors de défaillance des marchés.

Il existe donc des externalités (ou des défaillances du marché) lorsque les actions d'une ou de plusieurs personnes ont des impacts (positifs ou négatifs) sur d'autres personnes et que ces dernières, en cas d'externalité positive, n'indemnisent pas les personnes à l'origine de cette externalité ; et en cas d'externalité négative, ne sont pas indemnisées par celles-ci.

L'une des raisons d'une utilisation non-soutenable des biens et services issus de la biodiversité et de leur perte est la défaillance du marché pour ce type de biens et services qui sont souvent des biens publics. Traditionnellement, la réponse à cette défaillance est la fourniture de ces biens et services par le secteur public qui limite les quantités disponibles afin d'éviter toute surconsommation et donc, l'érosion de la biodiversité.

Depuis les dernières décennies, l'instrument prédominant au sein de la communauté européenne pour atteindre les objectifs d'utilisation durable des ressources naturelles a été l'usage de réglementations issues de lois environnementales.

²⁴ On parle aussi d'outils économiques ou de mesures incitatives.

En raison de restrictions budgétaires, le choix des mesures et des stratégies se fonde sur leur efficacité environnementale (*environmental effectiveness*) mais également sur leur efficacité monétaire (*monetary efficiency*). Ainsi, étant donné que la plupart des mécanismes réglementaires sont coûteux pour les secteurs public et privé, les approches fondées sur le marché ont reçu une attention croissante dans la mesure où elles constituent une alternative moins coûteuse.

Pourquoi les instruments de marché sont moins coûteux que les réglementations ?

Contrairement aux mesures réglementaires qui sont le plus souvent vécues comme des contraintes, les instruments de marché consistent à rendre avantageux les comportements favorisant la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité et à rendre moins avantageux ceux qui exercent des pressions et qui correspondent à des utilisations non durables de la biodiversité.

Il s'agit par exemple de :

- sanctionner les comportements ayant des effets négatifs sur la biodiversité ;
- encourager et soutenir les comportements et les activités économiques vertueux, par exemple en aidant financièrement et/ou techniquement la réalisation de projets ;
- responsabiliser les acteurs vis-à-vis des ressources en clarifiant les droits de propriété et d'usage.

L'objectif est d'intégrer les externalités :

- positives, en rémunérant les services rendus par les agents à la collectivité quand ils protègent la biodiversité ;
- négatives, en imposant des coûts aux agents quand ils détruisent la biodiversité.

Les instruments de marché sont plus efficaces d'un point de vue économique que les mesures réglementaires²⁵ car ils utilisent les forces du marché qui permettent aux actions les moins coûteuses d'être réalisées en premier.

Cependant, le succès de ces instruments dépend notamment du signal prix qui est envoyé (il faut trouver le bon niveau de prix qui permette le changement de comportement souhaité). Par ailleurs, ils ne doivent pas interférer avec le succès des réglementations déjà en place et les coûts de transaction doivent être assez bas.

Dans le cadre de la préservation de la biodiversité, l'utilisation restreinte des instruments de marché résulte du fait que :

- les causes de la perte de biodiversité sont nombreuses, rendant les stratégies pour s'y attaquer assez complexes ;
- donner un prix de marché aux espèces vivantes pose des problèmes d'éthique aux défenseurs des ressources naturelles.

²⁵ Cela signifie que des objectifs plus ambitieux peuvent être atteints avec un même budget ou, que pour un objectif donné, des économies substantielles peuvent être réalisées.

Les instruments de marché peuvent être fondés sur les prix ou sur les quantités.

↳ Les **instruments fondés sur les prix** établissent ou modifient les prix pour refléter les services des écosystèmes.

Ce sont des incitations *directes* positives (subventions, allègements fiscaux) ou négatives (taxes, redevances) qui donnent aux activités un prix qu'elles n'avaient pas et permettent d'incorporer les coûts et les bénéfices externes de ces activités.

Normalement, les individus répondront en adoptant le comportement qui leur coûtera le moins (ces instruments modifient donc la courbe de demande) ; et si ces signaux prix sont correctement établis, cela devrait mener à une meilleure utilisation des ressources.

L'inconvénient des instruments fondés sur les prix est qu'ils ne peuvent pas garantir l'ampleur des changements de comportement. En effet, dans la mesure où ils s'appuient sur un signal prix plutôt que sur la rareté, il subsiste encore un risque de surexploitation.

↳ Les **instruments fondés sur les quantités** établissent des objectifs quantitatifs pour atteindre ou maintenir les services des écosystèmes.

Ce sont des incitations *indirectes* (*Biodiversity offsets*, paiements pour services environnementaux) qui créent un marché, par exemple en distribuant des permis permettant de réaliser une activité associée à l'utilisation de certaines ressources ou à des dommages environnementaux.

La fixation d'un nombre limité de permis permet, en théorie, de contrôler le montant total des ressources utilisées ou des dommages. Dans la mesure où les permis sont échangeables, cela permet plus de flexibilité qu'un système de taxes : ceux pour qui les changements de comportement sont les moins coûteux et les plus faciles à entreprendre peuvent vendre leurs permis à ceux pour qui ces changements sont les plus coûteux.

Prix Versus Quantités

Dans un contexte d'information complète et de parfaite certitude, il serait indifférent d'utiliser un instrument quantité ou un instrument prix. L'avantage qu'il y a d'utiliser l'un ou l'autre dépend du degré d'information disponible et de l'incertitude.

Selon Weitzman (1974), l'avantage qu'il peut y avoir à utiliser l'un de ces instruments plutôt qu'un autre dépend de l'élasticité prix des fonctions de coûts et de bénéfices :

- les instruments fondés sur les quantités sont plus appropriés lorsqu'un petit changement dans le coût se traduit par un changement important de bénéfices ou des comportements ;
- les instruments fondés sur les prix sont plus appropriés lorsqu'un grand changement dans les coûts modifie assez peu les bénéfices ou les comportements.

Le succès de ces instruments dépend d'un certain nombre d'hypothèses sur les comportements humains ; par exemple l'hypothèse que des individus rationnels vont chercher à maximiser leur bénéfice. De telles considérations supposent aussi généralement une situation d'information parfaite et des coûts de transaction faibles.

Pour la biodiversité, c'est rarement le cas : les coûts associés à la perte de biodiversité ne sont pas toujours faciles à déterminer, une partie de la valeur de la biodiversité réside dans le simple fait qu'elle existe, dans ses applications futures, qui restent à découvrir, ou encore dans son rôle de stabilisation des écosystèmes, difficile à évaluer. Dans de telles conditions, l'utilisation d'instruments économiques pour corriger les externalités devient difficile. Ainsi, si ces instruments sont utilisés pour préserver la biodiversité, il vaut mieux qu'ils le soient à des échelles locales et combinés avec des réglementations (car ces instruments ne fournissent pas toujours une solution complète au problème).

Un autre type d'instrument : les mécanismes financiers

Ces instruments²⁶ ne créent pas de marché mais augmentent le pouvoir des marchés existant en fournissant des ressources financières (réduction des taxes lors d'investissements « verts », fonds de capital-risque...) pour conserver et utiliser durablement la biodiversité. Ils présentent l'avantage d'intégrer des considérations relatives à la biodiversité dans les entreprises qui ne s'en préoccupent pas forcément.

Les fonds « verts » investissent généralement dans des entreprises qui fournissent des produits et services issus de la biodiversité, celles-ci étant tenues d'avoir des pratiques compatibles avec la conservation de la biodiversité. Il existe deux catégories de tels fonds : les fonds communs de placement ouverts (ces fonds d'investissement achètent des actions de sociétés répondant à des critères de durabilité ; ils se développent rapidement et sont les plus nombreux) et les fonds de capital-risque²⁷.

Au cours de la dernière décennie, le marché des investissements « écologiques » s'est développé avec des incidences positives sur la biodiversité. Par exemple aux Pays-Bas, le groupe ING a créé une banque dédiée à l'épargne et aux placements écologiques : la Postbank Groen. Aux Etats-Unis, la ShoreBank Pacific se concentre sur les marchés de la biodiversité ; elle consent des prêts à des entreprises²⁸ situées dans des collectivités rurales de la forêt pluviale tempérée de la région de la côte Colombie-Pacifique des Etats de Washington et de l'Oregon.

Plusieurs programmes ont été établis pour piloter des investissements en biodiversité : DOEN-Foundation and Fauna and Flora International (FFI) investissent dans des PME qui pourraient améliorer leur performance en relation avec la biodiversité afin de les aider à s'étendre et à innover. Le travail effectué est assisté par la mise en place d'un *Biodiversity Financing Facility* par l'*European Bank for Reconstruction and Development* en collaboration avec l'*European Biodiversity Resourcing Initiative* (EBRI).

Actuellement, le Fonds pour l'environnement mondial (FEM)²⁹ est la principale source internationale de financement pour les activités de conservation de la biodiversité.

²⁶ La littérature qualifie parfois ces instruments de « renforceurs du marché » (OCDE, 2003).

²⁷ Le Terra Capital est le premier fonds d'investissement exclusivement axé sur la biodiversité pour l'Amérique latine. Les investissements sont réalisés dans des PME des secteurs de l'agriculture biologique, la sylviculture durable, les produits forestiers non ligneux, l'aquaculture durable ou l'écotourisme.

²⁸ Ces prêts sont notamment accordés à des fabricants de produits bois issus de forêts exploitées de manière durable.

²⁹ Le FEM a été créé en 1991 pour financer différents coûts des projets qui protègent l'environnement mondial.

Dans la suite de ce rapport, nous analysons successivement les instruments fondés sur les prix et ceux fondés sur les quantités.

2- Les instruments fondés sur les prix

2.1- Les subventions et les fonds

2.1.1. Les subventions

Les subventions sont des *aides financières accordées par les pouvoirs publics aux entreprises, citoyens ou institutions afin d'encourager une activité jugée bénéfique* (en l'occurrence ici, les activités qui préservent ou utilisent de manière durable la biodiversité).

Les aides financières peuvent prendre la forme de *prêts à taux préférentiels*. Dans ce cas, l'Etat prend à sa charge une partie des frais bancaires de l'emprunteur.

L'objectif est d'encourager des activités économiques favorables à la protection de la biodiversité qui ne pourraient pas exister autrement (en réduisant par exemple, les coûts d'exploitation ou en augmentant le revenu de l'activité en question). En effet, en créant un différentiel de prix entre des activités respectueuses de l'environnement et celles qui ne le sont pas, ces outils stimulent les changements de comportement.

Les subventions sont utilisées de manière extensive dans la politique agricole de l'Union européenne et visent à encourager les agriculteurs à produire plus de biens, tout en se préoccupant de l'environnement : les mesures agro-environnementales consistent à payer les agriculteurs afin qu'ils entreprennent des actions de protection ou d'amélioration des habitats d'espèces des terres agricoles, des actions de réduction de la pollution ou de protection d'une espèce particulière.

Exemples d'aides financières dans le domaine forestier en France

*** Aide à l'investissement forestier**

L'objectif est d'inciter au reboisement des terres agricoles, ce qui permet de reconstituer, d'améliorer et d'étendre la forêt, favorable au maintien d'espèces inféodées à ce milieu. Pour cela, des aides financières (apportées par l'Union européenne au travers du Fonds Européen d'Orientation et de Garantie Agricole, par l'Etat et les collectivités territoriales) sous forme de prêts, de subventions ou de fourniture gratuite de plants³⁰, sont apportées aux projets favorisant la biodiversité forestière. Une prime au boisement des terres agricoles permet aussi de compenser financièrement les pertes de revenus des terres anciennement cultivées.

³⁰ Pour les surfaces inférieures à 10 ha, il s'agit de fournir gratuitement des plants ou des graines. Pour les surfaces supérieures à 10 ha, l'Etat subventionne à un taux compris entre 20 et 50% les travaux de reconstitution et d'extension forestière ou d'amélioration (remplacement des peuplements, conversion des taillis en futaies). Un prêt en numéraire peut également être accordé à un taux préférentiel de 25% pendant 30 ans.

* L'Instrument Financier pour l'Environnement (LIFE)³¹

Il s'agit de cofinancer des actions en faveur de l'environnement dans la Communauté européenne. Par exemple, LIFE-Nature finance des actions de conservation de la nature dans le cadre de la mise en œuvre des directives « Oiseaux » et « Habitats » et en particulier du réseau Natura 2000.

* La Directive de protection et de mise en valeur des paysages

Il s'agit d'aider financièrement la mise en œuvre de projets de protection de l'environnement, dont certains en faveur de la biodiversité. Ces projets concernent des paysages remarquables qui doivent être préservés notamment pour leur richesse particulière en matière de patrimoine.

* La Charte forestière de territoire

C'est une démarche contractuelle effectuée à une échelle locale entre les demandeurs et les offreurs de services, notamment les services non marchands (accueil du public, maintien de la biodiversité, préservation de la qualité de l'eau...), dont l'objectif global est d'aboutir à une gestion durable de la forêt. Elle permet la subvention d'actions préconisées dans le cadre du contrat et peut donner lieu à une rémunération financière pour les services supplémentaires rendus par la forêt ou des investissements forestiers spécifiques de protection de la biodiversité.

* Le Plan Simple de Gestion (PSG)

Le PSG s'applique aux forêts privées de plus de 25 ha (10 ha pour les forêts ayant bénéficié d'aides publiques) d'un seul tenant et susceptibles d'être régulièrement aménagées et exploitées. Il permet indirectement d'obtenir des aides financières à la mise en œuvre de projets de gestion durable des forêts, ainsi que différentes exonérations fiscales.

* Les Orientations Régionales Forestières (ORF)

Les ORF concernent les forêts régionales publiques et privées, et aident financièrement à la mise en œuvre de projets de protection de la biodiversité forestière (l'une des priorités étant l'action en faveur de la prise en compte de la biodiversité à tous les stades de la gestion).

Les Directives Régionales d'Aménagement (DRA) pour les forêts domaniales et les Schémas Régionaux d'Aménagement (SRA)³² pour les forêts des collectivités, sont des documents qui déclinent la politique technique régionale pour les forêts publiques en cohérence avec les orientations régionales forestières (ORF). Elaborés par l'ONF, ils ont pour principale fonction de cadrer l'élaboration des aménagements forestiers et donc la gestion forestière qui en découle. La réalisation des SRA se fonde, pour chaque territoire concerné, sur les principes de gestion durable (critères d'Helsinki, Loi d'orientation sur la forêt, contrat Etat-ONF...), les enjeux socio-économiques, la demande sociale et la conservation de la biodiversité.

³¹ <http://www.ecologie.gouv.fr/-Programme-LIFE-.html>

³² Les SRA se substituent aux anciennes Orientations Locales d'Aménagement (ORLAM).

* Les Orientations Régionales de Gestion de la Faune Sauvage et d'amélioration de la qualité de ses habitats (ORGFS)

Les ORGFS permettent de subventionner la mise en œuvre de projets de protection de la diversité faunistique.

2.1.2. Les fonds

Les fonds pour l'environnement sont des *fonds dédiés à la préservation et à l'utilisation durable de la biodiversité*, mais contrairement aux subventions ils peuvent provenir de sources publiques ou privées.

Les fonds peuvent être utilisés pour préserver une espèce particulière.

Par exemple, le *Monarch butterfly conservation fund* a été établi (officiellement en 2002) par le WWF au Mexique, pour tenter de préserver l'habitat du papillon monarque (Missrie et Nelson, 2005). Il s'agit de payer les communautés qui se trouvent à l'intérieur de la réserve de la biosphère du papillon monarque pour qu'ils conservent la forêt (cet écosystème étant nécessaire à la survie de l'espèce) en renonçant aux permis d'abattage et en réalisant des actions de conservation. Pour ce faire, des accords sont signés entre les communautés (qui acceptent de céder leurs permis d'abattage et s'engagent à des actions de conservation sur leurs terres), WWF (qui s'engage à payer pour les permis et les actions de conservation) et le gouvernement (qui s'engage à faciliter les démarches administratives pour réaliser ces paiements). Ce fonds est toutefois soumis à une grande complexité institutionnelle et nécessite des engagements financiers de long terme. Par ailleurs, le contrôle est coûteux et complexe (le contrôle permet notamment de vérifier que les propriétaires n'effectuent pas d'abattage).

Les fonds sont également utilisés pour indemniser les propriétaires fonciers qui ne sont plus autorisés à poursuivre certaines activités sur leurs terres.

* En Nouvelle-Zélande, le *Forest Heritage Fund* (créé en 1990) soutient la mise en place volontaire de pratiques forestières durables et permet de dédommager les propriétaires privés de terrains boisés qui n'ont plus le droit d'abattre les arbres sur certaines parcelles³³ (Hutching, 1999).

* En Australie, un fonds³⁴ administré par le *Victorian Trust for Nature* (VTN) finance l'achat de terres à haute valeur écologique (des terres d'une grande valeur en termes de biodiversité, et sur lesquelles sont pratiquées des activités nuisibles à celle-ci). Après acquisition de ces terres, le VTN rédige une convention juridiquement contraignante qui énumère les restrictions et les activités de protection requises sur ces terres pour maintenir l'habitat ; il les revend ensuite à des propriétaires privés qui sont alors liés par les dispositions de la convention (Carter, 1999).

2.1.3. Avantages et inconvénients des subventions / fonds

³³ Cette mesure concerne les forêts qui se trouvent dans la zone Pae O Te Rangī.

³⁴ Le *Revolving Fund for Nature*, alimenté par des fonds publics et privés.

Avantages :

- Ils jouissent d'un accueil favorable auprès des intéressés ;
- Le concept sous-jacent est assez simple ;
- Ils établissent un lien direct entre l'incitation économique et le résultat environnemental.
- Ils fonctionnent bien quand les objectifs sont précis (zone spécifique, délimitation des quantités, du temps, contrôle des effets) ; quand il est nécessaire d'engager les acteurs du secteur privé (forestiers...) dans la fourniture des biens publics biodiversité.

Inconvénients :

- Malgré la simplicité de l'idée, les procédures pour répartir les subventions peuvent être assez complexes et bureaucratiques.
- Les coûts peuvent être importants : coût en temps et en personnel, notamment pour la constitution des dossiers ; coût du contrôle de la conformité. Les subventions et autres contreparties monétaires sont également onéreuses en financements publics ;
- Il est nécessaire d'assigner aux subventions les bons objectifs ; ces derniers étant étroitement liés aux conditions d'éligibilité définies par l'institution proposant les subventions. Or, si ces conditions sont trop larges, il sera difficile de mener des politiques de protection de la biodiversité ciblées ; et si elles sont trop strictes, cela ne mobilisera que peu d'acteurs.
- Les subventions ne sont pas toujours efficaces. Cela résulte de l'asymétrie d'information qu'il peut y avoir entre le donateur (les pouvoirs publics ou autre organisme) et le bénéficiaire (propriétaire forestier) de ces subventions/prêts : le propriétaire forestier connaît les coûts de son projet (par exemple, l'aménagement de sa forêt), mais pas l'administrateur qui distribue l'argent. Par ailleurs, ces mesures encouragent les comportements de recherche de rente : les agents vont avoir tendance à poursuivre des projets pour lesquels ils vont être subventionnés et ce, de manière cumulative.
- Des bénéfices apparaissent à moyen terme, mais pas de garantie à long terme : les incitations ne peuvent être que temporaires car lorsque le paiement s'arrête, les agents reprennent leurs anciennes pratiques.

2.1.4. Exemples de subventions / fonds

En 2008, l'OCDE a effectué une étude sur l'utilisation des instruments économiques incitatifs à la conservation et à l'utilisation soutenable de la biodiversité dans 20 pays membres de l'OCDE. L'objectif était notamment d'identifier les efforts effectués par ces pays en termes d'utilisation d'instruments économiques, depuis l'adoption en 2004 de la *OECD Council Recommendation* qui recommande l'usage de ce type d'instruments pour préserver la biodiversité.

Cette étude révèle que les subventions sont un des instruments les plus utilisés, surtout dans les secteurs agricole et forestier qui à eux seuls représentent près de 50% des cas d'application (cf. tableau 1 ci-dessous).

Le fait que les subventions soient un des instruments les plus utilisés résulte en partie de leur relative acceptabilité politique comparée à d'autres instruments et de leur simplicité d'application (Bräuer et al. 2006).

Par ailleurs, les subventions sont plus largement utilisées dans le cadre de la préservation des habitats et écosystèmes, comme le montre l'analyse faite par Bräuer et al. (2006). En effet, sur les 62 cas d'utilisation de subventions que les auteurs ont recensés, 1 seul concerne la flore, 5 concernent la faune et 56 sont relatifs aux habitats et écosystèmes.

Tableau 1 : Domaines et pays dans lesquels les subventions sont utilisées pour la gestion de la biodiversité³⁵

Countries	Inland water	Marine and coast	Agriculture	Forest	Mountain	Species	Others	Total
Australia	♣		♣	♣			♣	5
Austria			♣/■	♣/■				4
Belgium	♣		♣/■	♣/■			♣	16
Canada	♣/■	♣	♣/■	♣/■		♣/■	♣/■	37
Czech Rep.	♣/■		♣/■	♣/■	♣/■	♣/■	♣/■	35
Finland			■	♣			♣	4
France			♣/■	♣/■				3
Hungary			♣/■	♣/■		■	■	12
Japan	♣		■		♣/■		♣	5
Korea		♣/■	♣/■	♣/■	■	♣	♣/■	19
Mexico		■		♣				2
Luxembourg			♣ 2	♣ 1				3
Netherlands			♣/■	♣			♣	7
Norway			■	♣		♣		4
Slovak Rep.				♣ 1		♣ 1	♣ 1	3
Sweden		♣	♣	♣			♣	6
Switzerland			♣	♣	♣	♣	♣	15
UK	♣	♣	♣/■	♣/■		♣	♣/■	18
EU	♣/■ 3	♣/■ 4	♣/■ 7	♣/■ 7	♣/■ 7	♣/■ 5	♣/■ 3	36
Total	23	11	57	56	16	27	44	234

Note: ♣ indicates the introduction of price-based instruments before 2004, and ■ indicates the modification of existing or introduction of new price-based instruments (including the proposed) after 2004.

Source : OCDE (2008)

Nous présentons ci-dessous une liste de quelques cas d'utilisation des subventions recensés par l'OCDE (2008) dans divers domaines (liste non exhaustive).

Subventions dans le domaine forestier (56 cas recensés)	Pays
Accord forestier régional tasmanien	Australie
Intégration de paiements compensatoires pour la foresterie dans le réseau Natura 2000 : subventions pour des mesures de gestion spécifiques telles que la conservation et l'entretien d'espèces d'arbres rares (post-2004)	Autriche
<i>Natural Forest Reserves Programme</i> : des réserves sont établies sur une base volontaire, et les propriétaires forestiers sont compensés pour les services qu'ils rendent et pour la perte de profit	Autriche

³⁵ Les valeurs inscrites dans la colonne et la ligne 'Total' correspondent aux nombres de cas recensés.

Subventions pour la régénération des forêts privées (révisées en 2006)	Belgique
Dégrèvement fiscal (Flandres, Wallonie)	Belgique
<i>Permanent cover program</i> (Prairie, British Columbia)	Canada
Subvention pour les organismes de développement forestier	Canada
Subvention pour le reboisement	Canada
Transferts intergénérationnels d'exemption d'impôts des exploitations commerciales de bois	Canada
Assistance pour lutter contre l'invasion du Dendroctone du pin ponderosa (adoptée en 2006)	Canada
Paiements pour les zones forestières Natura 2000	République tchèque
LIFE+ (après 2004)	République tchèque
<i>Landscape Management Program</i> : essentiellement pour des actions à petite échelle de protection de la nature, pour les besoins spécifiques d'espèces en danger et habitats	République tchèque
Programme METSO de biodiversité forestière pour le Sud de la Finlande : fournir des mécanismes de financement pour la gestion, la restauration et la protection des biotopes boisés traditionnels	Finlande
Soutien à l'investissement non-commercial dans les zones boisées sous contrat Natura 2000 (après 2004, révisé en 2007)	France
Plan national de boisement	Hongrie
Restauration d'écosystèmes forestiers dégradés (après 2004)	Corée
Boisement sur des terres cultivées à faibles rendements et reboisement sur des prairies abandonnées (après 2004)	Corée
Lutte contre les espèces nuisibles et les maladies des forêts	Corée
Etablissement d'éco-forêts ³⁶ et de forêts urbaines	Corée
Subventions pour la biodiversité	Luxembourg
Subvention pour le boisement et l'entretien de la foresterie	Pays-Bas
Dégrèvements fiscaux pour la conservation de forêts et pour les fonds verts d'investissement	Pays-Bas
Subvention pour l'amélioration structurelle et les routes forestières	Suisse
<i>England Woodland Grant Scheme</i> , contrats de développement rural en Ecosse et de meilleures zones boisées pour le Pays de Galles (après 2004)	Royaume-Uni
Subvention pour le <i>Woodland Grant Scheme</i> (Angleterre et Pays de Galles), <i>Scottish Grants Scheme</i>	Royaume-Uni
Mesures environnementales pour les forêts sous la régulation du développement rural (mesures visant la récolte et la gestion forestière <i>eco-</i>	Union européenne

³⁶ *Eco-forest*

<i>friendly</i> , la prévention des risques forestiers, l'évitement des perturbations des espèces et habitats, la protection des espèces forestières indigènes, la promotion des caractéristiques des terres et des paysages). Ces programmes sont conçus au niveau national et régional, selon les besoins (révisé en 2006)	
Paiements pour les zones forestières Natura 2000 (révisé en 2006)	Union européenne
Programmes pour de nouvelles techniques et innovation pour la gestion forestière ; Soutien de programmes pour promouvoir la certification forestière (révisé en 2006)	Union européenne
Subventions pour le développement de programmes de gestion orientés nature pour les sites forestiers Natura 2000 (révisé en 2006)	Union européenne
Subventions pour les investissements non-productifs dans les forêts privés (investissements nécessaire pour les services récréatifs offerts au public, pour faciliter l'accès au public...) (révisé en 2006)	Union européenne
Projets LIFE+ dans les zones forestières promouvant la protection et la gestion de la nature (focalisation sur la protection des espèces forestières telles que chauves-souris, oiseaux forestiers...) (révisé en 2007)	Union européenne
Fonds structurels et de solidarité (subventions pour la réduction des risques de catastrophes naturelles pour les forêts et zones rurales telles que les inondations intégrées, la protection contre les incendies...) (révisé en 2006)	Union européenne

Il existe par ailleurs de nombreux cas de subventions forestières (subventions pour l'entretien et la gestion forestière, la foresterie, les ressources forestières...), notamment en Autriche, Belgique, Canada, République Tchèque, Royaume-Uni, Finlande, Norvège, Suède, et Suisse.

Subventions dans le domaine de la gestion des espèces (27 cas recensés)	Pays
<i>Interdepartmental Recovery Fund (IRF)</i>	Canada
<i>Alberta Buck</i> , programme pour la faune et la flore	Canada
<i>Critical wildlife habitat program</i>	Canada
<i>Nova Scotia Habitat Conservation Fund</i>	Canada
<i>Habitat stewardship program</i> , pour les espèces à risque	Canada
<i>Endangered species recovery fund (ESRF)</i> (révisé en 2006)	Canada
Programme de dons écologiques (révisé en 2006)	Canada
<i>Operational Program Environment</i> : soutien aux projets d'investissement pour la protection d'espèces en danger (révisé en 2007)	République tchèque
Contributions aux jardins zoologiques	République tchèque
<i>Landscape Management Program</i> : essentiellement pour des actions à petite échelle de protection de la nature, pour les besoins spécifiques d'espèces en danger et habitats	République tchèque
Soutien à la protection et la conservation d'habitats et des stocks naturels des	Hongrie

gibiers (après 2004)	
Subventions pour : les organismes de surveillance du braconnage ; les instituts de conservation <i>ex-situ</i> ; les contrats de gestion de la biodiversité	Corée
Compensation pour les dommages aux espèces protégées	Norvège
Plan national d'action pour la conservation et l'utilisation durable des ressources génétiques pour l'alimentation et l'agriculture	Suisse
Subvention pour la faune et la flore	Royaume-Uni
Mesures agro-environnementales et forestières visant la conservation des espèces (principalement les oiseaux et carnivores, et chauves-souris et scarabées, dans les zones forestières) (révisé en 2006)	Union européenne
Mesures agro-environnementales et forestières visant la gestion du paysage et la fragmentation de la terre, la création de corridors pour les espèces migratrices... (révisé en 2006)	Union européenne
Projets LIFE+ (programmes d'élevage d'espèces sauvages, gestion des espèces, gestion des plantes...) (révisé en 2007)	Union européenne
Fonds structurels (fourniture de mesures compensatoires associées à des projets ayant des impacts négatifs sur la nature et les espèces (révisé en 2006)	Union européenne

Subventions dans d'autres domaines (44 cas recensés) (gestion des terres, des sols, écotourisme...)	Pays
Programme <i>Bush Tender</i>	Australie
Dégrèvements fiscaux des gains de capitaux	Canada
<i>British Columbia Sustainable Environment Fund</i> (après 2004)	Canada
Impôt vert sur les véhicules non économiques (renforcé en 2007)	Canada
Incitations pour la destruction des véhicules anciens et polluants (renforcé en 2007)	Canada
Incitation à la production de carburants renouvelables (renforcé en 2007)	Canada
Subvention des coûts de capital pour la bioénergie forestière (renforcé en 2006)	Canada
Programme de protection des terres	République tchèque
Programme d'amélioration du paysage	République tchèque
Restauration des dommages causés par les exploitations minières	République tchèque
<i>Operational Program Environment</i> : subventions pour la prévention des glissements de terrains et des avalanches de roches, surveillance des facteurs géographiques, mesures pour protéger contre l'érosion... (après 2004)	République tchèque
Subvention /compensation pour la conservation de la nature	Finlande
Compensation pour des restrictions de conservation de la nature dans des	Hongrie

zones protégées et à l'extérieur de ces zones (après 2004)	
Subventions pour les investissements dans la conservation de la nature : <i>National Development Plan</i> (2004-2006) et <i>New Hungary Development Plan</i> (2007-2013)	Hongrie
Subventions pour les investissements dans l'écotourisme : <i>National Development Plan</i> (2004-2006) et <i>New Hungary Development Plan</i> (2007-2013)	Hongrie
Fond japonais pour l'environnement global	Japon
Réduction d'impôt et soutien financier pour les participants volontaires à la conservation des ressources d'héritage culturelles et naturelles (après 2004)	Corée
Subvention pour les organismes de conservation de l'environnement naturel	Corée
Subvention pour la gestion des ressources naturelles	Pays-Bas
Subvention pour les aires protégées et l'achat de zones écologiques	Pays-Bas
Soutien aux objectifs environnementaux et à la surveillance	Suède
<i>Local Investment Program</i> (LIP) : soutien aux investissements locaux pour le développement durable	Suède
Subvention pour des programmes de biodiversité	Suisse
Subvention pour la compensation écologique	Suisse
Subvention pour la protection de la nature et du paysage	Suisse
Subvention pour la conservation de sites	Royaume-Uni
Projets pour des formes spéciales de tourisme (tourisme nature et écotourisme) à travers les <i>Structural Funds Programmes</i> (révisé en 2006)	Union européenne

2.1.5. Les réformes / suppressions des incitations perverses

Une mesure d'incitation à la préservation et à l'utilisation durable de la biodiversité peut consister à réformer ou à supprimer les incitations perverses, telles que les subventions qui soutiennent des activités néfastes pour la biodiversité.

La Convention sur la diversité biologique définit les incitations perverses comme étant « (...) *une politique ou une pratique qui encourage, directement ou indirectement, une utilisation de la ressource qui entraîne la dégradation de la diversité biologique. Ainsi, ces politiques ou pratiques suscitent des comportements non durables qui réduisent la diversité biologique, souvent en raison d'effets secondaires inattendus alors qu'elles étaient conçues au départ pour servir d'autres objectifs* » (CDB, 2000, p. 13).

Les politiques entraînant une extension géographique de secteurs économiques tels que l'agriculture, la foresterie ou la pêche, sont les plus susceptibles d'avoir cette propriété.

La question de la réforme ou de la suppression des incitations perverses a déjà fait l'objet d'un rapport (Stenger, 2004). Ce dernier dresse « *une vue d'ensemble des différentes mesures incitatives en vigueur dans la politique forestière française qui peuvent s'avérer perverses*

pour la gestion durable et la conservation de la biodiversité ». Les auteurs précisent que les effets « pervers » mis en évidence doivent être compris comme des risques (et non pas des conséquences inévitables) qui peuvent s'ils surviennent s'avérer localement néfastes pour la diversité biologique. Après examen de diverses mesures, les auteurs ont réalisé un tableau de synthèse (ci-dessous) mettant en avant les impacts négatifs (directs ou indirects et plus ou moins importants) que ces mesures peuvent avoir sur la biodiversité.

Tableau de synthèse

Mesure	Montant versé	Nature de l'impact négatif sur la biodiversité		Elément de la biodiversité altéré	Importance de l'impact négatif		
		Direct	Indirect		Important	Moyen	Négligeable
Mesures relatives à l'amélioration de la compétitivité de la filière forêt-bois							
<i>Mesures relatives à la production</i>							
Travaux de boisement et de reboisement	14,9 M€ 2001	x	x	G-Es-Ec-P	x		
Prime annuelle à l'hectare destinée à compenser les pertes de revenu découlant du boisement des terres agricoles	2,13 M€ 2003	x	x	Es-Ec-P	x		
Aide aux travaux de reboisement d'anciens taillis, taillis sous futaies ou futaies de qualité médiocre, travaux de conversion en futaie		x	x	G-Es-Ec-P	x		
Amélioration des peuplements		x	x	Es-Ec-P	x		
Équipement forestier de desserte		x	x	G-Es-Ec-P	x		
Aide aux investissements matériels et immatériels des entreprises d'exploitation forestière	17,5 M€ 2001	x	x	Es-Ec	x		
Aide aux investissements matériels et immatériels de récolte et de transformation du liège			x	G-Es-Ec			x
Aide aux investissements matériels et immatériels de valorisation énergétique des produits forestiers		x		Es-Ec			x
Aide au démarrage et au développement des entreprises de travaux forestiers		x	x	Es-Ec	x		
Aide à la promotion du bois			x	Es-Ec			x
Fonds régional d'aide aux exportations			x	Es-Ec		x	
Aide à la reconstruction des forêts endommagées par des catastrophes naturelles et par le feu, et mise en place d'instruments de prévention appropriés		x	x	Es-Ec			x
<i>Mesures relatives à la gestion</i>							
Constitution de plans simples de gestion				Pas d'effet pervers pour la biodiversité			
Constitution d'une association de sylviculteurs			x	Es-Ec			x
Opérations de regroupement de gestion	19,9 M€ 2003		x	Es-Ec		x	
Mesures relatives à la protection et à l'aménagement de la forêt							
<i>Protection de la biodiversité</i>							
Protection ou restauration de la biodiversité				Pas d'effet pervers pour la biodiversité			
Aide spécifique aux zones Natura 2000				Pas d'effet pervers pour la biodiversité			
<i>Autre objectif</i>							
Protection de la forêt contre l'incendie	5,18 M€ 2002	x		Es-Ec-P			x
Restauration des terrains de montagne		x		Es-Ec-P			x
Fixation des dunes côtières		x		Ec-P			x
Protection des ressources en eau et des sols		x		Ec-P			x
Restauration minérale des sols forestiers acidifiés		x		Es-Ec			x
Création ou restauration des formations arborées hors forêt		x		Es-Ec-P			x
Accueil du public		x		G-Es-Ec-P		x	
Fiscalité							
Taxe foncière			x	G-Es-Ec		x	
Droits de succession et de donation			x	Es-Ec-P			x
Acquisition de terrains (réduction d'impôt et exonération de taxes)			x	Es-Ec		x	
Impôt sur les bénéfices			x	Es-Ec		x	
Apport à un groupement forestier			x	Ec-P		x	
Taux réduit de TVA pour les travaux forestiers			x	Es-Ec-P	x		

Source : Stenger A. (Ed.), 2004.

G : gène ; Es : Espèce ; Ec : Ecosystème ; P : Paysage

2.2- Les mesures fiscales : taxes, allègements fiscaux, redevances

Les **taxes** (ou impôts) sont des « versements obligatoires, effectués sans contrepartie au profit des administrations publiques. Les impôts n'ont pas de contrepartie en ce sens que, normalement, les prestations fournies par les administrations au contribuable ne sont pas proportionnelles à ses versements » (OCDE, 1999).

Les **redevances** (ou droits) sont des « versements obligatoires, comportant une contrepartie et effectués au profit des administrations publiques ou d'organes extérieurs à celles-ci, tels qu'un fonds pour l'environnement » (OCDE, 1999). Il existe ici un lien entre le montant du droit ou de la redevance et le service rendu.

L'idée qui sous-tend l'utilisation d'instruments fiscaux pour protéger la biodiversité est que l'on peut répercuter les coûts sociaux des pertes de biodiversité sur le prix des activités qui en sont responsables. Réciproquement, cela implique que les activités qui présentent des avantages pour la collectivité devraient bénéficier d'une imposition globale réduite.

Le recours à ce type d'instruments a généralement pour objectif de couvrir les coûts liés à la préservation par les recettes qu'ils procurent (par exemple, la perception de droits d'entrée dans un parc national permet d'en assurer l'entretien) ou de réduire les écarts de prix qui vont à l'encontre des solutions favorables à l'environnement.

Ainsi, le gouvernement des Pays-Bas a introduit en 1995 une taxe sur les prélèvements d'eau souterraine, afin de lutter contre la dessiccation du milieu (l'une des causes les plus importantes de perte de biodiversité dans ce pays) causée par les prélèvements excessifs d'eau (Bellegem et al., 2002). La plupart des provinces imposent en sus des redevances de prélèvement de moindre importance. Outre le fait qu'elles internalisent certains des coûts associés à la dessiccation, ces taxes et redevances haussent le coût relatif de l'eau des réserves souterraines par rapport à celui de l'eau de surface, dont le prélèvement est moins nuisible à l'environnement. Sans cet écart de prix, le coût d'utilisation de l'eau de surface aurait tendance à être supérieur à celui de l'eau souterraine mais du fait des taxes et redevances, le différentiel de prix s'inverse au point que l'utilisation de l'eau de surface devient économiquement préférable.

Exemples d'avantages fiscaux en France

En France, les avantages fiscaux concernent essentiellement le secteur forestier. Il ne s'agit pas simplement d'inciter à augmenter la surface boisée, mais surtout à mieux gérer le patrimoine forestier existant, à favoriser la conservation de la biodiversité. Ils sont généralement associés à des mesures réglementaires, notamment lorsque ces dernières sont jugées trop strictes, et permettent ainsi d'atténuer les conséquences négatives que peuvent engendrer les réglementations sur les activités économiques des agents visés.

La sylviculture étant considérée comme une activité agricole par le ministère des finances, la fiscalité forestière³⁷ emprunte de nombreuses règles fiscales à l'agriculture. Cependant, les délais de production du matériau bois étant particulièrement longs, les pouvoirs publics ont pris certaines dispositions particulières pour encourager l'investissement forestier.

³⁷ Pour en savoir plus, voir *Le Guide fiscal de la forêt privée* (Engel, 2003), destiné aux sylviculteurs et gestionnaires.

* Le régime Serot-Monichon³⁸ permet d'atténuer l'incitation à la vente anticipée des bois pour couvrir les frais de succession. Pour cela, un avantage fiscal³⁹ est accordé à l'héritier de la forêt objet de la mutation, s'il s'engage à la soumettre pendant 30 ans à une gestion durable, sous le contrôle de l'administration. Ce régime vise donc à encourager les propriétaires forestiers à conserver leurs forêts dans le long terme tout en leur appliquant des méthodes de gestion durable. Il permet ainsi de maintenir la surface de terres boisées en France et assure la préservation de la biodiversité puisqu'il implique des garanties de gestion durable des ressources forestières.

* L'exonération de taxe foncière sur les (re)boisements⁴⁰ incite les propriétaires forestiers à (re)planter des arbres sous des contraintes de durabilité. Cela doit ainsi favoriser le maintien des espèces inféodées au milieu forestier.

En France, l'imposition sur le revenu des propriétaires forestiers est fondée sur le revenu cadastral. Les boisements et reboisements bénéficient d'une exonération partielle d'impôt sur le revenu dont la durée varie selon les essences.

* Le dispositif d'encouragement fiscal à l'investissement en forêt consiste à encourager les propriétaires forestiers à échanger leurs parcelles afin de gérer des forêts de plus grande taille de manière durable. Pour cela, les propriétaires qui engagent des investissements tels que l'acquisition de forêts disposent d'avantages fiscaux⁴¹. Ce dispositif impacte de manière positive sur la biodiversité puisqu'il exige des garanties de gestion durable des ressources forestières.

Par ailleurs, l'achat de terrains boisés ou à boiser de 5 hectares minimum donne lieu à une réduction de l'impôt sur le revenu (DEFI FORET), de même que la réalisation de travaux forestiers sur une unité de gestion d'au moins 10 hectares d'un seul tenant et gérée en application d'un Plan Simple de Gestion ou d'un Règlement Type de Gestion (DEFI TRAVAUX). Une restriction de l'utilisation des sols peut également entraîner une réduction des taxes et des impôts sur le patrimoine en général.

Remarque : Depuis 1995, le Programme des dons écologiques d'Environnement Canada permet aux propriétaires fonciers (individus et entreprises privées) d'assurer à jamais la protection de parcelles en faisant don⁴² de terres écosensibles à un organisme voué à la protection de l'environnement ou à un organisme gouvernemental. Les donateurs ont non

³⁸ Ce régime de réduction des droits de mutation à titre gratuit (héritage, donation) constitue un régime d'exception au droit commun de la fiscalité des successions et des donations (article 793 du code général des impôts).

³⁹ Exonération de 75% des droits de mutation, la même règle étant applicable pour le calcul de l'impôt sur la fortune afférent aux biens en question.

⁴⁰ Exonération de la taxe foncière sur les propriétés non bâties pendant les 30 premières années (quelle que soit l'essence et la durée de révolution) à partir de l'année suivant le changement de nature de culture.

⁴¹ Réduction annuelle de l'impôt sur le revenu à hauteur de 25% du montant de l'investissement réalisé, dans une limite de 5 700 € pour une personne célibataire, veuve ou divorcée, et de 11 400 € pour un couple marié soumis à imposition commune.

⁴² Un « don écologique » peut être le don d'une terre ou d'un intérêt foncier partiel, c'est-à-dire une convention ou une servitude de conservation.

seulement la satisfaction de savoir que les terres seront gérées par le bénéficiaire selon des buts et des objectifs de conservation dont ils ont mutuellement convenus, mais ils bénéficient aussi d'avantages fiscaux.

En ce qui concerne les redevances, elles visent les usagers tels que les chasseurs (*via* les permis de chasse), les pêcheurs (*via* les permis de pêche) et les touristes (*via* les droits d'entrée sur un site).

Les droits d'entrée (ou droits d'accès à une zone) sont instaurés localement et généralement perçus par les propriétaires, ce qui incite ces derniers à préserver les habitats afin d'y attirer les utilisateurs potentiels. Ces redevances permettent également de compenser les coûts d'opportunité et d'éviter la conversion des habitats à d'autres usages tels que des usages industriels ou agricoles.

Les redevances présentent l'avantage de ne concerner que certains agents (à savoir, les utilisateurs et les propriétaires) qui sont normalement les plus intéressés par la conservation de ces habitats puisqu'ils en font l'usage. Toutefois, lorsque leur montant n'est pas fixé en fonction du consentement à payer des agents, elles peuvent être inefficaces : si le montant fixé est trop élevé, il peut inciter les utilisateurs à se comporter en « passager clandestin » ; et s'il est trop faible, il peut limiter la propension des propriétaires à entretenir leur terrain.

2.2.1. Avantages et inconvénients des taxes / redevances

Avantages :

- le principe est assez simple, ce qui favorise leur mise en application ;
- elles sont équitables (principe du pollueur-payeur) ;
- elles peuvent avoir un double impact positif (notion de double dividende) :
 - en modifiant le système de prix, elles incitent à des comportements (ou activités) plus respectueux de la biodiversité ;
 - en générant des recettes, elles permettent de financer des projets de préservation de la biodiversité ou d'amélioration des services écologiques.

Inconvénients :

Elles ne sont bien adaptées qu'à certaines conditions :

- les agents à l'origine des dommages doivent être bien identifiés, ce qui n'est pas toujours facile et nécessite un suivi souvent coûteux (pour éviter les fraudes) ;
- le montant de la taxe/redevance doit inciter les agents à des activités qui préservent la biodiversité (sinon on peut aboutir à des résultats inefficaces). Il faut donc déterminer ce montant en fonction de la valeur monétaire des externalités, ce qui est très délicat en ce qui concerne la biodiversité.

2.2.2. Exemples de taxes / redevances

L'étude menée par l'OCDE (2008) révèle qu'au niveau international, les taxes sont beaucoup utilisées dans le domaine de la gestion de l'eau (cf. tableau 2 ci-dessous). Par ailleurs, l'étude effectuée par Bräuer et al. (2006) montre que les taxes sont autant utilisées que les subventions dans le cadre de la préservation des habitats (respectivement 57 cas et 56 cas recensés), mais elles sont plus utilisées que les subventions en ce qui concerne la faune (35 cas contre un seul) et la flore (35 cas contre 5). Enfin, on peut faire référence à Shine (2005) qui analyse les incitations fiscales dans le cadre de la protection de la biodiversité en Europe.

Tableau 2 : Domaines et pays dans lesquels les taxes/redevances sont utilisées pour la gestion de la biodiversité⁴³

Countries	Inland water	Marine and coast	Agriculture	Forest	Mountain	Species	Others	Total
Australia	♣	♣					♣	4
Austria	♣	N/A		♣		♣		5
Belgium	♣/■	♣				♣		7
Canada	♣/■	♣/■	♣	♣	♣/■	♣	♣	24
Czech Rep.	♣	N/A		♣			♣	4
Finland	♣	♣/■		♣		♣	♣	8
France	♣/■	■					♣/■	19
Hungary	♣	N/A		♣				2
Japan	♣					♣		4
Korea	♣	■		♣	♣		♣	16
Mexico							♣	1
Netherlands	♣	♣	♣			♣		8
Norway	♣		♣	♣			♣	4
Slovak Rep.				♣				1
Sweden	♣					♣	♣	5
Turkey				♣				1
UK	♣/■							4
Total	41	12	5	14	7	12	26	117

Note: ♣ indicates the introduction of price-based instruments before 2004, and ■ indicates the modification of existing or introduction of new price-based instruments (including the proposed) after 2004.

Source : OCDE (2008)

De la même manière que pour les subventions et les fonds, nous présentons ici quelques cas d'utilisation des taxes/redevances recensés par l'OCDE (2008) dans divers domaines.

Taxes / redevances dans le domaine forestier (14 cas recensés)	Pays
Redevance pour la protection des arbres (pour les arbres de plus de 40 cm de circonférence abattus si aucune nouvelle plantation n'est réalisée à la place)	Autriche (Vienne)
Frais pour la protection de la forêt	Canada
Redevance pour la surcoupe	Canada (Alberta)

⁴³ Les valeurs inscrites dans la colonne et la ligne 'Total' correspondent aux nombres de cas recensés.

Redevance pour la gestion forestière et la recherche	Canada (Québec)
Taxes d'abattages (British Columbia)	Canada
Redevances pour le retrait de terres forestières	République tchèque
Frais de gestion forestière	Finlande, Hongrie
Prélèvement de frais d'annulation pour les projets de contrôle de l'érosion conçus pour la prévention des inondations	Corée
<i>Forest Trust Fund</i>	Norvège
Redevances pour la conservation ou la destruction de terres boisées	Slovaquie
Redevance pour le pâturage	Turquie

Taxes / redevances dans le domaine de la gestion des espèces (12 cas recensés)	Pays
Redevances sur la chasse et la pêche	Autriche
Redevance pour l'importation et l'exportation de plantes et animaux	Autriche
Permis de chasse	Belgique
Redevance sur le piégeage des animaux	Canada (Alberta)
Redevance sur les licences de chasse	Canada, Finlande, Pays-Bas
Redevance pour l'entrée dans une zone d'exploitation	Canada (Québec)
Redevance pour l'entrée dans des réserves sauvages	Canada (Québec)
Redevance sur les permis de chasse avec des pièges	Canada (Québec)
Impôt sur la chasse	Japon, Suède

Taxes / redevances dans d'autres domaines (gestion des terres, des sols, écotourisme...) (26 cas recensés)	Pays
Suppléments environnementaux sur les taxes locales	Australie
Engagements de conservation	Australie
Redevance de produits	Canada
Paiements pour l'utilisation de zones minières	République tchèque

Exemption de la taxe sur le foncier non bâti (TFNB) pour les sites Natura 2000 (implémenté en 2005)	France
Exemption de la TFNB pour les terres au centre de parcs nationaux outre-mer (implémenté en 2005)	France
Exemption partielle du droit de transfert pour les sites Natura 2000 (implémenté en 2005)	France
Extension à des sites autres que Natura 2000 de l'exemption relative au $\frac{3}{4}$ du droit de transfert (implémenté en 2006)	France
Extension à des sites autres que Natura 2000 de la déduction du revenu net du coût de réhabilitation et d'entretien (implémenté en 2006)	France
Déduction du revenu net du coût de réhabilitation et d'entretien des sites Natura 2000 (implémenté en 2006)	France
Paiement additionnel sous la DGF (Dotation globale de fonctionnement) pour les communes totalement ou partiellement localisées au centre d'un parc national (implémenté en 2006)	France
Exemption de certaines taxes des donations immobilières, héritages, acquisitions et échanges pour les agences publiques en charge de parcs nationaux (implémenté en 2006)	France
Loi de responsabilités et droits locaux, élargissant les zones éligibles pour le financement par l'impôt départemental pour les aires naturelles sensibles aux sites Natura 2000 et réserves naturelles (post-2004)	France
Les activités éligibles pour le financement par la taxe départementale d'espaces naturels sensibles sont élargies pour couvrir les inventaires de patrimoines naturels (implémenté en 2006)	France
Les déficits de dépenses sur la conservation et l'amélioration du patrimoine naturel sont éligibles auprès du revenu général (implémenté en 2006)	France
Taxe générale sur les activités de pollution	France
Redevance de conservation des écosystèmes : redevances pour les projets de développement ayant des effets considérables sur l'environnement et les écosystèmes	Corée
Redevances pour l'entrée dans les parcs nationaux	Mexique
Redevance environnementale pour le tourisme sur l'île de Spitzberg	Norvège
Redevance d'exploitation de la tourbe	Ecosse, Suède
Redevance sur l'extraction minérale	Suède

3- Les instruments fondés sur les quantités

3.1- Les mesures de compensation

La réalisation d'un projet de développement d'infrastructure et/ou d'exploitation des ressources biologiques génère souvent des dommages sur la biodiversité. La Loi de 1976 sur la protection de la nature a alors instauré une procédure d'autorisation pour les projets d'aménagement du territoire impliquant des études d'impact environnemental⁴⁴. Cette loi oblige les maîtres d'ouvrage à :

1. Eviter dans la mesure du possible les impacts de leurs projets ;
2. Réduire les impacts non évités ;
3. Compenser les impacts résiduels (en conduisant des actions positives pour la biodiversité qui génèrent des additionnalités écologiques au moins égales à la perte non évitée ni suffisamment réduite).

Les mesures 1 et 2 s'intègrent dans la conception même du projet et permettent d'en réduire l'empreinte écologique. Si les impacts résiduels ne sont pas pris en compte, ils entraîneront une perte nette de biodiversité. Les mesures de compensation doivent alors faire en sorte qu'il n'y ait *aucune perte nette de biodiversité* (l'environnement doit être dans le même état, si ce n'est meilleur, qu'avant la mise en place du projet).

Dans leur rapport publié en 2004, ten Kate et al. définissent les mesures de compensation (en anglais, *Biodiversity offsets*) comme étant des « *actions de conservation destinées à compenser les dommages résiduels, inévitables sur la biodiversité causés par des projets de développement, afin d'assurer qu'il n'y ait aucune perte nette de biodiversité. Avant que les développeurs n'envisagent des compensations, ils doivent d'abord chercher à éviter et minimiser les dommages* ».

Remarque :

Dans la littérature relative à ces mesures, le terme *compenser* ne signifie pas effectuer des transferts monétaires, mais réaliser des activités de conservation. Il ne s'agit pas de *payer* pour les dommages causés à la biodiversité mais de les *compenser* par des actions de restauration, de protection ou d'amélioration de la biodiversité en d'autres lieux similaires.

Ainsi, toute perte de biodiversité (impact résiduel) dans un écosystème ou habitat donné doit être compensée au moins de manière équivalente sur un autre site (par des actions de restauration, de réhabilitation...). Le développeur du projet va donc introduire dans son calcul économique le coût de cette perte, coût qu'il va réinvestir dans la conservation de la biodiversité sur des zones équivalentes en termes de fonctions écologiques ou des zones d'une plus grande richesse en biodiversité. Cela suppose que cet impact résiduel soit exprimé en

⁴⁴ La Directive Natura 2000 prévoit l'obligation de réaliser une évaluation d'incidence pour tout projet ayant un impact potentiel sur les sites Natura 2000. L'autorité compétente peut donner quand même son accord pour la réalisation d'un projet qui est de nature à porter atteinte à l'état de conservation des sites pour des raisons d'intérêt général public (voir L 414-4).

référence à une unité écologique (une surface d'habitats, un nombre d'individus, une fonction écologique...).

Le développeur du projet peut entreprendre lui-même les actions de conservation, ou financer une tierce partie, publique ou privée, pour qu'elle entreprenne ces actions à sa place.

Un tel mécanisme donne une certaine flexibilité aux acteurs pour mener à bien leur projet de développement, tout en respectant les objectifs de conservation de la biodiversité.

Ce mécanisme peut concerner des espèces, leurs habitats ou des écosystèmes.

3.1.1. Quelques expériences internationales

Dans certains pays, la réglementation exige explicitement le recours aux mesures de compensation :

* Le **Wetland Banking** (Etats-Unis) a été mis en place dans le cadre du *Clean Water Act* (1972) et du *US Army Corps of Engineers regulations*.

Dans les années 1990, de plus en plus de personnes se sont installées près des côtes et des berges, augmentant la pression du développement des zones humides, pression qui va à l'encontre de lois visant la protection de ces zones. Pour désamorcer ce conflit et les menaces qui pèsent sur la protection des zones humides, le gouvernement a développé un mécanisme de marché qui cherche à assurer la conservation des zones humides à un coût minimum (à la fois économiquement et politiquement). Ce mécanisme est le *wetlands mitigation banking*.

Les développeurs de projets qui nuisent aux zones humides doivent obtenir des permis (*wetland permits*)⁴⁵ afin de compenser (protéger, améliorer ou restaurer) les dommages résiduels inévitables dans des zones humides d'importance écologique équivalente⁴⁶. Ces permis sont obtenus auprès d'une banque d'échanges (*mitigation bank*)⁴⁷. L'achat de crédits doit correspondre au montant des investissements à réaliser en matière de conservation, cet achat étant une condition préalable à la délivrance du permis d'exploitation.

Actuellement, plus de 70 banques d'échanges fonctionnent aux Etats-Unis. De 1993 à 2000, 95 km² de zones humides ont été aménagés en échange de la restauration de 165 km² (NRC, 2001). Toutefois, d'importantes contraintes empêchent de tirer pleinement profit de ce dispositif, notamment les méthodes d'évaluation des zones à échanger qui se fondent sur des mesures élémentaires comme la superficie (en hectares) et la fonction d'habitat. Pour limiter les impacts négatifs que pourraient avoir des échanges « déséquilibrés » de zones humides, des contraintes limitant le libre échange des crédits ont été instaurées par les autorités réglementaires. On voit à travers cet exemple la nécessité de recourir à un système précis d'évaluation de la qualité et du type des zones humides.

⁴⁵ Ils doivent fournir des compensations après avoir : 1) montré que les dommages sont inévitables, 2) cherché à minimiser les dommages qui ne peuvent pas être évités.

⁴⁶ Les dommages sont quantifiés à l'aide d'indices de fonctions écologiques.

⁴⁷ Ces banques d'échanges sont constituées d'institutions privées ou mixtes qui créent ou restaurent un ensemble de zones humides qui constituent alors une « banque de zones humides ». Cette banque rassemble les offres de crédits qui seront ensuite vendus (*mitigation credits*) aux futurs développeurs de projets.

* Le **Conservation Banking**⁴⁸ (Etats-Unis), mis en place dans le cadre réglementaire des *Endangered Species Act* (1973) et du *Guidance on Establishment, Use and Operations of Conservation Banks*, suit le même principe que pour les zones humides (Wetland Banking) mais s'applique aux espèces et à leur habitat. Les achats de crédits (*species-specific credits*) sont effectués auprès des *conservation banks* (essentiellement privées).

Exemple de Conservation Banking avec la firme *International Paper* et le pic à face blanche

Afin d'éviter les incitations perverses à l'encontre des espèces en danger, induites par les lois, le *US Fish and Wildlife Service* a mis en place un programme : le '*Safe Harbour*'. Ce programme permet aux propriétaires terriens de travailler avec l'Etat pour : identifier les espèces en danger (ainsi que le nombre d'individus de chaque espèce) présentes sur leur terre ; établir un Plan de Conservation de l'Habitat ; et parvenir à un accord limitant leur responsabilité vis-à-vis de ces espèces. Dans ses grandes lignes, cet accord stipule que les propriétaires qui accroissent le nombre d'individus de l'espèce considérée sur leur terre au-delà du niveau de référence (niveau établi dans l'accord) peuvent obtenir des crédits ; un crédit correspondant à un groupe d'individus de l'espèce pouvant être échangé, comme nous le voyons dans l'exemple suivant.

En 1998, l'*International Paper* (IP) a profité de ce programme. En effet, cette firme a recensé 18 groupes de pics à face blanche sur ses terres. Pour compenser leur disparition (consécutivement à l'usage des terres pour la fabrique de papier), elle a donc cherché (et trouvé) une terre propice à l'accueil de cet oiseau : la *Southlands Forest Preserve*.

En 2005, 15 groupes de pics à face blanche se trouvaient dans cette zone, permettant à IP de compenser des dommages causés. A terme, son objectif est que cette zone accueille au moins 18 groupes, ce qui lui permettra de compenser l'ensemble des dommages causés aux groupes présents sur ses terres. D'après elle, cette zone peut accueillir 30 groupes, ce qui lui permettrait de vendre les crédits supplémentaires (soit, 12 crédits).

Sachant qu'un crédit peut valoir entre 150 000 et 250 000 \$, le pic à face blanche pourrait lui procurer des gains à hauteur de 1,8 à 3 millions de dollars. Elle pourrait également bénéficier de ressources financières supplémentaires en développant la zone hébergeant cette espèce.

A travers cet exemple, on s'aperçoit qu'une espèce qui était auparavant considérée comme une charge potentielle devient une opportunité potentielle.

* Le **Mécanisme de compensation pour les forêts tropicales** (Brésil) a été mis en place par la loi de régulation des forêts tropicales (1) et la loi instaurant le Système National d'unités de conservation (2) :

- (1) Selon cette loi (code forestier brésilien de 1965), les propriétaires (de plus de 50 ha) ont l'obligation de préserver au moins 20% de la végétation indigène qui se trouve sur leur terre, où seules des pratiques forestières soutenables sont autorisées. Le propriétaire a le choix entre geler 20% de sa propriété en forêt primaire ou acheter l'équivalent en superficie sur des terres se trouvant aux alentours de la zone initiale. Si cet achat n'est pas possible autour de la zone initiale, il peut le réaliser ailleurs mais avec un surplus de superficie de 30%.
- (2) Selon ce système, les entreprises qui ont obtenu l'autorisation de développer leur projet, doivent (pour compenser les impacts du projet) payer au minimum 0,5% des

⁴⁸ Voir par exemple le site *Environmental Defense Fund* : <http://www.edf.org/page.cfm?tagID=418>

coûts de l'investissement anticipé (la somme exacte est fixée par l'autorité compétente).

* La **Loi Fédérale pour la protection de la Nature et des Paysages** (Suisse) repose sur le principe de reconstitution ou de remplacement des biotopes protégés où les dommages sont inévitables. L'article 18 de cette loi concerne la protection de la faune et de la flore dans ces biotopes.

* Le « **No net loss of fisheries habitat** » (Canada), sous le cadre législatif du *Canadian Fisheries Act* (1986, 1998) interdit la destruction des milieux aquatiques (restrictions des activités dommageables). Lorsque les dommages ne peuvent pas être évités ou réduits, des mesures compensatoires doivent être prises, comme par exemple : la création d'un habitat similaire près du site de développement ou l'augmentation de la capacité productive d'habitats situés près du site.

* La **protection de la végétation locale** (Australie), instaurée par la *Native Vegetation Act* (1991, 2003), vise à encourager et promouvoir la gestion de la végétation locale et empêcher le défrichement, à moins que celui-ci n'améliore ou ne maintienne les résultats environnementaux. Etant donné que le défrichement des terres modifie l'état de la zone, en pratique l'amélioration ou le maintien des résultats environnementaux ne peut en général être obtenu que par compensation. Il s'agit par exemple, de clôturer une autre zone pour exclure les animaux de pâturage afin de permettre sa régénération ; de contrôler les herbes envahissantes afin de régénérer la végétation locale ; de planter des arbres locaux...

* En France, le système de compensation est peu mis en œuvre. Or, la Loi Grenelle 1, dans son article 20⁴⁹, a rappelé l'importance de la compensation des impacts résiduels.

La création de la **CDC Biodiversité**⁵⁰ de la Caisse des Dépôts et Consignations (CDC) a pour objectif de faciliter ces actions en devenant le premier opérateur de la compensation. Lancée en février 2008, CDC Biodiversité est une filiale de la Caisse des Dépôts et Consignations, présidée et gérée par la Société Forestière de la CDC. Elle intervient auprès des entreprises, des collectivités, des maîtres d'ouvrage et des pouvoirs publics, dans leurs actions (volontaires ou réglementaires) en faveur de la biodiversité : depuis la restauration, reconquête, gestion, valorisation jusqu'à la compensation.

Elle prend en charge les engagements de compensation en s'en portant garant : elle contractualise en son nom avec des spécialistes locaux (gestionnaires d'espaces naturels, experts, écologues...) et pilote toutes les étapes d'une mesure compensatoire.

⁴⁹ « *Maintenir et développer la biodiversité sauvage et domestique exige des mesures de protection, de valorisation, de réparation et de compensation des milieux, associées à la constitution d'une trame verte et bleue, outil d'aménagement du territoire qui permettra de créer des continuités territoriales, ainsi qu'un suivi et une évaluation de la mise en œuvre et des résultats de ces dispositifs. (...)Lorsqu'il n'existe pas d'autre solution que la réalisation d'un programme ou d'un projet susceptible de nuire à la biodiversité, une compensation visant à rétablir les effectifs des espèces ou variétés menacées et les superficies des milieux auxquels il a été porté atteinte dans le cadre des trames vertes et bleues sera rendue obligatoire selon des modalités définies par décret.* »

⁵⁰ <http://www.cdc-biodiversite.fr>

Pour Laurent Piermont, PDG de CDC Biodiversité : *« Innover pour la biodiversité, c'est changer l'échelle des réponses et des moyens mobilisés. De plus, la prise en charge intégrale de leurs impacts par ceux qui portent atteinte à la nature et le refus de toute nouvelle perte nette de biodiversité peuvent être des leviers pour financer et réaliser les infrastructures écologiques du pays et permettre un développement économique réellement respectueux de la nature. Notre rôle sera de mieux mobiliser les financements concourant à un meilleur état de la biodiversité et d'assurer la bonne fin écologique des projets ».*

3.1.2. Les motivations d'une compensation volontaire

En l'absence d'obligations réglementaires, diverses raisons peuvent motiver une entreprise à compenser volontairement les dommages qu'elle cause à la biodiversité :

* Dans la plupart des pays développés, les mesures de compensation améliorent la réputation de l'entreprise, induisent une certaine bienveillance de l'autorité de régulation, de meilleures relations avec les communautés locales, les groupes environnementaux et autres parties prenantes, ce qui peut contribuer à son bon fonctionnement.

En effet, le succès d'une entreprise dépend en partie de la façon dont elle est perçue et de la manière dont elle agit. En agissant selon les principes du développement durable, l'obtention de certaines autorisations (par exemple, un accès à la terre pour des activités d'extraction ou pour construire des routes) par l'autorité compétente peut être facilitée (par exemple, réduction des délais d'obtention des autorisations) en fonction du contexte administratif.

* Les mesures de compensation facilitent l'accès au capital

Dans un monde où les institutions financières portent une attention particulière aux questions environnementales, les mesures de compensation peuvent dans certains contextes aider les entreprises à accéder au capital pour financer leur projet comme par exemple, obtenir un prêt plus rapidement, plus facilement et à taux réduit, ce qui est un avantage compétitif non négligeable.

* Les mesures de compensation peuvent permettre une conservation efficace de la biodiversité

Selon la manière dont les actions de compensation sont effectuées et gérées, il est possible de satisfaire aux réglementations liées à la protection de la biodiversité en compensant les dommages dans des zones où la biodiversité a une grande valeur mais où les coûts de sa conservation sont comparativement faibles.

En donnant une certaine liberté dans la manière de satisfaire aux réglementations vis-à-vis de la biodiversité, les mesures de compensation peuvent aider les entreprises à trouver les moyens les moins coûteux. Par exemple, au lieu de réintroduire une espèce dans une zone particulière, une alternative peut être de la protéger en un autre lieu (si l'action de protection est moins coûteuse que celle de réintroduction). Cela réduit les coûts mais peut aussi maximiser les bénéfices en termes de biodiversité lorsque, par exemple, l'action entreprise permet de protéger un nombre plus important d'individus.

* Les mesures de compensation créent des opportunités de marché

Une terre qui n'avait aucune utilité pour son propriétaire (car financièrement peu productive), peut devenir rentable en générant des revenus issus de la vente des crédits liés aux mesures de compensation. Ceci a d'ailleurs été le cas pour les *conservation banking* et les *wetlands mitigation* aux Etats-Unis.

En définitive, les mesures de compensation ont des avantages directs pour la biodiversité :

- En encourageant les entreprises à contribuer de manière croissante à la conservation de la biodiversité, ils génèrent plus de conservation ;
- La possibilité de « vendre » la biodiversité (*via* des crédits) lui donne, aux yeux des entrepreneurs, de la valeur : la valeur économique de la biodiversité paraît ainsi plus importante, incitant à une conservation croissante ;
- En compensant la dégradation d'habitats naturels de relativement faible valeur en termes de biodiversité par la conservation ou la restauration d'habitats de plus grande valeur, ils assurent une meilleure conservation.

3.1.3. Questions pratiques pour la compensation

Comment compenser ?

L'une des premières difficultés est de mesurer les dommages d'un projet sur la biodiversité, les changements d'usage des terres ayant de nombreux impacts indirects.

Il est ensuite nécessaire d'établir des équivalences pour la compensation (équivalences entre le site du projet de développement et le site potentiel pour les actions de conservation). Deux principales unités de mesure peuvent être utilisées : l'unité de surface (le nombre d'hectares) et une unité de mesure des fonctions écologiques. La biodiversité étant un bien complexe, un hectare de forêt n'ayant généralement pas la même valeur en termes de biodiversité qu'un hectare d'une autre forêt (Brahic et Terreaux, 2009), le ratio 1 pour 1 est très approximatif ; on préfère alors compenser par une surface plus grande (utilisation du ratio 2 pour 1 par exemple) pour s'assurer d'une marge suffisante. On peut également effectuer des évaluations économiques, mais cette méthode est encore peu utilisée.

Le système de compensation nécessite :

- une définition claire des objectifs de conservation ;
- une hiérarchisation des zones à préserver ;
- une typologie des zones selon les types d'activités permises ou interdites ;
- une classification ou un système d'équivalence qui permette de comparer ce qui est perdu par rapport à ce qui est gagné par la compensation.

Où compenser ?

Le lieu où s'effectuent les activités de compensation dépend de divers facteurs, principalement des dommages à compenser (un habitat particulier, une espèce particulière...).

Toutefois, il est en général préférable d'effectuer ces activités dans des zones proches de celle où le projet de développement est mis en œuvre, notamment pour des raisons d'acceptabilité du projet de la part de la communauté locale.

Combien de temps compenser ?

La durée des activités de compensation devrait être étroitement liée à la durée des impacts attendus du projet de développement. En général, les activités de compensation doivent être réalisées avant la mise en œuvre du projet de développement (dans le cas des zones humides aux Etats-Unis, on ne peut acheter de crédits que si d'autres zones humides ont été restaurées ou protégées).

3.1.4. Durabilité faible vs durabilité forte

Lorsqu'on s'intéresse au problème de l'intégration de la contrainte environnementale dans le fonctionnement global de l'économie, la notion de compensation apparaît au travers de deux paradigmes écologiques : la durabilité faible et la durabilité forte, qui sont deux façons d'appréhender l'interface économie/environnement.

La durabilité faible – substitution capital naturel / capital artificiel

La durabilité faible admet le principe de substitution entre le capital naturel et le capital artificiel (c'est-à-dire la richesse créée par les activités humaines).

Selon cette conception, il est légitime de détruire tout ou une partie du stock de capital naturel (destruction d'écosystèmes fragiles, surexploitation de ressources non renouvelables) si on le remplace par des technologies qui fournissent les mêmes services. Le progrès technique apparaît donc comme la solution aux défis environnementaux posés par l'accroissement de la production de biens et services, car si certaines ressources naturelles sont irremplaçables, la plupart d'entre elles n'ont de valeur que temporaire (énergie fossile par exemple) et sont remplaçables par d'autres ressources qui produiront, à l'avenir, le même service. Cela revient ainsi à n'accorder aux biens naturels que la valeur des services qu'ils rendent et non une valeur d'existence.

La durabilité forte – complémentarité capital naturel / capital artificiel

La durabilité forte considère que le capital naturel et le capital artificiel ne sont pas substituables mais complémentaires.

Selon cette conception, le stock de capital naturel ne doit pas baisser, il existe un seuil, dit capital naturel critique, au-delà duquel le capital naturel doit être préservé, car il fournit des biens et des services qui ne sont pas remplaçables par le capital artificiel (Daly, 1998).

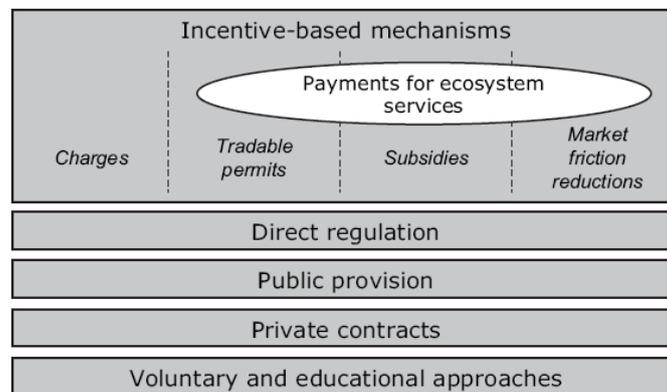
Le principe des mesures de compensation correspond à cette notion de durabilité forte puisque dans le cadre d'un projet de développement, il s'agit de faire en sorte qu'il n'y ait aucune perte nette de biodiversité ; le stock de capital naturel doit donc rester constant (voire augmenter, dans la mesure du possible).

3.2- Les marchés pour les services écologiques

Les mécanismes fondés sur le marché des services forestiers environnementaux ont un rôle potentiel à jouer dans la promotion de la gestion durable des forêts et ce, moyennant l'offre de nouvelles sources de financement et d'incitations visant l'adoption de pratiques durables de gestion.

La littérature existante sur les marchés pour les services environnementaux procurés par les forêts a souvent adopté une définition élargie du marché (Landell-Mills et Porras, 2002, par exemple) pour indiquer toute transaction où une compensation financière, ou parfois en nature, est offerte aux fournisseurs d'un service environnemental. C'est pourquoi on parle généralement de « Paiements pour Services Environnementaux » (ou écologiques).

Les Paiements pour Services Environnementaux : un mécanisme incitatif englobant une vaste gamme d'instruments



Source : Jack et al. (2008)

3.2.1. Quelques généralités sur les marchés

3.2.1.1. Qu'est-ce qu'un marché, au sens strict du terme ?

Un marché vise à réunir un acheteur et un vendeur afin qu'ils puissent échanger des produits, qu'il s'agisse de services ou de biens. Il s'agit de déterminer des droits de propriétés sur l'objet de l'échange, qu'il s'agisse d'une ressource ou de ses usages (droits d'aménagement, droits sur l'eau, quotas individuels de pêche...) et de les rendre négociables. Les droits de propriétés garantissent et définissent les modalités suivant lesquelles le propriétaire d'une ressource peut l'utiliser, la transformer ou la transférer.

Théoriquement, un marché permet d'être en situation d'efficacité économique (obtenue par la flexibilité du marché, contrairement aux réglementations qui imposent des restrictions aux activités ou aux modalités de celles-ci) et d'efficacité environnementale (en spécifiant une limite quantitative aux droits de propriétés).

Toutefois, un marché ne peut être constitué que si :

- les droits de propriétés peuvent être clairement définis ;
- les coûts de transaction sont suffisamment faibles ;
- les personnes intéressées sont en nombre suffisant pour assurer la fluidité des échanges.

Par ailleurs, un marché fonctionne parfaitement si (OCDE, 2003) :

- Il y a de nombreux petits acheteurs et vendeurs ;
- Le produit est homogène (le même produit est vendu par tous les vendeurs) ;
- L'information circule parfaitement entre les acheteurs et les vendeurs ;
- Il n'y a pas de collusion entre acheteurs et vendeurs ;
- Il est possible d'y entrer et d'en sortir librement ;
- Les acheteurs maximisent leurs préférences et les vendeurs optimisent le bénéfice total ;
- Le produit est transférable.

3.2.1.2. Rôle limité des marchés « réels » pour les services environnementaux

Il n'existe à l'heure actuelle de grands marchés que pour les produits forestiers directement consommables, comme les produits-bois. Les marchés pour les services environnementaux proprement dits sont rares (à l'exception des échanges de titres compensatoires de carbone). Ces services, comme la protection des bassins versants et la conservation de la biodiversité, ne peuvent être normalement échangés sur le marché, du fait notamment que, dans la plupart des cas, ils sont souvent considérés comme des biens publics.

Ainsi, dans la plupart des cas, les marchés des services environnementaux dépendent fortement des politiques gouvernementales et débutent rarement par des actions spontanées du secteur privé.

La capacité des services environnementaux à être objets de marchés peut être influencée par différents facteurs :

- le dynamisme de la demande et de l'offre ;
- la valeur du service ;
- l'emplacement géographique du marché ;
- la possibilité de transformer le service en produit ;
- la facilité de définir et de mettre en application un droit de propriété ;
- la force du pouvoir d'exclusion (capacité du propriétaire d'une ressource d'exclure les autres de son exploitation ou utilisation) et la rivalité vis-à-vis du service fourni ;
- les coûts de transaction ;
- l'incertitude scientifique, les possibilités de contrôle.

3.2.1.3. Les options pour la gestion des ressources de la biodiversité et de leur habitat

De manière très générale, et sur un plan internationale, l'Etat peut recourir à différentes formes de gestion pour conserver la biodiversité sur son territoire selon qu'il affecte aux terres sur lesquelles se trouve la ressource et aux avantages de cette dernière un droit de propriété privé ou public (ce choix dépend de la nature des ressources et des objectifs à atteindre) :

- Un régime d'accès libre est mis en place lorsque les terres sur lesquelles se trouve la ressource ET les avantages de cette dernière sont publiques (on ne confondra pas par exemple les forêts publiques et les forêts du domaine privé de l'Etat) ;
- Un régime de propriété privée est instauré lorsque les terres sur lesquelles se trouve la ressource ET les avantages de cette dernière sont privés ;
- Différentes formes de gestion sont possibles, telles que les franchises et les régimes de contingents transférables, lorsque les terres sont publiques mais les avantages procurés par la ressource sont privés ou considérés comme tels ;
- L'Etat peut enfin accorder des droits privés sur les terres tout en imposant une servitude obligeant le propriétaire à procurer, à des fins publiques, des compensations liées à l'utilisation.

Tableau récapitulatif

		<i>Propriété de la ressource (flux d'avantages liés à l'utilisation)</i>	
		Privée	Publique
Propriété des terres	Privée	I) Droits de propriété traditionnels sur les ressources/terres	III) Droits publics portant sur certaines utilisations des terres privées (par exemple, zonage, servitudes)
	Publique	II) Droits de propriété portant sur certaines utilisations des terres publiques (par exemple, permis négociables)	IV) Accès public aux ressources/terres

Source : OCDE, 2005

3.2.1.4. Objectifs des marchés pour les services environnementaux

La création de marchés peut avoir deux objectifs principaux qui font alors appel à deux types d'instruments économiques :

1. Limiter les régimes d'accès libre, en établissant des droits de propriétés

Cet objectif peut être atteint par l'instauration de Contingents Individuels Transférables (CIT). Les CIT sont principalement utilisés dans le domaine de la pêche où ils permettent d'atténuer les incidences des pêcheries commerciales sur les ressources halieutiques et les écosystèmes marins.

Il s'agit de définir un contingent global pour la pêche et de le répartir en allouant aux différents pêcheurs des contingents individuels qui leur accordent le droit de pêcher une

quantité déterminée de poissons de certaines espèces dans un endroit donné au cours d'une période déterminée.

Ces contingents sont transférables afin de permettre une mise en commun des ressources qui optimise l'efficacité des captures.

L'unité de mesure des contingents la plus courante est un pourcentage du total admissible des captures (TAC⁵¹) exprimé en unités de poids au cours d'une campagne de pêche. Toutefois, les CIT fondés sur des TAC peuvent entraîner la sélection du premier choix (les pêcheurs éliminent les poissons de petites tailles, souvent jeunes, moins rentables d'un point de vue commercial). Pour limiter ce phénomène, il peut être nécessaire de faire appel à des mesures complémentaires (observateurs, débarquements obligatoires, interdictions).

Des CIT sont mis en place en Nouvelle-Zélande, Etats-Unis, Australie, Pays-Bas et Islande. Ces mécanismes ont réussi à soulager les pressions subies par les ressources naturelles ; le rôle des autorités locales a été essentiel pour motiver les échanges et injecter des subventions.

Les CIT ne sont pas seulement utilisés dans le domaine de la pêche ; le Mexique a mis en place des CIT pour la chasse au mouflon d'Amérique en terrain ouvert (l'accès à ces espaces n'étant pas réglementé, il a fallu gérer l'exploitation de la ressource). Les contingents sont attribués aux collectivités locales qui peuvent les vendre sur des marchés internationaux.

2. Limiter les incidences négatives des activités sur les écosystèmes

Cet objectif peut être atteint à travers divers dispositifs tels que les droits de développement, les banques de zones humides, les mesures de compensation (voir section précédente)... En effet, le principe des contingents négociables ne doit pas nécessairement se limiter aux espèces. Les activités industrielles et agricoles occasionnent elles aussi des incidences sur la biodiversité ; il s'agit donc de diminuer l'incidence du développement économique sur l'utilisation des terres.

Après avoir fait quelques rappels sur la notion de marché, il s'agit à présent d'analyser plus en détail la notion de Paiements pour Services Environnementaux (PSE).

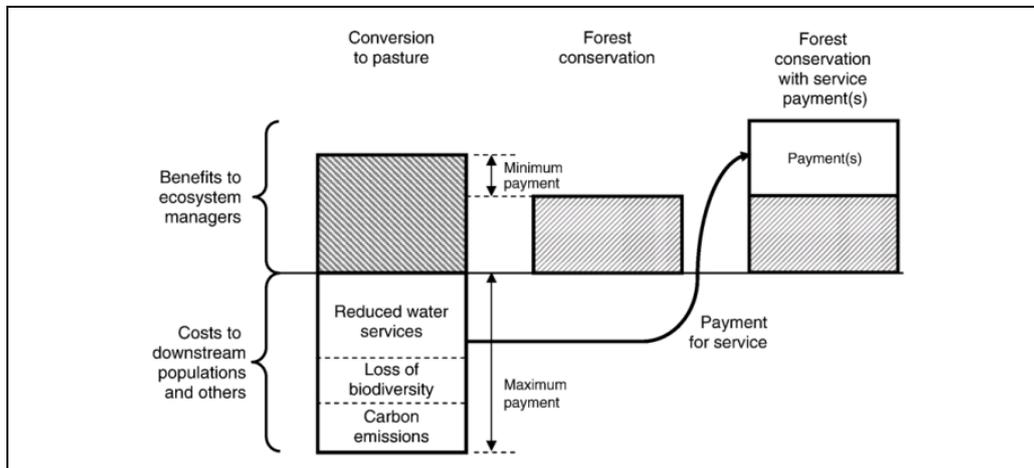
3.2.2. Les Paiements pour Services Environnementaux : principe, définition

Les divers usages des terres, ainsi que leurs caractéristiques, génèrent une variété de services environnementaux (SE). Par exemple, des niveaux importants de couverture végétale aident à réguler les écoulements d'eaux, réduisant ainsi les risques d'inondations et l'érosion des sols. Or, les propriétaires de ces terres ne reçoivent pas de compensation pour de tels services et de fait, les ignorent lorsqu'ils prennent les décisions relatives à l'usage de leurs terres. Cette non prise en compte de ces services environnementaux peut mener à des décisions sous-optimales d'un point de vue social.

En effet, comme le montre la figure ci-dessous, les bénéfices retirés par un propriétaire forestier d'une décision de conservation sont généralement moindres que ceux issus d'une conversion (conversion de sa forêt en culture, par exemple, ou en pâturage comme dans la figure suivante). Toutefois, la déforestation (nécessaire pour cette conversion) peut imposer des coûts à d'autres agents, notamment les populations situées en aval qui ne reçoivent plus

⁵¹ Le TAC est fixé à un niveau qui permet si possible un rendement constant maximum.

les bénéfices des services procurés par la forêt (filtration de l'eau...). Aussi, afin que la conservation soit plus attractive et que l'usage des terres soit socialement optimal, l'idée est que les bénéficiaires des services environnementaux paient des compensations aux propriétaires en retour de l'adoption de pratiques protégeant l'écosystème et les services associés. Ces PSE cherchent donc à internaliser les externalités et constituent une approche directe pour les objectifs de conservation.



Source : Engel et al. (2008)

Ce mécanisme des PSE consiste à compenser les agents afin qu'ils entreprennent des actions permettant de préserver, améliorer, restaurer voire augmenter la fourniture des services environnementaux. La logique est la suivante :

- ceux qui fournissent les SE doivent être payés pour les fournir ;
- ceux qui bénéficient des SE doivent payer pour leur fourniture ; ce qui pose généralement problème car auparavant ils en bénéficiaient gratuitement.

Définition des PSE

Nous utilisons ici la définition proposée par Wunder (2005) selon laquelle les PSE sont définis par 5 critères :

- transactions volontaires ;
- en relation avec des services environnementaux bien définis (ou des usages des terres possibles pour garantir de tels services) ;
- les SE (ou usages des terres) sont achetés par au moins un acheteur ;
- les SE (ou usages des terres) sont fournis par au moins un fournisseur ;
- les paiements sont contingents à la fourniture du SE (ou de l'usage de la terre).

Remarques

Critère 1 : Un PSE est fondé sur une structure volontaire, négociée, ce qui le distingue des mesures réglementaires. Cela suppose que les fournisseurs potentiels des SE ont des choix réels en termes d'usages de leur terre.

Critère 2 : Ce qui est acheté doit être bien défini. Ce peut être un service directement mesurable (par exemple, des tonnes additionnelles de carbone captées), ou l'usage de la terre qui aide vraisemblablement à la fourniture de ce service (par exemple, la conservation des forêts fournit une eau de bonne qualité).

Critère 5 : Ce critère est le plus difficile à respecter car la plupart des initiatives sont contrôlées de façon assez souple, voire pas du tout ; et dans certains cas, les paiements sont effectués avant la fourniture du service.

⇒ En définitive, un PSE est un paiement direct, contractuel, volontaire et conditionnel au résultat.

Les PSE sont **efficacités** dans le sens où ils permettent à ceux dont le coût de fourniture du SE est au-dessous du niveau de paiement de participer au projet, et à ceux dont le coût d'opportunité de s'engager est plus élevé de ne pas le faire ; contrairement à une mesure réglementaire qui n'est pas flexible car elle exige le même niveau de fourniture pour tous. Ainsi, plus les coûts de fourniture des SE seront hétérogènes, plus les PSE seront efficaces par rapport à une approche réglementaire.

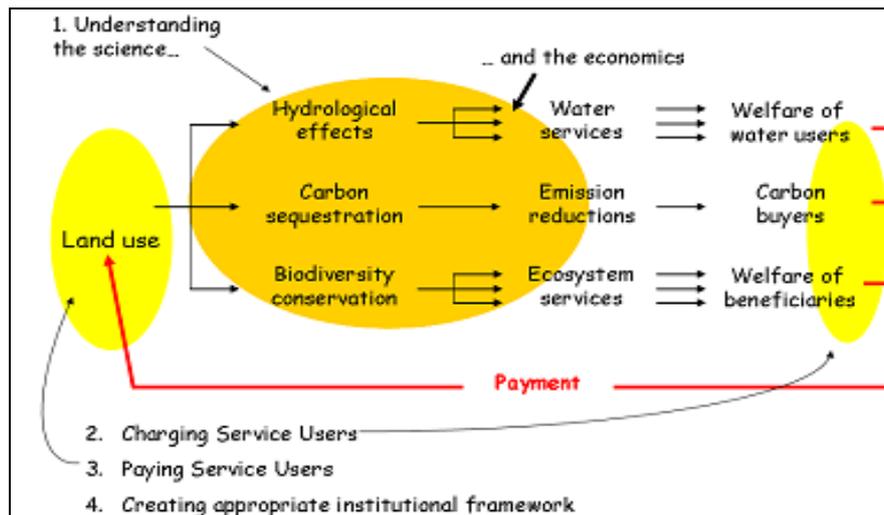
... Mais **pas toujours efficaces d'un point de vue environnemental** car les PSE étant établis sur une base volontaire, il est plus difficile de cibler la terre qui a la valeur la plus élevée en termes de biodiversité, contrairement aux zones protégées.

Par ailleurs, on pourrait s'attendre à ce que l'efficacité environnementale des PSE soit plus élevée que pour d'autres mécanismes car ils paient directement pour le SE requis et ils sont contingents à la fourniture de ce service. Or, en pratique, les fournisseurs de SE sont souvent payés pour accomplir des pratiques de gestion forestière et non pour délivrer des résultats tels que l'accroissement de biodiversité forestière ; notamment parce que les résultats peuvent être difficiles à contrôler et ne peuvent pas nécessairement être attribués au seul travail des propriétaires. De plus, lorsque les liens entre les changements dans la gestion des terres et les résultats environnementaux sont incertains ou variables, payer les propriétaires pour les résultats plutôt que pour les actions signifie qu'ils supportent le risque de ne recevoir aucun paiement si ces résultats ne sont pas atteints, même s'ils ont fait tout leur possible pour les atteindre. Dans ce cas, ils pourraient exiger une prime pour rendre compte du risque de non paiement, ce qui augmenterait le coût global du programme.

3.2.3. Les étapes de la conception des Paiements pour Services Environnementaux

Bien que le principe de fonctionnement des PSE soit assez simple, la conception et la mise en application d'un tel mécanisme sont souvent difficiles.

On peut toutefois considérer quatre grandes étapes, illustrées par la figure ci-dessous :



Source :

<http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/TOPICS/ENVIRONMENT/EXTEEI/0,,contentMDK:20487926~menuPK:1187844~pagePK:210058~piPK:210062~theSitePK:408050,00.html>

1. Identifier et quantifier les SE

Il s'agit d'identifier le(s) services environnementaux induits par un usage donné de la terre, de quantifier les bénéfices ainsi obtenus et de déterminer leur valeur (consentement à payer des bénéficiaires), qui doit être supérieure aux coûts supportés par le propriétaire.

2. Choisir un mécanisme de paiement (mode de financement des paiements)

Pour qu'un PSE soit mis en place, il est nécessaire de disposer de sources de financement. Il s'agit donc ici de déterminer la manière de faire payer les bénéficiaires des services environnementaux.

3. Payer les fournisseurs de SE (forme de l'incitation)

Il s'agit d'élaborer le mode de paiement des propriétaires qui permette d'atteindre l'objectif préalablement fixé de manière efficiente. Ces paiements sont généralement continus, c'est-à-dire effectués chaque année aussi longtemps que les usages des terres requis sont maintenus (il est toutefois possible que les paiements soient effectués en une fois, par exemple pour inciter à planter une zone tampon). Par ailleurs, il est nécessaire que ces paiements soient ciblés, car les services environnementaux dépendent du type d'usage de la terre et de sa localisation ; un paiement uniforme serait plus coûteux.

4. Créer une structure institutionnelle adéquate

Il s'agit de déterminer les conditions (réglementaires et législatives) qui rendent le paiement possible ; par exemple, établir les droits de propriétés, les contrats entre les fournisseurs et les bénéficiaires des SE, les règles d'éligibilité, les systèmes de contrôle... Aussi, les fournisseurs et les bénéficiaires des SE doivent être clairement identifiés, éventuellement des agents intermédiaires, et leur rôle respectif ainsi que leur responsabilité doivent être bien spécifiés.

Le **succès d'un PSE** et *in fine*, de la réalisation des objectifs préalablement fixés, dépendent des caractéristiques du projet et du contexte dans lequel il est établi : la nature, l'étendue et la valeur des SE ne sont pas seulement spécifiques au pays mais également au site concerné.

Les PSE atteignent les objectifs fixés si :

- Le lien entre les usages des terres et la fourniture des SE est scientifiquement prouvé ;
- Les SE fournis sont clairement définis ;
- La conformité qui lie l'usage des terres à la fourniture des SE est bien contrôlée ;
- Les coûts de transaction n'excèdent pas les bénéfices potentiels ;
- Les paiements reposent sur diverses sources de revenus qui génèrent des flux monétaires suffisants et soutenables dans le temps ;
- Les paiements sont flexibles (pour pouvoir s'adapter aux éventuels changements de conditions), continus et accessibles à tous les agents potentiellement intéressés.

Par ailleurs, il est préférable que la valeur du SE soit élevée pour les bénéficiaires et que les coûts de fourniture de ce service soient faibles. Les PSE peuvent également fonctionner lorsque la valeur des services et le coût de fourniture sont tous deux élevés, aussi longtemps que les paiements vont excéder les coûts de fourniture. Cependant, si la valeur des services et le coût de leur fourniture sont faibles, les coûts de transaction associés peuvent être plus élevés que la valeur ajoutée en termes de bénéfice environnemental ; dans ce cas, d'autres solutions peuvent s'avérer plus efficaces.

De même, lorsque le SE considéré est un bien public (par exemple, la préservation de la biodiversité), des mécanismes obligatoires seront nécessaires pour éviter les comportements de free-riding (dans le cas des biens publics, qui sont des biens non rivaux et non excluables, les individus ne sont pas incités à payer car ils peuvent en bénéficier gratuitement)⁵².

La mise en place de PSE implique assez souvent des **coûts de transaction élevés** associés à :

- une identification des fournisseurs et des bénéficiaires des SE particulièrement difficile dans le cadre de la biodiversité ;
- de nombreux petits propriétaires fournissant les SE (coûts de contrôle et de mise en place des paiements plus importants que s'il y a peu d'agents concernés) ;
- la quantification des SE ou des coûts d'opportunité de conservation ;
- la négociation et la structure des accords ;
- la mise en place de la responsabilité et des mécanismes de contrôle.

3.2.4. Les formes de Paiements pour Services Environnementaux

Les politiques de PSE peuvent être financées par des taxes, par des fonds d'ONG obtenus *via* des contributions volontaires, par des redevances d'utilisation (c'est généralement le cas pour la fourniture d'eau potable). Certains projets de PSE prennent la forme de systèmes de permis

⁵² Voir Brahic et Terreaux (2009).

échangeables, de mesures de compensation, de servitudes de conservation⁵³, de subventions, d'écocertifications. Peu d'initiatives sont des marchés au sens pur.

3.2.4.1. Différents niveaux d'intervention du secteur public

Trois catégories de PSE peuvent être identifiées, fonction du degré d'intervention du secteur public (Powell et al., 2002 ; Scherr et al. 2004) :

1. Les projets fondés sur des paiements publics

L'Etat décide quel SE est prioritaire et met en place un projet afin de préserver ce service. C'est donc l'Etat ou une institution publique qui paie pour le SE. Le financement peut venir de diverses sources (impôts sur le revenu, redevances des utilisateurs...). Les programmes peuvent être administrés uniquement par le secteur public ou par le public et le privé. Des trois catégories, c'est le plus largement utilisé. Exemple : les servitudes de conservation.

2. Les échanges ouverts sous réglementation plafond ou plancher

L'Etat intervient ici dans la définition du bien de SE à échanger et dans la conception des réglementations pour créer la demande. Par exemple, la régulation des zones humides sous le Clean Water Act de 1972 avec le dispositif d'échange de crédits (*wetland mitigation*).

3. Les accords privés auto-organisés⁵⁴

Il y a peu ou pas d'intervention de l'Etat. Ce sont des transactions directes, habituellement fermées, entre ceux qui bénéficient du service et ceux qui le fournissent. Ces accords apparaissent généralement quand le service fourni est lié à des biens privés (eau en bouteille, électricité...). Dans certains cas, des entités privées développent leur propre mécanisme de paiement lorsqu'elles ont besoin de SE au-delà de ce qui est instauré par une réglementation, ou en l'absence de celle-ci. Par exemple, en France, la compagnie Perrier-Vittel paie les agriculteurs situés en amont afin qu'ils appliquent de bonnes pratiques de gestion sur leurs terres (dont la réduction de l'usage de pesticides) pour assurer à la compagnie une eau de qualité. Autres exemples : les structures de certification et écocertifications⁵⁵, les achats directs de terres et les achats de droits de développement des terres.

Lors d'une analyse de 287 projets de PSE, Landell-Mills et Porras (2002) identifient 11 formes différentes de PSE : 35% des projets consistent en des paiements à travers une agence intermédiaire et seulement 17% sont établis autour de négociations directes et de transactions.

⁵³ Les servitudes de conservation sont largement expérimentées aux Etats-Unis et se réfèrent à des accords contractuels par lesquels les propriétaires terriens transfèrent, à perpétuité, leurs droits d'usage des terres sur une parcelle de terre donnée à une agence de conservation pour des objectifs de conservation.

⁵⁴ *Self-organized private deals*

⁵⁵ Certains auteurs considèrent que l'écocertification n'est pas un système de PSE car il se fonde sur un mécanisme différent pour induire une utilisation soutenable de la biodiversité (Wunder, 2005).

3.2.4.2. Trois types de projets

Wunder (2005) distingue trois types de projets :

1. Les projets fondés sur des zones vs les projets fondés sur des produits

Les projets fondés sur les zones (*area-based schemes*), qui sont les plus communément utilisés, consistent à établir un plafond dans l'utilisation des ressources et/ou de la terre dans une zone déterminée. Les concessions de conservation, les servitudes et les plantations de forêts-carbone sont des exemples de projets fondés sur les zones.

Dans le cadre de projets fondés sur les produits, les consommateurs paient une 'prime verte' au-dessus du prix de marché pour un projet de production certifié sain pour l'environnement (les écolabels), et spécialement envers la biodiversité (Pagiola et Ruthenberg, 2002).

2. Les projets publics vs les projets privés

Dans un projet de PSE, l'acheteur peut être une entité publique ou privée. Dans le cas de projets publics, l'Etat agit au nom des bénéficiaires des SE, par exemple en collectant des taxes et en payant les présumés fournisseurs de ces services. Dans le cas de projets privés, les bénéficiaires paient directement les fournisseurs et le projet est plus localisé. Les projets publics ont généralement une portée plus vaste.

3. Les projets de restriction d'utilisation vs les projets de construction d'actifs

Les projets qui concernent des restrictions d'utilisation visent un objectif de conservation tandis que ceux qui s'attachent à « construire des actifs » (les *asset-building*) ont plutôt comme ambition de restaurer ou améliorer un service (par exemple, restaurer une forêt en replantant des arbres).

3.2.5. Etat des lieux des Paiements pour Services Environnementaux

Depuis ces dernières années, un intérêt croissant est porté au concept de Paiements pour Services Environnementaux (PSE), à la fois dans les pays développés et les pays en développement. En 2002, Landell-Mills et Poras ont recensé 287 marchés pour les services environnementaux, Pagiola et Platais (2002a) en ont inventoriés plus de 300. La plupart de ces programmes sont récents ou dans leur phase expérimentale, il y a donc peu d'études empiriques qui permettraient d'identifier les meilleures pratiques et les leçons à en tirer.

Pour Pagiola (2006), les PSE devraient se focaliser sur l'internalisation des services environnementaux qui présentent des valeurs d'usage indirectes (filtration de l'eau dans les zones humides, protection des tempêtes par les mangroves...), cette caractéristique des PSE étant actuellement considérée comme l'une de ses forces comparée aux autres instruments.

Dans la littérature, la biodiversité, la séquestration du carbone, la protection des bassins versants et la beauté des paysages forestiers sont souvent cités comme étant les services dont le potentiel commercial est le plus élevé ; c'est pourquoi nous allons examiner en détail chacun de ces services.

3.2.5.1. Le paiement pour les services de protection de la biodiversité

Les forêts sont des écosystèmes riches en biodiversité et fournissent des habitats pour 90% des espèces menacées et en danger. Le maintien de cette diversité présente différents avantages dont celui de permettre aux écosystèmes d'être résilients aux perturbations et stress de tous genres.

Les services de protection de la biodiversité consistent par exemple à protéger des écosystèmes à valeur particulière, des habitats naturels, des espèces ou des ressources génétiques. Ils sont souvent difficiles à valoriser en raison de la complexité de la biodiversité et des incertitudes scientifiques liées à sa fourniture. Par ailleurs, il n'est pas toujours évident d'identifier (et donc, de quantifier) les bénéficiaires, ce qui implique des coûts de transaction élevés (Grieg-Gran et Bann, 2003).

Bien que Landell-Mills et Porras (2002) recensent 72 exemples de marchés liés aux services de protection de la biodiversité (dans 33 pays), les auteurs précisent qu'ils sont soit naissants, soit au stade expérimental.

Traditionnellement, le marché pour de tels services environnementaux est dominé par le secteur public.

Dans l'ensemble, les opportunités d'assurer la conservation de la biodiversité est bien supérieure à la possibilité de financement. La forte concurrence qui caractérise l'offre, à savoir entre les projets prêts à être financés, et une demande relativement faible, tend à abaisser les paiements affectés à la conservation à un niveau à peine supérieur au coût d'opportunité de la terre. Il faudrait dès lors mettre davantage l'accent sur les mesures aptes à renforcer la demande afin de stimuler la compétition et la volonté de payer pour la gestion et la conservation de la biodiversité.

Quelles options pour le paiement des services de protection de la biodiversité ?

Afin de conserver, protéger, voire améliorer les services environnementaux, différentes options sont disponibles selon le service concerné : il s'agit par exemple de mettre en application une protection réglementaire de la zone, un contrat de gestion, réaliser un achat de terres... Nous présentons ci-dessous certaines de ces options ainsi qu'un tableau (Landell-Mills et Porras, 2002) faisant correspondre ces options avec les services de biodiversité qui s'y prêtent le mieux.

* L'**acquisition de terres** fait partie des approches les plus simples pour capter la demande pour la protection de la biodiversité et consiste à acheter la terre qui héberge la biodiversité.

* La prise en compte des actions de protection dans la cotation des **actions des sociétés** (*Company shares*) est utilisée par les firmes respectueuses de la biodiversité qui, en émettant ces actions, tentent de capter le consentement à payer pour la protection de la biodiversité. L'achat d'actions devient un moyen d'exprimer la demande pour la protection de la biodiversité.

* Les **autorisations de prospection** sont utilisées par ceux intéressés par la recherche de différents types de plantes, animaux ou écosystèmes.

* Les **contrats de gestion** (management contracts) détaillent les activités de gestion de la biodiversité et les paiements liés à la réalisation des objectifs spécifiés.

* Les **droits au développement** (development rights) ont été mis en place par les gouvernements pour accroître la flexibilité des restrictions de développement des terres dans une zone de conservation. En effet, l'idée est de mettre à disposition une certaine quantité de ces droits, par ailleurs échangeables (ces droits ne sont pas attachés à une terre en particulier). Les propriétaires qui souhaitent développer leur terre plus que ne le permet leur droit peuvent acheter des droits supplémentaires à ceux qui ne souhaitent pas développer leur terre (et donc, profiter de ces droits). Ces droits sont principalement utilisés aux Etats-Unis pour la conservation de constructions historiques, de sites archéologiques et de zones humides, et sont de plus en plus utilisés pour promouvoir la conservation des forêts.

* Les **droits de bioprospection** (Bioprospecting rights) autorisent la collecte et les tests du matériel génétique présent sur une zone forestière donnée. Les acheteurs de ces droits sont principalement les compagnies pharmaceutiques, de biotechnologie et les instituts de recherche. Ces droits peuvent donner lieu à un partage de la rente lorsque l'activité de bioprospection conduit à l'élaboration de produits commercialisés.

* Les **échanges dettes/Nature** (debt-for-nature swaps) consistent à acheter les dettes de régions en développement en échange d'investissements dans la conservation de la biodiversité.

* Les **locations de terres /concessions de conservation** (land lease/conservation concession) sont pour l'essentiel des locations de terres impliquant l'allocation de droits d'usage dans une zone définie par le bailleur qui s'engage à protéger la forêt d'une récolte non soutenable de bois et de produits-non bois.

* Les **mesures de compensation** permettent de préserver la biodiversité (voir la section dédiée à ces mesures). Tout développeur de projets doit compenser les dommages inévitables en améliorant la biodiversité sur un autre site via l'achat de crédits de biodiversité.

* Les **produits respectueux de la biodiversité** (Biodiversity-friendly products) consistent à vendre la protection de la biodiversité par un différentiel de prix avec les autres produits (ce différentiel reflétant le CAP des consommateurs pour la protection de la biodiversité). C'est le principe à la base de la certification.

* Les **servitudes de conservation** (*conservation easements*)⁵⁶ sont des accords juridiques au titre desquels une fiducie foncière (*land trusts*)⁵⁷, une organisation publique ou une ONG, qui veut protéger certains écosystèmes, verse une somme d'argent à un propriétaire foncier afin qu'il gère sa terre de façon durable dans le but de fournir des services environnementaux comme la protection d'un écosystème, la gestion d'un bassin versant ou des aménités paysagères. Cette servitude perpétuelle s'applique à une propriété désignée et peut interdire certains usages de la propriété (nouveaux bâtiments ou aménagements, par exemple) ou autoriser uniquement les usages prévus. Elle grève pour toujours le titre de propriété et empêche tout acheteur futur de la propriété d'acquérir les intérêts détenus par la fiducie foncière.

* Les **zones protégées** (protected areas) sont désignées par l'autorité publique pour protéger un ensemble de services environnementaux, dont la biodiversité. Différents niveaux de protection peuvent être envisagés (six catégories de protection sont définies par l'UICN, voir section réglementation).

Quelle(s) option(s) pour quel(s) service(s) ?

Eléments de biodiversité protégés	Options pour la protection	Cas recensés
Protection des écosystèmes, valeurs d'assurance, d'option et d'existence	- Zones protégées - Echange dette/Nature - Contrats de gestion - Acquisition de terres - Location de terres / concession de conservation - Droits d'abattage, droits de développement	16 7 3 3 2 1
Protection de l'écosystème global, valeurs d'assurance, d'option et d'existence	Actions de sociétés	9
Protection de l'écosystème national, valeurs d'assurance et d'option	Mesures de compensation	4
Protection de l'écosystème, valeurs d'assurance et d'option et d'existence	Servitudes de conservation	1
Valeur d'option	Droits de bioprospection	12
Fonctions de contrôle des espèces nuisibles et des maladies, valeurs d'assurance et de choix	Produits respectueux de la biodiversité	11

D'après Landell-Mills et Porras (2002)

⁵⁶ Voir également Mortimer et al. (2007) qui analysent la structure et l'utilisation des servitudes de conservation aux Etats-Unis.

⁵⁷ Une fiducie foncière est une société à but non lucratif dont la mission première est la conservation de territoires naturels pour le bénéfice des générations futures. Elle réalise cet objectif soit en procédant à l'acquisition de terrains (achat ou donation) ou encore en négociant des ententes de conservation avec des propriétaires terriens. Voir <http://www.montpinacle.ca/fiducie.htm>

L'étude menée par Landell-Mills et Porras (2002) révèle que les aires protégées, les droits de bioprospection et les produits respectueux de la biodiversité sont les produits les plus répandus dans le commerce relatif à la biodiversité.

Les marchés fonciers sont de plus en plus employés pour l'acquisition de servitudes de conservation et de droits d'aménagement afférents à des terres qui abritent des habitats naturels. Aux Etats-Unis, des fiducies foncières se chargent de servitudes de conservation perpétuelles afférentes à des propriétés. D'autres groupes, comme la *Northwest Ecosystem Alliance* au Canada, interviennent sur les marchés des droits de coupe. Cette prise de conscience du fait que l'on peut acquérir certains droits d'utilisation plutôt que l'ensemble des droits a largement contribué à la conservation de la biodiversité.

Les servitudes et concessions à des fins de conservation sont de plus en plus populaires et gagnent du terrain, notamment aux Etats-Unis où le nombre de fiducies foncières a presque triplé en seulement 20 ans et où la superficie protégée par ces dernières est passée de 4,7 à 11,9 millions d'acres entre 1998 et 2005 (Land Trust Alliance⁵⁸).

Les concessions de conservation sont appliquées par la *Conservation International* (CI, 2007) : par exemple, en Guyane un accord de 30 ans renouvelable a été négocié avec l'Etat pour gérer 80 000 ha de terres, et une ONG péruvienne a obtenu une concession pour 135 000 ha (Katila et Puustjärvi, 2003).

Des exemples d'expérience de PSE relatifs aux services de protection de la biodiversité

1- Paiement pour le matériel génétique

Le matériel génétique est principalement utilisé par les industries des secteurs agricole (la diversité des ressources génétiques permet d'accroître le rendement des récoltes, de résister aux maladies et aux perturbations de tous genres) et pharmaceutique (de nombreux médicaments sont élaborés à partir de principes actifs extraits de plantes ou dont les molécules ont été identifiées à partir de plantes avant d'être reproduites synthétiquement) à travers les activités de **bioprospection**.

La bioprospection consiste à rechercher parmi le patrimoine biologique existant les ressources génétiques et biochimiques pouvant avoir une valeur commerciale. Il s'agit de faire l'inventaire et d'évaluer les éléments constitutifs de la diversité biologique dans le but de sa conservation et son utilisation durable. Cette activité est surtout menée par les secteurs de la pharmacologie, de la biotechnologie et de l'agriculture ; l'information génétique étant utilisée pour le développement de nouvelles variétés de récoltes agricoles, de nouveaux médicaments ou autres produits industriels.

Les bioprospecteurs peuvent utiliser deux moyens de paiement pour les ressources génétiques :

⁵⁸ <http://www.landtrustalliance.org/>

- Les paiements monétaires : paiements pour les échantillons recueillis et pour l'accès aux habitats, partage du profit, royalties de la vente qui dépendent de nombreux facteurs tels que l'importance du matériel génétique dans le produit final⁵⁹.
- Les paiements non-monétaires : participation à la recherche, transfert de technologies, emplois, équipements, soutien à la conservation et au développement local.

Les ressources génétiques trouvées dans les forêts sont un potentiel important pour le développement de nombreuses variétés de produits, ce qui est un argument en faveur de la conservation de cet écosystème (Laird et ten Kate, 2002).

A titre d'exemple, le gouvernement Costaricain, à travers INBio (Instituto Nacional de Biodiversidad), a signé plusieurs accords avec des compagnies privées désireuses d'avoir accès à son réservoir d'information génétique. Le premier accord a été passé avec Merk and Co en 1991. En 2000, ce dernier a payé 1,2 millions de dollars pour la conservation. INBio donne 10% de son budget total en bioprospection et 50% de ses royalties au ministère de l'environnement et de l'énergie (MINAE). Début 2000, le montant de ses contributions s'élevait à : 400 000 \$ pour les activités de conservation (dirigées par le MINAE) ; 790 000 \$ pour les zones de conservation ; 713 000 \$ pour les universités publiques ; et 750 000 \$ pour le soutien interne aux activités de INBio, en particulier le National Inventory Program (INBio, 2002a).

Bien qu'il existe peu de chiffres fiables sur la taille de l'industrie de la bioprospection, *Forest Trends* évalue le marché actuel entre 17,5 et 30 millions de dollars ; et d'ici 2050, il devrait dépasser 500 millions de dollars (Bishop et al., 2008).

La valeur de l'information génétique, qui donne un point de référence aux accords de bioprospection, est particulièrement difficile à quantifier. Certains auteurs ont toutefois tenté d'en donner une estimation pour les régions de points chauds en termes de biodiversité :

- Simpson et al. (1996) : 0 - 20 dollars/hectare/an
- Rausser et Small (2000) : 0 - 9000 dollars/hectare/an
- Costello et Ward (2006) : 1 - 300 dollars/hectare/an

On remarque que les écarts peuvent être extrêmement importants entre les résultats. Par ailleurs, il faut garder à l'esprit que ces valeurs concernent des régions de points chauds en termes de biodiversité ; dans les forêts tempérées « ordinaires », les valeurs seraient bien inférieures⁶⁰, limitant l'incitation aux activités de bioprospection.

2- Paiement via les fonds de capital-risque

Des mécanismes de financement sophistiqués émergent tels que le fonds de capital-risque utilisé par les donateurs et les ONG internationales pour investir dans des activités qui préservent ou utilisent de manière durable la biodiversité (avec l'objectif de tirer profit de ces

⁵⁹ Biotics (1997) suggère que lorsque le matériel génétique est utilisé directement, les royalties peuvent correspondre à 3-5% du prix de marché du produit final ; dans le cas où il est converti en un dérivé chimique, le taux diminue à 2-3% ; lorsqu'il est synthétisé, les taux sont de 0.5-1%. Cité dans ten Kate et Laird (1999).

⁶⁰ Estimation moyenne pour le bassin méditerranéen \$0.3/ha ; et pour les forêts Atlantiques \$0.2/ha (Costello et Ward, 2006).

investissements). C'est l'*International Finance Corporation* (IFC) et la Banque mondiale qui ont développé le concept de fonds de capital-risque pour la biodiversité. Le *Global Environment Facility* (GEF) est sans doute la source la plus importante de financement de tels projets (entre 1991 et 2006, GEF a cofinancé plus de 750 projets en relation avec la biodiversité, représentant approximativement 2,2 milliards de dollars).

On peut citer deux grands programmes :

- Le *Small and Medium Enterprise Programme* permet de financer des projets de petite et moyenne taille ;
- Le *Terra Capital Fund* est un moyen d'investir dans la biodiversité pour l'Amérique latine.

La Banque mondiale s'insère dans divers programmes⁶¹ de PSE, notamment à travers des prêts et une assistance technique. Par exemple (voir Pagiola et al., 2004) :

- Au Costa Rica, le projet *Ecomarkets* est soutenu par un prêt de 32,6 millions de dollars de la Banque mondiale et une subvention de 8 millions de dollars du GEF ;
- Au Venezuela, un projet de parc national (Canaima) est financé par le GEF ;
- Au Mexique, la Banque mondiale fournit un soutien technique au gouvernement pour établir un programme de paiements pour les services hydrologiques.

Remarque

Le *Global Conservation Fund* (GCF) finance la création, l'expansion ou la gestion à long terme de zones privées protégées dans des régions de points-chauds en termes de biodiversité (principalement forestières mais aussi marines). C'est une organisation internationale à but non lucratif qui se focalise exclusivement sur la préservation des terres.

3- Le programme Costaricain⁶²

Le Costa Rica a été pionnier dans l'utilisation des PSE dans les pays en développement. Depuis 1997, les pouvoirs publics ont institué un système de PSE (créé sous la loi forestière de 1996) dans le cadre duquel des paiements sont versés aux exploitants qui limitent leurs activités à certaines utilisations des terres (nouvelles plantations, exploitation durable de la forêt, conservation des terres naturelles...).

La loi forestière n° 7575, établit en 1996, reconnaît explicitement quatre services environnementaux fournis par les écosystèmes forestiers (la fixation de carbone, les services hydrologiques, la protection de la biodiversité et la fourniture de paysages esthétiques). Afin d'atteindre une déforestation nette négative au début des années 2000⁶³, le pays a mis en place un système de PSE ; cette loi forestière fournit la base réglementaire pour engager les propriétaires dans la fourniture de ces services.

⁶¹ Nombreux programmes en Amérique latine (Costa Rica, Guatemala, Venezuela, Mexique, Equateur, Le Salvador, la République Dominicaine).

⁶² Voir Pagiola (2008), Rojas et Aylward (2003), Chomitz et al. (1999), Castro et al. (2000), Wunder et Wertz-Kanounnikoff (2009).

⁶³ Cet objectif a été établi car dans les années 1970 et 1980, le pays était connu pour avoir un des taux de déforestation les plus élevés au monde, l'agriculture et les pâturages ayant remplacé la forêt.

Contexte de la mise en place de la loi et du programme

Au début des années 1970, la diminution de l'offre de bois a conduit le pays à instaurer des incitations pour la plantation d'arbres, initialement des réductions de taxes. Le certificat de crédit forestier (*Certificado de Abono Forestal*, CAF), créé en 1986, a élargi la participation, précédemment limitée aux grandes entreprises. Plusieurs variantes du CAF ont ensuite été introduites : le certificat de protection de la forêt (*Certificado para la Protección del Bosque*, CPB) en 1995 fut significatif, soutenant la conservation de la forêt plutôt que la production de bois.

Ainsi, quand ce programme⁶⁴ de PSE a été créé, le pays avait déjà un système de paiement pour le reboisement et la gestion forestière, ainsi que les institutions pour le gérer. Sur cette base, la loi forestière a effectué deux changements majeurs : 1/ elle a modifié la justification aux paiements (du soutien à l'industrie du bois à la fourniture de services environnementaux) ; 2/ elle a modifié la source de financement (du budget public à une taxe désignée (*earmarked*) et des paiements des bénéficiaires).

Qui paie ?

Ce programme de PSE est géré par le fond national pour le financement forestier FONAFIFO (*Fondo Nacional de Financiamiento Forestal*), agence gouvernementale semi-autonome (statut légal indépendant qui lui donne un certain degré d'autonomie dans la prise de décisions, mais elle reste soumise à diverses restrictions gouvernementales).

Le financement est assuré par l'Etat (*via* FONAFIFO), la Banque mondiale et le GEF :

- La majeure partie des fonds est publique : FONAFIFO affecte aux PSE 3,5% des revenus de la taxe sur les ventes de combustibles fossiles, soit environ 10 millions de dollars par an ;
- De 2000 à 2006, un prêt de la banque mondiale et une subvention du GEF, *via* le projet Ecomarkets, ont été octroyés aux PSE.

Projet Ecomarkets

Ce projet, approuvé en 2000, développe des marchés pour les services environnementaux fournis par les forêts et compense les propriétaires privés pour qu'ils protègent leur forêt (Hartshorn et al., 2005 ; World Bank, 2000). Plus précisément, il s'agit de protéger près de 300 000 ha de terres forestières (dont les bassins versants) de la dégradation. Pour cela, plusieurs actions sont visées :

- Ajouter 50 000 ha de terres privées au programme de servitudes de conservation ;
- Mettre en place un instrument financier pour soutenir les servitudes de conservation sur le long terme ;

⁶⁴ Ce programme est similaire au *US Conservation Reserve Program*, programme volontaire qui concerne les agriculteurs. Il fournit une assistance technique et financière aux agriculteurs et propriétaires de ranch éligibles pour traiter des questions de sol, d'eau et de ressources naturelles d'une manière bénéfique pour l'environnement qui soit efficace au sens d'une analyse coût-bénéfice. Il réduit l'érosion des sols, la sédimentation dans les ruisseaux et les lacs, améliore la qualité de l'eau, établit un habitat pour la faune et la flore, et améliore les ressources forestières et des zones humides. Les participants à ce programme s'engagent pour une période de 10 à 15 ans.

- Accroître la participation des propriétaires dans les activités de conservation des forêts à l'intérieur du corridor biologique Mésoaméricain.

Il est financé par : une subvention du GEF (8 millions de dollars, dont 5 millions utilisés pour les zones prioritaires en biodiversité) ; un prêt de la Banque mondiale (32 millions de dollars) ; et un financement de l'Etat (8,6 millions de dollars).

Pour participer au programme de PSE, les propriétaires privés doivent présenter un plan de gestion forestière soutenable, qui décrit l'usage proposé de la terre et inclu des informations sur le régime foncier, l'accès, la topographie, les sols, le climat, l'usage actuel, les plans de prévention des incendies de forêts, de la chasse illégale, des récoltes illégales, les programmes de contrôle. Ce plan doit être certifié par un forestier agréé.

Une fois le plan approuvé, le propriétaire commence à adopter les pratiques spécifiées et reçoit un paiement en contrepartie. Un paiement initial peut être requis à la signature du contrat, mais les paiements annuels ultérieurs sont effectués après vérification de la conformité.

Montant des paiements⁶⁵ :

- pour nouvelles plantations : 120 000 colones/ha (pour une période de 15 ans, payés en avance durant les 5 premières années : 50% la 1^{ère} année ; 20% la 2^e année ; 15% la 3^e année ; 10% la 4^e année ; et 5% la 5^e année) ;
- pour la gestion des forêts (abattages soutenables) : 10 000 colones/ha/an pour 5 ans, avec l'engagement du propriétaire de conserver la forêt dans cet état naturel pendant 15 ans de plus ;
- pour la conservation de forêts naturelles : 12 000 colones/ha/an sous les mêmes termes de contrat que ci-dessus.

En retour des paiements, les propriétaires cèdent leur droit sur les divers services environnementaux concernés à FONAFIFO pour 5 ans, et promettent de gérer ou de protéger leur forêt pendant 20 ans (15 ans pour le reboisement). Cette obligation s'applique aux éventuels futurs acheteurs des terres.

Résultats

- Ce programme est très populaire, les terres sous contrat ont augmenté (95% des terres sous contrat de conservation fin 2005 ; et 4% des terres sous contrat de plantation) ;
- Tattenbach et al. (2006) estiment, via leur modèle de déforestation évitée, que ce programme de PSE a empêché la perte de 72 000 ha de forêts dans des zones prioritaires en termes de biodiversité, entre 1999 et 2005 ;
- A la mi-2000, plus de 2 000 km² de forêts étaient couverts par le programme. Les paiements moyens oscillent en moyenne entre 3 500 et 4 000 dollars par km² protégé et par an (OCDE, 2005) ;

⁶⁵ L'article énonçant ces valeurs date de 2000 (Castro et al.). En janvier 1999, le taux de change était de 270 colones / \$US.

- Fin 2005, la zone forestière couverte par ce programme représentait près de 10 % de la zone forestière totale du pays (Wunder et Wertz-Kanounnikoff, 2009).

En définitive, ce programme est l'un des succès de ces 10 dernières années dans le domaine de la conservation, largement étudié et imité (au Mexique notamment).

Toutefois, même aujourd'hui, avec les différentes expériences dans le domaine des PSE, il reste encore beaucoup à apprendre avant de faire des recommandations sur la façon de concevoir de tels programmes.

4- Paiement pour des pratiques sylvo-pastorales, Amérique latine⁶⁶

Le projet *Regional Integrated Silvopastoral Ecosystem Management Project* (RISEMP), financé par le *Global Environment Facility* (à hauteur de 4,5 millions de dollars), expérimente l'utilisation des PSE pour induire la conservation de la biodiversité et la séquestration du carbone dans trois micro-bassins versants : Quindío (Colombie), Esparza (Costa Rica) et Matiguás-Río Blanco (Nicaragua), qui sont des zones de pâtures dégradées.

Les PSE consistent à encourager l'adoption de pratiques sylvo-pastorales qui sont un usage des terres bénéfique à la biodiversité. En effet, actuellement, ces pratiques sont insuffisamment attractives pour que les propriétaires les adoptent spontanément⁶⁷, mais elles présentent divers bénéfices environnementaux, dont la conservation de la biodiversité⁶⁸.

Ce projet a débuté en juillet 2002 et a pour objectif d'établir des systèmes sylvo-pastoraux sur 3 500 ha. Dans chaque pays, les activités sont engagées par les ONG locales ; et l'*American Bird Conservancy* fournit l'assistance technique pour le développement d'une méthode de surveillance sur les trois sites.

Un paiement « à la carte »

Dans le programme de PSE établi au Costa Rica, le même montant est versé aux participants. Or, bien que cette approche ait l'avantage de la simplicité, elle ne permet pas de refléter les différents niveaux de services que peuvent fournir des usages variés des terres : selon les pratiques, les effets en termes de fourniture de services environnementaux sont plus ou moins importants ; et ces effets peuvent également varier d'un site à l'autre. Aussi, ne pas prendre en compte ces différences fait courir le risque de sous-payer les pratiques désirables, ou de surpayer les pratiques les moins désirables.

La solution qui est adoptée ici est la mise en place d'une liste d'usages et de pratiques des terres, auxquels on associe un système de points sur lequel les paiements sont fondés. Cette approche est similaire à celle de l'*Environmental Benefits Index* (EBI) utilisé dans le programme américain *Conservation Reserve Program* (CRP).

⁶⁶ Voir Pagiola et al. (2004).

⁶⁷ Les systèmes sylvo-pastoraux ont une rentabilité limitée du fait de coûts initiaux importants.

⁶⁸ Les systèmes sylvo-pastoraux (productions animales et sylvicoles) offrent une alternative aux systèmes dominants de production du bétail en Amérique latine : ils permettent un enracinement profond des arbres, une végétation pérenne et une canopée dense mais irrégulière. Par ailleurs, l'introduction d'arbres dans la zone de pâture peut améliorer la productivité de pâturage ; augmenter le recyclage des nutriments ; les arbres peuvent fournir des bénéfices directs sous la forme de produits tels que des fruits, du fourrage, du bois... Ils apportent ainsi plus de bénéfices en termes de biodiversité que les systèmes de pâture traditionnels.

Des indices distincts (voir tableau ci-dessous) ont été développés pour la conservation de la biodiversité et la séquestration du carbone pour chaque usage des terres. Ces deux indices ont ensuite été agrégés pour former un indice de services environnementaux, utilisé comme base de calcul pour les paiements des participants.

Tableau des indices⁶⁹ des services environnementaux utilisés dans le projet RISEMP

<i>Land use</i>	<i>Biodiversity index</i>	<i>Carbon sequestration index</i>	<i>Environmental service index</i>
Annual crops (annual, grains, and tubers)	0.0	0.0	0.0
Degraded pasture	0.0	0.0	0.0
Natural pasture without trees	0.1	0.1	0.2
Improved pasture without trees	0.4	0.1	0.5
Semi-permanent crops (plantain, sun coffee)	0.3	0.2	0.5
Natural pasture with low tree density (< 30/ha)	0.3	0.3	0.6
Natural pasture with recently-planted trees (> 200/ha)	0.3	0.3	0.6
Improved pasture with recently-planted trees (> 200/ha)	0.3	0.4	0.7
Monoculture fruit crops	0.3	0.4	0.7
Fodder bank	0.3	0.5	0.8
Improved pasture with low tree density (< 30/ha)	0.3	0.6	0.9
Fodder bank with woody species	0.4	0.5	0.9
Natural pasture with high tree density (> 30/ha)	0.5	0.5	1.0
Diversified fruit crops	0.6	0.5	1.1
Diversified fodder bank	0.6	0.6	1.2
Monoculture timber plantation	0.4	0.8	1.2
Shade-grown coffee	0.6	0.7	1.3
Improved pasture with high tree density (> 30/ha)	0.6	0.7	1.3
Bamboo (<i>guadua</i>) forest	0.5	0.8	1.3
Diversified timber plantation	0.7	0.7	1.4
Scrub habitats (<i>tacotales</i>)	0.6	0.8	1.4
Riparian forest	0.8	0.7	1.5
Intensive silvopastoral system (> 5,000 trees/ha)	0.6	1.0	1.6
Disturbed secondary forest (> 10 m ² basal area)	0.8	0.9	1.7
Secondary forest (> 10 m ² basal area)	0.9	1.0	1.9
Primary forest	1.0	1.0	2.0
New live fence or established live fence with frequent pruning (per km)	0.3	0.3	0.6
Multi-story live fence or wind break (per km)	0.6	0.5	1.1

Note: The environmental service index is the sum of the biodiversity and carbon sequestration indices.

Source : Pagiola et al. (2004)

Les points sont établis par un panel d'experts, prenant en considération des facteurs tels que le nombre d'espèces (plantes, oiseaux, petits mammifères, insectes...), leur disposition spatiale, la production de fruit... Les scores les plus élevés sont affectés aux usages ayant le plus fort potentiel à maintenir la biodiversité originelle de la région.

Le paiement est établi à 75 \$ par point incrémental, par an, sur une période de 4 ans, avec un maximum de 4 500 \$ par terre (6 000 \$ en Colombie où les prix des inputs sont plus élevés).

En principe, le montant du paiement doit être au moins égal au coût d'opportunité du propriétaire (sinon, il ne participe pas) et ne doit pas être supérieur à la valeur du bénéfice fourni (sinon, cela ne vaut pas la peine d'effectuer ce paiement). Etant donné qu'il est difficile d'estimer la valeur du bénéfice (contrairement aux coûts d'opportunité), et pour limiter les dépenses, les niveaux de paiement sont généralement établis à un niveau légèrement supérieur

⁶⁹ Les indices sont exprimés en points par hectare, sauf mention explicite.

au coût d'opportunité des principaux usages alternatifs des terres. Tous les systèmes de PSE existant utilisent de manière explicite ou implicite cette approche.

5- Programme de conservation des forêts, Chine⁷⁰

Pour faire face à la crise environnementale et pour améliorer le bien-être de la population, la Chine a mis en place diverses mesures nationales de PSE dont un programme qui est parmi les plus importants au monde de par ses objectifs ambitieux (augmenter le couvert végétatif, améliorer la séquestration de carbone, contrôler l'érosion des sols), son échelle, le montant des paiements et son impacts potentiels : le *Natural Forest Conservation Program* (NFCP).

L'objectif de ce programme est de protéger et restaurer les forêts naturelles *via* des interdictions d'abattage et des incitations au boisement. Pour ce faire, des objectifs de court, moyen et long termes sont fixés :

- Objectifs de CT (1998-2000) : éliminer ou réduire la récolte de bois des forêts naturelles et créer une alternative d'emploi pour les entreprises forestières traditionnelles ;
- Objectifs de MT (2001-2010) : construire et protéger les forêts pour les bénéfices écologiques et accroître la capacité de récolte de bois à partir des forêts de plantation ;
- Objectif final (2011-2050) : restaurer les forêts naturelles et répondre à la demande domestique en bois avec les forêts de plantation.

L'étude pilote a débuté en 1998 avec 12 provinces et régions autonomes, et a été étendue en 2000 à 18 provinces.

Montants de paiements

Ce programme est largement financé par le gouvernement. De 1998 à 2005, le NFCP a reçu près de 61 milliards de yuan⁷¹, principalement utilisé pour couvrir les pertes économiques des entreprises forestières engendrées par le changement de récolte de bois et la gestion.

Le paiement est lié à des tâches spécifiques :

- 1 050 yuan/ha pour permettre la régénération de la forêt par la fermeture de montagne ;
- 750 yuan/ha pour l'ensemencement aérien ;
- 3 000 à 4 500 yuan/ha pour les plantations artificielles (selon les zones concernées) ;
- 10 000 yuan/travailleur pour protéger 340 ha de zones forestières.

Effets écologiques du programme

- En 2000, la récolte commerciale des forêts naturelles dans 13 provinces a cessé ;

⁷⁰ Voir Liu et al. (2008)

⁷¹ Au moment de la rédaction de l'article (Liu et al., 2008), le taux de change était : 1 \$US = 7,4 yuan.

- Le montant de bois récolté dans les forêts primaires a diminué de 41% entre 1997 et 2003, ce qui a permis de réduire les émissions de carbone ;
- Les zones souffrant de l'érosion du sol ont décliné de 6% entre 1998 et 2003 ;
- L'habitat de la faune et la flore a été amélioré.

6- Programme d'enchères Bush Tender, Australie⁷²

Le programme Bush Tender est un programme pilote (lancé dans l'état de Victoria) qui consiste à mettre aux enchères (par le département des ressources naturelles et de l'environnement) des « contrats de préservation de la biodiversité » sur des terres privées.

Les régions concernées par ce programme sont les zones dites de « plaines de savane arborées », les « savanes arborées », les « forêts d'eucalyptus » ; ces zones étant défrichées et fragmentées pour les besoins de l'agriculture, de l'urbanisation, de l'approvisionnement en bois de chauffage, il n'en reste que peu à l'état d'origine.

Des contrats établis sur la base des résultats

L'objectif du contrat passé entre les propriétaires (agents) et l'agence gouvernementale (principal) est d'améliorer le statut et la résilience de l'habitat d'espèces indigènes (plantes et animaux).

Or, cet objectif étant difficile à mesurer et à contrôler (contrôler l'impact de changements de gestion des terres en termes d'amélioration du stock et de qualité de la faune et la flore serait très coûteux et sujet à controverse), une alternative consiste à établir un contrat sur la base de résultats tels que le contrôle des mauvaises herbes, la protection du sous-bois... qui sont connus pour améliorer la situation de la biodiversité et sa résilience. Notons toutefois que les fonctions qui transforment ces actions en résultats ne sont pas connues avec certitude, d'autant plus que des événements inattendus (inondations, sécheresses) ne peuvent pas être prévus par les agents.

Structure de l'enchère⁷³

Les enchères sont fermées à premier prix et à tour unique (pour limiter les comportements de collusion et générer des offres plus faibles) avec un système de minimisation et de discrimination des prix. Cette structure d'enchères est la structure optimale (Myerson, 1981) qui présente des avantages significatifs en termes d'efficacité économique du point de vue de l'acheteur (Latacz-Lohmann et Van der Hamvoort, 1997).

Des accords de gestion individuels avec paiements progressifs sont établis : lorsque les bénéfices varient d'un site à l'autre, on peut appliquer des accords individuels de gestion, plus flexibles (l'agence gouvernementale peut identifier les actions les plus valorisables pour la conservation de la biodiversité, et les propriétaires peuvent entreprendre les actions qu'ils préfèrent) ; et les paiements progressifs donnent à l'agence gouvernementale des moyens de sanction simples en cas de non-performance (les fonds peuvent être différés ou retirés).

⁷² Voir notamment Stoneham et al. (2003).

⁷³ Pour plus d'information sur le système d'enchères, voir Latacz-Lohmann et Schilizzi (2005).

Enfin, il n'y a pas de prix de réserve (bien que les prix de réserve soient souvent un élément clé des enchères, ils sont moins importants lorsqu'il y a une contrainte budgétaire (voir Myerson, 1981 ; Riley et Samuelson, 1981), ce qui est le cas dans ce programme, la contrainte budgétaire s'élevant à 400 000 \$).

Processus d'enchère

Tout d'abord, chaque site devant faire l'objet d'une offre est évalué. L'importance des sites est mesurée en fonction de leur type de végétation et de la contribution que pourraient apporter à la préservation de la biodiversité les mesures proposées par les propriétaires :

- Un système de notation de la biodiversité (mis au point par des écologues) permet de classer chaque site en fonction de l'intérêt de sa conservation : le *Biodiversity Significance Score* (BSS), qui reflète l'information existante sur la rareté des types de végétations restantes selon les '*Ecological Vegetation Classifications*'.
- Un système de notation des actions en faveur des habitats permet de mesurer en termes quantitatifs les améliorations de la biodiversité proposées par les propriétaires : le *Habitat Services Score* (HSS), qui convertit les actions nommées par le propriétaire (contrôle de la mauvaise herbe...) en un score reflétant l'amélioration évaluée en termes de statut de la biodiversité.

Conjuguées, ces deux notes qualifient l'offre de chaque propriétaire.

Ensuite, les propriétaires soumettent une demande de dédommagement d'un montant donné en échange du maintien de la biodiversité sur leur propriété ; et les pouvoirs publics acceptent ou non de payer le prix demandé en fondant leur jugement sur les notes attribuées au site. Un premier paiement consiste à couvrir les coûts de capital, les paiements annuels progressifs s'effectuent sur la base de la performance.

Les offres sont classées sur la base de l'efficacité, en comparant une mesure ajustée de la qualité des bénéfices (services offerts en termes d'habitats, multiplié par la significativité de conservation du site) au coût (ou prix) de l'offre. Cet objectif est représenté comme un indice des bénéfices de biodiversité (*Biodiversity Benefits Index*) calculé selon la formule suivante :
$$BBI = (BSS * HSS) / offre$$

Dans le cadre de ce projet expérimental, les autorités ont décidé d'accepter toutes les offres jusqu'à ce que soient épuisés les fonds affectés à l'opération. Cependant, les propriétaires n'avaient connaissance que d'une partie de leur note ; leur marge de manœuvre était donc réduite et ils étaient contraints de limiter leur prix au niveau du coût d'opportunité des mesures qu'ils proposaient. En créant cette asymétrie d'information et en demandant aux propriétaires de soumettre leurs offres individuellement, les pouvoirs publics ont maintenu le coût total à un niveau très inférieur à celui qu'ils auraient atteint avec d'autres systèmes.

Résultats

- 126 propositions d'intérêt ont été recensées, mais 116 propriétés ont été évaluées (contenant 223 sites différents) ;
- 98 propriétaires ont soumis des offres, dont 73 à qui ont été attribués des contrats (sous une période de 3 ans).

Cette enchère pilote montre que cette approche permet des économies significatives par rapport à une structure de prix fixe. En effet, pour atteindre le même objectif d'amélioration de la biodiversité, et compte tenu du budget disponible et des offres reçues, une enchère à prix discriminants réduit significativement les coûts (de 7 fois).

7- Paiements directs et indirects au titre des espèces en danger, Texas

Au Texas, où on dénombre de nombreuses espèces rares, le rôle des propriétaires privés dans la conservation de la biodiversité est essentiel car ils détiennent 79% des terres. Pour les encourager à contribuer à la préservation des espèces en péril, les pouvoirs publics de l'Etat ont mis en place un dispositif appelé *Landowner Incentive Program (LIP)*⁷⁴, administré par le Service des parcs et de la faune et de la flore sauvages du Texas (TPWD).

Il s'agit d'accorder des fonds aux propriétaires terriens qui acceptent d'appliquer sur leurs terres des mesures en faveur d'au moins une espèce rare ou à risque⁷⁵, ou de son habitat.

Les propriétaires désireux de participer à ce programme doivent monter un projet permettant d'atteindre ces objectifs. Les mesures concernées consistent à rétablir la végétation d'origine, à pratiquer les brûlages contrôlés (utiles aux espèces tributaires d'habitats régénérés par les incendies) et à protéger les habitats, par exemple en interdisant certains accès ou en installant des clôtures.

Les projets sont examinés une fois par an et sont classés selon le critère de classement du LIP (une première sélection se fait sur la base de la portée de l'action compte tenu de ses coûts). La commission est constituée de propriétaires privés, de représentants d'agences de ressources naturelles et d'organismes de conservation.

Les fonds sont débloqués une fois que le propriétaire et le TPWD ont signé une convention (le TPWD contribue à hauteur de 75% du coût total du projet). Ce dernier propose également aux propriétaires qui protègent la faune et la flore d'estimer leur propriété à la valeur des terres agricoles. Dans la mesure où celle-ci est souvent très inférieure à la valeur marchande réelle, cela permet aux personnes concernées de payer moins d'impôts. Il s'agit donc ici d'une subvention implicite de l'Etat.

8- Marché spontané, Chili⁷⁶

Dans les années 1990, consternés par la rapide décroissance de la couverture forestière et convaincus que le gouvernement n'allait pas réagir assez vite, des individus ont commencé à acheter des terres avec l'objectif de protéger leurs ressources naturelles et scéniques (le nombre d'achat a augmenté entre 1990 et 1995). Ces acquisitions semblent avoir été initiées de manière indépendante par différents groupes.

Aussi, convaincu que les PPA (*privately protected areas*) pouvaient être un complément aux parcs publics et réserves, le *Center for Environmental Research and Planning*, institution de recherche à but non lucratif, a dressé le 1^{er} cadastre des PPA en 1996.

⁷⁴ Voir <http://www.tpwd.state.tx.us/landwater/land/private/lip/>

⁷⁵ Le *U.S. Fish and Wildlife Service* définit une espèce à risque comme étant une espèce dont le besoin de conservation est le plus important.

⁷⁶ Voir Corcuera et al. (2002).

5 principaux types de projets pour les PPA

* Les **parcs privés** (38% des initiatives) sont, avec les réserves, les initiatives de conservation privées les plus communes (ces parcs sont libres d'accès ou à accès restreint). Le parc privé le plus connu et le plus vaste est Pumalín (qui couvre près de 300 000 ha en Patagonie), acheté par un américain (5 millions de dollars pour l'achat des terres) qui vise sa conservation. En 2000, ce parc a reçu 12 700 visiteurs, dont 1 000 sont restées dans des habitations temporaires, 3 200 ont campé et 8 500 étaient des visiteurs journaliers.

* Les **donations de terres** au système de parc national (7,5%) sont un phénomène modeste qui émerge. Dans les années 1990, 4 parcelles de terres ont été données à l'agence forestière nationale du Chili (*Corporación Nacional Forestal*, CONAF) avec comme objectif d'étendre les actuelles zones protégées ou d'en créer d'autres.

* Les **communautés de conservation** (25%) consistent à acheter une parcelle de terre en parts égales par un groupe d'individus (groupes d'amis, de chercheurs...), principalement pour des objectifs de conservation et récréatifs. La plupart de ces communautés donnent à leurs membres le droit de construire une cabane ou une maison sur une zone réduite, le reste de la terre étant considéré comme un parc commun.

* Les **projets immobiliers écologiques** et les **projets de protection des terres fondés sur l'écotourisme** (22%). Les premiers sont semblables aux communautés de conservation en ce sens qu'ils divisent une vaste partie de terre en une zone de développement réduite, la majeure partie restante étant considérée comme parc communal ; mais ils diffèrent en ce sens qu'ils sont généralement initiés par des firmes immobilières dont l'objectif principal est le profit plutôt que la conservation.

* L'**administration privée de zones de conservation publiques** (7,5%) a été un phénomène temporaire au Chili. Pendant les années 1990, le gouvernement, en manque de ressources pour protéger et administrer son vaste réseau de zones de conservation, a décidé d'expérimenter ce type d'administration. Les premières expériences ont impliqué des contrats de concession à des organismes environnementaux. Mais du fait d'un succès limité, les contrats n'ont pas été reconduits, apparemment par consentement mutuel. Les raisons de cet échec n'ont pas été étudiées en détail, mais sont à mettre en relation avec l'incapacité des organismes privés à générer des ressources suffisantes pour financer les coûts d'entretien et l'absence d'une politique de coopération claire entre les secteurs public et privé.

Que ce soit pour des raisons idéalistes, des objectifs récréatifs, le profit, ou un ensemble de ces raisons, les individus révèlent un certain consentement à payer (CAP) pour détenir des parcs privés et/ou dépenser des montants considérables pour passer des vacances dans de tels lieux. Ce CAP pour la conservation des terres rivalise avec les intérêts extrêmement forts du marché du bois de construction et les usages traditionnels de la terre (les propriétés rurales utilisées pour les opérations d'élevage extensives, l'utilisation des feux de forêts pour défricher les pâturages, l'exploitation du bois de chauffage...). Cependant, les forces du marché dans le cadre de la conservation des terres, et les caractéristiques et motivations des acteurs impliqués n'ont pas été quantifiées.

9- TVA écologique, Brésil⁷⁷

La TVA écologique (ICMS-E)⁷⁸, adoptée par la plupart des Etats brésiliens, a été largement prônée comme un instrument de réforme fiscale récompensant les gouvernements locaux pour leur engagement dans la protection des ressources biologiques et forestières.

Elle est le premier instrument économique utilisé pour payer les services fournis par les forêts au Brésil et consiste à allouer une part des revenus de la TVA aux municipalités sur la base de leur performance relative à divers critères environnementaux (les municipalités sont dans une situation de compétition car plus une municipalité est impliquée dans des activités écologiques, plus elle reçoit des revenus de l'Etat). Il s'agit donc ici d'un mécanisme redistributif.

Les critères d'allocation de cette taxe sont divers ; il s'agit entre autres d'élaborer un coefficient de conservation de la biodiversité (qui met en relation la surface de la zone protégée et la surface de la municipalité, corrigée par divers facteurs) et un indice de qualité.

A l'origine, c'est un moyen de compenser les municipalités qui possèdent des zones de conservation (totalement protégées ou à usages soutenables restreints)⁷⁹ à l'intérieur de leur territoire pour les pertes de revenu qui en résulte. Cet instrument cherche également à stimuler l'amélioration de ces zones et la création de nouvelles.

Résultats

Grieg-Gran (2000) montre que cette taxe a eu un impact significatif : impacts compensatoires importants pour certaines municipalités, spécialement celles ayant de vastes zones protégées. Il montre également que cette taxe écologique fournit des incitations pour la conservation suffisamment attractives pour motiver les municipalités à faible productivité agricole à accroître les zones de conservation. Par ailleurs, les municipalités sont incitées à aider les propriétaires dans le cadre d'activités de protection et de maintien de la qualité écologique sur leurs terres.

Depuis le début de ce programme, le nombre de municipalités participant a augmenté, ainsi que la zone dédiée à la conservation (+ 165% pour Paraná ; + 62% pour Minas Gerais) ; les montants alloués sont par exemple dédiés aux activités d'entretien des zones.

Bien que cette taxe soit uniforme (dans sa construction et dans ses intentions), ses impacts sur les décisions de conservation sont plus ou moins importants selon les municipalités.

10- Certification de biens de production, Mexique⁸⁰

Certains projets⁸¹ menés en Amérique latine cherchent des moyens de préserver la biodiversité à l'extérieur des zones protégées, dans les paysages agricoles. Ils sont mis en place par la Banque Mondiale avec le financement du GEF.

⁷⁷ Voir May et al. (2002).

⁷⁸ *Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços*

⁷⁹ Ces zones de conservations sont désignées sous le terme d'unités de conservation (CUs).

⁸⁰ Voir Pagiola et Ruthenberg (2002).

Pour atteindre leur objectif, ils s'intéressent à la culture du café à l'ombre qui est un moyen prometteur car c'est un mode de production qui s'effectue sous les canopées, constituées de diverses espèces d'arbres indigènes.

Il s'agit donc de favoriser ce type de production en incitant les agriculteurs à choisir ce mode plutôt qu'un autre. Pour cela, le retour d'investissement doit être supérieur à celui procuré par d'autres moyens de production.

Le mécanisme utilisé est la certification du produit « café cultivé à l'ombre » qui consiste à faire payer aux consommateurs une « prime verte » (voir la section consacrée aux certifications).

Notons que cette expérience de certification du « café cultivé à l'ombre » est un mécanisme relativement récent, les résultats sont encore difficiles à évaluer.

Conclusion

A travers ces quelques exemples, on constate que divers moyens peuvent être utilisés pour protéger la biodiversité et les services associés. Le recours aux marchés est un domaine nouveau, il faut donc attendre les retours d'expériences avant de juger des meilleures options ; mais on peut d'ores et déjà dire que ce recours est prometteur et recèle de nombreux atouts pour la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité (OCDE, 2003).

3.2.5.2. Le paiement pour les services liés à la beauté des paysages

Ces services sont essentiellement associés aux valeurs esthétique ou culturelle des sites. Cela peut concerner la protection de sites naturels à valeur d'héritage, les sanctuaires culturels.

Peu de PSE impliquent la fourniture de tels services car ils sont difficiles à quantifier. Dès lors, les marchés pour de tels services sont les moins développés (bien qu'ils soient les plus anciens). Cependant, ces services présentant des valeurs d'usages directs, on peut leur appliquer d'autres instruments.

La **demande** est à la fois nationale et internationale. L'industrie de l'écotourisme⁸² est potentiellement un des principaux bénéficiaires : les tour-opérateurs peuvent payer pour accéder à des zones à haute valeur scénique. Ce secteur est très compétitif (nombre important de tour-opérateurs) et la sensibilité des touristes au prix dépend en partie de la rareté du bien offert (plus le site est unique, plus l'opérateur peut augmenter ses prix).

Landell-Mills et Porras (2002) ont identifié sept produits permettant de commercialiser la beauté des paysages :

- Les droits d'accès et les permis d'entrée ;

⁸¹ Les projets *Promotion of Biodiversity Conservation within Coffee Landscapes* (mené au Salvador et approuvé en 1998) et *El Triunfo Biosphere Reserve : Habitat Enhancement in Productive Landscape* (mené au Mexique et approuvé en 1999).

⁸² *The International Ecotourism Society* (2001) définit l'écotourisme comme étant "un voyage responsable vis-à-vis des zones naturelles qui protégé l'environnement et soutien le bien-être des populations locales".

- Les voyages à prix forfaitaires (qui intègrent le paiement pour la beauté des paysages dans le paiement global d'activités récréatives) ;
- Les accords de gestion des ressources naturelles, les concessions d'écotourisme, les locations de terres et l'acquisition de terres, pour lesquels on tente d'accéder au CAP des agences de voyages.

Le mécanisme le plus efficient pour capter le CAP pour la beauté des paysages est le droit d'entrée sur un site car il fait payer les individus pour l'accès à la beauté du paysage plutôt que pour la fourniture de services associés. Cependant, historiquement, ce droit a été rarement utilisé pour les zones protégées qui sont souvent considérées comme faisant partie de l'héritage national et à ce titre, sont en libre accès pour tous. Le mécanisme le plus simple est alors la négociation directe entre les tour-opérateurs et les représentants locaux des terres (communautés locales ou agence gouvernementale responsable des zones protégées) ; mais le mécanisme le plus utilisé est l'intégration verticale : les responsables locaux développent leurs propres opérations de tourisme afin de contourner les tour-opérateurs.

Il est toutefois difficile d'estimer la part qui revient aux services forestiers dans les marchés de l'écotourisme. Normalement, les coûts de la fourniture de services forestiers sont couverts par le revenu qui est tiré de l'écotourisme et affecté à la gestion de ces zones. Aux Etats-Unis, les permis de chasse sont une source notable de revenu pour les propriétaires forestiers : dans les Etats du sud-est du pays, les permis annuels de chasse et de pêche pour toutes les espèces de gibier varient entre 5 et 100 \$/ha (*Michigan State University*, 2001).

Le marché pour l'écotourisme et les services forestiers connexes est important et va en augmentant. Le problème réside donc moins dans la création de marchés que dans l'assurance qu'une part équitable des avantages sera réinvestie dans la gestion des terres et de leur conservation. Si cet objectif ne se réalise pas, l'écotourisme peut être une affaire rentable mais n'aura sans doute qu'un impact limité sur l'utilisation durable de la ressource. On a ici un problème de gestion des ressources communes, qualifié de « tragédie des biens communs » par Hardin (1968)⁸³, menant à un conflit entre l'intérêt individuel et l'intérêt collectif.

Landell-Mills et Porras (2002) recensent 51 expériences dans ce domaine (la majorité étant située en Amérique latine/Caraïbes et Asie/Pacifique), mais précisent qu'elles sont encore immatures et ne permettent donc pas de tirer des conclusions.

La plupart de ces expériences impliquent des transactions relatives à un site spécifique négociées par des agences indépendantes, par exemple à travers des accords d'accès à court terme et à long terme, des droits d'entrée, des contrats de gestion forestière. En complément, un certain nombre d'accords passés avec le gouvernement tentent d'établir des systèmes de paiements au niveau national (par exemple, le système de droits d'entrée des visiteurs dans les parcs nationaux au Canada).

⁸³ La tragédie des biens communs est liée aux ressources communes, c'est-à-dire aux ressources rivales mais non exclusives, et décrit une compétition pour l'accès à une ressource limitée qui mène à un conflit entre l'intérêt individuel et l'intérêt collectif. La tragédie des biens communs résulte du fait que la rationalité individuelle des agents les conduit à exploiter ces ressources sans en assurer le renouvellement ou la conservation à un niveau qui serait collectivement optimal, bien qu'il s'agisse *a priori* de l'intérêt de tous.

Les gouvernements constituent encore la majorité des offreurs (dans 80% des cas recensés, les fonds proviennent du gouvernement), mais la participation du secteur privé s'accroît (par exemple, au Costa Rica et en Afrique du Sud).

Dans de nombreux cas, les opérations d'écotourisme ont été établies pour protéger la biodiversité forestière. En effet, dans la mesure où des zones qui disposent d'une grande richesse en termes de faune et de flore, et d'espèces endémiques, sont aussi celles qui ont un fort potentiel touristique, l'écotourisme a été perçu comme un moyen de commercialiser la biodiversité. Cependant, bien que ces marchés aient des impacts positifs sur la biodiversité, le produit acheté par les touristes est un droit d'accès à la beauté scénique et non pas à la biodiversité. Aussi, la biodiversité et la beauté scénique ne sont pas nécessairement corrélées (augmenter l'offre de protection de biodiversité n'augmente pas toujours la beauté scénique et inversement).

Ecotourisme et biodiversité : le cas de l'Australie⁸⁴

Earth Sanctuaries Ltd. (ESL) est la première société cotée en bourse d'Australie, voire au monde, à faire de la conservation de la faune son activité en créant des « habitats sûrs pour la faune et la flore sauvage d'Australie et en préservant la biodiversité nécessaire à sa survie ». Ces habitats sont de grands parcs clôturés dans diverses zones géographiques de l'Australie, destinés essentiellement aux mammifères de petite et moyenne taille menacés par des prédateurs inhabituels ou par la perte de leur habitat.

La principale stratégie a été d'acquérir des terres, dresser une clôture électrifiée, enlever les animaux féroces⁸⁵, régénérer la végétation locale et réintroduire des espèces locales sélectionnées. ESL a ainsi réussi à élever plusieurs espèces rares et à les installer dans ses sanctuaires.

ESL doit établir un équilibre entre la création d'une réserve faunique attrayante pour le public et l'accomplissement de son objectif final : la conservation de la biodiversité. Les recettes proviennent principalement de l'écotourisme et des activités associées (par exemple, les autorisations pour les équipes de cinéma et les photographes).

La tarification optimale (OCDE, 2005)

Les visiteurs de sites abritant la biodiversité peuvent bénéficier de certains biens et services qui en découlent (services récréatifs, spectacle visuel de la biodiversité, par exemple). L'accès à ces sites étant par nature excluable, il est possible de commercialiser ces avantages en commercialisant l'accès aux sites. C'est le principe de base de la tarification optimale des parcs dans le cadre de services touristiques.

La perception du juste prix auprès des visiteurs permet l'appropriation de la valeur des biens et services associés. Par exemple, il a été démontré que pour parvenir à une tarification optimale de l'accès aux parcs d'animaux sauvages du Kenya, il aurait fallu porter le droit d'entrée d'environ 15 \$ à 75 \$ par jour (Brown, 1995). Dans le même ordre d'idées, des touristes en visite en Chine ont déclaré être disposés à payer un droit d'entrée de 100 \$ par jour pour voir des pandas dans leur habitat naturel (Kontoleon et Swanson, 2002). Ces exemples renvoient à des marchés qui existent déjà mais qui nécessitent l'application de stratégies de tarification optimale pour maximiser leurs avantages en termes de biodiversité.

⁸⁴ OCDE (2003)

⁸⁵ Un animal féral est un animal domestique qui est retourné à l'état sauvage.

3.2.5.3. Le paiement pour les services liés à l'eau

Les services hydrologiques fournis par les forêts et les bassins versants sont complexes. Ils dépendent des caractéristiques du site (le terrain, la composition du sol, les essences d'arbres, la végétation, le climat, le régime de gestion) et peuvent connaître des fluctuations saisonnières qui rendent leur estimation future difficilement quantifiable.

Les trois principaux services hydrologiques sont :

- La régulation des écoulements d'eau. Les forêts ont des capacités d'absorption et de rétention des eaux de pluies ce qui, en certaines circonstances, aide à convertir des précipitations irrégulières en un flux plus régulier. Cela permet notamment de réduire les risques d'inondations et d'avoir une réserve d'eau.
- Le maintien d'une eau de qualité. L'eau de pluie est interceptée et filtrée par le sol et les racines, générant ainsi une eau de qualité. Le changement d'usage des terres peut mener à la sédimentation et la pollution des nutriments, ce qui affecte la disponibilité et la qualité de l'eau utilisée pour la consommation humaine et les usages agricoles ou industriels.
- La régulation de la nappe phréatique. Au fil du temps, un équilibre se crée entre la végétation et la nappe phréatique. La déforestation peut mener à des infiltrations plus importantes ou faire descendre la nappe phréatique. En outre, dans certaines zones côtières, de l'eau salée peut polluer l'eau douce des nappes.

Ces services ont été parmi les premiers services environnementaux forestiers reconnus comme étant ouverts à des transactions commerciales.

L'idée de base, selon laquelle les activités en amont produisent des avantages en aval et les bénéficiaires paient pour ce service, est généralement comprise et acceptée par le grand public.

Les marchés existants sont modestes et locaux (la taille du marché dépend de la taille et de la localisation du bassin versant), intéressant souvent des bassins versants qui desservent des agglomérations urbaines ou rurales voisines.

Le type de PSE le plus pratiqué est le paiement public, le financement pour la plantation d'arbres ou la protection de forêts naturelles dans une zone de bassin versant provient donc de budgets gouvernementaux nationaux, sous-nationaux ou municipaux. Dans certains cas, les bénéficiaires offrent un financement complémentaire, comme certaines industries en Chine et quelques compagnies de production d'énergie hydroélectrique au Costa Rica (Lu *et al.*, 2002 ; Pagiola, 2002).

Les accords conclus sans la participation du gouvernement sont rares ; on les rencontre lorsque les avantages sont considérables et le lien entre la protection du bassin versant et les avantages aval est direct et clairement identifié. D'autres accords, tels que les fiducies privées, tendent à se concrétiser et sont en voie d'expansion dans les pays développés.

A l'avenir, tout porte à croire que les programmes de financement publics resteront le système dominant en raison d'importants coûts de transaction inhérents aux autres types d'accords et du caractère de bien public des services concernés.

La **demande** est essentiellement originaire des agents situés en aval qui ont un intérêt certain dans le maintien d'une eau de qualité (agriculteurs, producteurs d'hydroélectricité, consommateurs domestiques) et qui souhaitent donc une gestion améliorée de la zone située en amont. C'est la raison pour laquelle ces services sont habituellement financés par les redevances des utilisateurs.

Aussi, cette demande étant locale et bien organisée (en effet, les bénéficiaires de ce type de services sont faciles à identifier : les services liés à l'eau, les commissions d'irrigation...), il est assez aisé de mobiliser et d'impliquer les bénéficiaires dans une structure de PSE.

Par ailleurs, les bénéficiaires ne sont généralement pas en concurrence entre eux ; ils forment plutôt un groupe qui est en compétition avec ceux qui souhaitent utiliser autrement la terre (les propriétaires amonts, qui sont les fournisseurs potentiels des services environnementaux), leur objectif commun étant de couvrir les coûts d'opportunités des propriétaires amonts (coûts associés à la perte de revenu induite par des usages alternatifs de la terre) pour, par exemple, assurer une protection continue d'un bassin versant.

Les coûts de transaction sont particulièrement élevés dans ce type de marchés, en raison de la nature du produit et du nombre potentiellement important de participants impliqués. En effet, les effets de seuil nécessitent que les contrats couvrent une zone minimale, ce qui implique la participation de nombreux propriétaires.

Quelles options pour le paiement des services hydrologiques ?

De la même manière que pour les autres types de services environnementaux, les services hydrologiques peuvent être protégés voire améliorés par différents moyens.

* Les **contrats de bonne gestion** (*Best management practice contracts*) sont des contrats passés entre les propriétaires des terres et les bénéficiaires avals des services, qui spécifient quelles pratiques de gestion doivent être utilisées en retour des paiements.

* Les **crédits de qualité de l'eau** (*Water quality credits*) permettent de commercialiser le service de maintien de la qualité des eaux par les forêts. Ces crédits (transférables) sont octroyés aux activités qui améliorent la qualité de l'eau.

* Les **crédits de percolation** (*Transpiration credits*) sont utilisés en Australie pour commercialiser le rôle des forêts dans l'évapotranspiration et la régulation de la nappe phréatique. Ces crédits sont offerts suite à la plantation d'arbres en des lieux critiques de captage des sources d'eau.

* Les **contrats de protection des bassins versants** (*Watershed protection contract*) sont des contrats négociés entre le propriétaire du bassin versant et les bénéficiaires avals, qui spécifient quelles activités doivent être mises en œuvre sur ce bassin en retour du paiement des bénéficiaires.

* Les **crédits de salinité** (*Salinity credits*) permettent de commercialiser la fonction de contrôle de la salinité de l'eau et du sol⁸⁶. Cet outil a été développé en Australie.

* Les **droits sur l'eau** (*Water rights*) sont des droits de propriété attribués pour l'usage de l'eau. Ils sont en général utilisés pour réguler la demande en eau, mais ils peuvent être étendus pour inciter à des activités qui augmentent la fourniture d'eau.

* Les **licences de réduction de l'écoulement des eaux** (*Stream flow reduction licenses*) sont des permis accordés aux activités qui réduisent la disponibilité en eau pour les usagers avals en Afrique du Sud (la plantation d'arbres exotiques utilise une quantité d'eau importante et doit donc être soumise à autorisation).

* Les **locations de bassins versants** (*Watershed lease*) sont des locations de terres par les bénéficiaires avals afin d'y entreprendre des activités de protection des bassins versants.

* Les **plantations d'arbres** par *Ecolotree* (*Ecolotree plantings*) constituent une commercialisation des fonctions épuratives des arbres obtenues à travers la plantation de peupliers et de systèmes végétatifs (légumes et pâturages) qui filtrent et absorbent l'eau contaminée du sol. Ce processus, désigné sous le terme de phytoremédiation⁸⁷, est commercialisé par la compagnie américaine Ecolotree⁸⁸, la demande provient notamment des usines de traitements des eaux usées et des usines de fabrication des fertilisants.

* Les **produits respectueux de la salinité** (*Salinity-friendly products*) sont des paiements pour la fonction de contrôle de la salinité effectués à travers les ventes des biens existants (principe de la certification).

Quelle(s) option(s) pour quel(s) service(s) ?

Services hydrologiques protégés	Options pour la protection	Cas recensés
Qualité de l'eau	- Contrats de protection des bassins versants/ contrats de bonne gestion	6
	- Crédits de qualité des eaux	4
	- Acquisitions de terres	4
	- Servitudes de conservation	2

⁸⁶ La plantation d'arbres dans des zones critiques réduit les nappes phréatiques et donc, la salinisation du sol et de l'eau.

⁸⁷ La phytoremédiation est la dépollution des sols, l'épuration des eaux usées ou l'assainissement de l'air intérieur, utilisant des plantes vasculaires, des algues (phycoremédiation) ou des champignons (mycoremédiation), et par extension des écosystèmes qui supportent ces végétaux. Ainsi on élimine ou contrôle des contaminations. La dégradation de composés nocifs est accélérée par l'activité microbienne. (Source : Wikipédia).

⁸⁸ <http://www.ecolotree.com/>

Régulation de la nappe phréatique	- Crédits de salinité	1
	- Crédits de percolation	1
	- Produits respectueux de la salinité	1
	- Licences de réduction écoulements d'eau	1
Contrôle des polluants du sol	Plantations d'arbres	1
Régulation et qualité des eaux	- Contrats protection des bassins versants	20
	- Zones protégées	10
	- Acquisition de terres	4
	- Droits sur l'eau	2
	- Locations de bassins versants	1

D'après Landell-Mills et Porras (2002)

D'après le tableau ci-dessus, on constate que les contrats de protection des bassins versants sont les moyens les plus utilisés pour protéger les services hydrologiques, suivis de la mise en application d'une protection réglementaire de la zone.

Des exemples d'expérience de PSE relatifs aux services hydrologiques

La littérature fournit peu d'information permettant de savoir si le marché est le meilleur mécanisme pour fournir, voire améliorer, les services hydrologiques. Toutefois, Landell-Mills et Porras (2002) recensent 61 paiements pour de tels services (dans 22 pays).

Les programmes de protection des bassins versants financés par les utilisateurs ont du succès notamment parce que ces derniers sont facilement identifiables et qu'ils reçoivent des bénéfices bien définis.

De nombreux programmes sont élaborés en Amérique centrale et en Amérique latine, par exemple au Guatemala (Pagiola et al. 2009), au Salvador (Herrador et al. 2002), au Honduras (Mejia et Barrantes, 2003), au Nicaragua (Pérez, 2005) et au Mexique (Muñoz-Pina et al. 2008). Un des exemples les plus célèbres est le système établi à New-York pour protéger le bassin versant des Monts Catskill-Delaware.

1- Programme de protection du bassin versant Catskill-Delaware, New-York⁸⁹

L'agglomération de New York, soit une dizaine de millions d'habitants, est alimentée en eau potable par le bassin versant Catskill-Delaware, un ensemble de 5 000 km² de vallées cultivées et de montagnes couvertes de forêts, parcourues par un réseau de rivières reliées à dix-neuf réservoirs.

Suite à la dégradation de cette ressource (le bassin versant a été contaminé par des eaux usées non traitées provenant de collectivités locales et de résidences d'été ; par les déchets d'origine animale, les engrais et les pesticides en provenance d'exploitations agricoles proches), la ville de New-York avait envisagé la construction d'une usine de traitement de l'eau, soit un

⁸⁹ Voir aussi Kerr et Jindal (2007).

investissement de 6 à 8 milliards de dollars, auquel il fallait ajouter 300 à 500 millions de dollars de dépenses annuelles d'entretien. Après réflexion et concertation, les autorités se sont engagées dans une autre voie : un programme de restauration et de protection du bassin versant capable de garantir durablement la qualité de l'eau, le tout pour environ 1,5 milliard de dollars.

Le principe de ce projet consiste à protéger l'eau à la source et à rendre à l'écosystème son pouvoir épurateur. Il consiste à acquérir des terrains autour des réservoirs afin de préserver les forêts et les zones humides qui font tampon contre la pollution, et à attribuer des crédits aux propriétaires fonciers locaux pour l'entretien des terres agricoles et des forêts.

Pour ce faire, ce projet fait appel à divers outils :

- Le financement du programme est obtenu *via* une taxe additionnelle imposée aux consommateurs d'eau new-yorkais et un fond dédié mis en place par la ville ;
- Trois outils permettent d'inciter les propriétaires à bien gérer leurs parcelles : des crédits d'impôts, des subventions compensant le surcoût des nouvelles pratiques, et des droits d'exploitations supplémentaires pour les entreprises forestières s'engageant à une meilleure gestion ;
- L'achat des terrains s'accompagne d'un droit d'exploitation pour les exploitants qui s'engagent à suivre de bonnes pratiques, et des servitudes de long terme permettent au gouvernement local d'acheter aux propriétaires l'obligation de ne pas produire sur des terrains présentant un intérêt écologique majeur (paiements annuels versés aux propriétaires en échange du maintien des terres dans un état naturel).

L'accord (établi en 1997) stipule que la ville sollicite l'achat de 355 000 acres de terres dans le bassin versant entre 1997 et 2007.

Actuellement, la ville continue de solliciter l'acquisition de terres directement ou *via* des servitudes de conservation qui restreignent leur développement. Entre 1997 et 2003, la ville a obtenu (ou a eu sous contrat) près de 52 000 acres (dont 70% est située dans des zones à haute priorité) au coût de 131 millions de dollars. La ville travaille également avec des fonds de confiance locaux pour accroître cette sollicitation. Par ailleurs, 95% des grandes exploitations agricoles sont impliquées dans un programme volontaire dans lequel plus de 2 500 actions sont spécifiées.

Résultats

- Des coûts significatifs ont été évités (sur la construction et le fonctionnement d'une nouvelle usine de traitement) ;
- Le traitement des eaux usées a été amélioré ;
- Le caractère rural du bassin versant et l'espace ouvert ont été préservés, augmentant les opportunités pour les affaires agricoles et forestières ;
- Ces mesures ont permis au bassin versant de retrouver ses fonctions naturelles (fonctions épuratives), et d'autres services tels que le contrôle des inondations et le captage du carbone ont également été protégés.

Ce programme est emblématique car pour la première fois, les services que les écosystèmes rendent à la société ont été pris en compte et préservés à une grande échelle. Des actions similaires ont été menées dans d'autres cadres, notamment en France, pour protéger les bassins versants alimentant des captages d'eau potable ou des sources minérales (Vittel).

2- Exemple de la société Perrier pour la protection des eaux de Vittel, France⁹⁰

Dans les années 80, l'agriculture intensive a fait augmenter le niveau de nitrate et de pesticides dans la source de captage des eaux de Vittel. Dans la mesure où la législation française interdit tout traitement pour l'eau minérale, la société Perrier était confronté à un choix pour s'assurer un approvisionnement en eau de bonne qualité pour son usine d'embouteillage : mettre en place une station de filtration de l'eau ou chercher continuellement de nouvelles sources d'approvisionnement. La société a privilégié une autre solution : protéger les ressources en eau locales par la mise en place d'un programme de réduction des nitrates et des pesticides et de restauration de la purification naturelle de l'eau sur le sous-bassin concerné.

Pour ce faire, la société a racheté 1 500 ha de terres agricoles (coût de 1,14 millions d'euros par an pendant les 7 premières années) situées autour des sources et a passé des contrats de longue durée (de 18 à 30 ans) couvrant une quarantaine d'exploitations (qui représentent près de 10 000 ha) pour qu'ils changent de pratiques agricoles⁹¹.

Ces deux actions constituent une incitation financière dans la mesure où :

- le prix d'achat des terres était supérieur au prix du marché, avec usufruit gratuit pour les agriculteurs qui s'engageaient à améliorer leurs pratiques de culture ;
- une compensation financière était versée aux agriculteurs qui donnaient leur accord pour adopter des méthodes d'élevages plus extensives.

Le coût de ces actions s'est élevé à environ 20 millions d'euros pour les 7 premières années (une subvention d'un montant maximum de 150 000 € par exploitation a été versée pour couvrir les coûts liés à l'achat de nouveaux équipements), dont 180 €/ha payés à chaque exploitant.

Notons toutefois que, malgré les connaissances scientifiques, 10 ans ont été nécessaires pour parvenir à un accord opérationnel entre les deux parties (problèmes dus notamment à l'hétérogénéité des situations des agriculteurs et à la difficulté de s'accorder sur une façon d'évaluer les coûts des changements de pratique et le montant de la compensation).

Résultats

Actuellement, ce système de PSE est considéré comme un succès.

Il comprend un acheteur (la société Perrier-Vittel) et 26 vendeurs (les agriculteurs) de SE (filtration de l'eau, maintien d'un niveau adéquat de nitrate), et couvre une zone de 3 500 hectares.

⁹⁰ Voir Wunder et Wertz-Kanounnikoff (2009), Perrot-Maître et Davis (2001), Perrot-Maître (2006).

⁹¹ L'incitation porte sur les comportements suivants : développer l'élevage laitier extensif ; améliorer la gestion des effluents d'origine animale ; éliminer la culture du maïs et l'utilisation des produits phytosanitaires.

En 2004, tous les agriculteurs ciblés ont adopté le nouveau système d'exploitation ; 1 700 ha de maïs ont été éliminés et 92% du sous-bassin a été protégé.

Les paiements ne sont pas directement conditionnels au changement dans le niveau de nitrate dans l'aquifère car il est impossible d'établir la contribution exacte de chaque agriculteur à la qualité de l'eau. Les paiements sont contingents à l'adoption de nouvelles pratiques d'exploitation.

Aussi, compte tenu de la participation mineure du secteur public (l'INRA a financé 20% de la recherche, l'Agence de l'eau a payé 30% du coût des équipements), et des montants élevés de subventions allouées, ce type de système semble réservé à des entreprises disposant de moyens financiers importants.

3- Exemple du fond Costaricain FONAFIFO

La loi forestière n° 7575 n'oblige pas les bénéficiaires à payer pour ces services. Tout paiement doit être négocié avec l'acheteur potentiel. Ci-dessous, quelques contrats passés entre FONAFIFO⁹² et les usagers (contrats de 5 ans, renouvelables) :

Table 1 – Contracts for provision of water services in Costa Rica's PSA program							
Company	Type of user	Watershed/ Area	Area covered by contract ^a (ha)	Actual area enrolled as of end 2004 (ha)	Contribution to payment to participating land users ^{a,b} (US\$/ha/yr)	Contribution to FONAFIFO administrative costs	Comments
Energía Global	Hydropower producer	Río Volcán and Río San Fernando	2000	1493	12	0	Signed 1997, renewed 2002
Platanar S.A.	Hydropower producer	Río Platanar	750	396 354	15 30 ^c	5% of payment	Signed 1999, renewed 2004; addendum on non-titled land users signed 2000 for 10 yrs
CNFL	Hydropower producer	Río Aranjuez Río Balsa Río Laguna Cote	4000 6000 900	2424 4567 501	40 40 40	\$13/ha yr 1 \$7/ha yrs 2-5	Umbrella agreement signed 2000, with addendums covering specific watersheds
Florida Ice & Farm	Bottler	Río Segundo	1000	440	45 ^d	\$29/ha yr 1	Signed 2001, later modified to use CSA
Heredia ESPH	Municipal water supply	Río Segundo			22 ^d	\$4/ha yr 1	Signed 2002 using CSA
Azucarera El Viejo	Agribusiness (irrigated)	Acuífero El Tempisque	550	0	45	7%	Signed 2004 using CSA
La Costeña SA	Agribusiness (irrigated)	Acuífero de Guanacaste	100	0	45	7%	Signed 2004 using CSA

⁹² Pour plus d'information, se reporter à la section des paiements pour les services liés à la biodiversité.

Table 1- Suite

Company	Type of user	Watershed/ Area	Area covered by contract ^a (ha)	Actual area enrolled as of end 2004 (ha)	Contribution to payment to participating land users ^{a,b} (US\$/ha/yr)	Contribution to FONAFIFO administrative costs	Comments
Olefinas	Agricultural supplies	Acuífero de Guanacaste	40	40	45	7%	Signed 2004 using CSA
Exporpac	Agribusiness (irrigated)	Acuífero de Guanacaste	100	0	45	7%	Signed 2005 using CSA
Hidroeléctrica Aguas Zarcas	Hydropower producer	Río Aguas Zarcas	1,666	0	30	7%	Signed 2005 using CSA
Desarrollos Hoteleros Guanacaste	Tourism	Acuífero de Guanacaste	925	0	45	7%	Signed 2005 using CSA

Source: FONAFIFO data.

^a In cases where contracts have been renewed, information shown on area covered and payment is that under the latest contract.

^b Participating land users receive the standard PSA contract payments (US\$40–43/ha/yr through 2005) except in Río Segundo (see below).

^c Platanar pays US\$15/ha/yr for contracts with landowners with land titles (285 ha at end 2004), with FONAFIFO paying the rest; It pays US\$30/ha/yr for contracts with landowners without land titles (385 ha at end 2004), who are not otherwise eligible for PSA contracts.

^d To overcome high local opportunity costs, payments by Florida Ice and Farm and Heredia ESPH are cumulated, so that land users are paid US \$67/ha/yr.

Source : Pagiola (2008)

Prenons l'exemple du contrat passé avec l'entreprise hydroélectrique Energía Global (Perrot-Maître et Davis, 2001)

Afin de maximiser sa production électrique et ses revenus, l'entreprise (privée) souhaite augmenter la régularité de l'écoulement des eaux et réduire la sédimentation des réservoirs ; et pour cela, elle estime qu'il faut augmenter le couvert forestier amont.

L'entreprise verse alors 18 \$/ha au fond FONAFIFO, lequel ajoute à ce montant 30 \$/ha et verse le tout aux propriétaires de terres amont qui acceptent de reboiser leur terre, qui s'engagent dans une activité de foresterie soutenable et/ou qui conservent leurs terres boisées.

Notons que cette compensation financière de près de 48 \$/ha/an ne reflète pas la valeur des services hydrologiques procurés mais constitue une approximation du coût d'opportunité du développement des terres (principalement les revenus potentiels du bétail).

Après un début lent, le nombre d'accords a augmenté, aidés par les certificats de services environnementaux (*Certificados de Servicios Ambientales*, CSA) qui consistent à payer pour la conservation d'un hectare de forêt dans une zone spécifique. Plutôt que de négocier chaque accord sur une base *ad hoc*, FONAFIFO peut ainsi vendre aux usagers intéressés le nombre approprié de certificats.

En 2005, le pays a étendu l'utilisation des paiements en révisant ses tarifs de l'eau. Ces tarifs constituent un déplacement des accords volontaires vers des accords obligatoires. Cela génère une augmentation rapide et substantielle des fonds disponibles pour la conservation. Ainsi, après 5 ans d'efforts, les accords volontaires ont généré 0,5 million de dollars par an et la tarification de l'eau probablement 10 fois plus.

4- Protection de bassins versants dans des aires protégées, Equateur⁹³

En Amérique latine, de nombreux parcs nationaux et aires protégées étaient à l'origine établis pour protéger les sources d'eau (80% de l'eau potable provient de deux aires protégées). Or, divers facteurs (pratiques agricoles non soutenables, surpâturage...) affectent ces zones et menacent la fourniture d'une eau de qualité.

Pour contrôler ces menaces, des plans de gestion ont été établis (ces plans consistent à identifier les mesures visant à protéger, voire améliorer, les fonctions hydrologiques, et les systèmes de production soutenables qui réduisent les pressions humaines). Par ailleurs, bien que les terres concernées soient situées à l'intérieur des réserves, qui font partie du patrimoine de l'Etat, les propriétaires d'origine n'ont jamais été compensés pour la perte de leur titre de propriété, ce qui suscite des conflits. Pour éviter cela, il est apparu nécessaire de verser des compensations à ces propriétaires (par exemple, *via* des servitudes de conservation ou des PSE afin d'encourager des usages plus appropriés des terres) ou d'acheter ces terres, et de mettre en place un système de contrôle des actions entreprises sur ces terres (contrôle des activités d'abattage, de chasse, de pêche, de brûlage, de surpâturages...).

Dans les années 2000, les fonds publics étant insuffisants, la ville de Quito (Equateur) a mis en place le *Fondo del Agua* (FONAG) pour financer la gestion et la conservation des bassins versants environnants.

FONAG est un fond de dotations qui peut recevoir de l'argent du gouvernement, d'organismes privés et d'ONG. Un directeur financier indépendant investit ce fond et les retours d'investissements sont utilisés pour la protection des bassins versants. La dotation n'est pas dépensée, seuls les retours d'investissements sont utilisés afin d'assurer la disponibilité future des ressources.

FONAG a une structure de gouvernance ouverte (il est indépendant du gouvernement mais coopère avec l'autorité environnementale pour assurer une complémentarité avec les programmes gouvernementaux) qui cherche à encourager une large participation des parties prenantes. Cette participation est particulièrement importante dans la mesure où les paiements s'effectuent sur une base volontaire ; le succès du programme dépend donc du consentement à payer. Aussi, pour encourager la participation, tout agent qui verse de l'argent dans le fond peut devenir membre (individuellement ou en élisant un représentant) du conseil d'administration, et donc participer aux décisions et à la manière dont le fond dépense l'argent. Pour garantir un engagement, les donateurs doivent signer un contrat ; le pouvoir de vote dépend du montant des ressources financières injecté dans le fond.

Bien que ce soit un mécanisme volontaire, par principe, le montant versé par les usagers devrait refléter la valeur d'usage qu'ils attribuent à l'eau. Cependant, en raison du manque d'information sur ces valeurs, il a été suggéré d'encourager les usagers fortement dépendants de cette ressource dans le cadre de leur travail à payer un pourcentage de leurs ventes mensuelles.

FONAG reçoit ainsi des engagements de deux principaux usagers de l'eau (organismes publics) :

- une compagnie électrique qui verse 45 000 \$/an depuis septembre 2001 ;

⁹³ Voir Echavarría et al. (2004), Echavarría (2002).

- la compagnie qui fournit l'eau à la ville qui verse 1% de ses ventes d'eau potable sur une base mensuelle (ce qui correspond à environ 14 000 \$/mois).

La mise en place des actions de protection des bassins versants a débuté mi-2002 (c'est-à-dire à partir du moment où les ressources financières disponibles étaient suffisantes). Mais du fait de la situation du pays (crise économique et financière), les performances de ce fond n'ont pas été celles attendues.

5- Exemple des crédits de percolation⁹⁴, Australie⁹⁵

Pour réduire la salinité des eaux (qui affecte les récoltes et les productivités), le *Macquarie River Food and Fiber* (MRFF), une association de 600 exploitants irrigateurs a conclu un accord avec *State Forests* (une entreprise publique d'échange) afin de soutenir le boisement.

L'association (utilisateur aval de l'eau) achète des crédits (crédits de percolation ou de réduction de la salinité) à *State Forests*, qui a obtenu ces crédits en plantant des arbres ou autre végétation. Le *State Forests* utilise ensuite ces fonds pour financer le reboisement.

Les crédits sont fondés sur la quantité d'eau filtrée à partir de 100 hectares de forêt nouvellement établie dans la zone de captage. Le prix est exprimé en dollar par millier de m³ d'eau filtrée additionnelle par an ; sous l'hypothèse qu'un hectare de forêt génère 5 000 m³ d'eau filtrée par an.

En 2001, les exploitants payaient 17 dollars australiens par 1 000 m³ d'eau filtrée, ou une compensation de 85 \$AUD/ha/an, cet accord ayant une durée de 10 ans.

Conclusion

Outre les quelques exemples de paiements pour les services hydrologiques que nous venons de présenter, il est important de souligner qu'il en existe de nombreux autres. Cette multitude d'expériences dans le domaine des services hydrologiques traduit en partie la facilité d'identifier les bénéficiaires de ce type de services. Notons également que l'Amérique latine est une région qui expérimente beaucoup les PSE et pas uniquement les services environnementaux liés à la ressource eau.

3.2.5.4. Les services liés au carbone

Les forêts sont les écosystèmes les plus importants pour capter (par la photosynthèse) et stocker le carbone. La composition topographique (du sol et des espèces) et le climat sont des facteurs qui influencent le taux de séquestration du carbone par les forêts ; leur croissance et développement accroît le montant de carbone séquestré. Ainsi, la longévité des arbres les rend particulièrement adaptés à la séquestration et au stockage du carbone (contrairement au

⁹⁴ *Water transpiration credits*

⁹⁵ Voir Perrot-Maître et Davis (2001).

déboisement et à la dégradation des forêts qui favorisent l'émission de carbone dans l'atmosphère). La gestion des forêts a donc un impact important sur ce type de services⁹⁶.

Cependant, le paiement pour la séquestration du carbone à partir de la déforestation évitée est encore contesté en raison des coûts de transaction élevés et des incertitudes en lien avec les règles du marché international de carbone (Grieg-Gran et Bann, 2003).

En 2003, il y avait environ 110 projets couvrant une superficie totale de près de 5 millions d'hectares, dont la moitié portait sur la conservation des forêts ; et la superficie totale intéressée par des projets de plantations forestières représentait environ 450 000 ha (Katila et Puustjärvi, 2003).

Les marchés de carbone sont essentiellement mondiaux, la plupart des transactions impliquent donc des acheteurs internationaux.

Landell-Mills et Porras (2002) recensent 75 exemples de paiements pour les compensations carbone en forêt, dans 27 pays : 24 en Amérique Latine et Caraïbes, 14 en Europe, 13 en Asie/Pacifique, 9 en Amérique du Nord, 5 en Afrique, les autres concernent des firmes multinationales ou des agences internationales.

Des exemples d'expérience de PES relatifs aux services carbone⁹⁷

La commercialisation du service « séquestration du carbone » (par séquestration, on entend l'absorption et le stockage du carbone par la végétation forestière et les sols) s'effectue par l'intermédiaire de divers produits tels que les réductions d'émission certifiées, les unités de réduction des émissions ou les crédits (ou compensation) carbone.

1- Exemple de contrats individuels volontaires⁹⁸

Le projet Scolel Té (Chiapas, Mexique du sud) est un des premiers projets à s'intéresser à l'engagement des petits propriétaires (forestiers ou agricoles) et des communautés dans la fourniture potentielle de services carbone. Il prend comme point de départ les activités d'usage des terres que les communautés et propriétaires chercheraient à mettre en place, et se demande comment les bénéfices carbone pourraient être conditionnés et commercialisés afin de fournir un capital qui permette de financer ces activités.

Il s'agit pour les agents (propriétaires ou communautés) d'élaborer des plans décrivant le type de système forestier ou agricole qu'ils souhaiteraient développer, la localisation géographique, le type de végétation et les pratiques actuelles qui seraient modifiés, et la quantité de travail et de matériels dont ils auraient besoin pour ce nouveau système.

⁹⁶ Quatre approches peuvent jouer un rôle clé dans la compensation carbone : 1/ le reboisement/boisement (agroforesterie incluse) pour augmenter la séquestration du carbone ; 2/ une gestion améliorée des forêts (impacts réduits des abattages) pour augmenter la séquestration et réduire les émissions ; 3/ une conservation et une protection contre la déforestation pour supprimer les émissions ; 4/ une substitution de la biomasse produite de façon soutenable pour les combustibles fossiles pour supprimer les émissions.

⁹⁷ Voir également Totten (2001)

⁹⁸ Voir Nelson et de Jong (2003), Tipper (2002).

Un fond de confiance, le *Fondo Bioclimatico*, sert de compte en banque au projet et de chambre de compensation pour les crédits carbone générés par les activités mises en œuvre. Ce fond examine les plans présentés par les agents, vérifie que les activités proposées sont techniquement réalisables et estime leurs bénéfices en termes de séquestration carbone.

Lorsqu'un plan est approuvé, l'agent est informé des résultats de l'évaluation de son plan, du montant de carbone qu'il peut s'attendre à séquestrer et les termes et conditions pour la réception du paiement pour la fourniture du service carbone.

Pour faire correspondre l'offre et la demande, un plan Vivo⁹⁹ a été activé, celui-ci déclenchant la création d'un compte carbone individuel ou groupé, et d'un compte de liquidité pour le fond de confiance.

Au bout de 6 ans (le projet a débuté en 1996), ce projet comptait près de 400 participants issus de 30 communautés.

Le Fond Bioclimatique vend le carbone à 12 \$/tC (soit 3,3 \$/tCO₂) : 60% du prix (soit 8 \$) revient aux propriétaires et communautés pour investir dans les activités notifiées dans leurs plans ; les 40% restants permettent de couvrir divers coûts (coûts de soutien technique, de contrôle...). Les bénéfices de ce projet ont été évalués entre 110 et 1 700 \$/ha.

Tous les acheteurs agissent sur une base volontaire (contrats individuels volontaires) sans incitation fiscale ou légale. Les acheteurs les plus importants sont : FIA (International Automobile Federation), World Economic Forum, le groupe de rock Pink Floyd, la firme Future Forests.

Le plan Vivo est également testé dans deux autres projets (Uganda et Mozambique). Un des avantages de cette approche est sa capacité à initier un système d'échange de carbone à une très petite échelle.

2- Exemple d'un portefeuille de projets, Australie¹⁰⁰

Le programme *New Forests Program*, développé par *Hancock Natural Resource Group* (HNRG), consiste à fournir aux investisseurs un portefeuille de projets de reboisement, dont l'une des ambitions est de séquestrer le CO₂ de l'atmosphère de manière systématique et coût-efficace. Il s'agit de concevoir des produits d'investissements relatifs à la séquestration de carbone et autres services environnementaux forestiers.

Les investissements peuvent être considérés comme des fonds naturels d'infrastructure dans la mesure où ils cherchent à rétablir les forêts qui contribueront au changement climatique, à la conservation de la biodiversité et au renversement de la dégradation des terres aussi bien qu'à la fourniture à long terme du bois et des produits bioénergie.

L'objectif de ce programme est de générer une séquestration de carbone nette positive et plus précisément, d'avoir un rendement de crédits carbone autour de 43 000 t/an sur une période de 20 ans, pour chaque 5 millions de dollars investis.

⁹⁹ Le système de plan Vivo est un ensemble de normes, processus et outils utilisés pour développer et enregistrer les projets de paiements pour services environnementaux dans les pays en développement. Les activités de ces projets concernent le boisement, l'agroforesterie, la conservation des forêts, la restauration, la déforestation évitée ; ces activités étant mises en œuvre par de petits propriétaires ou des communautés. Pour plus d'informations voir le site internet <http://www.planvivo.org/>

¹⁰⁰ Voir Brand (2002).

*Hancock Timber Resource Group*¹⁰¹ (créée en 1985) est une entité de *Hancock Natural Resource Group*, basée à Boston (Massachusetts, US). Ce groupe développe et gère des portefeuilles très divers de terrains forestiers. Fin 2008, le patrimoine géré représentait 1,8 millions d'hectare (localisé aux Etats-Unis, Canada, Australie, Nouvelle-Zélande, et Brésil), d'une valeur de 8,5 milliards de dollars.

3- Autres exemples

Aux Etats-Unis, le *National Carbon Offset Coalition* (www.ncoc.us) a mis en place son propre système d'échange pour vendre des crédits de carbone fondés sur les terres (*land-based carbon credits*) et assiste les propriétaires dans la planification d'activités de séquestration du carbone.

La compagnie pétrolière BP Amoco¹⁰² a établi en 1998 son propre système d'échange interne de CO₂, l'enjeu étant d'atteindre ses objectifs de réduction de ses émissions de gaz à effet de serre de 10% du niveau de 1990 en 2010.

3.2.6. Conclusion

Au vu des différentes possibilités de paiement afin de protéger, voire améliorer, les services environnementaux, et des expériences recensées, plusieurs constats peuvent être énoncés.

3.2.6.1. Le rôle des parties prenantes

L'**Etat** a un rôle actif dans les marchés de services environnementaux. En effet, l'étude menée par Landell-Mills et Porras (2002) révèle que dans les 287 cas recensés, il représente 16% des acheteurs, 23% des vendeurs et 17% des intermédiaires.

Les fournisseurs et bénéficiaires du **secteur privé** sont constitués d'individus (propriétaires, gestionnaires forestiers, agriculteurs, usagers domestiques) et d'entreprises (foresterie, énergie hydro-électrique, tourisme, pêche, chasse, firmes émettrices de carbone).

Les **ONG locales** et les **fonds de confiance** représentent près de 43% des intermédiaires.

3.2.6.2. Les mécanismes de paiement

Landell-Mills et Porras (2002) ont identifié 11 mécanismes de paiement dans le cadre des services environnementaux forestiers. Nous les décrivons dans l'ordre croissant de leur degré de sophistication et nous précisons entre parenthèse leur position en termes d'utilisation relative dans les cas recensés.

¹⁰¹ Pour plus d'information, voir le site internet <http://www.htrg.com/htrg/index.html>

¹⁰² BP Amoco (2001). "Greenhouse Gas Emission Trading", BP Amoco unpublished report.

* La négociation directe entre acheteurs et vendeurs (n° 2/11)

Les processus de négociation peuvent être longs pour s'accorder sur les détails de paiements, les activités concernées et les possibilités de risque.

Dans le cadre des services hydrologiques, on observe des contrats qui établissent les pratiques de gestion à appliquer afin d'améliorer les bénéfices des bassins versants, des accords de vente de terres et, plus récemment, des servitudes de conservation.

* La transaction avec intermédiaire (n° 1/11)

Les intermédiaires permettent de réduire les coûts de transaction associés à la recherche, la négociation et la finalisation des accords. Ils peuvent également limiter les risques liés à la défaillance du projet ou à sa non-livraison lorsque leurs compétences leur permettent d'identifier les meilleures transactions.

Lorsque les négociations entre responsables locaux sont complexes, des intermédiaires peuvent initier les accords. Par exemple, le fond forestier national du Costa Rica FONAFIFO, joue un rôle catalytique dans l'accord pour le maintien de la beauté du paysage passé entre les compagnies de rafting et les propriétaires des zones lacustres.

Les ONG locales ou internationales ainsi que les fonds de confiance sont les intermédiaires les plus utilisés (les 1^{ers} plutôt pour les marchés liés aux services hydrologiques, les 2^{nds} pour la biodiversité). Les intermédiaires privés sont de plus en plus utilisés pour les transactions liées au service carbone.

* Les transactions communes¹⁰³ (n° 3/11)

Il s'agit de contrôler les risques d'échange en partageant l'investissement entre plusieurs acheteurs. Dans certains cas, ces transactions sont nécessaires du fait de l'existence d'effets de seuil (c'est-à-dire lorsqu'un minimum de surface forestière doit être protégée pour générer l'offre ; par exemple, la protection de la biodiversité nécessite souvent des investissements sur des zones voisines plutôt que sur des petites parcelles). Ce mécanisme permet aussi de partager les coûts d'une transaction importante.

Ces transactions s'effectuent souvent de main à main avec un intermédiaire qui gère et organise la transaction une fois les fonds mis en commun.

* Le fonds d'investissement / le capital risque (n° 7/11)

C'est une forme plus sophistiquée de mise en commun où les investisseurs externes mettent l'argent dans un fonds qui investit dans des affaires relatives aux services environnementaux¹⁰⁴. Dans certains cas, les investisseurs espèrent recevoir des paiements en produits de services environnementaux tels que des compensations carbone.

* L'échange interne (n° 10/11)

C'est un échange qui est effectué au sein d'une même organisation (par exemple, des paiements intra-gouvernementaux).

¹⁰³ *Pooled transaction*

¹⁰⁴ *Environmental service-based businesses*

* La co-entreprise¹⁰⁵ et l'intégration verticale (n° 5/11)

Les co-entreprises permettent aux fournisseurs de services environnementaux de gagner une part équitable de la valeur ajoutée de l'entreprise (paiements pour les services environnementaux sous forme de parts du profit).

Par exemple, dans le cas des services relatifs à la beauté du paysage, les responsables locaux peuvent développer leurs propres opérations de tourisme afin de contourner les tour-opérateurs et ainsi capter le CAP. Cela permet également de créer un marché interne.

* Les échanges / redevances d'utilisation en vente libre (n° 4/11)

Ces échanges peuvent être mis en place lorsque le service environnemental est pré-conditionné pour la vente. Ce service est souvent offert à un taux standard non négociable et imposé à tous les bénéficiaires, par exemple *via* des redevances d'utilisation.

* Les transactions de la chambre de compensation¹⁰⁶ (n° 9/11)

L'objectif est de réduire les coûts de transaction. La chambre de compensation est l'interlocuteur unique¹⁰⁷ qui offre un stock de produits à la vente et un ensemble d'acheteurs qui cherche des achats appropriés ; elle donne aussi des conseils technique et d'assurance.

Au Costa Rica, des résidents locaux ont établis une association (*Talamancan Association*) qui met en contact les visiteurs avec les services touristiques locaux, ce qui permet notamment de réduire les coûts de recherche pour les vendeurs et les acheteurs.

* Les échanges par enchères (n° 11)

C'est un processus d'offres fermées ou ouvertes. Ce type d'échange maximise la compétition et s'écarte des accords négociés individuellement.

Des enchères ont été proposées pour allouer les contrats de crédits de salinité en Australie et pour distribuer les permis de réduction des flux des ruisseaux en Afrique du Sud. Ce système est utilisé en Nouvelle-Zélande pour les concessions d'écotourisme.

* Les échanges au détail (n° 6/11)

En conditionnant les services forestiers sur les biens et services existants, il est possible de capter le CAP des individus sans construire un marché séparé. Cela permet de différencier le produit de ses compétiteurs et permet un avantage compétitif (exemple des produits certifiés).

* Le commerce fondé sur l'échange (n° 8/11)

Il utilise les échanges nationaux et internationaux pour étendre le marché à de nouveaux acheteurs et vendeurs et introduire des perspectives pour un marché secondaire. Ce système

¹⁰⁵ *Joint venture*

¹⁰⁶ La chambre de compensation est un organisme qui s'interpose entre les participants à un marché, se porte garant de la bonne fin des opérations, moyennant le paiement par chacun des participants de dépôts de garantie, et éventuellement met en œuvre un *netting* des opérations.

¹⁰⁷ *One-stop shop*

n'est pas toujours adapté aux services environnementaux forestiers, mais il est attractif pour les services environnementaux globaux (tels que les services liés au carbone).

Plus le mécanisme de paiements est sophistiqué, plus il peut réduire les coûts de transaction et les risques d'échange ; mais plus les coûts pour le mettre en œuvre sont élevés.

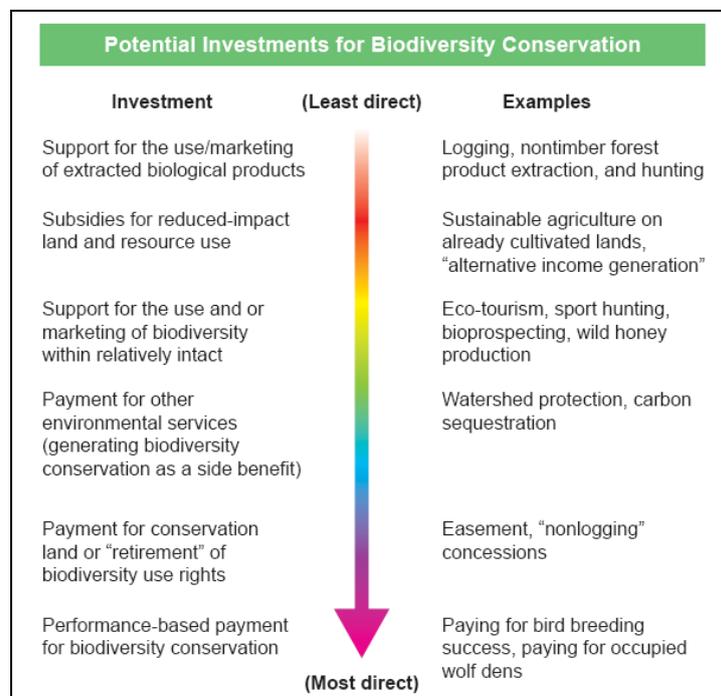
En règle générale, les marchés de services environnementaux restent peu sophistiqués, dominés par les transactions avec intermédiaires et la négociation directe. Cette image est en train de changer notamment avec la croissance des transactions communes et l'émergence des échanges en vente libre. Par ailleurs, il est fréquent de voir coexister différents mécanismes.

3.2.6.3. Paiements directs vs paiements indirects

Les approches *directes* consistent à payer pour la conservation (achats, servitudes...). Elles sont fondées sur le principe « payez pour ce que vous voulez » et créent des incitations en récompensant des résultats plutôt que d'imposer des activités spécifiques. Il s'agit des achats ou locations de terres (afin d'y établir un parc, une réserve), des servitudes, des concessions.

Les approches *indirectes* sont plus complexes ; elles consistent à soutenir et donc, encourager des activités économiques qui procurent de la biodiversité comme produit joint. Il s'agit par exemple de subventions pour des produits respectueux de l'environnement ; de subventions permettant de faciliter les activités d'écotourisme, de bioprospection ; de paiements pour la séquestration de carbone, la protection contre l'érosion, la purification de l'eau...

Les paiements sont donc plus ou moins en lien direct avec les objectifs de préservation de la biodiversité :



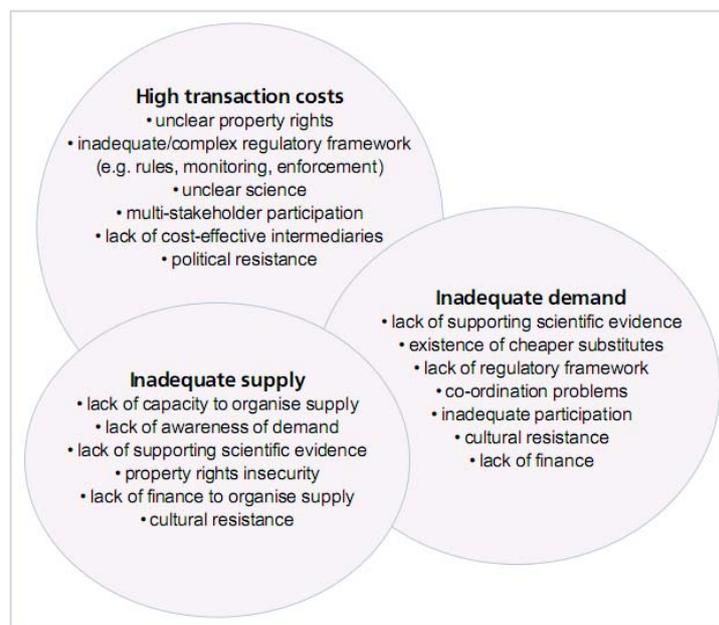
Source : Ferraro & Kiss (2002)

En général, une approche directe sera plus coût-efficace qu'une approche indirecte (Ferraro et al., 2005 ; Ferraro et Simpson, 2001, 2002, 2005 ; Conrad et Ferraro, 2002). En effet, la façon la moins coûteuse d'atteindre un objectif (ici, préserver la biodiversité) est de payer pour cet objectif plutôt que de payer pour une action en lien avec cet objectif, autrement dit : « *you get what you pay for* ».

Dans les pays développés, les initiatives en termes de conservation s'appuient généralement sur les paiements directs ainsi que sur des incitations financières telles que les paiements de performance et les réductions fiscales. Les pays en développement utilisent plutôt les approches indirectes, notamment parce que les régimes fonciers sont incertains ou inéquitables, ce qui constitue un des obstacles à la mise en place d'approches directes. Toutefois, ce type d'approches tend à se développer (au Costa Rica par exemple).

3.2.6.4. Les freins à la mise en place d'un marché de services environnementaux

Trois ensembles de contraintes peuvent nuire à la mise en place d'un marché de services environnementaux, leur importance variant selon le service et le pays concernés.



Source : Landell-Mills et Porras (2002)

En définitive, la réussite d'un marché pour les services environnementaux passe donc par des coûts de transaction faibles ainsi qu'une offre et une demande appropriées.

3.2.6.5. Les marchés pour services liés

Les coûts associés à la création d'un marché performant pour les services environnementaux et à la réalisation de transactions commerciales limitent leur mise en place. Dans de nombreux

cas, les forêts fournissent divers services collectifs, comme ceux relatifs aux bassins versants, à la biodiversité et au piégeage du carbone. La vente de services environnementaux liés peut réduire les coûts de transaction du point de vue tant de l'offre que de la demande. Les marchés pour les services liés vont en augmentant, notamment en raison de l'évolution des mécanismes de distribution et intermédiaires et de la prise de conscience croissante des possibilités offertes par une production conjointe.

Parmi les exemples figurent la *FACE Foundation*¹⁰⁸ et le Fonds prototype pour le carbone de la Banque mondiale, qui groupent les services relatifs au carbone ainsi que d'autres services environnementaux.

Le programme de paiement pour les services environnementaux du Costa Rica a mis en place une infrastructure novatrice de marché pour la vente de différents services, comme la gestion des bassins versants, la beauté du paysage, la biodiversité et la réduction des unités de carbone (l'approche du «panier à provisions») à des acheteurs locaux, nationaux et internationaux, tout en groupant les paiements versés aux gestionnaires fonciers (Chomitz et al., 1999 ; Landell-Mills et Porras, 2002).

Landell-Mills et Porras (2002) ont recensé 28 cas de marchés pour des services liés (la majorité en Amérique latine puis en Asie, 2 cas en Europe) : 50% des cas impliquent deux services environnementaux ; 18% trois services environnementaux ; 29% quatre services environnementaux.

La combinaison de services environnementaux la plus commune est le service carbone avec celui de la biodiversité, puis le service paysage avec la biodiversité.

Deux modes de ventes peuvent être utilisés :

- Les paquets liés (*merged bundles*). Les services environnementaux qui font l'objet de la vente ne peuvent pas être vendus séparément. Cette procédure est la plus simple, elle permet de limiter les coûts de transaction, mais elle est moins efficace et réduit les gains potentiels ;
- Les paniers (*shopping basket bundles*). Les services environnementaux peuvent être achetés individuellement ou ensemble. Cette approche est plus sophistiquée que la première mais plus complexe.

Pour en savoir plus sur les paiements pour les services environnementaux...

Johnson et al. (2001) ; Mayrand et Paquin (2004) ; Pagiola et Platais (2007) ; Wertz-Kanounnikoff (2006).

¹⁰⁸ <http://www.face-thefuture.com/>

Synthèse

L'objectif de ce rapport était de faire le point sur les outils économiques de préservation de la biodiversité en forêt. Il s'agissait d'analyser dans la littérature internationale différentes expériences d'incitation des agents économiques (essentiellement des propriétaires privés) d'une part à préserver la biodiversité en forêt, et d'autre part à préserver voire à augmenter les services écologiques ou assimilés (eau potable) procurés par les forêts.

Nous avons présenté dans ce rapport, différents instruments qui conduisent (de manière obligatoire ou volontaire) à utiliser durablement et à préserver la biodiversité ou les services associés. Nous faisons ici une synthèse de cette analyse en nous focalisant sur une question :

Dans quel(s) contexte(s) les différentes mesures sont-elles actuellement appliquées ?

Les *mesures réglementaires* sont généralement utilisées pour protéger les espèces menacées ou des zones naturelles riches en espèces (par exemple, en interdisant leur utilisation ou en établissant des restrictions à leur accès). En France, la protection de la biodiversité repose sur un cadre réglementaire fort : instauration de zones à accès et usage réglementés (création de parcs nationaux et de réserves naturelles), listes d'espèces strictement protégées, procédures d'autorisation pour les projets d'aménagement du territoire... Ces mesures présentent l'avantage d'être le moyen le plus direct pour atteindre à court terme un objectif environnemental donné ; mais elles sont coûteuses ou économiquement inefficaces, c'est pourquoi elles sont parfois utilisées de manière conjointe avec divers outils économiques.

Les *instruments de marché* offrent ainsi de nouvelles perspectives pour atteindre les objectifs en termes de biodiversité à moindre coût. Les instruments fondés sur les prix consistent à établir ou modifier les prix pour refléter les services des écosystèmes. Ce sont des incitations *directes* positives (subventions, allègements fiscaux) ou négatives (taxes, redevances) qui donnent aux activités un prix qu'elles n'avaient pas et permettent d'incorporer les coûts et les bénéfices externes de ces activités. Les instruments fondés sur les quantités établissent des objectifs quantitatifs pour atteindre ou maintenir les services des écosystèmes. Ce sont des incitations *indirectes* (mesures de compensation, paiements pour services environnementaux) qui créent un marché. L'analyse de l'état de l'art révèle que ces instruments sont souvent mobilisés pour préserver certains éléments de biodiversité plutôt que d'autres.

* *Les subventions et les fonds*

Au niveau international, les subventions sont un des instruments les plus utilisés, surtout dans les secteurs agricole et forestier (de nombreux exemples d'aides financières existent dans le domaine forestier en France, tels que l'aide à l'investissement forestier, la prime au boisement, LIFE, les ORF, les ORGFS...). Par ailleurs, elles sont plus largement utilisées dans le cadre de la préservation des habitats et écosystèmes, comparativement aux cas d'utilisation pour la préservation de la faune et la flore (OCDE, 2008 ; Bräuer et al., 2006).

* *Les avantages fiscaux*

Au niveau international, les taxes sont beaucoup utilisées dans le domaine de la gestion de l'eau. Bien qu'elles soient autant utilisées que les subventions dans le cadre de la préservation

des habitats, elles le sont d'avantage en ce qui concerne la faune et la flore (OCDE, 2008 ; Bräuer et al., 2006). En France, les avantages fiscaux concernent essentiellement le secteur forestier et sont généralement associés à des mesures réglementaires, notamment lorsque ces dernières sont jugées trop strictes, et permettent ainsi d'atténuer les conséquences négatives que peuvent engendrer les réglementations sur les activités économiques des agents visés.

** Les marchés pour les services environnementaux*

À l'heure actuelle, il n'existe de grands marchés que pour les produits forestiers directement consommables, comme les produits-bois. Les marchés pour les services environnementaux proprement dits sont rares car généralement considérés comme des biens publics ; ils dépendent fortement des politiques gouvernementales (la participation spontanée du secteur privé est rare).

Les paiements pour services environnementaux consistent à compenser les agents afin qu'ils entreprennent des actions permettant de préserver, améliorer, restaurer voire augmenter la fourniture des services environnementaux. Ils sont directs, contractuels, volontaires et conditionnels au résultat. Ils peuvent être financés par des taxes, des fonds d'ONG obtenus *via* des contributions volontaires, des redevances d'utilisation. Certains projets prennent la forme de systèmes de permis échangeables, de mesures de compensation, de servitudes de conservation, de subventions, d'écolabels... mais peu d'initiatives sont des marchés au sens pur.

L'Etat a un rôle actif dans les marchés de services environnementaux, en tant qu'acheteur, vendeur, ou intermédiaire. Dans le premier cas, son intervention peut être plus ou moins importante : il peut intégralement financer certains projets ou n'avoir aucun rôle (financement de projets par le secteur privé, comme par exemple le cas Perrier-Vittel ou le principe des produits certifiés).

Les fournisseurs et bénéficiaires du secteur privé sont des individus (propriétaires, gestionnaires forestiers, agriculteurs, usagers domestiques) ou des entreprises (foresterie, énergie hydro-électrique, tourisme, pêche, chasse, firmes émettrices de carbone).

Les ONG locales et les fonds de confiance représentent près de la moitié des intermédiaires.

Dans le cadre des services environnementaux forestiers, 11 mécanismes de paiement ont été identifiées (Landell-Mills et Porras, 2002). Plus le mécanisme de paiements est sophistiqué, plus il peut réduire les coûts de transaction et les risques d'échange ; mais plus les coûts pour le mettre en œuvre sont élevés. Les mécanismes les plus communément utilisés sont les moins sophistiqués : il s'agit principalement de la transaction avec intermédiaire, suivi de la négociation directe et de la transaction commune. Les échanges par enchères sont les moins utilisées (et parmi les plus sophistiqués).

En ce qui concerne les *services de protection de la biodiversité*, le marché est traditionnellement dominé par le secteur public. Afin de conserver, protéger, voire améliorer ces services environnementaux, différentes options sont disponibles. Les plus répandues sont les zones protégées, les droits de bioprospection (pour le matériel génétique) et les produits respectueux de la biodiversité (c'est-à-dire les produits certifiés). Les marchés fonciers sont de plus en plus employés pour l'acquisition de servitudes de conservation et de droits d'aménagement afférents à des terres qui abritent des habitats naturels. Les servitudes et concessions à des fins de conservation sont de plus en plus fréquentes, notamment aux Etats-

Unis. Il est également possible de recourir à des contrats de gestion, des mesures de compensation, ou encore à l'acquisition de terres.

Le paiement pour les *services liés à la beauté des paysages* peut s'effectuer à travers divers produits tels que : les droits d'accès et les permis d'entrée ; les voyages à prix forfaitaires (qui intègrent le paiement pour la beauté des paysages dans le paiement global d'activités récréatives) ; les accords de gestion des ressources naturelles, les concessions d'écotourisme, les locations de terres et l'acquisition de terres, pour lesquels on tente d'accéder au CAP des agences de voyages.

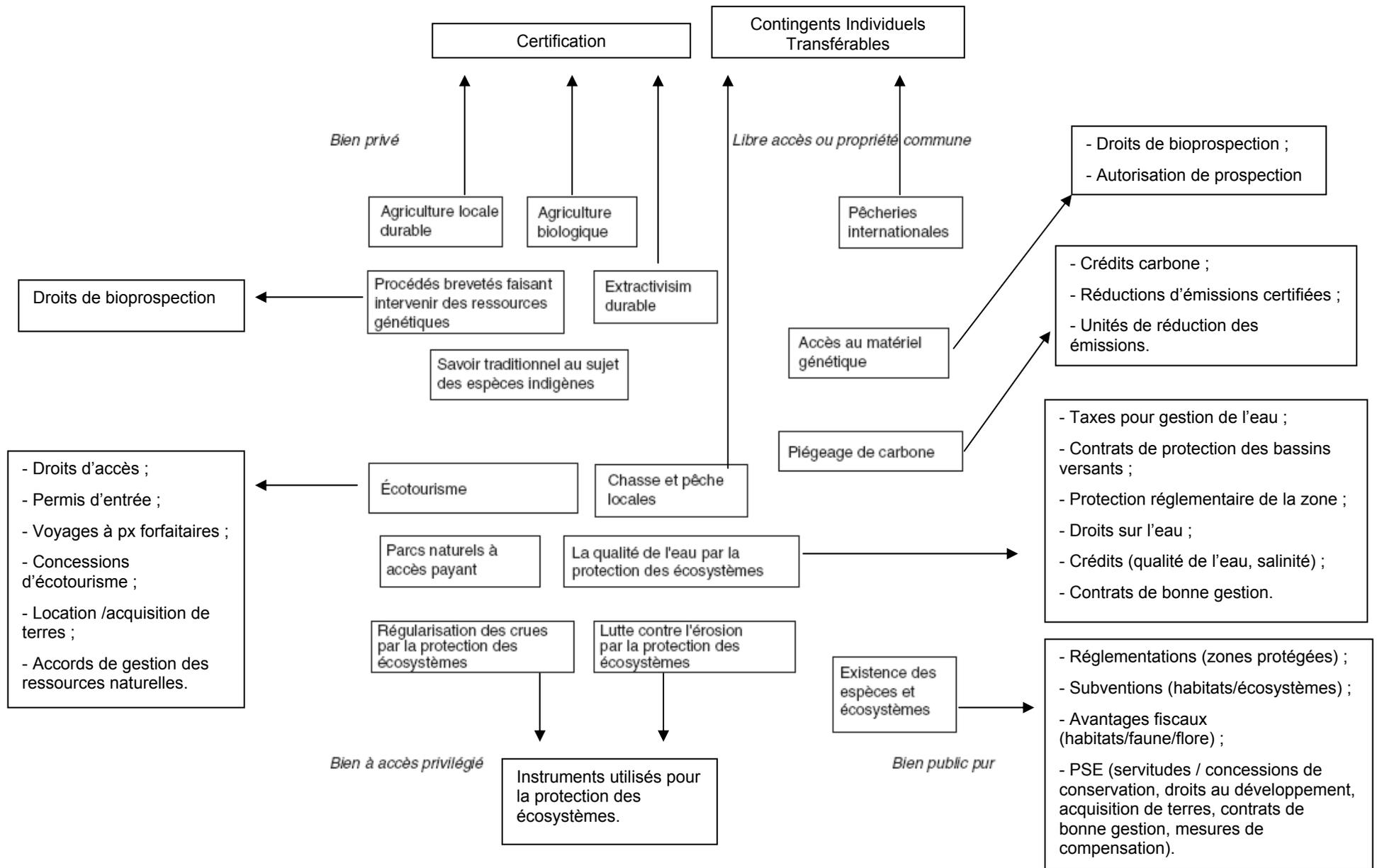
En ce qui concerne les *services liés à l'eau*, les marchés sont locaux, généralement financés par le secteur public (*via* les redevances des utilisateurs, des taxes additionnelles...). Il s'agit notamment d'inciter au boisement ou à la protection de forêts naturelles dans une zone de bassin versant. Ce type de marché est plus fréquent car moins difficile à mettre en place. En effet, les bénéficiaires de ces services sont faciles à identifier (agents situés en aval du bassin versant, qui ont un intérêt certain dans le maintien d'une eau de qualité, comme les agriculteurs, producteurs d'hydroélectricité, consommateurs domestiques) et ils reçoivent des bénéfices bien définis ; il est donc aisé de les mobiliser et de les impliquer dans une structure de PSE. Les contrats de protection des bassins versants sont les moyens les plus utilisés pour protéger les services hydrologiques, suivis de la mise en application d'une protection réglementaire de la zone. Il est également possible d'établir des contrats de gestion, des droits sur l'eau ou encore des crédits de qualité de l'eau ou de salinité.

Enfin, en ce qui concerne les *marchés liés au carbone*, ceux-ci sont essentiellement mondiaux. La commercialisation du service « carbone » s'effectue par l'intermédiaire de produits tels que les réductions d'émission certifiées, les unités de réduction des émissions ou les crédits (ou compensation) carbone.

Au final, cette analyse de l'état de l'art sur les outils de préservation de la biodiversité nous permet d'établir le tableau¹⁰⁹ ci-dessous qui, pour chaque bien ou service issu de la biodiversité, fait correspondre un ensemble d'instruments utilisés pour les préserver.

¹⁰⁹ Le cœur du tableau est issu de OCDE (2003).

Quel(s) instrument(s) pour quels biens et services issus de la biodiversité ?



Références bibliographiques

- Bishop J., S. Kapila, F. Hicks, P. Mitchell, F. Vorhies, (2008). *Building Biodiversity Business*, Shell International Limited and the International Union for Conservation of Nature: London, UK, and Gland, Switzerland, 164 pp.
- Bourgau J.M., J.J. Lafitte, D. Laurens, J.F. Lerat, A. Zeller (2007). *Certification Forestière et Garanties de Gestion Durable*, Rapport pour le Conseil général de l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux, 6^e Section « nature, forêt, paysage », CGAAER n° 933, Mars 2007, 79 pages.
- Boyd J. et D. Simpson (1999). « Economics and biodiversity conservation options: an argument for continued experimentation and measured expectations », *The Science of the Total Environment*, 240: 91-105.
- Brahic E. et J-P. Terreaux (2009). *Evaluation économique de la biodiversité – méthodes et exemples pour les forêts tempérées*, éditions QUAE.
- Brand D. (2002). « Investing in the Environmental Services of Australian Forests », in Pagiola S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.), *Selling Forest Environmental Services – Market-based Mechanisms for Conservation and Development*, London & Sterling : Earthscan, pp. 235-246.
- Bräuer I., R. Müssner, K. Marsden, F. Oosterhuis, M. Rayment, C. Miller, A. Dodoková (2006). *The Use of Market Incentives to Preserve Biodiversity*, Final Report - A project under the Framework contract for economic analysis, ENV.G.1/FRA/2004/0081, 51 pages.
- Brown G. (1995). « Optimal Game Park Pricing in Kenya », *CSERGE Discussion Paper*, UCL.
- Carter M. (1999). « A Revolving Fund for Biodiversity Conservation in Australia - Australian Case Study on Biodiversity Incentive Measures », *Document de l'OCDE*, Working Party on Economic and Environmental Policy Integration - Working Group on Economic Aspects of Biodiversity, document non classifié, n° ENV/EPOC/GEEI/BIO(1997)17/FINAL, 30 pages.
- Castro R., F. Tattenbach, L. Gamez, N. Olson (2000). « The Costa Rican Experience with Market Instruments to Mitigate Climate Change and Conserve Biodiversity », *Environmental Monitoring and Assessment*, 61(1): 75-92.
- Chomitz K.M., E. Brenes, L. Constantino (1999). « Financing environmental services: the Costa Rican experience and its implications », *The Science of The Total Environment*, 240(1-3): 157-169.
- Conrad J.M. et P.J. Ferraro (2002). « Habitat Conservation: the dynamics of direct and indirect payments », *Environmental Policy Program Working Paper*, Georgia State University.
- Convention on Diversity Biology (2000), *Mesures d'incitation – Complément d'analyse sur la conception et la mise en œuvre des mesures d'incitation*, Note du Secrétariat exécutif. UNEP/CBD/COP/5/15, 24 février 2000.

- Corcuera E., C. Sepúlveda, G. Geisse (2002). « Conserving Land Privately : Spontaneous Markets for Land Conservation in Chile », in Pagiola S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.), *Selling Forest Environmental Services – Market-based Mechanisms for Conservation and Development*, London & Sterling : Earthscan, pp. 127-150.
- Costa R. et E. Kennedy (1996), *Incentives to Enhance the Conservation of Endangered species on Private Lands : The Case of Safe Harbors and the Red-Cockaded Woodpecker (Picoides Borealis) in the United States*. Ebauche de document de travail pour la 4^e session du Forum sur la biodiversité globale, Montréal (Canada), 31 août -1^{er} septembre 1996.
- Costello C. et M. Ward (2006). « Search, bioprospecting and biodiversity conservation », *Journal of Environmental Economics and Management*, 52: 615-626.
- Daly H., 1998, « Reconciling Internal and External Policies for Sustainable Development », in Dragun A.K., Jacobson K.M. (eds.), *Sustainability and Global Economic Policy*, pp. 11-14 Elgar, Cheltenham.
- Doremus H. (2003). « A policy portfolio to biodiversity protection on private lands », *Environmental Science & Policy*, 6(3): 217-232.
- Echavarria M. (2002). « Financing Watershed Conservation : The FONAG Water Fund in Quito, Ecuador », in Pagiola S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.), *Selling Forest Environmental Services – Market-based Mechanisms for Conservation and Development*, London & Sterling : Earthscan, pp. 91-102.
- Echavarria M., J. Vogel, M. Albán, F. Meneses (2004). *The impacts of payments for watershed services in Ecuador. Emerging lessons from Pimampiro and Cuenca*. International Institute for Environment and Development, London, 66 pages.
- Engel H. (2003). *Le Guide fiscal de la forêt privée*, CEEG - 2003, 232 pages.
- Engel S., S. Pagiola et S. Wunder (2008). « Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues », *Ecological Economics*, 65(4): 663-674.
- European Environment Agency (2006), *Using the market for cost-effective environmental policy - Market-based instruments in Europe*, Report n° 1/2006, 48 p.
- Ferraro P.J. et A. Kiss (2002). « Direct Payments to Conserve Biodiversity », *Science*, 298: 1718-1719.
- Ferraro P.J. et D. Simpson (2001). « Cost-Effective Conservation: A Review of What Works to Preserve Biodiversity », *Resources for the future*, 143: 17-20.
- Ferraro P.J. et D. Simpson (2002). « The Cost-Effectiveness of Conservation Payments », *Land Economics*, 88(3): 339-353.
- Ferraro P.J. et D. Simpson (2005). « Protecting Forests and Biodiversity: are investments in eco-friendly production activities the best way to protect endangered ecosystems and enhance rural livelihoods? », *Forests, Trees and Livelihoods*, 15(2): 167-181.
- Ferraro P.J., T. Uchida, J.M. Conrad (2005). « Price Premiums for Eco-friendly Commodities: Are ‘Green’ Markets the Best Way to Protect Endangered Ecosystems? », *Environmental & Resource Economics*, 32: 419-438.
- Grieg-Gran M. (2000). « Fiscal Incentives for Biodiversity Conservation: The ICMS Ecológico in Brazil », *Discussion Paper 00-01*, London: IIED, 55 pages.

- Grieg-Gran M. et C. Bann (2003). « A closer look at payments and markets for environmental services », in Gutman P. (ed.) : *From goodwill to payments of environmental services, a survey of financing options for sustainable natural resource management in developing countries*, WWF MPO.
- Hardin G. (1968). « The Tragedy of the Commons », *Science*, 162: 1243-1248.
- Hartshorn G., P. Ferraro et B. Spergel (2005). *Evaluation of the World Bank – GEF Ecomarkets Project in Costa Rica*. North Carolina State University, November 2005, 47 pages.
- Herrador D., L.A. Dimas, V.E. Méndez (2002). *Pago por servicios ambientales en El Salvador : Oportunidades y riesgos para pequeños agricultores y comunidades rurales*, San Salvador : Fundación PRISMA.
- Hutching G. (1999). « Conservation of the Pae O Te Rangi Area - New Zealand Case Study on Biodiversity Incentive Measures », *Document de l'OCDE*, Working Party on Economic and Environmental Policy Integration - Working Group on Economic Aspects of Biodiversity, document non classifié, n° ENV/EPOC/GEEI/BIO(1998)2/FINAL, 20 pages.
- Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio) (2002a). « Bioprospecting: An Essential Component in the Conservation Strategy », San José : INBio.
- Jack K., C. Kousky, K.R.E. Sims (2008). « Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms », *PNAS*, 105(28): 9465-9470.
- Johnson N., A. White, D. Perrot-Maître (2001). *Developing Markets for Water Services from Forests: Issues and Lessons for Innovators*, Forests Trends, World Resources Institute, and The Katoomba Group, Washington, DC. 20 pages.
- Katila M. et E. Puustjärvi (2003). *Impact of New Markets for Environmental Services on Forest Products Trade*. FAO, Impact Assessment of Forest Products Trade in the Promotion of Sustainable Forest Management (GCP/INT/775/JPN), 142 pages.
- Kerr J. et R. Jindal (2007). « Payments for watershed services », *USAID PES Brief* (2.2).
- Kontoleon A. et T. Swanson (2002). « Saving Endangered Species : The Case of the Giant Panda », *World Economics*.
- Laffitte P. et C. Saunier (2007). *La biodiversité : L'autre choc ? L'autre chance ?*, Rapport sur les apports de la science et de la technologie au développement durable, Tome II. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 192 pages.
- Laird S.A. et K. ten Kate (2002). « Linking Biodiversity Prospecting and Forest Conservation », in Pagiola S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.), *Selling Forest Environmental Services – Market-based Mechanisms for Conservation and Development*, London & Sterling : Earthscan, pp. 151-172.
- Landell-Mills N. et I. Porras (2002). *Silver Bullet or fools' gold - A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor*, Instruments for sustainable private sector forestry series, International Institute for Environment and Development (IIED), London, 272 pages.
- Latacz-Lohmann U. et S. Schilizzi (2005). *Auctions for conservation contracts: A review of the theoretical and empirical literature*, Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department, 101 pages.

- Latacz-Lohmann U. et Van der Hamsvoort (1997). « Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical Analysis and an Application », *American Journal of Agricultural Economics*, 79: 407-418.
- Liu J., S. Li, Z. Ouyang, C. Tam, X. Chen (2008). « Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services », *PNAS*, 105(28): 9477-9482.
- Lu W., N. Landell-Mills, J. Liu, J. Xu, C. Liu (2002). *Getting the private sector to work for public good : instruments for sustainable private sector forestry in China*. Londres, Royaume-Uni, IIED.
- May P.H., F.V. Neto, V. Denardin, W. Loureiro (2002). « Using Fiscal Instruments to Encourage Conservation : Municipal Responses to the 'Ecological' Value-added Tax in Paraná and Minas Gerais, Brazil », in Pagiola S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.), *Selling Forest Environmental Services – Market-based Mechanisms for Conservation and Development*, London & Sterling : Earthscan, pp. 173-200.
- Mayrand K. et M. Paquin (2004). *Payments for Environmental Services: A Survey and Assessment of Current Schemes*, Report for the Commission for Environmental Cooperation of North America, Unisféra International Centre, 53 pages.
- Mejía M.A. et G. Barrantes (2003). *Experiencia de pago por servicios ambientales de la Junta Administradora de Agua Potable y Disposición de Excretas (JAPOE) de Jesús de Otoro*, Intibucá, Honduras. Tegucigalpa : PASOLAC.
- Ministère de l'agriculture et de la pêche (MAP) (2006). *Stratégie Nationale pour la Biodiversité - Plan d'Action Forêts*, 20 pages.
- Missrie M. et K. Nelson (2005). « Direct Payments for Conservation: Lessons from the Monarch Butterfly Conservation Fund », *Research Summary Paper No. 8*, College of Natural Resources, University of Minnesota, 19 pages.
- Mortimer M.J., J.J. Richardson, J.S. Huff, H.L. Haney (2007). « A Survey of Forestland Conservation Easements in the United States: Implications for Forestland Owners and Managers », *Small-scale Forestry*, 6(1): 35-47.
- Muñoz-Piña C., A. Guevara, J.M. Torres, J. Braña (2008). « Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results », *Ecological Economics*, 65: 725-736.
- Myerson R.B. (1981). « Optimal auction design », *Mathematics of Operations Research*, 6: 58-63.
- National Research Council (NRC) (2001). *Compensating for Wetland Losses under the Clean Water Act*. Washington : National Academy Press, 348 pages.
- Nelson K.C. et B.H.J. de Jong (2003). « Making global initiatives local realities: carbon mitigation projects in Chiapas, Mexico », *Global Environmental Change*, 13: 19-30.
- OCDE (1999). *Manuel de protection de la biodiversité - Conception et mise en œuvre des mesures incitatives*, Editions de l'OCDE, 192 pages.
- OCDE (2003). *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité*, Editions de l'OCDE, Paris, 143 pages.
- OCDE (2004). *Recommandation du conseil sur l'utilisation des instruments économiques pour faciliter la conservation et l'exploitation durable de la biodiversité*, Document de l'OCDE, 10 pages.

- OCDE (2005). *Manuel pour la création de marchés de la biodiversité - Principaux enjeux*, Editions de l'OCDE, 198 pages.
- OCDE (2008). « Report by The Environment Policy Committee on Implementation of The 2004 Council Recommendation on the Use of Economic Instruments in Promoting the Conservation and Sustainable Use of Biodiversity », *Document de l'OCDE*, Working Party on Global and Structural Policies Working Group on Economic Aspects of Biodiversity, document non classifié, ENV/EPOC/GSP/BIO(20081/FINAL, 90 pages.
- OECD (1994). *Managing the Environment: The Role of Economic Instruments*, Paris: OECD.
- OECD (1996). *Saving Biodiversity: Economic Incentives*. Paris: OECD.
- ONF (2004), « Les statuts de protection dans la gestion forestière », *Rendez-vous techniques* n° 5, été 2004, pp. 16-62.
- Pagiola S. (2002). « Paying for Water Services in Central America : Learning from Costa Rica », in Pagiola S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.), *Selling Forest Environmental Services – Market-based Mechanisms for Conservation and Development*, London & Sterling : Earthscan, pp. 37-62.
- Pagiola S. (2006). « Payments for Environmental Services in Costa Rica », *Munich Personal RePEc Archive*, n° 2010, World Bank, 23 pages.
- Pagiola S. (2008). « Payments for environmental services in Costa Rica », *Ecological Economics*, 65: 712-724.
- Pagiola S. et G. Platais (2002a). « Market-based Mechanisms for Conservation and Development: The Simple Logic of Payments for Environmental Services », in: *Environmental Matters—Annual Review*, July 2001–June 2002 (FY 2002), Washington, DC: World Bank's Environment Department.
- Pagiola S. et G. Platais (2007). *Payments for environmental services: From theory to practice*, Washington: World Bank.
- Pagiola S. et I-M. Ruthenberg (2002). « Selling Biodiversity in a Coffee Cup : Shade-grown Coffee and Conservation in Mesoamerica », in Pagiola S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.), *Selling Forest Environmental Services – Market-based Mechanisms for Conservation and Development*, London & Sterling : Earthscan, pp. 103-126.
- Pagiola S., P. Agostini, J. Gobbi, C. de Haan, M. Ibrahim, E. Murgueitio, E. Ramírez, M. Rosales, J.P. Ruíz (2004). « Paying for Biodiversity Conservation Services in Agricultural Landscapes », *Environmental Economics Series*, Environment Department Paper n° 96, The World Bank Environment Department, 48 pages.
- Pagiola S., W. Zhang, A. Colom (2009). « Can payments for watershed services help save biodiversity? A spatial analysis of highland Guatemala », *Munich Personal RePEc Archive*, 28 January 2009, 26 pages.
- Patterson T.M. et D.L. Coelho (2009). « Ecosystem services: Foundations, opportunities, and challenges for the forest products sector », *Forest Ecology and Management*, 257: 1637-1646.
- Perez C. (2005). *Recovering positive mountain externalities: reversing land degradation through payment for environmental services at the local level*, Program for Sustainable Agriculture in the Hillsides of Central America, 12 pages.

- Perrot-Maître D. (2006). *The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case?*, International Institute for Environment and Development (IIED), London, UK, 24 pages.
- Perrot-Maître D. et P. Davis (2001). *Case Studies of Markets and Innovative Financial Mechanisms for Water Services from Forests*, Forest Trends, The Katoomba Group, 48 pages.
- Polasky S. et H. Doremus (1998). « When the Truth Hurts: Endangered Species Policy on Private Land with Imperfect Information », *Journal of Environmental Economics and Management*, 35(1): 22-47.
- Powell I., A. White, N. Landell-Mills (2002). *Developing Markets for the Ecosystem Services of Forests*, Forest Trends, Washington, D.C. 12 pages.
- Ranganathan J., C. Raudsepp-Hearne, N. Lucas, F. Irwin, M. Zurek, K. Bennett, N. Ash, P. West (2008). *Services d'écosystèmes – Guide à l'attention des décideurs*, World Resources Institute Publication, 96 pages.
- Rausser G. et A. Small (2000). « Valuing Research Leads: Bioprospecting and the Conservation of Genetic Resources », *Journal of Political Economy*, 108(1): 173-206.
- Riley J. et W. Samuelson (1981). « Optimal auctions », *American Economics Review*, 71: 381-392.
- Roadmap Environnementale (2009). *Biodiversité : Quelles valeurs ? Pour quelles décisions ?* Entreprises pour l'Environnement (EPE), Mars 2009, 12 pages.
- Rojas M. et B. Aylward (2003). *What are we learning from experiences with markets for environmental services in Costa Rica? A review and critique of the literature*, International Institute for Environment and Development (IIED), 109 pages.
- Scherr S., A. White et D. Kaimowitz (2004). *A New Agenda for Forest Conservation and Poverty Reduction. Making markets Work for Low-income Producers*. Washington, DC : Forest Trends, 99 pages.
- Shine C. (2005). *Les incitations fiscales et la protection de la biodiversité en Europe*. Sauvegarde de la Nature, n° 143, Editions du Conseil de l'Europe, 110 pages.
- Simpson R.D., R.A. Sedjo, J.W. Reid (1996). « Valuing Biodiversity for Use in Pharmaceutical Research », *The Journal of Political Economy*, 104(1): 163-185.
- Stenger A. (Ed.), 2004. *Les incitations économiques ayant des effets pervers sur la biodiversité en France*. Etude pour le Ministère de l'écologie, Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, Nancy.
- Stoneham G., V. Ghaudhri, A. Ha, L. Strappazon (2003). « Auctions for conservation contracts: an empirical examination of Victoria's BushTender trial », *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 47(4): 477-500.
- Tattenbach F., G. Obando, J. Rodríguez (2006). « Mejora del excedente nacional del pago de Servicios Ambientales », FONAFIFO, San José.
- ten Kate K. et S.A. Laird (1999). *The commercial Use of Biodiversity: Access to Genetic Resources and Benefit-Sharing*. London : Commission of the European Communities and Earthscan Publications Ltd.

- ten Kate K., J. Bishop, R. Bayon (2004). *Biodiversity Offsets: views, experience and the business case*, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK., 95 pages.
- Tipper R. (2002). « Helping Indigenous Farmers to Participate in the International Market for Carbon Services : The Case of Scolel Té », in Pagiola S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.), *Selling Forest Environmental Services – Market-based Mechanisms for Conservation and Development*, London & Sterling : Earthscan, pp. 223-234.
- Totten M. (2001). *Getting it Right: Emerging Markets for Storing Carbon in Forests*, Forest Trends & World Resources Institute, 58 pages.
- van Bellegem T., A. Beijerman et A. Eijs (2002). « Green Investment Funds: Pim Project. Netherlands Case Study on Biodiversity Incentive Measures », *Document de l'OCDE*, Working Party on Economic and Environmental Policy Integration - Working Group on Economic Aspects of Biodiversity, ENV/EPOC/GEEI/BIO(1997)11/FINAL.
- Weitzman M.L. (1974). « Prices Vs. Quantities », *Review of Economic Studies*, 41(4): 477-491.
- Wertz-Kanounnikoff S. (2006). « Payments for environmental services – A solution for biodiversity conservation? », *Iddri – Idées pour le débat*, n° 12/2006, 16 pages.
- World Bank (2000). « Costa Rica Ecomarkets Project », *Project Appraisal Document*, Report n° 20434-CR. World Bank, Washington.
- Wunder S. (2005). « Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts », CIFOR Occasional Paper (42), Center for International Forestry Research, 32 pages.
- Wunder S. et S. Wertz-Kanounnikoff (2009). « Payments for Ecosystem Services: A New Way of Conserving Biodiversity in Forests », *Journal of Sustainable Forestry*, 28: 576-596.
- Zhang S., T. Swanson, A. Kontoleon (2005). *Impacts of Compensation Policies in Reforestation Programs, Case Study 2: Assessing the impacts of the Naturel Forest Protection Programme on Local Community Welfare*, Final Report, Environment and Poverty Programme, CCICED, 84 pages.

Résumé

Pour faire face à l'érosion inquiétante de la biodiversité, la France s'est dotée d'une Stratégie Nationale pour la Biodiversité, dont un volet concerne la forêt. Les forestiers se soucient de la répercussion économique des actions envisagées qui modifient, parfois fortement, les pratiques courantes de gestion.

L'évaluation économique de ces pratiques ne se limite pas à l'analyse des flux de biens marchands ; il s'agit plutôt de mettre dans la balance de décision du propriétaire les différentes conséquences, monétaires ou non, du choix d'une pratique sur l'évolution du peuplement forestier.

En présentant les résultats d'une analyse coûts-avantages sur deux pratiques en faveur de la biodiversité forestière : les îlots de vieillissement en chênaie et le maintien de rémanents sur le parterre de coupe en hêtraie, nous discutons en particulier le choix du taux d'actualisation et réfléchissons à la manière d'intégrer au calcul économique les bénéfices retirés des pratiques pro-biodiversité en termes de productivité du peuplement, résilience ou résistance aux pathogènes. L'étude propose notamment une synthèse bibliographique sur le rôle fonctionnel de la biodiversité et forêt et des résultats sur l'intérêt économique du mélange d'essence, via une analyse de la volatilité des cours et de la corrélation des cours entre essences. Enfin, nous donnons un état des lieux des outils financiers incitatifs de préservation de la biodiversité en forêt.



Direction générale
Parc de Tourvoie
BP 44 - 92163 Antony cedex
Tél. 01 40 96 61 21
Fax 01 40 96 62 25
www.cemagref.fr