

analyses

BIODIVERSITÉ

N°03/11 MAI 2011

Instrument de marché pour la biodiversité : la réalité derrière les termes

Emma Broughton (Ifri), Romain Pirard (Iddri)

POINTS CLÉS

LES INSTRUMENTS DE MARCHÉ ONT ÉMÉRgé RAPIDEMENT

Les instruments de marché (IM) ont émergé rapidement dans les documents et discours sur la conservation de la biodiversité et la fourniture des services écosystémiques (B&SE). Ils incluent, notamment, les régimes fiscaux, subventions, paiements pour services écosystémiques, permis transférables, et d'autres. Leur prégnance est due à trois raisons au moins, qui sont largement dépendantes de certaines hypothèses : ces instruments sont supposés corriger les défaillances de marché ; ils appliquent la théorie des incitations ; et ils possèdent (pour certains d'entre eux) le potentiel de contribuer à combler le déficit de financement.

LES IM ONT DES LIENS CONTRASTÉS AVEC LES MARCHÉS

Les IM pour B&ES constituent un ensemble extrêmement hétérogène qui se justifie peu du point de vue de la théorie économique en raison de sa diversité. Ces instruments ont peu de caractéristiques en commun, et ont une relation très vague avec les marchés tels que définis par la théorie économique standard. Les IM en tant que catégorie font plutôt penser à une terre d'asile pour tous instruments ayant une composante prix. Ils révèlent en cela une tendance à la marchandisation de la nature, c'est-à-dire le processus de mettre un prix sur la nature dans l'optique d'une vente ou plus largement de transactions.

SIX CATÉGORIES D'IM FONDÉES SUR LEURS CARACTÉRISTIQUES ÉCONOMIQUES PARTAGÉES

Prenant acte de cette confusion autour de la notion d'IM et de la coexistence de plusieurs conceptions, nous proposons d'utiliser six catégories établies sur la base des caractéristiques économiques qu'ils partagent : (i) signaux-prix régulés, (ii) accords de type coasien, (iii) enchères inversées, (iv) permis transférables, (v) marchés directs, et (vi) signaux-prix volontaires. Ces catégories ont des avantages et des inconvénients différents, et diverses périmètres d'application.

LA PLUPART DES IM ONT DES LIENS ÉTROITS AVEC LES POLITIQUES PUBLIQUES

Les liens entre les IM et les politiques publiques sont forts et concernent toutes les étapes de l'élaboration à la mise en œuvre et au contrôle. Ils sont clairement des instruments de politique publique pour la plupart, et utilisables de manière complémentaire avec les modes d'intervention plus traditionnels des gestionnaires. Nous distinguons entre trois niveaux de décision, de manière à évaluer le transfert de pouvoir de décision des agents publics aux agents privés dans le cas d'une utilisation des IM : la définition des objectifs environnementaux ; le choix et la conception des instruments ; et les décisions concrètes sur le terrain. Seul le dernier niveau, soit les décisions prises en bout de chaîne par les agents, semble montrer un tel transfert.

Ce texte est simultanément mis en ligne (dans sa version anglaise) sur le site de l'Ifri, sous la référence : Broughton, E., Pirard, R., 2011, *What's in a name? Market-based Instruments for Biodiversity*, Health and Environment Reports n°8, Ifri, Paris. <http://www.ifri.org/index.php?page=detail-contribution&id=6640>

Instrument de marché pour la biodiversité : la réalité derrière les termes

Emma Broughton (Ifri) broughton@ifri.org

Romain Pirard (Iddri) romain.pirard@iddri.org

Résumé exécutif	5
Liste des acronymes	8
Introduction	9
1. Définition, hypothèses théoriques sous-jacentes et catégorisation	13
1.1. Description des principaux instruments de marché	13
1.2. Les instruments de marché : terre d'asile pour tous les outils comprenant une composante prix ?	15
1.3. Les raisons de l'émergence des instruments de marché dans le domaine de la biodiversité et des services écosystémiques	17
1.4. Définitions proposées pour les instruments de marché	19
1.5. Le rôle crucial de l'information	21
1.6. Facteurs de différenciation entre les instruments de marché	23
1.7. Tentative de catégorisation des instruments de marché pour la biodiversité et les services écosystémiques	26
2. Liens entre les instruments de marché et les politiques publiques	28
2.1. De la création à la mise en œuvre	29
2.1.1. Conception des instruments de marché	30
2.1.2. Mise en œuvre des instruments de marché	32
2.2. Transfert de la compétence décisionnelle et le rôle de l'État	36
2.2.1. Gouvernance	37
2.2.2. Nouveau Management Public	38
2.3. Gestion et intermédiaires	39
Conclusion	42
Références	47



Résumé exécutif

Les instruments de marché (IM) pour la gestion de la biodiversité et des services écosystémiques sont actuellement en plein essor, comme l'indique leur grande visibilité dans les rapports influents (par ex. TEEB) et dans la littérature grise et scientifique traitant de la gestion de l'environnement. Mais la définition et la théorie sous-jacente de ces outils restent des questions non réglées. La frontière entre les instruments de marché et les autres types d'instruments reste floue, et le fait que la théorie soit encore insuffisamment développée ne facilite pas l'identification du champ d'application approprié. Il est donc nécessaire de progresser dans la définition, la théorie et une classification cohérente de ces instruments, ne serait-ce que pour ne plus mélanger des objets finalement peu comparables. Cela ouvrira la voie à des contributions fructueuses au débat et à la décision politiques.

En effet, la mise en œuvre rapide et de grande envergure des IM, afin de traiter des questions environnementales, repose sur un argumentaire fragile : il s'agit de l'inadaptation présumée des instruments de régulation et prescriptifs dans certains contextes. En dépit des limites d'un tel argumentaire, celui-ci est suivi quasiment à la lettre par de nombreux décideurs dans un climat où les vertus et l'efficacité du libéralisme économique sont considérés comme acquises. Au-delà du débat sur les bien-fondés des principes du libéralisme économique, l'application de tels principes dans le champ de l'environnement est un défi. Cette application mérite une attention spéciale en raison de ses spécificités,

ainsi que des risques, perçus ou réels, d'un basculement en termes de gestion effective.

Ce rapport est structuré en deux parties qui traitent deux questions différentes. Dans la première partie nous partons du constat – fondé sur ce que nous avons identifié comme une croyance commune dans le champ de l'environnement – que les IM constitueraient un mode d'intervention bien particulier et se distinguant substantiellement des autres types d'instruments. En effet, bien que le terme « IM » (« *market-based instruments* » en anglais) soit largement utilisé dans les documents institutionnels et dans la plupart sinon tous les rapports influents sur les questions de gestion de la biodiversité et des services écosystémiques, nous souhaitons tester notre hypothèse de travail : est-il pertinent et utile de rassembler ces instruments sous la même bannière ?

Afin de tester cette première hypothèse, nous procédons à une revue des IM pour la biodiversité et les services écosystémiques en analysant leurs principes et modalités dans la perspective de la théorie économique appliquée aux marchés. Ces instruments couvrent les politiques fiscales, subventions, paiements pour services écosystémiques, certifications, permis ou droits transférables. Ils recèlent des caractéristiques extrêmement contrastées, ce qui rend périlleux de conclure qu'ils constituent une seule catégorie d'instruments. Il apparaît que leur seule caractéristique commune serait liée au fait qu'ils ont une composante prix : d'une manière ou d'une autre, ces instruments associent un prix à la nature, via des interventions fiscales, des initiatives privées s'appuyant sur des marchés

existants pour obtenir une prime au titre d'une production vertueuse, la création de nouveaux marchés pour atteindre un objectif prédéfini ou pour vendre directement des produits environnementaux, la négociation de contrats entre fournisseurs et bénéficiaires d'un service écosystémique donné, etc. Notre interprétation est que le phénomène en cours est celui d'une marchandisation de la nature – c'est-à-dire le processus d'apposer une valeur sur la nature à des fins de commercialisation ou plus largement de transaction – plutôt que du développement de réels marchés.

Cette caractéristique commune – apposer un prix à la nature – explique certainement la popularité des IM : utiliser un tel prix est supposé être une des conditions pour corriger les défaillances de marché et pour orienter les décisions *via* la distribution d'incitations. En outre, nombre de ces instruments ont la capacité d'alléger les dépenses publiques, ou de procurer de nouvelles sources de revenus. Mais l'hypothèse d'un coût-efficacité accru n'est pas démontrée pour l'ensemble de ces instruments. Par ailleurs, peu de ces instruments sont en position de révéler (ou de mobiliser) l'information sur la valeur économique de l'environnement, ce qui est selon nous une condition nécessaire pour améliorer le coût-efficacité *via* des approches de marché comparées à des approches prescriptives.

De ce fait, nous proposons de nouvelles catégories pour mieux appréhender les IM sous l'angle de la théorie économique :

- Signaux-prix régulés. Il s'agit de la mise en place d'une régulation qui modifie les prix relatifs des biens et services sur les marchés existants, en fonction de leurs externalités environnementales positives ou négatives, et à l'initiative des pouvoirs publics. Les taxes et les subventions appartiennent à cette catégorie.
- Accords de type coasien. Cette catégorie fait référence aux accords contractuels entre les bénéficiaires (ou leurs représentants) et les fournisseurs de services écosystémiques négociés selon le paradigme de Coase, basé sur l'intérêt mutuel et une reconnaissance préalable des droits de propriété et d'usage. Les Paiements pour Services Écosystémiques (PSE) tels que décrits par Wunder sont l'exemple ultime d'une telle approche (mais plus un archétype qu'une pratique réelle), par exemple quand une usine hydroélectrique signe des contrats avec les usagers des terres en amont. Une sous-catégorie peut être identifiée lorsque les pouvoirs publics gardent le contrôle total et que le projet est appliqué à grande échelle (par exemple à l'échelle d'un pays) au moyen de contrats uniques. Le programme PSA au Costa Rica pour la conservation et la restauration des forêts en est un parfait exemple.
- Enchères inversées. Ce système d'enchères fait référence à des offres secrètes de la part des vendeurs (souvent des propriétaires terriens) en réponse à une demande spécifique (par ex. la mise en jachère d'une certaine superficie pour des raisons environnementales). La logique est de révéler des informations quant au consentement à recevoir, c'est-à-dire quelle rémunération est acceptable pour le vendeur, afin de minimiser les dépenses publiques pour un objectif donné. Le programme BushTender est un exemple en Australie, où les propriétaires terriens déposent des offres comprenant un plan de gestion détaillé, qui est évalué en combinaison avec les indicateurs des services de la biodiversité et de l'habitat.
- Permis échangeables. Cette catégorie inclut des marchés sur lesquels des produits standards – les « permis », qui peuvent être des quotas, droits, etc. – sont échangés à l'initiative et sous le contrôle étroit des autorités publiques, dans le but de réguler l'exploitation d'une ressource naturelle. Ce peut être les marchés du carbone dans le cadre des systèmes de plafonnement et d'échange (*cap-and-trade*), ou les banques de compensation écologique. Une sous-catégorie comprend des marchés similaires, mais à l'initiative du secteur privé ou échappant au contrôle des pouvoirs publics : par exemple, les marchés volontaires du carbone.
- Marchés directs. Cette catégorie fait référence aux marchés créés précisément pour les biens et services dérivés de la biodiversité et des services écosystémiques, par exemple les produits forestiers non ligneux ou les ressources génétiques.
- Signaux-prix volontaires. Il s'agit de la création de mécanismes qui modifient les prix relatifs des biens et services sur les marchés existants, en fonction de leurs externalités environnementales positives, et à l'initiative d'acteurs privés. Ces mécanismes permettent

aux producteurs vertueux de faire une plus value en vendant leurs produits à un prix supérieur. La certification forestière et les labels d'agriculture biologique appartiennent à cette catégorie. Cette catégorie mérite d'être séparée de la précédente, car son champ d'application est beaucoup plus limité, comme l'est aussi la plus-value réalisée par les sociétés privées.

Dans la seconde partie du rapport, nous partons de l'hypothèse – également identifiée comme une croyance commune – que les IM concourent à un désengagement de l'État, c'est-à-dire un déclin de son périmètre d'action et d'autorité dans la gestion de l'environnement. En effet, dans un contexte de libéralisme économique, l'un des intérêts principaux des IM semble être de déplacer la capacité de décision de la sphère publique à la sphère privée. Ceci est souvent perçu comme permettant une allocation optimale des efforts et une meilleure révélation de l'information, en comparaison des approches prescriptives associées traditionnellement aux États.

Mais l'étude de cette question n'est pas aisée, tout particulièrement parce qu'un tel constat dépend de la conception que l'on a de la place et du rôle de l'État dans l'élaboration des politiques publiques. Les politiques publiques peuvent être vues soit comme l'action d'une institution investie de l'autorité publique (par exemple l'État), soit comme le résultat d'une multitude d'interactions entre un ensemble de parties prenantes plus ou moins liées à la sphère publique. Dans cette perspective de « gouvernance », un désengagement de l'État est presque dénué de sens, puisque même les décisions prises par les États

sont l'aboutissement de négociations et de lobbying avec des acteurs non gouvernementaux.

L'utilisation d'IM pourrait donc être perçue par certains comme un désengagement de l'État dans la gestion de l'environnement en raison de l'introduction de la « main invisible » pour résoudre des problèmes collectifs ; pour les tenants d'une approche en termes de gouvernance en revanche, les IM ne peuvent pas être assimilés automatiquement – et en raison de la participation d'acteurs privés – à un déclin du rôle et de l'autorité de l'État. Dans cette dernière perspective, les IM devraient donc être vus plutôt comme un moyen de mettre l'accent sur différents aspects de l'autorité de l'État (par exemple la surveillance), et comme procurant d'autres avantages, par exemple l'opportunité d'alléger les dépenses publiques.

Dans ce rapport, nous dépassons ces différences en nous concentrant sur l'analyse des liens entre les autorités publiques et les IM afin de déterminer l'ordre de grandeur du transfert (à compter qu'il existe) de pouvoir de décision des acteurs publics aux acteurs privés. Cette analyse est notamment affinée en distinguant plusieurs niveaux de transfert du pouvoir de décision : la fixation d'objectifs environnementaux ; le choix des modes d'action ; et la décision prise en bout de chaîne par les agents. Les résultats de notre étude montrent la force des liens entre les IM et les autorités publiques, particulièrement sur les questions de surveillance/contrôle, fixation des objectifs et choix des instruments, et quant aux cadres juridiques procurés par les États, à tel point que d'aucuns pourraient arguer que les IM constituent une nouvelle forme de régulation publique. ■

Liste des acronymes

B&SE	Biodiversité et services écosystémiques
CCNUCC	Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques
CDB	Convention sur la diversité biologique
ETS	European Trading Scheme
FONAFIFO	Fondo Nacional de Financiamiento Forestal
FSC	Forest Stewardship Council
GES	Gaz à effet de serre
MAE	Mesures agro-environnementales
IM	Instruments de marché
ONG	Organisation non gouvernementale
PAC	Politique agricole commune
PEFC	Programme de reconnaissance des certifications forestières
PSA	Pagos por servicios ambientales
PSE	Paiements pour services écosystémiques

Introduction

Les instruments de marché, comme les taxes, les redevances ou les permis négociables peuvent, s'ils sont soigneusement conçus et mis en œuvre, compléter la régulation en modifiant les incitations économiques, et donc le comportement des acteurs privés quant à leurs choix en termes d'utilisation des ressources. Quand ils sont définis à des niveaux appropriés, ils garantissent que les bénéficiaires de la biodiversité et des services écosystémiques payent l'intégralité des coûts liés à la prestation de services. L'expérience montre que les objectifs environnementaux peuvent être atteints plus efficacement par des instruments de marché que par la seule régulation. Certains instruments de marché ont en outre l'avantage de générer des recettes publiques [...]

Ce court texte est extrait d'un rapport influent publié dans le cadre de l'étude TEEB sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité¹. Nous l'avons choisi non seulement parce qu'il est tiré d'un rapport important et jouissant d'une grande visibilité, qui constitue une étape importante dans la réflexion sur les instruments adossés au marché (IM)², mais aussi parce qu'il comprend la plupart des mots-clés et enjeux que nous traitons dans le présent article. Premièrement, il énumère un certain nombre d'outils qui peuvent avoir peu de points communs, comme les taxes et les permis négociables ; deuxièmement, il se réfère à la théorie des incitations qui

est une justification essentielle pour l'émergence de la rhétorique du marché ; troisièmement, il suggère que ces modes d'intervention conduisent à la révélation du prix « juste » (c'est-à-dire prenant en compte tous les coûts) ; quatrième, il précise que ces outils garantissent une meilleure efficacité que les modes de gestion de l'environnement plus traditionnels ; et cinquièmement, il évoque la question du financement et l'éventualité que grâce aux IM, moins d'argent public soit mis à contribution et/ou plus de recettes soient générées.

Alors que l'utilisation des IM pour la gestion de la biodiversité et des services écosystémiques est actuellement en plein essor³, la définition et la théorie sous-jacente de ces outils sont encore des questions en suspens. La frontière entre les instruments de marché et les autres types d'instruments reste floue et le fait que la théorie soit encore insuffisamment développée crée des difficultés pour identifier le champ d'application⁴. Il est donc nécessaire de progresser dans la définition, la théorie et une classification cohérente de ces instruments, ne serait-ce que pour arrêter de mélanger des objets peu comparables. Cela ouvrira la voie à des contributions utiles au débat politique. Dans les débats et documents consacrés aux IM, les caractéristiques et les spécificités des marchés ont tendance à être oubliées (par exemple TEEB 2009 ou Pagiola *et al* 2002) ou tenues pour acquises⁵. Il ne suffit

1. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers (TEEB), *Summary : Responding to the value of Nature*, 2009. Traduction libre des auteurs.
2. Ceci est une traduction littérale du terme anglais "market-based instruments". Nous utiliserons le terme « instruments de marché » dans ce document, plus facile à lire et couramment utilisé. Nous attirons néanmoins l'attention du lecteur sur le fait que le terme « instruments adossés au marché » couvre théoriquement un champ plus large en raison de ses liens plus distendus avec le marché.

3. S.K. Pattanayak, S. Wunder, P.J. Ferraro, « Show Me the Money : Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries? », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol 4., n° 2, 2010, p. 254-274.

4. R. Muradian, E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy, P. May, "Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services", *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, 2010, p. 1202-1208.

5. B. Madsen, N. Carroll, M. Brands, *State of biodiversity markets report : offset and compensation programs worldwide*, 2010. <<http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf>>, consulté pour la dernière fois le 5 avril 2011.

sans doute pas d'évoquer le fait que les instruments réglementaires se sont révélés inappropriés dans certains contextes, pour justifier l'utilisation des IM afin de résoudre les problèmes environnementaux ; c'est pourtant le raisonnement suivi dans une analyse pointue rédigée par Salzman⁶ suivant la tradition américaine de faire un lien explicite entre droit et économie (Barraqué, comm. pers. 2010).

Notre principale hypothèse de travail, basée sur ce que nous avons identifié comme une croyance répandue dans ce domaine, est **que les IM constituent un mode particulier d'intervention dans le champ de la biodiversité et des services écosystémiques, dans le sens où ils diffèrent sensiblement des autres approches**. En effet, le terme est largement utilisé dans les documents institutionnels et divers rapports majeurs qui façonnent les discours et probablement l'élaboration des politiques. Cette hypothèse de travail sera testée tout au long de l'article, en gardant à l'esprit le conseil de Sartori (1991) de ne pas comparer ce qui n'est pas comparable. Nous ne pouvons pas déterminer *a priori* si ces IM constituent une catégorie pertinente en soi ; en revanche, notre but est de vérifier après analyse si cette catégorie comprend des instruments qui méritent d'être mis sur un même plan. L'absence d'une définition claire et consensuelle est sans doute un indicateur que cette catégorie (ou label) est inutile ou peu pertinente. Même un ouvrage rédigé par certains des auteurs les plus importants sur les services environnementaux ne fournit pas une définition précise et opérationnelle : Pagiola *et al* (2002), dans « Selling Forest Environmental Services : Market-Based Mechanisms for Conservation and Development », expliquent que :

En vendant des services [...] ces mécanismes visent à générer des fonds qui peuvent ensuite être utilisés soit : (i) pour accroître les bénéfices privés de la conservation pour les gestionnaires forestiers individuels, et ainsi changer leurs motivations ; soit (ii) pour générer des ressources pouvant être utilisées pour financer les efforts de conservation par des groupes publics ou privés.

6. J. Salzman, "Creating markets for ecosystem services: Notes from the field", *New York University Law Review*, vol. 80, n° 6, 2005, p. 870-962.

Outre une bonne définition associée à une théorie – par exemple que les marchés sont mis en place pour révéler des informations et permettre aux agents d'atteindre un optimum collectif – une étude approfondie des IM devrait inclure la compréhension du contexte historique et politique dans lequel ils ont émergé et diffusé⁷. En effet, les instruments de politique publique (*policy instruments*) ne sont pas a-historiques, et le renforcement et l'expansion rapides dans de nouveaux domaines d'application d'un instrument donné de politique publique (sans validation appropriée) en raison d'un agenda politique spécifique pourrait créer un décalage entre les attentes et les résultats effectifs. Il existe bien un risque qu'un tel décalage se produise avec la prolifération actuelle des IM pour la gestion de la biodiversité et des services écosystémiques à travers le monde.

En effet, rien ne garantit que les instruments de marché soient efficaces dans toutes les situations. Pour fonctionner correctement, les marchés semblent nécessiter qu'un ensemble de caractéristiques institutionnelles soient présentes, en particulier en ce qui concerne la circulation de l'information, les coûts de transaction et les échanges entre les parties.

En outre, quand il s'agit de la gestion des ressources naturelles, les marchés peuvent entraîner des changements sociaux et politiques susceptibles de modifier de manière significative la motivation des acteurs impliqués. Par exemple, les mécanismes de marché risquent d'induire des changements dans la perception par les acteurs de leur relation avec les écosystèmes^{8,9}. L'émergence des IM est également susceptible d'avoir une influence sur les politiques nationales de conservation et le rôle des pouvoirs publics : ces instruments sont souvent discutés, conçus et promus au niveau international ou dans les milieux universitaires, et par la suite adoptés par les

7. E. Gómez-Baggethun, R. Groot, P. Lomas, C. Montes, "The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes", *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, 2010, p. 1209-1218.

8. N. Kosoy, E. Corbera, "Payments for ecosystem services as commodity fetishism", *Ecological Economics*, vol. 69, n°6, 2010, p. 1228-36.

9. G. Lescuyer, "Globalisation of environmental monetary valuation and sustainable development. An experience in the tropical forest of Cameroon", *International Journal of Sustainable Development*, vol. 1, n° 1, 2008, p.115-133.

pouvoirs publics. Ce processus est actuellement observé en Indonésie, par exemple, où les Paiements pour Services Environnementaux sont progressivement adoptés dans les lois locales et nationales et dans les décrets à la suite de la promotion du concept à travers des projets internationaux¹⁰. Ces faits suggèrent de nouvelles attributions de responsabilités entre les sphères publique et privée et de nouvelles conceptions de la gestion de l'environnement liées au développement des IM.

Une deuxième hypothèse de travail vient compléter la première. L'utilisation des **instruments de marché**, de par leur nature et la terminologie employée, **semble être assortie de l'idée d'un désengagement de l'État**, en d'autres termes d'une baisse de son champ d'action et d'autorité **au niveau des politiques environnementales**. Les IM sont présentés comme des instruments « souples », « décentralisés » et « volontaires », par opposition aux instruments politiques dits « traditionnels » ou de type « commande et contrôle », qui sont considérés comme « réglementaires », « normatifs » ou « non-marchands ». L'un des intérêts principaux des instruments de marché semble résider dans leur capacité à transférer tout ou partie de la prise de décision vers des acteurs privés, permettant ainsi une répartition optimale des efforts et une meilleure révélation de l'information par rapport aux instruments plus prescriptifs et coercitifs.

Étudier le rôle des États dans la mise en œuvre des IM est cependant loin d'être simple, d'abord et avant tout parce qu'une telle étude dépend nécessairement des conceptions qu'on a de la place et du rôle de l'État dans l'élaboration des politiques publiques. D'un côté la politique publique peut être considérée comme l'action d'une autorité investie de pouvoirs *publics* (par exemple l'État), mais d'un autre côté elle peut être vue comme le résultat d'une multiplicité d'interactions entre de nombreux acteurs allant au-delà de la sphère gouvernementale et même publique. Dans cette dernière perspective que l'on peut qualifier de « gouvernance », un désengagement de l'État est presque hors de propos puisque

même les décisions prises au plus haut niveau sont le résultat de négociations et de lobbying avec des acteurs non gouvernementaux.

L'utilisation des IM peut donc être perçue par certains comme un désengagement de l'État dans l'élaboration des politiques d'environnement, car elle implique l'introduction de la « main invisible » du marché pour résoudre des questions environnementales collectives ; tandis que les partisans d'une approche de gouvernance ne considèrent pas forcément la participation de différents types d'acteurs – qu'ils soient de type gouvernemental ou non – dans l'élaboration et la mise en œuvre des IM comme un déclin du rôle et de l'autorité de l'État. Dans cette perspective, on pourrait considérer que les IM mettent l'accent sur des aspects bien particuliers de l'autorité de l'État (comme le contrôle, par exemple), tout en possédant par ailleurs des qualités spécifiques, notamment la possibilité d'alléger les dépenses publiques.

Pour surmonter ces différences ontologiques, nous allons nous concentrer sur les liens qui peuvent exister entre les pouvoirs publics et les IM (dans leur élaboration et leur mise en œuvre), en essayant de déterminer dans quelle mesure, le cas échéant, la capacité de prise de décision est transférée de l'État à des acteurs non gouvernementaux. **Pour cela, et afin de déterminer si l'utilisation des IM conduit à un désengagement de l'État, nous allons considérer trois niveaux possibles de transferts dans la prise de décision : la fixation d'objectifs environnementaux, le choix des modes d'action et la prise de décision ultime par les agents sur le terrain.**

Les termes peuvent être trompeurs, et l'un des principaux objectifs du présent texte est de clarifier **où se situent les frontières entre des champs qui apparaissent finalement étroitement liés et avec de nombreux chevauchements**. Les « instruments de marché » équivalent-ils à la création de marchés d'échange de biens et de services issus de la biodiversité et des services écosystémiques, accompagnée du processus facilitateur de « commodification »¹¹ pour rendre le marché plus fluide ?

10. R. Pirard, "Payments for Environmental Services (PES) in the public policy landscape: 'Mandatory' spices in the Indonesian recipe", *Forest Policy and Economics*, Numéro spécial sur la gouvernance mondiale, à paraître, 2011.

11. Ce terme est manifestement un anglicisme, et fait référence à la formation de commodités, c'est-à-dire de produits standardisés. Nous l'employons dans un sens différent de celui de « marchandisation », qui consiste en l'application d'une valeur économique

Leur émergence est-elle révélatrice de l'approche utilitaire de la nature que le concept même de services écosystémiques incarne et que la myriade d'évaluations économiques favorise ? Les IM coupent-ils le cordon avec les autorités publiques, ou constituent-ils un nouveau mode d'intervention mais avec les mêmes pilotes à bord ? Les IM sont-ils indépendants de la régulation, ou en font-ils partie intégrante ? La terminologie est-elle importante et porteuse de sens ? Comme le suggèrent Wunder et Vargas¹², le terme « marchés » a des effets à la fois positifs et négatifs pour l'adoption d'instruments qui, ironiquement, ne méritent pas toujours cette appellation : « Après tout, [les marchés des services environnementaux] sont rarement de véritables marchés ». La terminologie peut aussi avoir de l'importance parce qu'elle donne la (fausse ?) impression que le droit est oublié dans le processus de développement de solutions pour l'environnement – « l'élément le moins développé dans la littérature sur les services écosystémiques est le droit »¹³ –, mais le régime fiscal, par exemple, ne fait-il pas intégralement partie de la législation ?

L'objectif de cet article n'est pas de faire une revue de littérature exhaustive, travail qui servirait une autre finalité que celle du présent document. Par exemple, nous ne souhaitons pas reproduire dans le champ des IM l'étude qu'ont menée Jeanneaux et Aznar¹⁴ sur l'émergence dans la littérature des concepts de services écosystémiques / écologiques / environnementaux, même si nous encourageons vivement l'application de la bibliométrie comme méthode d'analyse des IM. Notre étude se fonde plutôt sur une sélection de documents, qu'ils soient institutionnels, scientifiques, ou des manuels, qui nous orientent et nous permettent d'exposer nos réflexions sur le sujet tout en accordant une attention réelle aux discussions en cours. Nous souhaitons apporter une contribution modeste au débat en réponse

au fait que « l'enthousiasme des décideurs politiques pour le développement du marché [des services écosystémiques] ne s'accompagne pas d'une compréhension pratique ».¹⁵

Cet article vise donc à fournir une analyse des IM pour la biodiversité et les services écosystémiques qui soit novatrice, constructive et éclairante, en traitant successivement des points suivants : (i) examiner la profusion d'instruments sous l'angle de la théorie économique, (ii) proposer autant de définitions opérationnelles que nécessaire pour refléter fidèlement les diverses caractéristiques de ce groupe hétérogène d'instruments de politique publique, (iii) présenter une catégorisation pertinente à partir de ces définitions, (iv) comprendre et discuter les liens avec les politiques publiques, et (v) conclure avec les principaux messages permettant de clarifier les IM, tant du point de vue opérationnel que théorique, et leur rôle réel et potentiel pour les politiques publiques dans le domaine de la biodiversité et des services écosystémiques.

Dans la première partie, nous proposons une brève description des principaux IM pertinents pour la B&SE, nous analysons leurs caractéristiques communes (le cas échéant) et leurs rapports aux marchés tels qu'ils sont définis par la théorie économique, nous exposons les raisons de leur émergence dans le domaine de l'environnement et proposons un ensemble de définitions reflétant les différents points de vue extraits de la littérature, nous discutons du rôle primordial de la révélation de l'information et l'intérêt des IM à cet égard, nous examinons plusieurs facteurs de différenciation entre les instruments et, enfin, nous proposons une catégorisation de ces différents IM en fonction de leurs caractéristiques contrastées et des modalités de mise en œuvre.

Dans la deuxième partie nous étudions les liens entre les IM et les autorités publiques, avant d'entamer une discussion sur la réalité du transfert de la prise de décision des agents publics aux agents privés qui serait généré par le développement des marchés, et avant d'étudier le rôle clé des politiques publiques, du financement public et du cadre juridique pour l'élaboration, le contrôle et la gestion des IM dans la pratique.

(disons d'un « prix » pour simplifier) à un bien ou service. L'échange résulte d'une marchandisation, puisqu'il y a paiement, mais pas nécessairement d'une commodification.

12. S. Wunder, M.T. Vargas, *Beyond "markets": Why terminology matters*, mars 2005, Guest Editorial, the Ecosystem Marketplace, Katoomba Group, 2005.
13. J.B. Ruhl, S.E. Kraft, C.L. Lant, *The law and policy of ecosystem services*, Washington, Island Press, 2007.
14. P. Jeanneaux, O. Aznar, *Analyse bibliométrique de la notion de « service environnemental »*, Note de synthèse WP1 et WP2, document de travail n° 2010-02, Projet Serena, 2010.

15. N. Landell-Mills, I. Porras., *Silver bullet or fool's gold? A global review of markets for environmental services and their impacts for the poor*, International Institute for Environment and Development (IIED), Londres, 2002.

1. Définition, hypothèses théoriques sous-jacentes et catégorisation

1.1. Description des principaux instruments de marché

Avant de nous pencher sur les définitions des IM, nous proposons de décrire brièvement les principaux à être appliqués à l'environnement, afin de donner au lecteur une meilleure idée du sujet traité dans ce document. Cette sélection d'instruments ne présume pas d'un quelconque jugement selon lequel leur classification en tant que IM fait sens : cela fait justement l'objet de l'analyse que nous développerons plus loin. Mais ils sont communément désignés comme des IM, et c'est une raison suffisante en soi pour les inclure dans cette section introductive.

Les **politiques fiscales** ont pour effet de modifier les prix relatifs des biens et services, et le système de taxe est couramment mis en œuvre. Appliqué à l'environnement, il suit le principe de la taxe pigouvienne – également appelée éco-taxe – selon laquelle la présence d'externalités environnementales négatives dans des processus et activités de production donnés exige l'intervention des pouvoirs publics pour induire un changement par le biais de signaux du marché. La mise en œuvre d'une taxe est censée accroître les coûts de production afin de tenir compte de ces externalités négatives. Idéalement, cette taxe devrait refléter la valeur des préjudices à l'environnement ; mais ce n'est pas le cas dans la pratique pour deux raisons au moins : la valeur des préjudices est difficile à estimer, et la taxe est difficile à appliquer d'une manière adaptée à chaque cas. Elle peut cibler les dommages indirectement, par exemple par une unité d'intrant (tonnes d'engrais) ou de superficie (m²), ou plus directement (en tonnes d'équivalent CO₂ émis). A priori, plus la taxe sera directement liée au préjudice et plus elle sera équitable et efficace. La très débattue « taxe carbone » est un exemple emblématique d'un tel IM, car elle imposerait aux émetteurs de CO₂ de payer pour le préjudice allégué sur le climat, externalité qui n'est pas reflétée dans le prix de marché des biens et des services responsables d'émissions. Nous étudierons plus longuement cet instrument particulier dans la section 2.6, en le comparant aux permis négociables comme mode alternatif d'intervention. Mais il est important de noter dès à présent que l'on trouve très peu de véritables taxes pigouviennes dans la pratique, car

elles poursuivent la plupart du temps l'objectif de générer des ressources financières pour les budgets nationaux. En France, le système de bonus-malus vise à inciter les propriétaires de voitures à en acheter une nouvelle qui soit moins polluante, et peut en tant que tel se démarquer comme une exception (Alain Karsenty comm. pers. avril 2011).

Les **subventions** peuvent être considérées comme une taxe pigouvienne négative, car elles appliquent le même principe mais de manière inversée. Les externalités positives sont comptabilisées et récompensées avec pour objectif de maintenir ou d'accroître les activités vertueuses. Comme pour la taxe pigouvienne, les subventions peuvent être mises en place et appliquées de diverses façons, et sont plus ou moins directement liées à des externalités environnementales réelles et quantifiées. Les mesures agro-environnementales (MAE) dans la politique agricole commune (PAC) sont représentatives d'un tel instrument, par lequel les États européens rémunèrent les agriculteurs, pour différents types de services écosystémiques et selon les modalités définies dans chaque pays. Des programmes similaires sont également développés ailleurs, notamment aux États-Unis¹⁶.

Les **paiements pour services écosystémiques** peuvent être compris comme un principe, c'est-à-dire le fait de payer pour la fourniture d'un service, ou comme un type spécifique d'instrument (PSE), par exemple selon la définition largement utilisée de Wunder¹⁷. Dans le premier cas, on peut soutenir que de nombreux outils de politique publique font partie de cette catégorie ; en fait, toute opération en faveur du fournisseur de services pourrait en faire partie et notamment les subventions (voir ci-dessus). Dans le second cas, la définition est plus précise et spécifique en termes d'application concrète, et par conséquent moins souvent observée dans la pratique pour chaque type de PSE. En effet, si l'on considère la définition de Wunder (que nous considérons comme un archétype), il apparaît que les différents éléments qu'elle comporte – des accords volontaires entre les deux parties

16. R. Claassen, A. Cattaneo, R. Johansson, 2008, "Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice", *Ecological Economics*, vol. 65, pp. 737-52.

17. S. Wunder, *Payments for environmental services: Some nuts and bolts*, Center for International Forestry Research (CIFOR), Occasional Paper n° 42, Bogor, 2005.

avec des paiements effectués quand un ensemble de conditions sont réunies – sont difficiles à vérifier toutes à la fois. En pratique cela s'avère trop contraignant¹⁸. Deux mécanismes de PSE sont emblématiques et leur contraste illustre la flexibilité (d'autres diraient la faiblesse opérationnelle) du concept : (i) le cas de Vittel en France, où l'entreprise a signé des contrats avec les agriculteurs situés sur les terres à proximité de la source d'eau minérale, pour qu'ils changent leurs pratiques ou abandonnent leur production en échange de paiements, afin de maintenir la qualité de l'eau minérale¹⁹; et (ii) « pagos por servicios ambientales » au Costa Rica, qui a été créé en 1996 et propose des paiements aux propriétaires fonciers en fonction de l'usage des terres – conservation forestière, reboisement, gestion durable, etc. – au motif que ces utilisations des terres engendrent des services écosystémiques, qu'ils soient locaux ou globaux²⁰.

Avant de clore ce paragraphe sur les PSE, nous estimons qu'un commentaire sur la terminologie est utile concernant la pertinence de l'instrument du point de vue du marché. Nous avons déjà mentionné dans l'introduction que trois termes étaient utilisés dans la littérature : écosystème, écologique et environnemental, pour qualifier les services rémunérés. Apparemment et tel qu'il ressort d'une analyse bibliométrique, les économistes ont tendance à utiliser le terme « environnemental » tandis que les écologistes préfèrent le terme « écosystème » (Jeanneaux et Aznar 2010). Pourtant, il est possible qu'un autre terme apparaisse bientôt dans les publications scientifiques, comme nous l'a signalé Alain Karsenty au nom de ses collègues Couvet et Teysseidre du Cirad, celui de Paiements pour services *économiques*. Leur propos est que ces services sont produits grâce à des individus qui acceptent de renoncer aux avantages tirés de l'exploitation des ressources (conservation des forêts par exemple) ou qui entreprennent des activités spécifiques afin d'améliorer les services (par exemple l'agriculture écologique). Ce point

mérite d'être considéré parce qu'il insiste sur le fait que les paiements efficaces doivent s'appuyer sur des efforts réels de la part d'acteurs économiques, sinon ces paiements ne changent rien et leur efficacité devient illusoire. Le revers de la médaille étant qu'on introduit alors des subtilités sémantiques qui ajoutent à la confusion. Quant à ce que recouvre le terme de PSE.

Les **marchés existants** peuvent être utilisés par les producteurs et les consommateurs pour promouvoir des biens et services aux externalités environnementales positives, à leur propre initiative et sans rôle déterminant des pouvoirs publics. Le principe est de bénéficier d'une prime, c'est-à-dire un prix de marché plus élevé pour ces produits. Avec des bénéfices accrus pour le producteur, ou encore avec la possibilité que les coûts de production plus élevés soient compensés par des prix de marché supérieurs et de meilleurs débouchés, on peut s'attendre à ce que les producteurs se sentent encouragés à suivre des pratiques vertueuses. Un exemple emblématique d'un IM de ce type est la certification forestière : FSC et PEFC sont deux systèmes de certification reconnus avec lesquels les producteurs forestiers engagés dans une exploitation forestière durable peuvent vendre leurs bois bruts ou transformés sur des marchés de niche. Le même principe peut être appliqué à d'autres produits et de nombreux labels sont apparus, en particulier pour les produits agricoles. Cashore *et al.*²¹ appellent ces institutions des « systèmes de gouvernance non étatiques axés sur le marché » (*non-state market-driven governance systems*), ce qui indique clairement l'origine privée de ces initiatives, contrairement aux subventions, alors que les deux systèmes modifient également les prix relatifs des biens et des services.

Les **droits ou permis négociables** sont un autre type de IM basé sur la possibilité pour les producteurs ou les propriétaires terriens d'échanger des droits ou des permis relatifs à l'usage d'une ressource environnementale. De tels échanges résultent généralement de régulations limitant la possibilité pour un producteur ou un propriétaire d'utiliser la ressource au maximum de son potentiel. Ils sont justifiés par la recherche d'une situation optimale où les

18. R. Pirard, R. Billé, « Paiements pour Services Environnementaux : de la théorie à la pratique en Indonésie », *Vertigo*, 11 (1).

19. D. Perrot-Maître, *The Vittel payments for ecosystem services: a « perfect » PES case?*, International Institute for Environment and Development (IIED), Londres, 2006.

20. G.A. Sanchez-Azofeifa, A. Pfaff, J.A. Robalino, J.P. Boomhower, "Costa Rica's Payment for Environmental Services program: Intention, implementation and impact", *Conservation Biology*, vol. 21, n° 5, 2007, p. 1165-73.

21. B. Cashore, G. Auld, D. Newsom, *Governing through markets*, New Haven, Yale University Press, 2004.

producteurs et les propriétaires terriens qui présentent les meilleures caractéristiques quant à la fourniture de services écosystémiques, aux coûts de production et aux perspectives de rentabilité économique sont encouragés à se substituer aux autres en achetant les droits de ces derniers afin d'atteindre leur plein potentiel. Ce système peut être appliqué de bien des manières, mais les systèmes de plafonnement et d'échange d'émissions de gaz à effet de serre en constituent l'application la plus répandue. Dans ce cas, un niveau maximum d'émissions est tout d'abord défini, puis les émetteurs échangent sur le marché des droits en fonction de leurs coûts respectifs de réduction d'émissions. Le même principe s'applique aux droits individuels transférables pour la pêche : les pêcheurs achètent des quotas qui déterminent leur niveau de production. Avec les banques de compensation écologique, la mise en valeur des terres doit s'accompagner d'achats de certificats délivrés pour la restauration d'autres terres en raison des impacts négatifs sur la biodiversité (souvent sur zones humides). Au Brésil, les propriétaires terriens dans les zones rurales sont légalement tenus de préserver le couvert forestier sur un pourcentage de leurs terres, mais ont la possibilité d'acheter des droits pour défricher plus de terres si d'autres propriétaires fonciers acceptent de préserver plus de forêts²².

1.2. Les instruments de marché : terre d'asile pour tous les outils comprenant une composante prix ?

Il est important de remarquer d'une part l'absence, à notre connaissance, de définition claire et consensuelle des instruments de marché, et, d'autre part, les très nombreuses évocations de ces instruments dans les débats sur la conservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques, ainsi que dans la littérature grise et scientifique.

Si nous utilisons le terme IM dans le présent document, nous rencontrons toutefois couramment dans la littérature d'autres termes comme instruments économiques, mécanismes de marché, instruments incitatifs, marchés de l'environnement, entre autres. Il est difficile de déterminer dans quelle mesure tous ces termes se chevauchent, mais notre hypothèse de base

est qu'on ne devrait se référer aux marchés que pour des cas spécifiques au lieu d'utiliser ce mot comme un simple substitut pour les termes « monétaire » ou « économique ». Comme nous le verrons au cours de cet article, il est possible que cette hypothèse de base ne soit pas vérifiée, alors même qu'il serait judicieux de considérer les marchés pour ce qu'ils peuvent apporter spécifiquement. Notre catégorisation des IM et l'analyse de leurs liens avec les acteurs publics vont dans ce sens : quelle peut être la contribution spécifique d'instruments de marché en faveur de la biodiversité et des services écosystémiques ? Cela est d'autant plus nécessaire, selon nous, que ces instruments sont, entre autres, qualifiés de souples, décentralisés, d'un bon rapport coût efficacité, par opposition aux approches coercitives / prescriptives, mais que ces qualificatifs n'ont aucune raison a priori de s'appliquer pareillement à de véritables instruments de marché d'un côté, et d'un autre côté à des instruments économiques qui couvriraient un champ plus large.

Par exemple, et compte tenu de l'absence de définition dans les documents traitant de IM, le rapport *eftec & IEEP*²³ passe en revue les concepts et les connaissances théoriques et définit les IM par leurs avantages supposés (ils améliorent les signaux transmis par les prix, donnent aux acteurs une grande flexibilité de comportement, etc.) et leurs effets (modification des prix des biens et des services). Et il rappelle utilement que l'un des principes de la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement (1992) encourageait « l'utilisation d'instruments économiques ». En fait, la confusion entre les IM et les instruments économiques est frappante dans de nombreux documents, y compris dans le rapport *eftec & IEEP*²⁴ qui semble utiliser l'un ou l'autre indifféremment, mais aussi dans beaucoup d'autres. Si nous regardons le « Livre vert sur les instruments de marché en faveur de l'environnement et des objectifs politiques connexes » publié par la Commission européenne²⁵, nous trouvons

23. Economics for the Environment Consultancy (eftec), Institute for European Environmental Policy (IEEP) *et al.*, *The use of market-based instruments for biodiversity protection – the case of habitat banking*, Rapport technique pour la Commission européenne DG Environnement, 2010.

24. Eftec, IEEP, *op. cit.*

25. Commission européenne, Livre vert sur les instruments de marché en faveur de l'environnement et des objectifs politiques connexes, SEC(2007) 388, Bruxelles, 2007.

22. K. Chomitz, "Transferable Development Rights and Forest Protection: An Exploratory Analysis", *International Regional Science Review*, vol. 27, n° 3, 2004, p. 348-373.

la même assimilation : « L'Union européenne a de plus en plus privilégié le recours aux instruments économiques ou de marché – tels que la fiscalité indirecte, les aides ciblées ou les droits d'émission négociables ». Aucune définition n'est donnée. Les IM sont abordés à travers leur capacité supposée à corriger les défaillances du marché de différentes manières. Et n'espérons pas améliorer notre compréhension avec des déclarations mystérieuses telles que « Au niveau de l'UE, les IM les plus couramment utilisés sont les taxes, les redevances et les systèmes de permis négociables. En termes économiques, ces instruments fonctionnent de façon similaire. Ils diffèrent toutefois sur des aspects essentiels » (les auteurs soulignent). Considérant l'insistance avec laquelle le rapport souligne les différences significatives entre les IM, on peut raisonnablement se demander s'il est légitime d'avoir une catégorie si large et vague, et si certains de ces instruments ne partagent pas plus de caractéristiques avec des instruments en dehors de cette catégorie qu'avec d'autres IM.

Nous remarquons que ce Livre vert officiel considère des « types principaux »²⁶ de IM spécifiquement en rapport avec la politique publique – ce qui est logique pour un document qui s'adresse aux décideurs politiques européens – et n'inclut donc pas d'autres instruments possibles. En conséquence, il n'est pas surprenant de découvrir d'autres types d'instruments dans les rapports de l'OCDE consacrés aux « marchés pour la biodiversité » avec une perspective plus large. Pour commencer, le rapport de l'OCDE²⁷ définit comme des « paiements de transferts non liés au marché » le soutien financier apporté par le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) pour des projets qui traitent de la conservation de la biodiversité au-delà des activités habituelles. Le principe semble assez similaire à celui des subventions, car l'argent public est dépensé pour soutenir des activités qui offrent des bénéfices environnementaux. Mais la différence peut résider dans le fait que les subventions sont généralisées pour une activité productive donnée, tandis que les paiements de transferts

non liés au marché, en l'occurrence financés par le FEM sont généralement ciblés sur un projet dans un site spécifique (et l'argent provient d'un organisme international). Cette différence est-elle une raison suffisante pour faire la distinction entre les instruments de marché et les paiements de transfert non liés au marché, et pour classer ces derniers comme des « promoteurs du marché » (*market enhancers*) ? Il faut noter qu'une remarque analogue s'applique selon nous aux PSE qui sont réunis sous une seule bannière alors qu'ils traduisent des réalités très contrastées.

Ce même rapport inclut dans les IM les initiatives qui s'appuient sur les consommateurs pour améliorer les avantages environnementaux des biens et services commercialisés sur les marchés. Contrairement au Livre vert de la Commission européenne²⁸, ce rapport de l'OCDE prend une certaine distance avec l'élaboration des politiques et concentre son analyse sur les décisions des producteurs et des consommateurs. Et contrairement aux subventions et aux taxes, le rapport de l'OCDE aborde la question de l'évolution des prix relatifs des biens et services par le biais d'initiatives de producteurs et de réponses de consommateurs : certification forestière conduisant à des produits dérivés du bois vendus à un prix plus élevé, agriculture biologique suivant le même principe mais pour les produits agricoles, ou encore produits forestiers non ligneux constituant un marché à part entière en raison de la préservation de la biodiversité à laquelle ils sont logiquement associés.

Un document académique de premier plan par Salzman²⁹ sur les marchés des services écosystémiques fait une distinction notable – en particulier à la lumière des rapports institutionnels mentionnés ci-dessus – entre les subventions et les taxes : « En dépit de leur mauvaise réputation [...] les mécanismes de paiement mis en place par l'État sont étonnamment courants [et] devraient être favorisés par rapport aux approches réglementaires et fiscales plus traditionnelles [...] ». Nous retrouvons ici une distinction conceptuelle entre les subventions et les taxes du point de vue des IM, loin des déclarations énoncées plus haut. Tous ces éléments plaident pour une meilleure définition et catégorisation

26. C'est le terme utilisé dans le document, mais aussi dans d'autres, qui énumèrent tous « taxes/redevances/droits » comme types de IM standards pour la biodiversité.

27. Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE), *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité : Pour une politique de conservation et d'exploitation durable*, OCDE, Paris, 2003.

28. Commission européenne, *op. cit.*

29. J. Salzman, *op. cit.*

de ces diverses façons d'influencer / orienter les décisions et de gérer la B&SE. Avant de s'atteler à cette tâche, la section suivante sera consacrée à une discussion sur les raisons qui expliquent une telle visibilité des IM et l'enthousiasme qu'ils suscitent.

En faisant le point sur les nombreuses tentatives de définitions, il semble que les « marchés » évoqués par presque tous les auteurs ne sont pas ce marché parfait et capable d'expansion des manuels d'économie, et qu'ils ne s'en approchent même guère. On peut faire ici une première distinction utile entre les marchés et le « marché », avec d'un côté ce dernier qui serait un système cohérent et complet qui sous-tend le capitalisme comme une façon de structurer la société pour le bien-être de l'humanité, et grâce à des transactions multiples entre les agents ; et d'un autre côté les marchés qui renvoient à la capacité d'un certain nombre d'acteurs d'échanger des biens et services spécifiques d'une manière compétitive et dans des lieux précis. On considère que « le marché » a émergé main dans la main avec les sociétés capitalistes modernes comme une intention délibérée d'organiser les relations entre les agents d'une façon très artificielle et pas nécessairement dans l'intérêt de la société dans son ensemble (Polanyi 2001). En outre, alors que le capitalisme se justifierait par sa dépendance au marché, il ne se traduit pas nécessairement par une myriade de marchés concurrentiels, comme l'a montré Braudel (1979) en faisant valoir que les capitalistes ont très fréquemment défendu des marchés monopolistiques dans leur seul intérêt.

Il n'entre clairement pas dans le champ de cet article d'étudier les fondements du capitalisme et le principe associé de marché, mais au moins devons-nous appuyer sur ces observations pour établir que l'idéologie du marché est différente de l'existence de multiples marchés concurrentiels, et ne se traduit pas nécessairement par l'existence de ces derniers. Cette observation trouve une application directe dans l'analyse des IM pour la B&SE. En effet, la très brève description des principaux IM suggère déjà qu'ils ne correspondent pas à une définition des marchés selon laquelle plus de trois acteurs sont en concurrence pour produire et échanger un bien ou service avec un accès aux informations utiles.

En fait, ce que nous trouvons dans la pratique ressemble davantage à des transactions et du

commerce, mais cela peut facilement se produire en dehors des marchés réels. Ceci correspond à ce que Wunder et Vargas (2007) affirment en se référant aux PSE : « *Au lieu de véritables marchés, ce que nous trouvons principalement dans le monde réel [...] s'apparente à des accords bilatéraux, mutuellement négociés entre utilisateurs et les fournisseurs de services écosystémiques* ». Il semble que nombre de ces « marchés » ne comprennent pas de processus de commodification / standardisation grâce auquel un bien ou service deviendrait remplaçable par un autre possédant des caractéristiques équivalentes ou proches. Si nous sommes conscients que les marchés parfaits n'existent pas dans le monde réel, ou à titre exceptionnel, le fait que la plupart des « marchés » auxquels nous nous référons pour la B&SE soient à l'autre extrémité du spectre est une raison d'être prudent quant à la terminologie des IM. Une amélioration est-elle prévisible ? Peut-être pas si nous convenons que :

les services écosystémiques, bien que d'une valeur inestimable, sont écologiquement, géographiquement et économiquement plus complexes que n'importe quel autre type de produit ou service, ce qui fait que mettre leur valeur à profit est un défi qui reste à relever³⁰

1.3. Les raisons de l'émergence des instruments de marché dans le domaine de la biodiversité et des services écosystémiques

Cette section porte sur les raisons de l'émergence des IM dans le domaine de la biodiversité et des services écosystémiques – à la fois dans les discours et dans la pratique –, sujet qui doit être discuté dans le contexte de confusion que nous avons analysé dans la section précédente. En raison de cette confusion, une partie des justifications et arguments généralement proposés ne s'appliquent pas à tous les IM, ce qui est à notre avis un réel problème si l'on veut avancer des théories idéologiques sur les IM – que ce soit sur leurs avantages ou sur leurs inconvénients.

Les approches de marché sont complémentaires ou alternatives aux régulations coercitives / normatives, car elles constituent une manière différente de voir des agents prendre des décisions dans l'intérêt général et, idéalement, vers une situation optimale où tous les coûts et avantages d'une ligne d'action donnée sont pris en

30. Ruhl *et al*/2007, p. 9.

compte. Mais la frontière entre le droit et l'économie n'est pas évidente. Prenons par exemple les taxes et les subventions, deux IM emblématiques selon de nombreux experts : sont-elles des régulations (adoption d'une loi imposant des taxes ou prélèvements ou subventions) ou des approches fondées sur le marché (paiements qui se font de manière incitative relativement à la nature des activités productives) ? **La réponse n'est ni simple ni objective ; elle porte nécessairement des idées et des valeurs concernant l'action publique.** En outre, la définition suivante tend à placer les IM et les régulations au même niveau : « Les instruments de marché sont des régulations qui incitent les comportements par le biais des signaux du marché plutôt que par des directives explicites »³¹.

Ceci étant dit, la tentation de passer du droit à l'économie repose sur plusieurs arguments solides exposés dans de nombreux documents. Nous en récapitulons ci-dessous les principaux :

Correction des défaillances du marché. Une fourniture non optimale de services écosystémiques ou des niveaux de pollution exagérés indiquent généralement une insuffisance, ou même une absence, de marchés reflétant fidèlement les valeurs économiques des composantes de l'environnement (pour la société au sens large) faisant l'objet de décisions de gestion. Ces défaillances du marché signifient que certains des effets environnementaux (positifs ou négatifs) de pratiques données ne sont pas économiquement pris en compte et ne se traduisent pas par des transactions entre les parties prenantes. Les instruments de marché sont alors appréciés comme un moyen de corriger ces valeurs, mais il faut garder à l'esprit que les défaillances du marché peuvent aussi être traitées par des instruments réglementaires. Cependant, comme souligné dans le Livre vert de la CE³² : « Une intervention des pouvoirs publics est alors justifiée pour corriger les défaillances [du marché] et, au contraire des approches réglementaires ou administratives, les IM ont l'avantage d'utiliser les signaux du marché

pour pallier ces déficiences », ce qui fait le lien avec un autre argument : les signaux et incitations.

Théorie des incitations. Une justification fréquente de l'utilisation des IM a trait à la théorie des incitations, qui comprend plusieurs éléments dignes d'intérêt. En économie, cette théorie fait référence au fait que les décideurs reçoivent des signaux par l'intermédiaire des prix et prennent des décisions en conséquence. Les décisions ne sont pas imposées par des moyens coercitifs / normatifs, et les acteurs ont la possibilité de comparer les coûts et les avantages d'aller dans un sens ou dans l'autre. En conséquence, un niveau optimal devrait être plus facile à réaliser car cette approche offre plus de flexibilité, est susceptible d'entraîner la révélation de nouvelles informations (voir la partie 2.5), et est d'un bon rapport coût efficacité. En outre, les incitations sont considérées comme plus efficaces que la contrainte pour inciter les acteurs à prendre les bonnes décisions – en particulier dans des contextes de mauvaise application des lois. Qu'elles soient plus acceptables politiquement est sujet à discussion : d'une part, c'est une manière plus douce pour les pouvoirs publics de modifier les comportements, mais d'autre part, c'est sujet à controverse lorsque cela prend la forme de paiements / subventions qui inversent le principe pollueur payeur. L'argument des incitations est parfaitement résumé par le Centre de gestion de l'environnement de la CQUniversity :

*L'idée principale derrière la création de nouveaux marchés et systèmes d'échange est qu'au lieu de réglementer directement l'utilisation des ressources, les gouvernements créent l'environnement où les systèmes adossés au marché peuvent être utilisés pour inciter à l'utilisation des ressources appropriées ».*³³

Stavins le dit sans détours : « l'objectif de l'application des IM est d'obtenir des résultats grâce à l'intérêt propre des entreprises et des particuliers. »³⁴

31. Stavins, R., "Experience with market-based environmental policy instruments", Discussion Paper 01-58, *Resources for the Future*, November 2001.

32. Commission européenne, *op. cit.*

33. "Benefits of IMs in natural resource management", Centre for Environmental Management at CQUniversity, <http://content.cqu.edu.au/FCWViewer/view.do;jsessionid=8a4d179b30dab4f4cad47244e1db84abce83ef3127d.e34MaxeRbhu0biOLaxqKc3qQax4Pe6fznA5Pp7ftolbGmkTy?page=2612>. consulté pour la dernière fois le 06/04/2011.

34. R. Stavins, *op. cit.*

Déficit de financement. La dernière Conférence des Parties à la CDB qui s'est tenue à Nagoya en octobre 2010 a donné lieu à plusieurs décisions importantes, notamment l'adoption d'un nouveau plan stratégique avec un ensemble d'objectifs. Dans ce but, une stratégie de mobilisation des ressources (SMR) a également été adoptée et les Parties à la CDB sont invitées à appliquer un ensemble d'indicateurs financiers et de ressources d'ici juin 2011 pour mesurer les besoins et les lacunes. Ce « déficit de financement » entre le coût de la réalisation des objectifs de conservation de la biodiversité et les fonds disponibles a été identifié depuis longtemps, même si les données quantitatives restent débattues. Dans la dernière SMR, il est dit que les Parties devraient « augmenter sensiblement les ressources [...] de toutes les sources, y compris via des mécanismes financiers innovants ». En d'autres termes, le financement public est loin d'être suffisant et de nouvelles sources doivent être recherchées. La même ligne de pensée, appliquée au secteur forestier, se retrouve dans une citation de Koziell et Swingland :

Il est désormais largement reconnu que, étant donné le manque de financement public, la conservation de la biodiversité doit commencer à se financer elle-même, sinon elle est fort probablement condamnée [...]. Les coupes sombres dans les finances publiques sont à l'origine du développement des [IM].³⁵

Il faut noter que les discussions autour du très médiatisé mécanisme REDD+ pour financer la lutte contre la déforestation tropicale se sont aussi focalisées dans une large mesure sur les questions de financement, et les marchés ont été proposés comme un moyen de combler l'écart entre le financement public et les besoins³⁶. Certains font également valoir que les IM sous forme de taxes représentent de nouvelles recettes pour gouvernements ; pourtant, de notre point de vue, cette idée est limitée dans la perspective plus large des IM, car les IM sous forme de paiements / subventions ont un effet inverse sur les recettes publiques.

35. I. Koziell, I.R. Swingland, "Collateral biodiversity benefits associated with 'free market' approaches to sustainable land use and forestry activities", *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, vol. 360, 2002, p. 1807-16.

36. R. Pirard, "Reducing Emissions from Deforestation and Degradation in non Annex 1 countries, Breaking the Climate Deadlock", The Climate Group, Londres, 2008, p. 21.

1.4. Définitions proposées pour les instruments de marché

Il existe plusieurs façons de définir un instrument, mais généralement la définition est fondée soit sur ses caractéristiques, soit sur ses objectifs. Les IM ne font pas exception à cette règle, et la définition suivante mêle les deux aspects :

Les IM [pour l'environnement] visent à pallier les déficiences du marché en termes d' « externalités environnementales », soit en intégrant le coût externe des activités de production ou de consommation par des taxes ou des redevances sur les procédés ou les produits, soit en créant des droits de propriété et en facilitant la mise en place d'un marché ad-hoc (proxy market) pour l'utilisation de services environnementaux (Saurier & Meganck 2009).

Cette définition semble représenter une opinion majoritaire dans la littérature sur les IM et leurs liens avec les marchés (tels que définis par les manuels économiques), que nous considérons ici comme un système dans lequel les biens et services sont échangés à grande échelle, avec un certain degré de standardisation et de concurrence entre les acheteurs et les vendeurs qui disposent de l'information. Le processus d'internalisation des externalités environnementales est au cœur du raisonnement. Mais les liens avec les marchés semblent faibles, et on est en droit de se demander si le terme de « marché » est utilisé de manière appropriée. Cette remarque est essentielle, car les marchés possèdent des qualités remarquables qui résultent de leurs caractéristiques, mais que de nombreux IM ne possèdent guère. En guise d'illustration, la concurrence entre vendeurs est une caractéristique qui permet aux marchés de fonctionner correctement en limitant les possibilités de capture de rente, et la révélation de l'information permet d'atteindre une situation optimale, mais ce ne sont pas des caractéristiques partagées avec les IM en général.

En examinant les différentes façons de définir et d'aborder les IM pour la B&SE, nous comprenons que plusieurs conceptions co-existent et que nous récapitulons ci-dessous.

Premièrement, les marchés existants peuvent être améliorés à l'initiative du secteur privé afin de tenir compte des externalités environnementales positives : la certification des forêts en est un exemple, mais il existe d'autres labels,

notamment pour l'agriculture biologique. La logique est de commercialiser des produits à un prix plus élevé en raison de leurs effets positifs par rapport aux pratiques conventionnelles et les plus courantes.

Deuxièmement, les marchés existants peuvent être modifiés à l'initiative des pouvoirs publics, par des taxes ou des subventions, afin de créer de meilleurs signaux prix : les mesures agro-environnementales (MAE) dans le cadre de la politique agricole commune (PAC) en sont un exemple avec un soutien financier aux pratiques agricoles vertueuses, mais plus généralement la taxe pigouvienne correspond à cette catégorie et est appliquée de diverses manières (par exemple avec l'écotaxe sur la consommation d'essence). La logique est pour les décideurs d'orienter les producteurs et les consommateurs vers des produits et des activités moins polluants par le biais de changements des prix relatifs sur une base réglementaire.

Troisièmement, les marchés peuvent être créés expressément pour atteindre un objectif environnemental donné : les marchés du carbone associés à des quotas d'émission et les banques de compensation écologique sont deux exemples répandus d'une telle approche. L'objectif consiste alors à déterminer une quantité de pollution acceptable ou optimale, et de laisser les acteurs économiques échanger sur le marché nouvellement créé, afin d'atteindre l'équilibre de coût le plus bas pour la société.

Quatrièmement, des accords peuvent être passés entre les bénéficiaires (ou leurs intermédiaires) et les fournisseurs de services écosystémiques d'une manière plus ou moins standardisée : les Paiements pour Services Ecosystémiques (PSE), tout en se rapportant à des définitions et des modes de mise en œuvre différents, se réfèrent à de tels contrats et paiements connexes. La logique est que les acteurs échangeront des droits sur une ressource ou son utilisation afin de parvenir à une utilisation optimale, à la condition que ces droits (parfois *de facto* plutôt que *de jure*) préexistent. C'est ce qu'on appelle le théorème de Coase.

L'objectif de cet article n'est pas d'être prescriptif et normatif, et nous ne cherchons pas à élaborer les définitions ultimes des IM pour la B&SE. Nous proposons donc un ensemble de définitions qui peuvent aider à réfléchir à ces modes d'intervention en fonction de leur

champ d'application, leur potentiel de reproduction à grande échelle, et leur dépendance vis-à-vis des caractéristiques et des avantages du marché. **L'objectif des définitions suivantes est donc de résumer les différentes conceptions que nous avons relevées dans la littérature et de refléter ainsi les points de vue co-existants sur la question sans préjuger de leur pertinence ou justesse respectives :**

- Les IM pour B&SE sont des instruments qui fournissent un moyen de changer les prix relatifs des biens et services ayant un impact sur la B&SE par le biais de l'internalisation des coûts et des bénéfices. L'internalisation des coûts et des bénéfices peut notamment être réalisée par l'État (par exemple au moyen de taxes et de subventions) ou par le marché (par exemple par les permis négociables) et être ainsi respectivement fixée *ex ante* ou à la suite d'échanges.
- Les IM pour B&SE sont un ensemble de marchés spécifiques où les B&SE sont commercialisés soit directement (par exemple, la bio-prospection ou les produits forestiers non ligneux), soit indirectement (par exemple la certification des forêts ou les labels de l'agriculture biologique).
- Les IM pour B&SE sont des outils de politique publique qui permettent de surmonter les limites des interventions coercitives / prescriptives qui laissent peu de place à la flexibilité et ne révèlent aucune information sur les coûts et les avantages offerts par différents types de gestion environnementale.
- Les IM pour B&SE sont de nouvelles formes d'interventions dans le domaine de l'environnement qui déplacent les décisions des acteurs publics aux acteurs privés, afin d'économiser des ressources financières publiques et de promouvoir à la fois les incitations auprès des acteurs privés en tant que décideurs et les négociations selon le théorème de Coase ; en tant que tels, ils reposent moins sur l'intervention et le soutien publics, sauf pour l'application des lois et le renforcement des initiatives privées.
- Les IM pour B&SE se réfèrent à de nouveaux marchés créés explicitement pour l'échange de biens et de services avec une composante environnementale claire pour atteindre des objectifs publics de la manière la plus efficace (par exemple, les marchés du carbone ou la compensation biodiversité).

1.5. Le rôle crucial de l'information

Un argument très répandu pour le développement des IM est leur capacité supposée à améliorer la révélation de l'information à un coût acceptable. S'il est consensuel de dire que la gestion est d'autant plus pertinente et efficace que des informations précises et fiables sont disponibles, la planification étatique n'est pas réputée pour sa capacité à créer, révéler et utiliser de telles informations pour la prise de décision. On peut à cet égard et de manière schématique se représenter la planification par un État rigide et centralisé par opposition aux transactions multiples entre acteurs privés ayant un intérêt direct dans les décisions en fonction des coûts et avantages réels induits. Même si l'opposition présentée est schématique, elle suggère que l'information aura tendance à être mieux révélée dans la seconde situation, non seulement parce que des décisions décentralisées seront entre les mains d'acteurs qui vivent dans le milieu en cause, mais aussi en raison de leur intérêt direct car ils supportent les conséquences du choix d'aller dans un sens ou dans l'autre.

Cet aspect est bien expliqué dans un article consacré aux permis négociables pour la compensation biodiversité qui fait le lien entre l'enjeu de l'information et le rapport coût efficacité des différentes approches :

*Le mauvais rapport coût efficacité résulte du fait qu'il est possible que les coûts d'opportunité aient changé de manière hétérogène dans l'espace au fil du temps [et qu'il soit] difficile d'y remédier avec une approche top-down, car la réaffectation fréquente des terres entre conservation et développement économique exige qu'une agence dispose d'informations de qualité sur les changements de coûts d'opportunité [...]*³⁷

Ce point est logique et mérite d'être examiné sérieusement. Les permis pour la biodiversité contraignent les développeurs fonciers dont l'activité aura pour effet secondaire la destruction d'un habitat précieux à présenter un permis à une autorité de régulation. Le permis est accordé en contrepartie de la restauration de l'habitat, et il est en principe délivré si la valeur écologique respective des terres restaurées et dégradées

est équivalente. Cette brève description ne fait pas référence aux marchés, et un tel système pourrait être appliqué d'une manière non-marchande avec des résultats satisfaisants en termes de B&SE. Pourtant, l'introduction de la composante marché, en permettant à des tiers de restaurer des terres et d'obtenir des permis *négociables*, offre un cadre où les tiers sont incités à rechercher les emplacements les mieux appropriés pour la restauration et au plus faible coût. En tant que tel, cela décentralise la recherche d'informations et crée une opportunité commerciale pour la restauration des terres. N'importe qui peut entrer sur le marché, qui est appelé à s'ouvrir à davantage d'acheteurs et de vendeurs, aussi longtemps que les pouvoirs publics édicteront les régulations appropriées et continueront d'exiger des développeurs fonciers une compensation pour les dégradations qu'ils causent à l'environnement. La concurrence est accrue, et les coûts sont révélés grâce aux incitations offertes à des tiers qui se comportent comme des entreprises à but lucratif. On peut s'attendre dans ces conditions à ce que le prix d'équilibre soit atteint et reflète les coûts de restauration des terres pour les meilleurs emplacements.

Un tel mode opératoire est également suivi par les marchés du carbone qui sont issus des mécanismes de flexibilité créés en vertu de la CCNUCC dans le cadre du Protocole de Kyoto pour l'atténuation des changements climatiques. Le principe est le même : en élargissant le champ des réductions des émissions de gaz à effet de serre (GES) des pays industrialisés, qui ont des engagements contraignants, aux pays en développement et en autorisant le commerce de crédits / quotas de carbone entre les pays (ou entre les unités de production avec des objectifs de réductions d'émissions de GES et les promoteurs de projets visant à des réductions d'émissions), la réduction devrait se matérialiser là où le coût est le plus faible. Avec l'incitation de rechercher des sources de réduction aux plus bas coûts, et donc de révéler les informations sur ces coûts, cet instrument fondé sur le marché génère théoriquement des résultats au meilleur rapport coût efficacité.

La question de la création, de la mise à disposition et de l'utilisation de l'information pour les décisions environnementales n'est pas seulement pertinente en termes de rapport coût efficacité et comme illustré par les exemples précédents ; elle est également cruciale pour obtenir des accords équitables et pour

37. S. Wissel, F. Wätzold, "A Conceptual Analysis of the Application of Tradable Permits to Biodiversity Conservation", *Conservation Biology*, vol. 24, n° 2, 2010, p. 404-11.

économiser des ressources financières publiques limitées. Cette perspective se rapporte à l'asymétrie de l'information, qui est un problème très important pour les économistes et un obstacle à l'atteinte de résultats optimaux. Par exemple, imaginons un gouvernement voulant maintenir les services écosystémiques au nom du développement durable et du bien-être, et qui souhaite donc qu'un certain nombre de propriétaires fonciers mettent des terres en jachère ou changent leurs pratiques agricoles. Il pourrait édicter des régulations qui imposent de tels changements de pratiques ou encore la protection des terres possédant des caractéristiques particulières (par exemple une pente abrupte, ou la proximité de cours d'eau). Il pourrait aussi créer une taxe ou une subvention qui incite les propriétaires terriens à aller dans la bonne direction, généralement sous la forme d'un système à géométrie invariable (*one-size-fits-all*). Ces interventions publiques partagent la même faiblesse en termes d'information : il incombe entièrement aux pouvoirs publics de déterminer les actions à promouvoir ou à éviter, et le montant des taxes ou des subventions. En supposant que ces informations peuvent être rassemblées avec un degré raisonnable d'exactitude, les coûts de collecte seraient néanmoins substantiels. Salzman³⁸ défend une approche de paiement pour régler ce problème par la mise en place d'un système d'échange d'informations sur la base du consentement à payer et à accepter.

Cette approche de paiement peut prendre au moins deux formes, comme résumé par Salzman³⁹ : des négociations directes entre les bénéficiaires (ou intermédiaires) et les fournisseurs de services selon les Paiements pour Services Écosystémiques ; ou des enchères inversées. Cette dernière approche est appliquée dans le Conservation Reservation Program (CRP) aux États-Unis et dans le programme BushTender en Australie. Alors que le premier cas montre des limites et fonctionne en pratique comme une subvention généralisée, entre autres en raison de collusions entre les propriétaires fonciers d'après l'auteur, le programme BushTender semble particulièrement intéressant et est considéré comme une approche prometteuse.

38. J. Salzman, *op. cit.*

39. *Ibid.*

Fondamentalement, il s'appuie sur :

une compétition ouverte entre les propriétaires fonciers qui font parvenir au gouvernement des offres scellées indiquant comment ils sont prêts à accepter en contrepartie de modifications dans la gestion de leurs terres [et cela permet] aux agriculteurs d'évaluer les coûts et bénéfices des changements d'utilisation des terres. Ce type de régime de paiement est très efficace pour créer une dynamique de marché, où les acheteurs potentiels font des offres les uns contre les autres.⁴⁰

Ce qu'il est essentiel de comprendre dans cette citation est que les avantages d'un véritable IM sont doubles par rapport à d'autres instruments : premièrement, les enchères inversées forcent les propriétaires terriens à évaluer et à révéler les coûts et les bénéfices des diverses alternatives ; et deuxièmement, la concurrence entre les fournisseurs de services est supposée aboutir aux solutions les moins coûteuses. Il faut noter que cette dernière caractéristique est généralement absente des programmes de PSE comme nous le verrons dans la section 3.3.

Sur la base de cette analyse, nous soutenons que les IM diffèrent entre eux par leur capacité à révéler les informations. Une partie d'entre eux peut être considérée davantage comme un moyen d'orienter les décisions à travers une internalisation partielle des externalités environnementales et les incitations associées, que comme un moyen de forcer les acteurs à révéler des informations afin d'aboutir à des solutions optimales. Cette différence est sans aucun doute très importante, et l'on peut considérer globalement ces instruments particuliers comme un moyen de donner un prix à la nature et de commercialiser les services écosystémiques d'une manière ou d'une autre, plutôt que comme une façon d'utiliser les échanges commerciaux pour parvenir à des situations optimales.

1.6. Facteurs de différenciation entre les instruments de marché

Prix vs. quantités

Si les IM sont considérés globalement comme un mode d'intervention qui internalise dans

40. J. Salzman, *op. cit.*

une certaine mesure les externalités positives / négatives, de quelque manière que ce soit, et par conséquent qui modifie les prix relatifs ou crée de nouveaux prix pour des biens et services auparavant gratuits, alors **une distinction majeure entre les IM repose sur le choix de la cible : les prix ou les quantités**. Dans le premier cas, le prix d'un bien ou d'un service est augmenté (subventions, certification / labels) ou réduit (taxes, redevances), sous la forme d'un signal prix aux producteurs / fournisseurs. Un exemple est celui de la production de bois certifié qui est vendu sur le marché à un prix plus élevé : alors que ce supplément de prix est considéré comme acquis, les futures quantités de bois certifié sont largement inconnues lorsque le système est mis en place. Dans le second cas, la quantité d'un bien ou service est fixée afin de limiter les externalités négatives, et le commerce est autorisé et encouragé afin de parvenir à un optimum par rapport aux coûts de production. Un exemple est le système de droits de développement transférables au Brésil, où les propriétaires terriens doivent garder un pourcentage de leurs terres sous couvert forestier (réserve légale), sauf s'ils achètent des droits supplémentaires à un autre propriétaire, qui développera moins que ce pourcentage maximum : la superficie totale de terres sous couvert forestier est fixée au départ, mais les futurs prix du marché de ces droits au développement ne sont pas connus *ex ante*. Le même principe s'applique à la banque de compensation écologique. Le principe directeur « aucune perte nette » (*no net loss*) est en effet quantitatif : la superficie de zones humides est censée rester constante. Par contre, le prix d'un hectare de zone humide restaurée est soumis aux forces du marché motivées par la demande des développeurs et l'offre des banques de compensation écologique. Il faut noter que la quantité de terres aménagées et de zones humides restaurées n'est pas fixée par la régulation, et certains soutiennent que cela fait une différence en ce qui concerne les impacts environnementaux, car la préservation et la restauration ne sont pas absolument équivalentes à cet égard.

Cette opposition entre les prix et les quantités est parfaitement illustrée par le débat sur les moyens de réduire les émissions de GES afin d'atténuer le changement climatique. En dehors de toutes les politiques domestiques de type prescriptif / coercitif, le choix réside

essentiellement entre la conception d'une taxe sur le carbone et la mise en œuvre d'un système de plafonnement et d'échange (*cap-and-trade*). La taxe sur le carbone augmente le coût de production des biens et services qui s'appuient davantage sur les GES, et constitue donc une incitation à modifier les technologies, les modes de consommation ou les modes de développement. Le système de plafonnement et d'échange fixe des objectifs quantitatifs en termes d'émissions et permet aux émetteurs d'échanger des permis ou des quotas en fonction de leurs plans d'investissement, de leur flexibilité à adopter de nouveaux procédés de production, ou des courbes de coûts de réduction. Les travaux fondateurs de Weitzman⁴¹ ont évalué des résultats similaires pour les deux approches (prix ou quantité) pour le climat, mais aussi pour le bien-être social, si les coûts de réduction sont connus avec certitude. Dans la vraie vie toutefois, il existe une incertitude quant à la structure des coûts : la fixation d'une taxe sur le carbone conduit à des niveaux incertains de production et d'émissions associées, mais les producteurs connaissent bien les coûts marginaux de production ; inversement, la fixation de niveaux de réduction conduit à des coûts incertains pour la société car le prix des permis d'émissions (ou crédits carbone) est voué à fluctuer en fonction de la dynamique du marché, mais l'impact sur l'environnement est contrôlé.

La contribution de Weitzman visait également à démontrer que la désirabilité de l'une ou l'autre approche dépend d'un certain nombre de paramètres liés à la forme des courbes des coûts et bénéfiques marginaux de production. Plus tard, plusieurs auteurs ont poursuivi l'analyse et ont conclu que les politiques hybrides devaient être favorisées afin de coIMner les avantages de l'utilisation des IM contrôlant les prix ou les quantités⁴². Le principe est d'établir un système de permis donnant le choix aux émetteurs soit d'acheter des permis sur le marché à un prix fluctuant, soit d'acheter ces permis au gouvernement à un prix déterminé. Ces propositions pour la conception d'outils de politique hybrides sont intéressantes dans notre analyse car elles

41. M.L. Weitzman, "Prices vs. Quantities", *Review of Economic Studies*, vol. 41, n° 4, 1974, p. 477-491.

42. W.A. Pizer, "Prices vs. Quantities Revisited: The Case of Climate Change", Document de travail 98-02, *Resources for the Future*, Washington D.C., 1997.

montrent la variété des IM pouvant être élaborés pour s'adapter à des circonstances spécifiques, et elles soulignent le rôle clé de l'information pour évaluer quelles sont les approches les plus appropriées et efficaces.

Biens publics vs biens privés

Une autre façon de faire la différence entre les IM se rapporte à la nature des produits ou services qu'ils peuvent (ou non) cibler. Selon les définitions des instruments du marché que nous avons proposées dans la section 2.4 ci-dessus, soit ils modifient les prix relatifs des biens et services avec des externalités environnementales, soit ils créent de nouveaux marchés où la B&SE sont négociés et échangés. Ces interventions sont plus faciles lorsque les marchandises et services ciblés sont exclusifs (et rivaux dans une moindre mesure, bien que la notion de rareté soit centrale dans une perspective économique). Cela nous conduit à la question des biens publics, conceptualisée dans un premier temps par Samuelson⁴³, qui a déclaré que certains produits exigeaient une action publique s'ils possédaient la particularité d'être non rivaux (quel que soit le nombre d'utilisateurs, la satisfaction reste la même pour chacun d'entre eux) et non exclusifs (on ne peut empêcher personne de jouir du bien). Bien qu'il soit difficile en effet de créer un marché pour un bien public, car le phénomène du passager clandestin (*free-riding*) est susceptible de devenir la règle – tous les acheteurs potentiels peuvent choisir d'attendre jusqu'à ce que d'autres acteurs financent la production du bien – le cas est différent pour les IM qui modifient les prix relatifs.

Prenons le cas de la préservation de la biodiversité des forêts pour sa valeur d'existence, qui est un bien public car tout le monde peut jouir de l'existence d'une espèce emblématique sans avoir à payer pour cela. Ce bien peut être produit ou conservé notamment au moyen de techniques vertueuses de gestion forestière récompensées par la certification du bois. Comme indiqué plus haut, ce mode d'intervention à l'initiative des producteurs du secteur privé augmente le prix du bois sur le marché, mais certains acheteurs sont prêts à payer ce prix plus élevé s'ils sont intéressés par les externalités positives offertes par la certification.

43. P. Samuelson, 1954. "The pure theory of public expenditure", *Review of Economics and Statistics*, vol. 36, n° 4, p. 387-389.

D'autres consommateurs potentiels ayant un intérêt pour ces externalités positives en bénéficieront sans payer, bien que jusqu'à présent ce système a prouvé sa capacité à se développer et à s'élargir. C'est un signe encourageant, et l'on pourrait appliquer cette leçon plus largement à de nouveaux marchés pour la B&SE avec des caractéristiques de biens publics. **On ne peut pas faire l'hypothèse que la décision de payer individuellement ne s'exprimera que dans le cas de biens privés**, même si naturellement ces paiements s'observent à plus grande échelle dans ce dernier cas (donc avec des biens et services exclusifs).

En outre, les IM qui modifient les prix relatifs peuvent parfaitement s'appliquer à des biens publics lorsqu'ils sont mis en œuvre sous le contrôle des autorités. Si un impôt est créé pour encourager les agriculteurs à utiliser moins d'engrais et de pesticides au nom d'une meilleure qualité de l'eau, le fait que la jouissance de cette externalité ne puisse pas être retirée aux consommateurs d'eau en aval ne constitue pas du tout une entrave à une telle approche fondée sur le marché. Les pouvoirs publics jouent le rôle d'intermédiaire entre les fournisseurs et les bénéficiaires du service, ce qui permet de surmonter facilement les limites théoriquement posées par les caractéristiques de bien public du service écosystémique qui est amélioré.

Local vs. global

Une autre distinction utile pour appréhender la variété de IM applicables à la biodiversité et aux services écosystémiques, et leur pertinence, concerne l'échelle du bien ou du service. A titre d'illustration, nous pouvons faire la différence entre les échelles locale et globale : assurer la qualité de l'eau, limiter l'érosion des sols ou l'envasement des barrages, sont des services fournis localement, tandis que la séquestration du carbone ou la conservation d'espèces emblématiques représentent des services mondiaux. Quelle différence cela fait-il quant au choix des IM les plus appropriés ?

Tout d'abord, un bien ou service à l'échelle locale est bien plus susceptible d'être soutenu financièrement par les bénéficiaires qui font un lien direct avec la cause de la perte de potentiel économique (due à la dégradation du service) et les fournisseurs. Les exemples classiques d'accords entre les agents situés de part et d'autre

d'un bassin versant, pour la fourniture de services liés à l'eau, en témoignent largement⁴⁴. Les accords de type coaséen trouvent ici un bon cadre d'application, car les contrats sont plus faciles à conclure et les coûts de transaction peuvent rester relativement limités. En outre, les services locaux sont moins susceptibles d'être de type bien public pur, et constituent ainsi un environnement propice pour conclure des ententes car le phénomène du passager clandestin est plus facile à contrôler. En revanche, la couverture géographique du marché est limitée par définition, car les bénéficiaires vivent nécessairement à proximité des fournisseurs du service. **Par conséquent, on peut s'attendre à ce que de nombreux, mais petits, « marchés » se développent, qui s'adapteront aux conditions locales spécifiques.**

Ensuite, le changement des prix relatifs des biens et services avec externalités environnementales engendré par les IM peut trouver un meilleur cadre juridique de mise en œuvre dans des contextes nationaux ou infranationaux. La conception d'un instrument fiscal est une activité courante pour les gouvernements ou les autorités sous nationales, mais c'est un objectif extrêmement complexe et difficile au niveau international, où l'accord d'un nombre de pays assez important est nécessaire pour que cela ait un sens. **Mais l'argument n'est pas aussi simple qu'il y paraît au premier abord.** Une taxe sur le carbone, par exemple, est sujette à controverse lorsqu'elle est appliquée au niveau national pour des raisons de compétitivité, comme c'est le cas d'un système de plafonnement et d'échange qui n'implique qu'une partie du monde. Les récents débats sur les ajustements fiscaux à la frontière (AFF) sont représentatifs de ces tensions : les pays industrialisés se plaignent de la perte de compétitivité de leurs producteurs par rapport aux pays émergents (la Chine par exemple), où les industries n'ont pas à payer pour la teneur en carbone de leurs produits. Les AFF pourraient constituer un recours possible à ce problème.

Dans l'ensemble, la conséquence la plus importante du fait de traiter des services écosystémiques globaux plutôt que locaux peut être la nécessité d'avoir des produits de marché

standardisés comme pour tout marché dont l'alignement est de se développer à grande échelle. Le cas du changement climatique en est une illustration, avec le développement rapide des marchés du carbone au niveau mondial. **La possibilité d'avoir un produit standardisé commercialisable et une unité de mesure unique a été un facteur déterminant pour ce développement rapide, ce qui n'a pu être réalisé pour la biodiversité⁴⁵.** Et les États ont été au cœur de ce développement, avec la négociation et l'acceptation d'objectifs nationaux contraignants pour les émissions de GES, et les programmes régionaux tels que le système européen d'échange (ETS).

Intuitivement, on peut penser que les services écosystémiques globaux exigent plus d'intermédiaires en raison de la distance plus éloignée et du plus grand nombre de parties prenant part à la transaction. Les intermédiaires peuvent être une bourse, comme pour les marchés du carbone, ou un gouvernement, comme pour le programme national de PSE au Costa Rica (cf. partie 3.3). Mais cette hypothèse n'est pas toujours vérifiée, et nous ne pouvons pas affirmer que cela constitue une règle. En effet, même à l'échelle locale pour les services écosystémiques locaux, les intermédiaires sont parfois inévitables, comme l'indique par exemple l'étude de Pirard⁴⁶ pour un PSE de gestion des bassins versants en Indonésie (voir également la partie 3.3). Les deux types de PSE, avec et sans intermédiaires, sont respectivement étiquetés par Wunder *et al.*⁴⁷ comme des programmes financés par le gouvernement et des programmes financés par l'utilisateur.

Commodités⁴⁸ vs. biens hétérogènes

Les marchés fonctionnent mieux, en particulier à grande échelle, lorsque les biens et services produits et échangés sont standards. Plus ces produits sont homogènes, plus il est facile de les comparer, et donc d'établir un prix juste. Le stade ultime serait obtenu avec des commodités telles

44. I. Porras, M. Grieg-Gran, N. Reves, 2008, *All that glitters : A review of payments for watershed services in developing countries*, IED, Londres.

45. O. Godard, « Les conditions d'une gestion économique de la biodiversité – Un parallèle avec le changement climatique », Cahier n° 2005 – 017, France, École Polytechnique, 2005.

46. R. Pirard, *op. cit.*

47. S. Wunder, S. Engel, S. Pagiola, "Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries", *Ecological Economics*, vol. 65, n° 4, 2008, p. 834-52.

48. Ce terme peut être considéré comme un anglicisme (*commodity*), et une autre traduction possible est « marchandise ».

que celles que nous trouvons dans certains marchés agricoles ou énergétiques, où la qualité des biens peut être mesurable d'une manière simple : quantité de protéines, quantité de tonnes d'équivalent pétrole, etc. Dans ces cas idéaux, les marchés peuvent se développer très rapidement et efficacement, en théorie du moins.

Dans le domaine de l'environnement, de telles situations ne peuvent pas se produire. La nature est complexe, de nombreux processus conduisant à des services écosystémiques demeurent méconnus, la biodiversité est un concept qui est voué à évoluer dans le temps avec les nouvelles connaissances, et en règle générale, les services écosystémiques locaux sont spécifiques à un site. Comment les marchés pourraient-ils se développer dans un tel contexte? Deux cas sont intéressants à considérer à cet égard : les banques de compensation écologique et la séquestration du carbone.

Les banques de compensation écologique reposent sur l'hypothèse qu'il est équivalent d'un point de vue écologique de préserver un terrain donné dans un lieu donné, et de réhabiliter un autre terrain ailleurs. En termes de services écosystémiques, cela est considéré comme équivalent si un certain nombre de conditions sont remplies, ces conditions étant liées aux caractéristiques écologiques, comme, par exemple, le type de végétation ou sa densité. Si ces conditions permettent aux développeurs de projets de s'approcher, dans une certaine mesure, de l'objectif « aucune perte nette » – à savoir l'évitement d'une perte de services écosystémiques une fois cumulés les gains et les pertes sur chaque site – il est largement reconnu que l'équivalence dans ce domaine n'est pas une perspective raisonnable d'un point de vue écologique.

La séquestration du carbone pose au moins deux types de problèmes en ce qui concerne l'homogénéité des biens échangés sur le marché (du carbone). Premièrement, les débats ont été très animés entre d'un côté ceux qui préconisent la prise en compte de tonnes d'équivalent CO₂ pour mettre au même niveau la conservation d'une forêt naturelle et la mise en place d'une plantation forestière en monoculture, et de l'autre côté ceux qui mettent en avant les risques d'effets pervers sur la biodiversité si une telle comparaison limitée est autorisée. Deuxièmement, l'additionnalité des projets générateurs de crédits carbone dans le secteur forestier – à savoir le fait que ces projets divergent par

rapport au scénario de référence « sans projet » – a été contesté et semble demeurer un problème qui ne sera pas résolu pour un certain nombre de raisons (voir Pirard et Karsenty 2009). Le fait d'échanger sur un même marché d'une part des crédits carbone représentant une réduction réelle des émissions, et d'autre part des crédits non additionnels, peut alors être perçu comme posant un problème d'homogénéité entre des biens supposés standards et équivalents.

1.7. Tentative de catégorisation des instruments de marché pour la biodiversité et les services écosystémiques

Comme l'a montré notre analyse, il convient d'atténuer la confusion qui règne autour de ces instruments et il semble utile pour cela d'en proposer une catégorisation. Cette confusion peut être illustrée avec l'exemple révélateur des mesures agro-environnementales (MAE) dans le cadre de la politique agricole commune (PAC). Selon la définition communautaire des IM dans le Livre vert⁴⁹, les MAE sont incluses en raison de leur rapprochement avec les « aides ciblées ». En effet, les MAE constituent une subvention dans un certain nombre de pays européens où les agriculteurs reçoivent un soutien financier en échange de l'intégration de pratiques respectueuses de l'environnement. Ce paiement est censé rendre compte de la valeur des services écosystémiques qui sont maintenus ou nouvellement produits. Toutefois, dans ce même document il est écrit que les MAE sont une application des PSE parce que les propriétaires sont indemnisés en échange de l'abandon de revenus pour le bien commun et parce que, dans de nombreux cas, les MAE sont des contrats.

Comme expliqué dans la section 2.1, les paiements pour services écosystémiques peuvent être compris comme un principe – payer pour la fourniture d'un service – ou comme un type spécifique d'instrument – par exemple selon la définition largement utilisée de Wunder⁵⁰. Nous pensons qu'il est plus utile pour l'analyse de leurs avantages, faiblesses et champ d'application, d'avoir une catégorie de IM basée sur le théorème de Coase, avec des acheteurs et des vendeurs d'un service écosystémique qui négocient des contrats *ad hoc* conduisant à des

49. Commission européenne, *op. cit.*

50. S. Wunder, *op. cit.*

Tableau 1. Une catégorisation des instruments de marché pour la biodiversité et les services écosystémiques

Catégorie	Principes remarquables de fonctionnement	Spécificités	Rapport aux marchés	Exemples d'application
Régulations modifiant les prix relatifs	Consiste en des mesures réglementaires à caractère obligatoire ou non, et qui conduisent à la hausse ou à la baisse des prix relatifs pour un bien ou service donné en fonction de son bilan environnemental	Fait partie d'une politique fiscale avec objectifs environnementaux et contrôle total par les pouvoirs publics	Nécessite un marché existant avec des prix d'équilibre (nombreuses transactions)	Eco-taxe, mesures agro-environnementales
Accords de type coaséen	Consiste idéalement en des transactions spontanées (sans intervention des pouvoirs publics) pour un échange de droits en réponse à un intérêt commun du bénéficiaire et du fournisseur d'un service	Nécessite une allocation indiscutable des droits de propriété, est largement spécifique à un site particulier et difficile à reproduire sur une grande échelle	Ne suit habituellement pas les règles du marché, est davantage de nature contractuelle	Paiements pour Services Ecosystémiques selon Wunder, servitudes de conservation, concessions de conservation
Enchères inversées	Consiste en un mécanisme par lequel les candidats à la fourniture d'un service définissent le niveau de paiement (qu'il soit finalement accepté ou non) en réponse à un appel d'offres des autorités publiques pour rémunérer les propriétaires terriens	Visé à révéler les prix et à éviter le phénomène de passager clandestin et la recherche de rente	Crée un marché <i>ad-hoc</i> et favorise la concurrence entre les enchérisseurs pour un meilleur rapport coût efficacité	Paiements pour Services Ecosystémiques (par exemple BushTender en Australie, CRP aux États-Unis)
Permis négociables	Consiste en un marché <i>ad-hoc</i> où les utilisateurs d'une ressource environnementale doivent acheter des permis qui peuvent ensuite être échangés entre les utilisateurs de la ressource	Conçu soit pour servir un objectif environnemental clair (indicateurs bio-physiques), soit sur la base de coûts sociaux acceptables (prix de marché du carbone)	Création d'un marché spécifique pour un objectif environnemental donné, l'information est censée être révélée	Banque de compensation écologique pour la biodiversité, quotas d'émission dans l'ETS européen, quotas individuels transférables pour la pêche, droits de développement transférables pour les terres, marchés volontaires du carbone*
Marchés spécifiques pour les produits environnementaux	Consiste en un marché où un produit environnemental peut être directement commercialisé entre les producteurs et les consommateurs (ou transformateurs)	Encadré au niveau international avec des règles spécifiques pour chaque pays et une grande variété de transactions (ressources génétiques) ; marché classique, avec des produits plus ou moins transformés (PFNL)	Plus ou moins proches de la définition du marché	Ressources génétiques, produits forestiers non ligneux (PFNL), écotourisme
Capture de primes sur les marchés existants	Consiste en des mécanismes où les producteurs d'un bien ou d'un service peuvent envoyer au consommateur le signal d'impacts environnementaux positifs (en termes relatifs) et par conséquent le vendre plus cher que les prix du marché	Encore limité comme incitation à l'action en raison du consentement à payer relativement faible des consommateurs	Utilise les marchés pour identifier et promouvoir les activités vertueuses	Certification des forêts, labels de l'agriculture biologique, normes (sans les institutions présentes dans le cas de la certification)

* Ces marchés volontaires du carbone représentent une exception dans cette catégorie, car ils résultent de l'initiative privée et ne proviennent pas d'engagements relevant des pouvoirs publics (comme pour la pêche, les gaz à effet de serre en vertu du Protocole de Kyoto, etc.)

paiements en échange d'externalités positives. Cette catégorie désigne donc les paiements qui sont adaptés à un contexte spécifique avec les caractéristiques associées. Si le résultat attendu peut être satisfaisant, il apparaît très coûteux en temps et en argent et peu répliquable à plus grande échelle en raison de ces coûts de transaction élevés résultant de la diversité des situations. Les compromis sont difficiles : si un décideur politique souhaite élargir l'approche à une plus grande échelle, la nature même de l'instrument va changer comme cela peut être observé avec la fameuse initiative au Costa Rica (voir section 2.1) qui est pilotée par le gouvernement selon un modèle unique. Est-il alors pertinent d'utiliser une même catégorie – les PSE – pour ces deux modes d'intervention ?

À titre de comparaison, des typologies d'instruments économiques proposées par d'autres auteurs et cité dans Meignien *et al*⁵¹ sont présentées ci-dessous :

L'OCDE établit une distinction entre les instruments fondés sur les prix (mesures fiscales), les instruments fondés sur la responsabilité (pénalités), les subventions, la suppression de subventions perverses, la création de marchés et l'allocation des droits de propriété.

Le PNUF fait la liste d'instruments liés à une allocation des droits de propriété, la création

51. P. Meignien, E. Lemaître-Curri, 2010, *Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques*, commissariat général au développement durable, Paris.

de marchés, les paiements pour services écosystémiques (grandes catégories comprenant l'extraction des ressources naturelles, les droits d'entrée pour les aires protégées, les concessions de chasse, de pêche...), les instruments fiscaux, les taxes contre la déforestation, les fonds pour l'environnement, les systèmes de responsabilité (y compris les pénalités, compensation biodiversité...).

2. Liens entre les instruments de marché et les politiques publiques

La deuxième hypothèse de travail que nous avons exposée dans notre introduction concerne la relation entre l'État, ou les autorités publiques, et les IM. L'utilisation des IM est souvent perçue comme devant s'accompagner d'un désengagement de l'État relativement à son rôle si d'autres instruments sont utilisés.

En effet, les IM sont considérés comme des instruments « flexibles », « décentralisés », « volontaires » et « d'un bon rapport coût efficacité ». Ceci est en contraste avec des instruments dits « traditionnels » ou « de commande et contrôle », qui sont caractérisés comme « réglementaires », « normatifs » ou « non-marchands ». Dans l'élaboration des politiques « traditionnelles », une « autorité investie de pouvoirs publics et de la légitimité du gouvernement dans un secteur spécifique de la société ou du territoire »⁵² mène des actions grâce à l'utilisation d'instruments politiques, pour atteindre des objectifs définis collectivement pour le bien de la société. L'État est donc l'acteur central de la conception et de la mise en œuvre des politiques publiques orientées vers un objectif prédéfini, qui peut être exprimé au travers de « pratiques matériellement identifiables », comme le contrôle, les travaux de construction, l'entretien des infrastructures ou l'attribution de subventions, ou des « pratiques plus immatérielles », comme des campagnes de communication institutionnelle, des discours, et la diffusion des normes et de cadres cognitifs.⁵³

L'un des principaux intérêts des instruments de marché réside donc dans le fait qu'ils donnent

la capacité de décision à des acteurs non gouvernementaux – principalement privés –, permettant ainsi une répartition optimale des efforts en ce qui concerne la gestion des externalités environnementales, et une meilleure révélation de l'information, par rapport aux autres instruments dits traditionnels que les États utilisent.

L'étude des IM réalisée dans le premier chapitre semble soulever un paradoxe. Si les IM sont considérés comme des instruments donnant la capacité de décision aux acteurs non gouvernementaux, il apparaît que la majorité des études de cas sur lesquelles se base notre analyse est caractérisée par des IM mis en place et gérés par les acteurs gouvernementaux eux-mêmes. Quelle est alors la nature des liens entre les États ou les pouvoirs publics et les IM ? Comment peut-on caractériser leur relation ?

Cette question est aussi un élément central de notre compréhension des IM, et pour permettre leur validation en tant qu'outils de protection de l'environnement. Si les pouvoirs publics perdaient une partie de leur pouvoir de décision au profit d'acteurs non gouvernementaux, le projet commun de développement durable, adopté par les gouvernements au niveau international, pourrait éventuellement perdre une partie de sa force et de sa capacité de réalisation. Même si un nombre croissant d'acteurs non gouvernementaux, et même privés, soutiennent un tel objectif aujourd'hui, les pouvoirs publics, qui ont une responsabilité dans la protection de l'environnement comme bien public mondial, le portent plus systématiquement et durablement dans le temps.

Dans la section suivante, nous tenterons de clarifier la relation entre les IM et les pouvoirs publics, en examinant le rôle de ces derniers dans la mise en œuvre des IM, et les impacts des IM sur les capacités de prise de décision des acteurs publics, en évaluant dans quelle mesure et de quelle façon elles sont affectées. Afin de structurer notre analyse, nous proposons de faire une distinction entre trois niveaux de prise de décision : la définition des objectifs (par exemple la réduction des émissions de GES ou la conservation des zones humides) ; le choix et la conception des outils de gestion appropriés (par exemple les systèmes de plafonnement et d'échange, la compensation biodiversité, la création de zones protégées) ; les décisions concrètes par les agents sur le terrain (par exemple la modification d'une technologie de production

52. M. Grawitz, J. Leca, J-C. Thoenig, 1985, in J-C. Thoenig, « Politique publique », in L. Boussaguet, S. Jacquot, P. Ravinet, *Dictionnaire des politiques publiques*, Presses de Sciences Po, 2010, p. 420.

53. *Ibid.*, p. 423.

pour réduire les émissions, dégrader ou restaurer un milieu humide). Ces trois niveaux sont présentés dans la Figure 2.

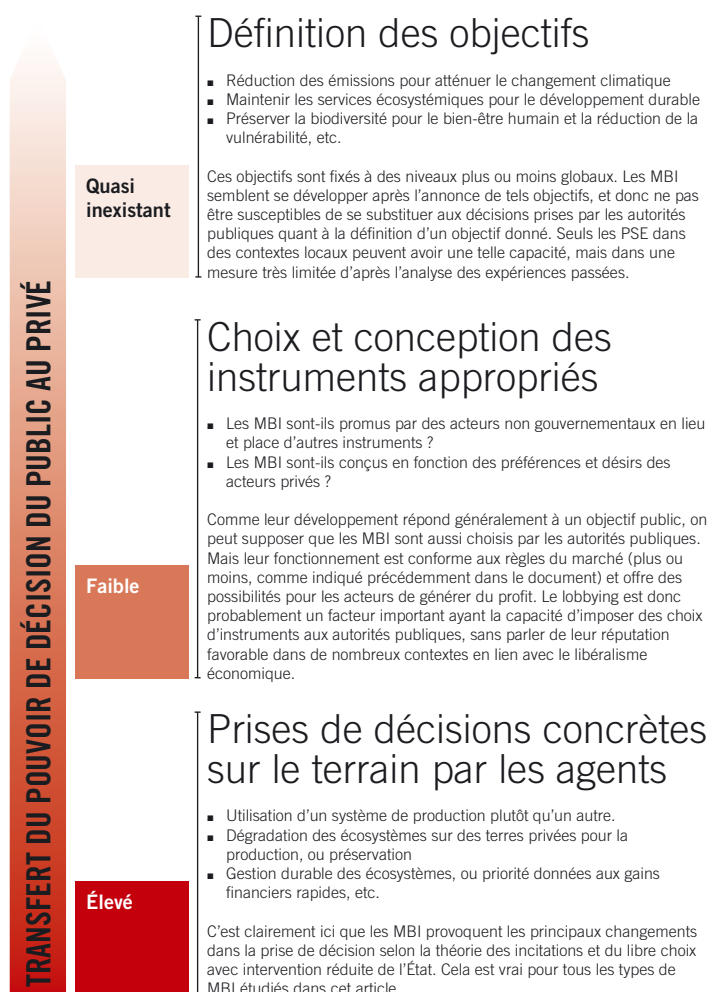
D'après nos recherches, il semble que l'État reste un acteur central dans la mise en œuvre des IM, en tant que leader, animateur, ou fournisseur d'un cadre institutionnel et réglementaire indispensable ainsi que pourvoyeur des capacités de financement. Cela dit, la majorité des instruments qualifiés d'« instruments de marché » étudiés dans ce document font passer certains aspects de la prise de décision politique d'acteurs du secteur public vers ceux du secteur privé.

2.1. De la création à la mise en œuvre

On peut distinguer deux phases dans l'intérêt de l'analyse : la phase de conception, au cours de laquelle émerge l'idée d'utiliser un instrument fondé sur le marché pour un objectif environnemental donné, ainsi que les décisions relatives à sa création ; et la phase de mise en œuvre qui couvre toutes les étapes opérationnelles, de la mise en œuvre sur le terrain au suivi des réalisations et à la pérennisation de l'instrument.

Enfin, une dimension plus structurelle doit également être prise en compte, qui a trait à l'importance du contexte institutionnel dans la création et la mise en œuvre de tout IM. Le concept « d'incorporation » (*embeddedness*), issu de la sociologie économique, suggère que les marchés ne fonctionnent pas dans un isolement social ou politique, mais sont des processus institués⁵⁴. Et en effet, la grande majorité de la recherche sur les IM suggère qu'une condition préalable nécessaire à leur mise en œuvre et leur succès est l'existence d'un cadre institutionnel plus large bien développé et fonctionnel⁵⁵. Aucun marché efficace ne peut être mis en place sans un système lui-même efficace et définissant et faisant respecter les droits de propriété, établissant des règles et des normes de régulation et de sanction des comportements des acteurs et permettant le règlement des litiges⁵⁶. Et en effet, une « question

Figure 2. Transfert du pouvoir de décision du public au privé



importante est de savoir comment on peut faire fonctionner les marchés de services dans un pays ayant une capacité institutionnelle limitée et un faible état de droit »⁵⁷. Cette structure pré-établie est essentielle pour définir des « règles du jeu » adéquates pour le développement des IM⁵⁸. En outre, les mécanismes de marché sont coûteux à mettre en place : ils impliquent des frais techniques, relatifs à la compréhension du fonctionnement des écosystèmes et de leurs services ; des coûts d'organisation, car un réseau d'organismes

54. Granovetter, 1985; Polanyi, 1944, 1957, in P.L. Taylor, "In the market but not of it: Fair Trade Coffee and Forest Stewardship Council certification as market-based social change", *World Development*, vol. 33, n° 1, 2005, p. 131.

55. A. Vatn, "An institutional analysis of payments for ecosystem services", *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, p. 1248.

56. M. Jenkins, S.J. Scherr, M. Inbar, "Markets for biodiversity services. Potential roles and challenges", *Environment*, vol. 46, n° 6, 2004, P. 42. ; Organisation de Coopération et de Développement

Economique (OCDE), *Manuel pour la création de marchés de la biodiversité : Principaux Enjeux*, Editions OCDE, 2004, p. 31.

57. J. Salzman, op. cit., p. 959. ; Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), *The use of economic instruments in environmental policy: Opportunities and challenges*, PNUE, 2004.

58. PNUE, op. cit.

de soutien est nécessaire pour gérer, contrôler et appliquer les mécanismes ; des coûts juridiques relatifs à la définition des droits de propriété, et des coûts d'exploitation⁵⁹. Ces coûts peuvent dissuader les acteurs non gouvernementaux, et en particulier les acteurs privés, d'instituer eux-mêmes les IM.

2.1.1. Conception des instruments de marché

Dans quelle mesure les acteurs gouvernementaux sont-ils responsables de la décision de concevoir un IM pour résoudre une question politique particulière ? Un tel lien de causalité est, bien sûr, très difficile à établir – l'élaboration des politiques publiques est un processus à multiples étages et causalités, façonné par les programmes politiques, les oppositions sociopolitiques et le lobbying, la situation macro-économique, mais aussi la dépendance de sentir, la culture bureaucratique, l'émulation dans les forums internationaux, etc. Nous allons distinguer, dans l'intérêt de cette étude, un processus par lequel un acteur de l'État met en place un IM, d'un processus par lequel c'est un acteur non gouvernemental qui en a la charge.

Les taxes et subventions sont les plus anciens types de IM. En fait, ils pourraient être perçus comme faisant partie d'une première génération de IM, comprenant les taxes, redevances et subventions, qui sont maintenant largement perçues comme faisant partie de la boîte à outils « standard » des États. Et en effet, les taxes et les subventions sont de loin les IM les plus largement utilisés. Ce type de IM ne peut être mis en place que par les acteurs gouvernementaux, qui ont le « pouvoir public et la légitimité gouvernementale » et la capacité organisationnelle de le faire.

Il existe de nombreux cas de taxes et de subventions environnementales. L'utilisation de ces taxes est largement répandue et même en augmentation dans l'UE, avec par exemple : les taxes sur les oxydes d'azote en Suède et en France, les taxes sur les eaux usées aux Pays-Bas et au Danemark, les impôts sur les pesticides en Suède, au Danemark et en Belgique, les taxes sur les décharges en France, au Royaume-Uni et en Autriche, etc. Les subventions sont également

largement utilisées dans le cadre de la politique agricole de l'Union européenne. Des paiements directs sont versés aux agriculteurs aux pratiques vertueuses à travers le Fonds européen agricole de garantie, dans le cadre de la PAC. Les subventions agro-environnementales ont été initialement utilisées pour encourager les agriculteurs à produire davantage, mais elles sont de plus en plus utilisées pour atteindre des objectifs environnementaux⁶⁰. Au Canada, l'impôt sur le revenu national a été modifié pour faciliter le don de terres « écologiquement sensibles », en complément des efforts de conservation traditionnels consentis par le gouvernement fédéral⁶¹. Avec ce mécanisme, les propriétaires fonciers peuvent faire don de terres « écologiquement sensibles » sans subir des pénalités fiscales : les terres sont données au titre de « don » écologique, qui est entièrement déductible des revenus annuels⁶².

Même si de tels mécanismes peuvent être considérés comme des instruments traditionnels, aux côtés de mécanismes coercitifs / prescriptifs, ils sont à l'origine de quelques innovations plus récentes. Le gouvernement britannique a mis en place une taxe sur les décharges qui permet aux opérateurs de donner une partie de leur impôt à des projets environnementaux en échange de crédits d'impôt. Les dons sont affectés à un fonds, qui sert à financer les projets d'organismes environnementaux certifiés. De cette manière, l'impôt agit de manière à contrôler les comportements dommageables, mais s'assure également que les sommes prélevées seront redirigées vers des projets environnementaux⁶³. Certes, les taxes pigouviennes servent l'objectif premier de réduire les activités dégradantes par le biais de signaux prix, et peuvent également contribuer de manière collatérale et secondaire (en principe) à financer la réparation des dommages ou l'élaboration d'activités alternatives. Mais l'exemple britannique montre que

59. S. Pagiola, W. Zhang, A. Colom, "Can Payments for Watershed Services Help Finance Biodiversity Conservation? A Spatial Analysis of Highland Guatemala", *Journal of Natural Resources Policy Research*, vol. 2, n° 1, 2010.

60. I. Bräuer, R. Müssner, K. Marsden, F. Oosterhuis, M. Rayment, C. Miller, A. Dodokova, "The use of market incentives to preserve biodiversity", *Ecologic*, Rapport final, *A project under the Framework contract for economic analysis* ENV.G.1/FRAJ/2004/008, juillet 2006; p. 34.

61. C. Rubec, "Canadian case study on a national tax incentive measure for biodiversity", *Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)*, 1996, p. 1.

62. *Ibid.*, p. 2.

63. I. Bräuer, R. Müssner, K. Marsden, F. Oosterhuis, M. Rayment, C. Miller, A. Dodokova, *op. cit.*, p. 41.

les innovations peuvent induire un changement dans la relation entre l'acteur public et le bénéficiaire de la politique, en donnant à ce dernier le choix de participer au programme. La contrainte imposée par ces instruments sur les bénéficiaires est donc réduite.

En théorie, les paiements pour services écosystémiques⁶⁴ peuvent être mis en place par des acteurs publics ou non gouvernementaux. Dans la pratique toutefois, il existe relativement peu de cas où des acteurs non gouvernementaux prennent eux-mêmes l'initiative de mettre en place un système de paiement. Le programme d'enchères inversées BushTender, ou le programme Costa Ricain « Pagos por servicios alMentales » (PSE) ont tous deux été mis en place par des acteurs publics. Le programme BushTender en Australie a été mis en place par le ministère des ressources naturelles et de l'environnement de l'État de Victoria et le programme du Costa Rica a été élaboré par le gouvernement, à l'échelle nationale. Il faut noter que différents niveaux de gouvernement peuvent être représentés : les collectivités infranationales peuvent également s'impliquer activement.

Le cas de la banque de compensation écologique des zones humides aux États-Unis est intéressant, et illustre la forme plus complexe que peut prendre la décision d'utiliser les droits et permis négociables. Dans ce cas, explique Robertson, l'idée a émergé grâce à un processus public / privé qui s'est déroulé au niveau de l'état (et non pas au niveau fédéral), dans l'objectif d'atteindre une politique des zones humides de type « aucune perte nette »⁶⁵. Une régulation existait déjà au niveau fédéral, qui stipulait qu'un entrepreneur désireux de développer une zone humide devait restaurer une

quantité équivalente de terres humides ailleurs, mais la qualité de la réhabilitation des zones humides n'était pas considérée comme satisfaisante, en raison du système coercitif / normatif dirigé au niveau fédéral. Un système de restauration hors site a donc été élaboré par une coalition d'organismes d'autorités locales et d'entrepreneurs, indépendamment des directives du gouvernement fédéral, et cela a ouvert la porte à la banque de compensation écologique des zones humides⁶⁶. L'idée d'utiliser les permis négociables a alors émergé, dans le contexte de la régulation fédérale existante, à travers un processus public / privé au niveau de l'état. Dans un domaine similaire, la CDC Biodiversité en France est une initiative privée qui vise à vendre des certificats de restauration aux développeurs de projets. Cela pourra à l'avenir être favorisé par la création d'un système de banque de compensation écologique sous le contrôle des autorités publiques.

Certains systèmes de certification sont mis en place par les États, en tant qu'outil de communication et d'information aux citoyens, mais la plupart du temps les systèmes de certification émergent des sphères non gouvernementales, et souvent comme un palliatif à l'absence de tels mécanismes dans les politiques publiques. Il est intéressant de noter que l'idée de mécanismes de certification peut émerger du secteur privé, mais aussi des secteurs à but non lucratif non gouvernementaux. Le café du commerce équitable, mécanisme de certification emblématique, a été lancé par des organisations à but non lucratif qui souhaitaient répondre à la chute du prix du café, non gérée par la réglementation de l'Organisation internationale du café. En 1997, la Fairtrade Labelling Organizations International a été créée, fusionnant des ONG du commerce équitable existantes afin de promouvoir le label Fairtrade dans les pays où il est représenté. Un autre exemple de certification parmi les plus célèbres, le FSC, est apparu dans la communauté à but non lucratif, en collaboration avec certains détaillants de produits forestiers, comme un moyen de pallier la difficulté, au niveau international, de créer des normes de foresterie durable⁶⁷, et comme une alternative aux menaces de

64. Le paiement pour services écosystémiques (sans majuscules) est une expression générique désignant les instruments par lesquels les fournisseurs d'un service écosystémique spécifique seront rémunérés pour le préserver/restaurer. La distinction avec les subventions, qui correspond bien à cette définition, est fragile et repose essentiellement sur le niveau et la nature de son application : systématique et générale pour les subventions ; plus spécifique et volontaire pour les paiements pour services environnementaux. Les Paiements pour Services Ecosystémiques (PSE, avec majuscules), comme exposés dans la catégorisation proposée dans la section précédente, se rapportent aux paiements contractuels basés sur la conditionnalité de la fourniture de services écosystémiques, selon le théorème de Coase.

65. M.M. Robertson, "The neoliberalization of ecosystem services: Wetland mitigation banking and problems in environmental governance", *Geoforum*, vol. 35, n° 3, 2004.

66. *Ibid.*, p. 364.; J. Salzman, *op. cit.*, p. 909.

67. P. Pattberg, "The Forest Stewardship Council: Risk and Potential of Private Forest Governance", *The Journal of Environment Development*, vol. 14, 2005, p. 360.

boycott des produits ligneux tropicaux. Le système de certification a ainsi été mis en place par des acteurs non gouvernementaux, mais avec l'objectif de remplir une « mission de service public ». Cet exemple fournit une autre illustration de la notion de gouvernance « non gouvernementale orientée par le marché » (*non-state market-driven governance systems*), qui apporte un éclairage sur le pouvoir dont les acteurs privés peuvent s'emparer en substitution de l'action de l'État⁶⁸.

L'État est donc un acteur important dans la décision d'utiliser un IM (et sa conception) pour résoudre un problème politique spécifique, mais son rôle varie nettement en fonction du IM étudié. L'autorité publique est le seul acteur responsable de l'utilisation des taxes et des subventions, ou des systèmes d'enchères inversées, tandis que cette responsabilité peut être partagée dans le cas des PSE et des droits et permis négociables. Même si l'État demeure le catalyseur de l'action dans la grande majorité des cas, l'initiative revient principalement aux acteurs privés pour la certification et pour les marchés spécifiques pour les produits environnementaux.

2.1.2. Mise en œuvre des instruments de marché

Pour chaque PSE à mettre en place, affirme Salzman, il faut : déterminer le service à fournir, déterminer par quels moyens, identifier les fournisseurs et les bénéficiaires, et évaluer quelle quantité de fourniture de services est nécessaire ou appropriée⁶⁹. Cette proposition peut certainement être étendue à la plupart des types de IM⁷⁰ : pour les taxes et subventions, les programmes d'enchères inversées, les permis négociables et les systèmes de certification, il faut pour obtenir un résultat significatif identifier les résultats positifs souhaités, les moyens de les obtenir, par qui, pour qui et dans quelle quantité. L'instrument doit être créé, contrôlé, et pérennisé.

Ces exigences demandent du temps, engagent des frais, et nécessitent des capacités organisationnelles et institutionnelles que souvent seuls

les acteurs publics possèdent⁷¹. Certaines de ces actions, comme le contrôle, exigent également une légitimité et un engagement pour être poursuivies dans le temps. Ces deux attributs peuvent être possédés à la fois par les acteurs publics et non gouvernementaux, mais ces derniers sont moins capables de soutenir leur action dans le temps, leur programme d'action dépendant de leur capacité de financement généralement fluctuante. Comme mentionné dans l'introduction, le contexte institutionnel et réglementaire pourvu par les États est crucial pour permettre la mise en œuvre des IM, ainsi que le rôle direct qu'ils jouent pour le pilotage et la mise à disposition des ressources (humaines, financières, matérielles), ou en tant que facilitateur des échanges et des transactions.

Régulations modifiant les prix relatifs

Les régulations qui modifient les prix relatifs sont exclusivement proposées par les États. Leur mise en œuvre nécessite la préexistence d'un cadre juridique, économique et institutionnel. Un système fiscal efficace doit être en place, en même temps qu'un cadre d'application et un mécanisme de distribution. La mise en œuvre des taxes et subventions est également très demandeuse en information, car elle exige des données détaillées sur la nature de la question environnementale à traiter, le segment de population à cibler et les coûts de conformité, les impacts d'une telle mesure sur la question à traiter, et la manière dont la redistribution sera organisée. Fondamentalement, la durabilité du mécanisme dans le temps doit également être prise en compte. Dans le cas des subventions agro-environnementales, par exemple, les agriculteurs ciblés pourraient revenir à leurs anciennes pratiques polluantes si les subventions venaient à s'arrêter. La responsabilité du maintien de ces instruments dans le temps ne peut pas reposer sur les acteurs du secteur privé, dont les principaux objectifs sont de faire des bénéfices et qui ne représentent pas l'intérêt de la société comme c'est le cas pour l'État, ou sur les acteurs non gouvernementaux à but non lucratif

68. (Cashore et al 2004).

69. J. Salzman, *op. cit.*, p. 899.

70. Comme indiqué dans la section 2.6., les IM détermineront les prix ou les quantités, donc laisseront toujours un aspect qui sera déterminée par les résultats incertains des forces du marché. Par conséquent, l'évaluation de la quantité de prestation de services nécessaire peut être remplacée par l'évaluation de la quantité supportable pour les agents privés en termes de coûts, ce qui est à la fois une question politique et économique.

71. R.M. Huber, J. Ruitenbeek, R. Seroa da Motta, *Market-based instruments for environmental policymaking in Latin America and the Caribbean. Lessons from eleven countries*, Banque mondiale, document de travail, n° 381, 1998 ; R. Pirard, R. Billé *op. cit.* montrent également que les PSE ne se développeraient pas en Indonésie, sans une forte implication des organisations internationales, des organismes d'aide ou des centres de recherche.

dont les objectifs stratégiques et les ressources financières fluctuent nécessairement. En outre, seuls les acteurs publics ont la légitimité, l'intérêt et la capacité organisationnelle nécessaires pour mettre en œuvre un système fiscal.

Accords de type coaséen et enchères inversées

Les paiements pour services écosystémiques, au sens large, doivent pouvoir compter comme tous les autres IM sur un cadre institutionnel pour fonctionner afin de : recueillir des informations sur la valeur et le volume des services échangés ; créer les conditions pour que les participants se rencontrent et négocient les paiements (si nécessaire) ; prendre en charge les mécanismes de contrôle et d'application. Plus important encore, ils dépendent d'un système de droits de propriété clairement défini et bien établi, sans lequel il est difficile d'identifier les acheteurs et les vendeurs d'un service donné, et l'efficacité du mécanisme : à qui appartient le carbone piégé dans les forêts ? Qui détient l'information génétique contenue dans la biodiversité ? L'eau qui coule dans un cours d'eau ?⁷²

Les États sont souvent les seuls acteurs capables de lancer un mécanisme de paiement pour services écosystémiques. Les travaux préparatoires – délimiter le service à échanger, l'évaluer, localiser les vendeurs et les bénéficiaires – est généralement un investissement que seules les autorités publiques, qui ont une mission de service public, peuvent entreprendre. Les pouvoirs publics constituent aussi souvent le seul acteur capable d'agir au nom des bénéficiaires d'un service. Ces bénéficiaires sont généralement dispersés et n'ont donc pas toujours la possibilité de lancer une action collective.⁷³ En outre, la nature de bien public des services devant être fournis exige souvent que les États agissent en tant que représentants des bénéficiaires, ce que Wunder *et al.*⁷⁴ appellent « programme financé par le gouvernement », par opposition au relativement limité « programme financé par les utilisateurs ».

Pour cette raison, les États, mais aussi les organisations intergouvernementales, sont d'importants acheteurs et vendeurs dans les mécanismes

de paiement pour services écosystémiques⁷⁵. Une étude réalisée par l'IIED sur 72 cas de marchés pour la protection de la biodiversité et des services forestiers dans 33 pays montre que les principaux acheteurs de services de la biodiversité, par ordre d'importance, sont les sociétés privées, les ONG internationales et les instituts de recherche, les bailleurs, les individus publics et privés, tandis que les collectivités, les organismes publics et les particuliers prédominent en tant que vendeurs⁷⁶. Le programme PSA au Costa Rica utilise les revenus provenant de taxes dédiées⁷⁷. Le financement peut également provenir de donateurs internationaux – le Fonds pour l'environnement mondial et la Banque mondiale ont joué un rôle dans le maintien du PSA au Costa Rica⁷⁸ – ainsi que de grandes ONG internationales telles que The Nature Conservancy. Mais comme indiqué précédemment, ces derniers ne peuvent assurer le financement à long terme⁷⁹. Idéalement, les PSE seraient des mécanismes financés par leurs bénéficiaires plutôt que par le gouvernement, ce qui permettrait d'assurer une plus grande efficacité et une meilleure révélation de l'information sur la valeur relative des différents services selon le théorème de Coase. C'est d'ailleurs une critique que l'on peut adresser au programme PSA. Si ces formats apportent de bons résultats dans le cas des services liés à l'eau, ils sont peu mis en œuvre pour les services liés à la biodiversité⁸⁰, les autorités publiques prenant alors le relais.

Un autre rôle essentiel assumé par les autorités publiques dans le cas de paiements pour services écosystémiques – et les IM plus largement – est le contrôle. Les agents qui payent pour les services environnementaux doivent s'assurer que leurs investissements génèrent les résultats attendus. Dans le cas du BushTender par exemple, le personnel du ministère des ressources naturelles et de l'environnement est allé sur le

75. Voir par exemple : M. Jenkins, S.J. Scherr, M. Inbar, *op. cit.*, p. 36 ; M.M. Robertson, *op. cit.*, p. 361 ; S. Whitten, M. van Bueren, D. Collins, "An overview of market-based instruments and environmental policy in Australia", in *Market based tools for environmental management*, Actes du 6^e Australian Agricultural and Resource Economics Symposium annuel, Canberra, 2003.

76. M. Jenkins, S.J. Scherr, M. Inbar, *op. cit.*, p. 39.

77. S. Pagiola, W. Zhang, A. Colom, *op. cit.*, p. 10.

78. J. Salzman, *op. cit.*, p. 903.

79. S. Pagiola, W. Zhang, A. Colom, *op. cit.*, p. 9.

80. *Ibid.*, p. 10.

72. S. Pagiola, W. Zhang, A. Colom, *op. cit.*, p. 272.

73. Vatn, *op. cit.*, p. 1248.

74. S. Wunder, S. Engel, S. Pagiola, *op. cit.*

terrain pour suivre les progrès réalisés par les agriculteurs dans leur mise en œuvre des plans de conservation⁸¹. Les acteurs non gouvernementaux à but non lucratif peuvent également jouer un tel rôle lorsqu'ils ont suffisamment de légitimité, mais la pérennité de leur action n'est pas garantie.

Par ailleurs, les États peuvent également servir d'intermédiaires entre acheteurs et vendeurs pour catalyser l'émergence de marchés pour services écosystémiques. Le FONAFIFO au Costa Rica, qui est l'agence en charge du programme PSA, assume ce rôle comme une de ses missions fondatrices (voir partie 3.3). Dans le village de Sukhomakri, en Inde, les paiements de marché ont été encouragés par l'information et la formation, à travers la création par le gouvernement de l'institut Central Soil and Water Conservation Research and Training Institute⁸².

Pour assurer l'efficacité maximale (mais pas nécessairement l'équité) et selon le théorème de Coase, on pourrait argumenter que les paiements pour services écosystémiques devraient idéalement impliquer une faible participation des pouvoirs publics, à part dans des fonctions de contrôle. Le défi que représente la mise en place de tels mécanismes implique toutefois que les pouvoirs publics restent des acteurs centraux, en tant qu'acheteurs et vendeurs, mais aussi par leurs activités de contrôle et leur facilitation des échanges. Les acteurs publics ont un intérêt dans cette position, car les mécanismes de PSE peuvent souvent leur permettre de compléter, d'améliorer ou de pallier les lacunes des politiques environnementales existantes à coûts réduits.

Droits et permis négociables

Les systèmes de droits et permis négociables sont également très complexes à mettre en place, en particulier parce qu'ils sont susceptibles d'être appliqués à grande échelle et de nécessiter alors une coordination aux niveaux régional ou international – par ex. le Système communautaire d'échange de quotas d'émission, les mécanismes de flexibilité prévus par le Protocole de Kyoto. Parmi les cas d'application à des niveaux nationaux, citons les quotas de pêche indivi-

duels transférables⁸³ mis en place en Islande, le système de permis négociables pour réduire les émissions de dioxyde de soufre SO₂ mis en place aux États-Unis, les systèmes mis en place au Chili afin de limiter l'utilisation des ressources en eau ou en Nouvelle-Zélande pour minimiser l'impact des activités industrielles sur la pêche⁸⁴.

Ces mécanismes nécessitent une structure solide et complexe, et doivent reposer sur des décisions politiques. En effet, le niveau de la restriction doit être déterminé et traduit en quotas. Il faut donc décider entre qui les droits et permis seront partagés (tout le monde ? seulement les agents qui polluent ? quelle quantité de droits/permis sera attribuée ?), et avant tout si des droits seront distribués gratuitement au départ (selon quelles règles d'allocation ?) ou si les agents devront les acquérir. Le système et les règles encadrant l'échange des droits, leur durée de vie, les conditions dans lesquelles ils peuvent être renouvelés, sont autant de facteurs qui doivent être tranchés⁸⁵. Un niveau supplémentaire de complexité est ajouté dans le cas d'un système régional ou international, car les accords sur les niveaux de restriction et les engagements contraignants doivent être négociés avec un plus grand nombre d'acteurs et en tenant compte d'un plus grand nombre de facteurs. De telles tâches nécessitent de la recherche, de la planification, de la gestion, des capacités institutionnelles et organisationnelles, ce qui signifie qu'elles sont entreprises (ou financées) par les pouvoirs publics, et principalement les États⁸⁶.

Les exigences en matière de contrôle et d'exécution sont également élevées : des engagements contraignants doivent être convenus, de même que les pénalités pour non-conformité. Une étude réalisée par le PNUE montre que les systèmes de quotas individuels transférables dans le domaine de la pêche on pu aggraver le déclin des stocks en l'absence de données précises, non vérifiées par une autorité centrale⁸⁷. Robertson et Salzman ont également démontré la difficulté qui existe pour assurer qu'un service de séquestration du carbone sera effectivement fourni par

81. J. Salzman, *op. cit.*, p. 906.

82. S. Pagiola, W. Zhang, A. Colom, *op. cit.*, p. 275.

83. I. Bräuer, R. Müssner, K. Marsden, F. Oosterhuis, M. Rayment, C. Miller, A. Dodokova, *op. cit.*, p. 34.

84. D. Kloss, *op. cit.*, p. 173.

85. L. Abdelmalki, P. Mundler, *Économie de l'environnement et du développement durable*, Bruxelles, De Boeck, 2010, p. 107.

86. D. Kloss, *op. cit.*, p. 172.

87. UNEP, *op. cit.*, p. 73.

le reboisement et les changements d'utilisation des terres, ou que des services de restauration des zones humides sont effectivement fournis en échange de la dégradation d'autres zones humides⁸⁸. Ce dernier système fait sens d'un point de vue économique, mais peut avoir des effets secondaires négatifs sur l'environnement. En effet, les zones humides offrent des services spécifiques en fonction de leurs caractéristiques et de leur emplacement. Restaurer la zone humide B à la suite de la destruction de la zone humide A n'est donc pas une transaction transparente sur tous les plans⁸⁹. L'objectif du gouvernement américain de n'avoir « aucune perte nette » est peut-être atteint, mais comme le demande Salzman : « perte nette de quoi ? »⁹⁰

Les pouvoirs publics sont donc des acteurs incontournables dans la mise en place de droits et permis négociables, en raison de la complexité et du coût (financièrement parlant, mais aussi en temps et en ressources) de tels mécanismes, et en raison de la nécessité de contrôler leur évolution et leur lien avec les objectifs environnementaux.

Certification

Les mécanismes de certification apparaissent comme les IM exigeant le moins d'intervention directe des pouvoirs publics, outre les marchés spécifiques pour des produits environnementaux et accords de type coaséen qui peuvent se développer en réponse à des initiatives privées. Si certains mécanismes de certification peuvent être mis en place par les États, ce sont en majorité des démarches non gouvernementales, mises en place et gérées par des acteurs non gouvernementaux. Néanmoins, ces mécanismes sont liés aux pouvoirs publics de plusieurs manières et à des degrés divers.

De même que pour d'autres IM, les mécanismes de certification peuvent s'appuyer sur le contexte institutionnel et réglementaire pour se développer. Dans le cas de la certification forestière FSC et PEFC en Suède, les auteurs indiquent que « le soutien des organismes d'État et le cadre réglementaire et politique favorable de la Suède

ont facilité la réussite de leur mise en œuvre »⁹¹. Lars Gulbrandsen et Philipp Pattberg, dans leurs études respectives sur l'émergence de FSC et de PEFC en Suède, montrent tous les deux que le contexte politique préexistant, qui consistait en un relâchement des lois auparavant très strictes sur la protection de l'environnement dans le secteur forestier⁹², a préparé le terrain pour l'émergence de systèmes de certification. Le processus de dérégulation a en effet donné aux industries plus de latitude pour choisir comment atteindre les objectifs environnementaux fixés par l'État. Dans d'autres cas toutefois, les régimes de certification privés peuvent être perçus par les pouvoirs publics / administrations forestières comme une concurrence indésirable.

Les mécanismes de certification peuvent également s'appuyer sur les pouvoirs publics à des fins de contrôle et d'application, bien que cette fonction soit incluse dans un certain nombre d'instruments de certification. En effet, la certification nécessite une authentification de l'origine du produit, et une vérification que les activités du producteur ont effectivement des impacts environnementaux positifs. Cela suppose d'être en mesure d'authentifier toute la chaîne de l'offre, ce qui peut difficilement se faire sans l'aide des pouvoirs publics⁹³. En Allemagne par exemple, le gouvernement a instauré un « label parapluie » à l'échelle nationale pour les produits de l'agriculture biologique certifiés, indépendamment des associations, comme un moyen de certifier les produits labellisés pour les consommateurs⁹⁴. La législation préexistante et les mécanismes d'application sont une condition préalable à la mise en œuvre efficace de systèmes de certification privés. Comme argumenté par Gulbrandsen, « en l'absence d'exigences strictes en matière juridique et de capacités d'application nationale, les mécanismes de gouvernance non étatiques ont peu de chance de changer les pratiques sur le terrain et de limiter les dégradations forestières

88. Salzman, 2005, p. 908-910.

89. M.M. Robertson, "The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance", *Geoforum*, vol. 35, 2004, p. 369

90. Salzman, J., "Creating markets for ecosystem services: Notes from the field", *New York University Law Review*, vol. 80, 2005, p. 909

91. L. Gulbrandsen, "Sustainable Forestry in Sweden: the Effect of Competition Among Private Certification Schemes", *The Journal of Environment Development*, vol.14, 2005, p. 347.

92. P. Pattberg, *op. cit.*, p. 362.

93. P.A.L.D. Nunes, Y. Eko Riyanto, "The use of certification and eco-labelling as a market-based policy instrument for biodiversity management", in S. Krarup, C.S. Russell, *Environment, Information and Consumer Behaviour*, Editions Edward Elgar, 2005, p. 145.

94. I. Bräuer, R. Müssner, K. Marsden, F. Oosterhuis, M. Rayment, C. Miller, A. Dodokova, *op. cit.*, p. 36.

res »⁹⁵. Le fait que la certification forestière se propage à un rythme plus soutenu dans les pays développés que dans les pays en développement semble renforcer cet argument.

2.2. Transfert de la compétence décisionnelle et le rôle de l'État

L'une des premières conclusions qui se dégagent de cette étude concerne l'importance de l'État dans la mise en œuvre des IM. Deux domaines d'action se détachent, le premier étant la capacité de suivi. Si les IM retirent à l'État une partie de la capacité de contrôle de la prise de décision par les agents, l'autorité publique doit garder un œil sur leur fonctionnement afin de s'assurer qu'ils remplissent leurs objectifs environnementaux. Le deuxième domaine d'action est moins « volontaire », et plus structurel. Le contexte institutionnel et réglementaire, ainsi que les capacités de financement (directement ou indirectement en tant qu'intermédiaire) apportés par les pouvoirs publics sont essentiels pour la mise en œuvre et le développement des IM, dont la mise en place serait autrement trop coûteuse ou inefficace.

L'implication des États dans la mise en œuvre des IM se justifie par sa nécessité comme décrit précédemment, et leur soutien vient de ce que ces instruments sont supposés être plus efficaces que d'autres en raison de leur capacité à corriger les défaillances du marché, à fournir les incitations appropriées et, dans certains cas, à alléger la contribution des deniers publics. Cette évolution est visible dans les directives des organisations internationales, qui recommandent que « les décideurs politiques tiennent compte des marchés en tant que partie intégrante des politiques de la biodiversité », pour optimiser les dépenses publiques⁹⁶. Le PNUE soutient qu'il est « important de considérer les instruments économiques non pas comme une solution unique en toutes circonstances, mais comme une composante d'un ensemble de mesures plus vaste, en complément plutôt qu'en remplacement des politiques coercitives / prescriptives existantes »⁹⁷. Le Livre vert de la Commission européenne considère les IM comme des outils à considérer, arguant qu'une « intervention des

pouvoirs publics est [...] justifiée pour corriger les défaillances [du marché] et, au contraire des approches réglementaires ou administratives, les IM ont l'avantage d'utiliser les signaux du marché pour pallier ses déficiences », et l'utilisation d'instruments économiques ou incitatifs est recommandée dans les textes de la CDB, qui orientent en partie les objectifs environnementaux des États⁹⁸.

Cela dit, les IM semblent modifier la capacité de décision des États. Au début de ce chapitre, nous avons déterminé trois niveaux de prise de décision pour les acteurs publics lors de l'utilisation des instruments de politique publique : choix de l'objectif, choix de l'instrument, choix des agents ciblés par l'instrument. La plupart des IM préservent quasi intacte l'autorité des acteurs publics à décider de l'objectif environnemental poursuivi, et de l'instrument à utiliser pour le poursuivre. Selon nous, seuls les programmes de certification et les marchés spécifiques pour produits environnementaux, ainsi que les accords de type coaséen (mais rarement appliqués à la lettre), impliquent la prise de décision par des acteurs non gouvernementaux sur les trois sujets. Mais tous les IM sans exception délèguent une partie du pouvoir de décision aux participants en bout de chaîne. Les contribuables soumis à une taxe pigouvienne et les producteurs concernés par les systèmes de permis négociables peuvent choisir de payer plus pour continuer à consommer les mêmes produits ou utiliser les mêmes quantités de ressources. Les acteurs locaux peuvent choisir de ne pas participer aux PES, et s'ils participent, ils peuvent, comme c'est le cas dans le programme BushTender, évaluer eux-mêmes le prix qu'ils sont prêts à payer pour préserver une ressource spécifique.

Deux concepts peuvent nous aider à analyser ces faits : la « gouvernance » et le « Nouveau Management Public ».

95. L. Gulbrandsen, *op. cit.*, p. 353.

96. OCDE *op. cit.*, p. 9.

97. PNUE, p. 19.

98. L'article 11 de la Convention stipule que « chaque partie contractante doit, dans la mesure du possible et quand il le convient, adopter des mesures économiquement et socialement rationnelles qui incitent à la conservation et l'utilisation durable des éléments constitutifs de la diversité biologique. » Lors de sa quatrième réunion, le COP de la CDB a déclaré que « des mesures d'incitation devraient être conçues en utilisant une approche écosystémique, et que l'évaluation économique de la biodiversité et des ressources biologiques est un outil important pour des mesures d'incitation économiques bien ciblées et étalonnées » (décision IV/10), in PNUE, "Economic instruments in Biodiversity-related multilateral environmental agreements", PNUE, 2004, pp. 31-33.

2.2.1. Gouvernance

La notion de gouvernance est très populaire, mais elle est aussi très fluctuante dans ses définitions. Différents aspects et interprétations de la gouvernance peuvent être mis en avant⁹⁹. La raison de son émergence tend néanmoins à faire l'unanimité : la reconnaissance de l'incapacité, faiblesse ou échec de l'État à s'adapter aux changements sociaux, politiques et économiques. La gouvernance est perçue comme une réponse, appropriée ou non, à cette évolution, et elle est donc étroitement liée aux théories et aux recherches sur l'évolution du rôle de l'État¹⁰⁰.

Elle peut donc être définie comme le « processus de coordination entre acteurs, groupes sociaux, institutions pour atteindre des objectifs spécifiques et collectivement définis ». La défaillance de l'État en est une caractéristique, mais également la transformation des relations entre les secteurs public et privé, avec l'intégration croissante d'acteurs non gouvernementaux dans les processus de prise de décision politique : « si l'autorité publique est supposée jouer un rôle central [dans la création et la mise en œuvre des politiques publiques], elle est loin d'être seule dans cette entreprise »¹⁰¹. Les acteurs non gouvernementaux (ONG, acteurs privés, organisations internationales) participent de plus en plus aux processus politiques et, plus précisément, à l'exercice de fonctions publiques.

Le pendant de cette évolution est la reconfiguration des pouvoirs de l'État. Comme les acteurs non gouvernementaux « accèdent au statut de sujets, responsables et actifs, de la politique réglementaire »¹⁰², on peut percevoir un certain

désengagement de l'État qui se concentre plus sur la facilitation, le suivi et la régulation des échanges sociaux, en veillant à ce que les services soient effectivement délivrés. Les services publics sont donc produits collectivement par les acteurs publics et privés. Lascoumes et Le Galès décrivent ce nouveau paradigme comme la « nouvelle gouvernance négociée »¹⁰³.

Il en résulte un « polycentrisme institutionnel », c'est-à-dire un contexte institutionnel de plus en plus complexe dans lequel les lieux de pouvoir, la prise de décision et la capacité de mise en œuvre sont difficiles à discerner¹⁰⁴.

Le cadre d'analyse fourni par la notion de gouvernance peut proposer quelques éléments pour comprendre la relation entre les pouvoirs publics et les acteurs non gouvernementaux dans le champ des IM. En effet, l'une des principales forces derrière l'élaboration et la mise en œuvre des IM est la volonté de pallier les insuffisances de l'État et ses instruments politiques « traditionnels », en proposant un type plus souple d'instruments, qui transmettrait certaines capacités de prise de décision à des acteurs non gouvernementaux afin de permettre une meilleure allocation des efforts et une meilleure révélation de l'information. Le développement des IM est aussi une illustration, dans cette perspective, de l'évolution des relations entre les différents types d'acteurs. La redistribution des rôles dans l'élaboration des politiques transforme la pratique du pouvoir. L'autorité de l'État s'exprime d'une manière plus horizontale, coopérative et souple, favorisant l'utilisation d'instruments de politique publique moins contraignants¹⁰⁵. **Mais le rôle central de l'État à toutes les étapes de mise en œuvre des IM est également en accord avec le développement du rôle de l'État comme régulateur des échanges sociaux, qui est décrit comme l'une des caractéristiques de la gouvernance.** Les acteurs publics et non gouvernementaux sont effectivement « coordonn[és] pour atteindre des objectifs

99. Dans son entrée sur la « gouvernance », P. Le Galès décrit quatre utilisations possibles de la notion de gouvernance dans les politiques publiques : La « bonne gouvernance » comme un problème d'efficacité devant être résolu ; la gouvernance comme une critique de la domination des intérêts privés dans l'élaboration des politiques publiques ; la gouvernance comme un moyen pour la société de gérer elle-même, au-delà des carences de l'État ; la gouvernance comme le résultat de l'articulation des réglementations. P. Le Galès, « Gouvernance », in L. Bousaguet, S. Jacquot, P. Ravinet, *Dictionnaire des politiques publiques*, Presses de Sciences Po, 2010.

100. L'évolution du rôle de l'État, et l'augmentation de la participation des acteurs non gouvernementaux aux processus de prise de décision, ont été documentés par des chercheurs, notamment dans le domaine des relations internationales, sciences politiques et gestion.

101. M. Grawitz, J. Leca, J.-C. Thoenig, 1985, in J.-C. Thoenig, « Politique publique », in L. Bousaguet, S. Jacquot, P. Ravinet, *Dictionnaire des politiques publiques*, Presses de Sciences Po, 2010, p. 425.

102. in A. Karsenty, « Du développement rural à l'économie politique

des forêts : itinéraires de recherches et chemins de traverse en sciences sociales. Dossier pour l'habilitation à diriger des recherches en sciences économiques », Document d'habilitation, Dossier pour l'habilitation à diriger des recherches en sciences économiques, 2003, p. 63.

103. « Nouvelle gouvernance négociée », in P. Lascoumes, P. Le Galès, *op. cit.*, p. 23.

104. P. Le Galès, « Gouvernance », *Dictionnaire* p. 301

105. P. Le Galès, « Gouvernance », *Dictionnaire* p. 301

précis et définis collectivement », en illustration de la « nouvelle gouvernance négociée ».

2.2.2. Nouveau Management Public

Si la notion de gouvernance peut fournir des indications pour comprendre les transformations dans les relations entre acteurs publics et non gouvernementaux, en particulier en référence aux relations de pouvoir, la nouvelle gestion publique peut nous aider à comprendre le rôle joué par les États dans ce processus de transformation. Elle suggère que les États, au lieu de subir passivement ces changements, peuvent être acteurs de la reconfiguration de leur autorité.

Le changement des relations de pouvoir et la complexité croissante des institutions se sont accompagnés, et ont été dans une certaine mesure facilités, par un changement dans la culture dominante au sein des bureaucraties. La fin des années 1980 a vu l'émergence d'un « Nouveau Management Public », qui est une approche de l'élaboration des politiques publiques fondée sur les méthodes de management du secteur privé et les principes micro-économiques. L'idée est que l'ouverture au marché du management du secteur public et l'adoption de méthodes de management du secteur privé amélioreront l'efficacité managériale en mettant l'accent sur les résultats, et grâce à l'externalisation de certaines activités auprès d'entités externes et autonomes soumises à la concurrence du marché. Un accent nouveau est mis sur la décentralisation, la performance et le service à la clientèle¹⁰⁶.

Certaines caractéristiques de cette nouvelle culture bureaucratique sont la séparation entre le décideur et l'exécutant (les États définissant les objectifs à atteindre), la création de marchés ou de quasi-marchés pour la fourniture de biens et services publics, et la mise en place d'indicateurs de gestion sur la base, notamment, du rapport coût efficacité¹⁰⁷.

Cette évolution est reflétée dans l'élaboration des politiques environnementales, par l'attribution d'une valeur économique à des biens environnementaux et par la proposition de solutions fondées sur le marché au problème

de dégradation de l'environnement¹⁰⁸, en plaçant « les décisions en matière d'environnement [...] dans le cadre d'analyses coût bénéfiques »¹⁰⁹. **Cette nouvelle approche a donc eu un impact sur le type d'instruments de politique publique adoptés, notamment avec le recul des approches prescriptives au profit de systèmes d'affectation des ressources fondés sur le marché¹¹⁰, en l'occurrence les IM.**

Ce contexte plus large peut nous aider à approfondir notre compréhension de la relation entre les autorités politiques, les politiques publiques et les IM. Les rôles des acteurs publics et non gouvernementaux changent, de nouvelles activités sont développées et l'accent est mis sur les nouvelles dimensions du processus politique, redessinant les frontières traditionnelles entre champs d'action publiques et privés. Dans cette perspective, il n'est pas surprenant de voir les acteurs du secteur privé participer au processus des politiques environnementales à travers leur utilisation des IM. En outre, la nouvelle philosophie qui guide le travail des bureaucraties est positivement inclinée vers l'utilisation des IM, malgré l'effet que de tels mécanismes peuvent avoir sur le pouvoir de l'État.

En ce sens, les IM peuvent être considérés comme l'expression d'un contexte politique en mutation : la restructuration de l'État vers un rôle davantage d'encadrement et de supervision, et sous l'influence d'une culture politique inspirée par le libéralisme économique¹¹¹.

108. Constanza et al., 1997, Joeres and David, 1983 ; Knees, 1984, in M.M. Robertson, op. cit., p. 490 ; Berthoud, 1992, in N. Kosoy, E. Corbera, op. cit.

109. J. Salzman, B.H. Thompson, 2007 in, E. Gómez-Baggethun, R. Groot, P. Lomas, C. Montes, op. cit., p. 1215.

110. J-M Sévérino, op. cit., p. 3., P. Lascoumes, P. Le Galès, op. cit., p. 26-27.

111. « restructuration de l'État, dans le sens de l'État régulateur et/ou sous l'influence des idées néolibérales », Ibid., p. 26. Kosoy et Corbera apportent un éclairage sur le processus par lequel un programme politique spécifique – ici un programme de libéralisme économique – peut souligner le choix d'outils politiques spécifiques, à travers un processus « caché » ou invisible. Ils expliquent que le choix de la mise en œuvre de PSE doit être compris dans le contexte d'un paradigme dominant du libéralisme économique des politiques publiques, qui légitimise, dans l'esprit des décideurs politiques, la marchandisation des services écosystémiques comme un moyen moderne et efficace de lutter contre la dégradation de la diversité biologique. Le choix d'instruments politiques spécifiques devient donc un moyen de soutenir un programme politique précis (N. Kosoy, E. Corbera, « Payments for ecosystem services as commodity fetishism », *Ecological Economics*, vol. 69, p. 1228-1236). Pour une étude plus approfondie

106. J-M Sévérino, « Les 3 révolutions de l'aide française », *Géopolitique Africaine*, 2003. p. 3.

107. F-X Merrien, « La Nouvelle Gestion publique : un concept mythique », *Lien social et politiques*, Spring 1999, pp. 95-103.

2.3. Gestion et intermédiaires

De ce qui précède, il semble déjà évident que les IM dépendent fortement des pouvoirs publics pour exister et fonctionner. Le cas du PSE pour un service local est un exemple éloquent, car il représente, en théorie et potentiellement, le cas parfait d'accords privés de type marché sans intervention majeure d'intermédiaires en général, et des autorités publiques en particulier. En effet, selon le théorème de Coase, les bénéficiaires et les fournisseurs devraient (presque) spontanément s'entendre sur les accords et signer des contrats, en particulier lorsque les coûts de transaction sont maîtrisés. En un sens, cela devrait représenter l'illustration parfaite du transfert de la prise de décision du secteur public vers le privé par le développement des marchés en remplacement des modes hiérarchiques et réglementaires de gestion environnementale. Et ce changement pourrait théoriquement s'appliquer non seulement au troisième niveau que nous avons identifié – à savoir les décisions des agents sur le terrain – mais aussi à la définition des objectifs (conservation d'un territoire donné pour le bien des services écosystémiques) et le choix des outils appropriés pour y parvenir. **Mais l'expérience sur le terrain tend à contredire cette vision**, comme l'illustrent les exemples suivants : le programme emblématique de PSE au Costa Rica et un autre cas étudié sur le terrain en Indonésie par l'un des auteurs du présent article. Les deux cas présentés ci-dessous accréditent cette déclaration de Greiber¹¹² :

Les mécanismes de PSE ne nécessitent pas de cadre juridique spécifique au-delà du droit des contrats, mais ils sont généralement limités à des problèmes locaux liés à l'eau. Cependant, le passage à une échelle supérieure pour accroître leurs résultats positifs par une approche intégrée peut exiger un cadre politique et juridique spécifique.

de la notion de « paradigme politique », voir P.A. Hall, « Policy paradigms, social learning and the state. The case of economic policymaking in Britain », *Comparative Politics*, vol. 25, n° 3, avril 1993, p. 275-296.

112. T. Greiber (eds.), *Payments for Ecosystem Services. Legal and institutional frameworks*, Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN), Gland, 2009.

Un « PSE obligatoire » pour les services liés à l'eau à Lombok, Indonésie¹¹³

Le programme se déroule à Lombok, île située à l'est de l'archipel indonésien. Les forêts du volcan Rinjani – un élément majeur du paysage de la partie nord de l'île – sont considérées comme essentielles pour la régulation de l'eau et la lutte contre l'érosion des terres. En effet, les bassins versants du volcan Rinjani jouent un rôle central dans l'approvisionnement en eau de la capitale Mataram (environ 600 000 habitants), située en aval du volcan. La dégradation de l'approvisionnement en eau et du couvert forestier est observée depuis plus d'une décennie : 43% des grands cours d'eau du Rinjani se sont taris en dix ans, et environ 30% de la zone fut déboisée pendant cette période (note de synthèse WWF Indonésie – Nusa Tenggara).

Après une série de débats et de cycles de négociation, ainsi que des évaluations économiques appliquées au bassin versant, un mécanisme volontaire (appelé « PES », terme repris officiellement dans les règlements) fut créé et est rapidement devenu obligatoire pour la collecte des contributions financières. En effet, une régulation fut adoptée afin de généraliser le système à tous les consommateurs d'eau, qui paient des droits mensuels relativement faibles en complément de leur facture d'eau. Des décrets statuent que 75% de l'argent recueilli doit être affecté à des paiements au moyen de contrats PSE, tandis que les 25% restants sont affectés au budget du district pour les frais généraux.

Un organisme multipartite (IMP, *Institusi Multi-Pihak*) fut créé pour l'occasion, qui est responsable de la collecte financière ainsi que de passer des accords avec les populations en amont pour assurer une gestion adaptée des terres. Cet organisme fut demandé par la plupart des acteurs, notamment les résidents de la ville de Mataram qui sont les principaux payeurs, afin d'éviter une situation dans laquelle le gouvernement assumerait seul la responsabilité de la gestion financière (surtout en raison du manque de confiance dans ses compétences). L'IMP fut donc créée avec la participation de WWF, l'office des forêts, une société d'eau minérale, le gouvernement du district et le Parc National.

Le processus a abouti à des régulations pour le district qui indiquent explicitement la nécessité

113. Cette section découle d'un prochain article rédigé par l'un des deux auteurs, Pirard (2011).

de maintenir les services environnementaux avec l'appui financier des bénéficiaires (et donc légalisant le « principe bénéficiaire-payeur »), confèrent des responsabilités officielles à l'IMP, et définissent le montant des contributions financières par les diverses catégories de bénéficiaires (ménages en tant que consommateurs d'eau, sociétés d'eau minérale, société régionale de distribution d'eau, éco-touristes), et enfin définissent la part des ressources à consacrer respectivement aux frais généraux (via le budget du district) et aux mesures de conservation.

La collecte de l'argent a commencé fin 2009, et les montants perçus à ce jour confirment remarquablement les prévisions de l'IMP (com. pers., directeur de l'IMP, 26 juillet 2010). Pourtant, de l'autre côté aucun contrat PSE n'a été signé jusqu'à présent avec les propriétaires terriens ou les agriculteurs dans la zone ciblée. Depuis quelques années, des activités pilotes ont vu le jour pour réhabiliter les terres dégradées avec un soutien financier provenant soit des agences de développement, soit du gouvernement indonésien. Mais aucun contrat de type PSE n'a encore été finalisé, apparemment en raison du manque de compétences et de ressources humaines nécessaires pour négocier et rédiger les contrats, plutôt que d'un manque de motivation des fournisseurs de services.

Que nous apprend cette expérience sur les liens entre PSE et politiques publiques ? Globalement, elle montre un degré élevé de convergence, et les deux sont dans une large mesure interdépendants, comme nous allons le discuter.

Un premier élément de forte convergence est l'utilisation des réglementations. On pourrait considérer que ces réglementations sont contradictoires avec la définition des PSE couramment utilisée dans la littérature, selon laquelle ils sont censés être des contrats volontaires et justement une alternative aux réglementations instaurées par les États. Mais ce cas incarne un type de PSE où le caractère volontaire des contrats avec les fournisseurs de services est clairement et utilement distingué du caractère contraignant de la collecte financière auprès des bénéficiaires du service. A Lombok, les réglementations ont été rédigées après que le concept de PSE ait été longuement discuté et promu dans le cadre de groupes de travail *ad-hoc*. Elles comprennent les lois et décrets d'application, et entérinent notamment le principe des paiements pour services environnementaux (en utilisant cette terminologie

spécifique dans les textes officiels), mettent en place l'IMP, et précisent les différents montants devant être collectés par l'ensemble des bénéficiaires. Ces réglementations sont publiées à ce jour dans un district seulement, mais sont susceptibles d'être reproduites dans les districts voisins, et peut-être dans toute la province au dire des parties prenantes.

Un deuxième élément de forte convergence est l'utilisation de l'argent collecté et l'implication de l'administration forestière. L'actuel directeur de l'IMP est aussi à la tête de l'agence forestière du district, et a affirmé à plusieurs reprises que les précédents efforts pour réhabiliter les terres dégradées et initier des activités de reboisement avaient échoué en grande partie en raison des caractéristiques des projets envisagés. Dans la pratique, cela signifie que les arbres plantés n'étaient pas correctement entretenus : des salaires étaient versés pour les opérations de plantation, mais pas pour l'entretien des arbres au fil des ans. Comme aucune activité productive n'était tolérée par la suite sur le domaine forestier de l'État, qui sont les plus concernées par les activités de réhabilitation, il n'est guère surprenant que le taux de mortalité ait atteint 60% (com. pers., chef de l'agence forestière de Lombok ouest, 26 Juillet 2010). Dans ce contexte, l'administration forestière est très intéressée par de nouvelles approches qui permettraient d'améliorer les résultats de la réhabilitation des terres, et elle considère l'adoption des PSE comme prometteuse à cet égard. En effet, la conditionnalité et le recours à l'octroi de nouveaux droits de propriété ou d'usage privés sur les terres sont des éléments qui séduisent tout particulièrement les autorités : les arbres plantés ne seront pas exploités sans l'autorisation des bénéficiaires du service en aval et des autorités, et les propriétaires ou les utilisateurs des terres pourront générer des revenus à partir des forêts sur pied, principalement grâce à l'agroforesterie, autant de facteurs qui augmentent la probabilité d'un succès sur le long terme. Notons aussi que le concept de PSE a déjà influencé d'autres activités parrainées par l'agence des forêts, notamment celles qui sont maintenant basées sur des contrats pour la réhabilitation des terres privées : les petits propriétaires voient leurs activités de réhabilitation soutenues financièrement s'ils s'engagent à remplacer (et à leurs propres frais) tous les arbres morts.

Un troisième élément de forte convergence concerne la question des régimes fonciers.

La plupart des forêts indonésiennes se situent dans le domaine forestier de l'État pour des raisons historiques, et la reconnaissance des droits d'usage ou de propriété des villageois vivant dans ces zones reste limitée, même si elle s'est améliorée après la fin de l'ère Suharto en 1998. Afin de tirer des conclusions de cette situation, le programme Hutan Kemasyarakatan (HKm) a été lancé officiellement en 2001 par un décret ministériel. Ce programme vise à fournir des droits limités aux populations résidentes, sous conditions de gestion durable des forêts, afin de maintenir le couvert forestier en bon état. Les droits sont prévus pour une période renouvelable de 25 ans.

Le programme est populaire en Indonésie, et Lombok ne fait pas exception avec environ 185 ha sous ce statut dans la zone de Rinjani. Il est largement compatible avec les PSE, et les deux semblent même se renforcer mutuellement. En effet, les PSE donnent la priorité (du moins jusqu'à présent) aux forêts du domaine forestier de l'État, qui est aussi le domaine d'application du HKm. Une des conditions pour l'obtention de droits au titre du HKm est de réhabiliter les terres par des plantations forestières, mais peu de candidats ont le capital financier suffisant pour l'établissement de ces plantations. Les PSE tendent ainsi à devenir le moyen de financement qui permet aux candidats de surmonter l'obstacle financier qui les contraint généralement à la poursuite d'activités agricoles pourtant peu rentables. Inversement, lorsque des agriculteurs obtiennent des droits au titre du HKm, ils sont fortement incités à entretenir la forêt sur pied, ce qui constitue la principale condition pour recevoir une rémunération dans le cadre du PSE. Il est enfin intéressant de noter que dans d'autres régions d'Indonésie, l'octroi des droits d'usage au titre du HKm constitue la récompense (non financière) d'un PSE¹¹⁴.

Programme Pagos por servicios ambientales au Costa Rica

Ce programme a été créé en 1996 dans le cadre de la loi sur l'environnement, de la loi forestière

et de la loi biodiversité, toutes adoptées au milieu des années 1990. Son objectif est de promouvoir une utilisation rationnelle des ressources naturelles, avec une déforestation limitée et le maintien des services écosystémiques forestiers –séquestration du carbone, protection des bassins versants, biodiversité, beauté du paysage. Le programme propose des paiements aux propriétaires fonciers en fonction de l'usage des terres – conservation des forêts, reboisement, gestion durable, etc. – à condition que ces utilisations engendrent des services locaux ou globaux¹¹⁵. Ces paiements varient selon l'usage des terres, ce qui résulte probablement de l'hypothèse que les services ont des valeurs différentes, mais aussi (et surtout ?) des estimations différentes des coûts associés. Par exemple, le reboisement est rémunéré bien plus que la régénération naturelle (Thomas Sembrès, communication personnelle 2011) : tandis que le reboisement implique des coûts d'investissement et d'entretien, la régénération naturelle n'induit que des coûts d'opportunité (qui existent aussi dans le cas du reboisement).

Les ressources financières du programme proviennent de plusieurs sources, mais principalement de l'industrie des hydrocarbures, de la coopération multilatérale (prêts de la Banque mondiale, subventions du Fonds pour l'environnement mondial), et de contributions volontaires de compagnies hydroélectriques privées. À l'origine, l'industrie des hydrocarbures fut ciblée par le biais d'une taxe de consommation sur les énergies fossiles, mais en raison de transferts financiers problématiques du ministère des Finances vers l'institution en charge des paiements aux propriétaires terriens, une part de cette taxe sur les énergies fossiles fut officiellement attribuée au programme PSE. Cette institution, appelée FONAFIFO, est un organisme public spécialement créé pour gérer l'ensemble du mécanisme.

Les contrats sont signés entre le FONAFIFO et les propriétaires terriens pour différentes périodes en fonction de l'usage des terres. Mais cela ne dépasse jamais 15 ans, durée maximale qui s'applique au reboisement pour permettre un entretien suffisamment long pour en garantir le succès. Ils ne sont pas spécifiques à chaque propriétaire (donc pas négociables) et la logique

114. J. Pender, Suyanto J. Kerr, E. Kato, 2008, "Impacts of the Hutan Kemasyarakatan Social Forestry Program in the Sumberdaya watershed, West Lampung District of Sumatra, Indonesia", *IFPRI Discussion Paper* 00769, Washington DC.

115. G.A. Sanchez-Azofeifa, A. Pfaff, J.A. Robalino, J.P. Boomhower, *op. cit.*

initialement suivie est de type « premier arrivé, premier servi ». Il en résulte que les grands propriétaires terriens représentent une part disproportionnée des fournisseurs de services.

Selon cette très brève description d'un programme emblématique de PSE, plusieurs points doivent être soulignés concernant sa nature d'« instrument fondé sur le marché », ses liens avec les politiques publiques, et sa proximité avec une définition courante des PSE.

Premièrement, nous observons que le programme est entièrement piloté par un organisme public qui agit comme un intermédiaire entre les bénéficiaires et les fournisseurs. Les droits de commercialiser les réductions d'émissions de gaz à effet de serre sont transférés des propriétaires vers le gouvernement central, ce qui place ce dernier en position de devenir, à son tour, fournisseur de services au niveau international. Les payeurs ne sont manifestement pas les bénéficiaires, mais ils contribuent au financement en tant que pollueurs (taxe sur les combustibles fossiles) ou représentants de la communauté internationale (coopération multilatérale).

Deuxièmement, le théorème de Coase ne s'applique pas du tout à ce programme. Il n'y a pas de négociation et les contrats sont de type unique, alors que la recherche d'un intérêt commun est censée être un principe central des PSE. Cela s'explique surtout par l'ampleur des coûts de transaction : si l'attribution est de créer un instrument à l'échelle nationale pour freiner la déforestation à l'échelle du pays, il n'est pas possible de multiplier les négociations avec l'ensemble des propriétaires terriens.

Troisièmement, les services locaux aussi bien que globaux sont ciblés (au moins sur le papier), mais cela ressemble plus à un prétexte pour agir qu'à une réelle préoccupation pour un grand nombre de services. En un sens, il semble que l'émergence du concept de services écosystémiques dans le domaine de la gestion environnementale fut utilisée pour justifier un programme qui poursuit essentiellement l'objectif de freiner la déforestation. Cet objectif a plusieurs origines, notamment la volonté de se distinguer en tant que pays vertueux dans la région.

Ces remarques convergent vers la même conclusion, à savoir que le programme PSE du Costa Rica ressemble beaucoup à une subvention forfaitaire, à l'exception de la distinction

assez frustrante entre plusieurs usages des terres. En d'autres termes, il s'agit plutôt d'une politique fiscale classique qui est financée principalement par des secteurs de l'économie qui ont peu ou pas de rapport avec les services écosystémiques ciblés (sauf si l'on considère que les consommateurs d'énergies fossiles dans le pays doivent payer pour la fixation du carbone forestier).

Conclusion

L'analyse que nous avons développée dans le présent document nous procure un certain nombre d'éléments qui concourent à la clarification de la nature et du rôle des instruments de marché pour la conservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques. Nous récapitulons ci-dessous plusieurs messages-clés qui corroborent ce qui constitue notre **principale conclusion**, à savoir que : **les IM constituent un groupe très hétérogène aux liens assez distendus avec les marchés tels qu'ils sont définis par la théorie économique standard, mais aux liens étroits avec les politiques publiques et les cadres juridiques en tant qu'instrument de politique publique majeur pour l'environnement.** Les liens avec les autorités publiques sont forts et la règle commune pour les IM est de s'appuyer sur le cadre réglementaire fourni par les États. Certains pourraient même dire qu'ils constituent une nouvelle forme de régulation. Seuls les accords archétypaux de type coaséen – tels que les PSE décrits par Wunder –, les marchés spécifiques pour produits environnementaux, ou éventuellement les systèmes de certification lorsqu'ils ne s'appuient d'aucune manière sur un soutien public, représentent des exceptions en ce qui concerne les liens entre les IM et les pouvoirs publics. Tous les autres IM se présentent comme des instruments de politique publique essentiellement contrôlés par les décideurs politiques, et le transfert dans la prise de décision n'a alors lieu que pour les agents sur le terrain et en bout de chaîne.

Par conséquent, **leur principale caractéristique commune est d'utiliser les valeurs monétaires d'une manière ou d'une autre (changement des prix relatifs, utilisation d'incitations économiques) à travers un processus de marchandisation** – entendu ici comme la prise en considération de la nature dans une perspective utilitariste avec des valeurs monétaires associées

– mais dont il est frappant de remarquer que c'est couramment en l'absence de réelles évaluations économiques et sans permettre de révéler l'information sur la valeur économique. Inversement, il est intéressant de noter aussi que **mettre un prix / valeur sur la nature n'implique pas l'utilisation de IM**. On le voit par exemple aux États-Unis avec l'obligation, avant la promulgation d'une loi, de réaliser des analyses coûts bénéfiques qui impliquent, le cas échéant, d'intégrer une évaluation monétaire de la nature et des services écosystémiques¹¹⁶.

L'hétérogénéité devient vite évidente lorsque l'on étudie l'éventail des mécanismes qui sont étiquetés comme IM. **Le terme de marché semble être adopté par défaut**, plutôt comme un moyen de faire la distinction avec toutes les autres approches qui ne conduisent pas à mettre un prix sur la nature, d'une manière ou d'une autre. Notre interprétation est que les IM sont donc une terre d'asile pour tous les instruments comportant une composante prix, mais avec des liens souvent faibles, voire absents dans certains cas, avec les marchés tels que définis dans les manuels d'économie. Ce point est extrêmement important pour un certain nombre de raisons :

On ne peut guère s'attendre à ce que la gestion de l'environnement bénéficie des avantages supposés des marchés simplement par l'utilisation des IM L'information sur les valeurs économiques associées à l'environnement est mal révélée, car la plupart de ces instruments n'impliquent pas de transactions suffisamment répétées entre acheteurs et vendeurs. Certains de ces instruments impliquent une révélation de l'information, mais pas spécifiquement sur les coûts de dégradation d'un écosystème ou les bénéfices générés par la fourniture de nouveaux services. En outre, comme certains de ces instruments sont directement pilotés et financés par l'État et le budget national, il est courant que les contribuables payent à la place des bénéficiaires spécifiques, ce qui n'est pas loin de constituer une absurdité du point de vue du marché.

Une telle hétérogénéité plaide en faveur d'une meilleure catégorisation des IM sur la base de leurs caractéristiques formelles (par exemple leur relation aux marchés ou la capacité à révéler les informations) et opérationnelles (par exemple les exigences institutionnelles ou le potentiel de réplication). Il faut noter d'ailleurs

que **cette hétérogénéité disqualifie toute affirmation selon laquelle les IM seraient une bonne ou une mauvaise approche, efficaces ou non**, ou tout autre type d'évaluation qui s'appliquerait à l'ensemble de ces instruments sans plus de distinction. Si nous n'avons pas étudié l'émergence des IM dans les discours et dans la littérature de manière systématique (par exemple en utilisant la bibliométrie, un travail que nous encourageons fortement les chercheurs en sciences sociales à réaliser), **nous considérons qu'il est probable que l'idéologie ait joué un rôle important dans la popularité d'un si grand nombre d'instruments qui mentionnent explicitement les marchés**.

Sur la base du constat indéniable de cette hétérogénéité, nous avons distingué **six grandes catégories** :

- La création de marchés pour les biens et services dérivés de la biodiversité et des services écosystémiques. Cette catégorie comprend, par exemple, les produits forestiers non ligneux ou les ressources génétiques.
- La création de marchés pour la gestion de la biodiversité et des services écosystémiques, où des produits standards sont échangés à l'initiative et sous le contrôle étroit des autorités publiques. Les marchés du carbone dans le cadre des systèmes de plafonnement et d'échange (*cap-and-trade*) et les banques de compensation écologique en sont des exemples importants. Une sous-catégorie comprend des marchés similaires, mais à l'initiative du secteur privé ou échappant au contrôle des pouvoirs publics : par exemple, les marchés volontaires du carbone.
- La mise en place d'une régulation qui modifie les prix relatifs des biens et services sur les marchés existants, en fonction de leurs externalités environnementales positives ou négatives, et à l'initiative des pouvoirs publics. Les taxes et les subventions appartiennent à cette catégorie.
- La création de mécanismes qui modifient les prix relatifs des biens et services sur les marchés existants, en fonction de leurs externalités environnementales positives, et à l'initiative d'acteurs privés. Ces mécanismes permettent aux producteurs vertueux de faire une plus value en vendant leurs produits à un prix supérieur. La certification forestière et les labels d'agriculture

116. J.B. Ruhl, S.E. Kraft, C.L. Lant, *op. cit.*

biologique appartiennent à cette catégorie. Cette catégorie mérite d'être séparée de la précédente, car son champ d'application est beaucoup plus limité (d'un autre ordre de grandeur), comme l'est aussi la plus-value réalisée par les sociétés privées.

- Les accords contractuels entre les bénéficiaires (ou leurs représentants) et les fournisseurs de services écosystémiques selon le paradigme de Coase, basé sur l'intérêt mutuel et une reconnaissance préalable des droits de propriété et d'usage. Les Paiements pour Services Ecosystémiques décrits par Wunder sont l'exemple ultime d'une telle approche (mais plus un archétype qu'une pratique réelle), par exemple quand une usine hydroélectrique signe des contrats avec les usagers des terres en amont. Une sous catégorie peut être identifiée lorsque les pouvoirs publics gardent le contrôle total et que le projet est appliqué à grande échelle (par exemple à l'échelle d'un pays) au moyen de contrats uniques. Le programme PSA au Costa Rica pour la conservation et la restauration des forêts en est un parfait exemple.
- Les enchères inversées se réfèrent à des offres secrètes de la part des vendeurs en réponse à une demande spécifique. La logique est de révéler des informations quant au consentement à recevoir, ce qui est d'autant plus justifié avec les programmes environnementaux financés par les ressources financières limitées de l'État. Le programme Bush-Tender est un exemple en Australie, où les propriétaires terriens déposent des offres comprenant un plan de gestion détaillé, qui est évalué en coIMnaison avec les indicateurs des services de la biodiversité et de l'habitat.

Nos conclusions gagnent à être mises en perspective avec deux résultats de recherche importants, présentés par le passé dans la littérature. **Tout d'abord**, Sartori (1991) a développé une théorie d'études comparatives qui aide à déterminer si les objets (dans notre cas les IM) méritent d'être comparés afin de contrôler (confirmer ou infirmer) la validité des généralisations (dans notre cas, si les IM doivent être classés dans une même catégorie et faire l'objet d'une appellation commune). Pour qu'une catégorie soit valide, ses différentes composantes doivent au moins avoir des propriétés qui les excluent clairement des autres catégories. La

seule propriété de ce type que nous avons pu identifier dans les IM est celle de mettre un prix sur la nature d'une façon ou d'une autre, et ces façons sont très variables. Nous doutons fortement que cela soit suffisant pour justifier qu'une telle catégorie guide le choix d'instruments de politique publique. En conséquence, **nous avons tendance à disqualifier le terme de IM pour constituer une catégorie à part entière d'instruments de politiques publiques.**

Deuxièmement, la faible utilisation des marchés, tels qu'ils sont définis par la théorie économique standard, pour la conception et la mise en œuvre des IM trouve un très bon écho dans les résultats présentés par Hahn (1989, 2000). Cet auteur a étudié la mise en œuvre des IM sur la base d'une gamme d'instruments économiques pour l'environnement incluant les permis négociables et les régimes fiscaux. Il a conclu que cette **mise en œuvre était extrêmement différente de ce que des économistes pourraient élaborer dans leurs bureaux et selon une théorie économique épurée** : « *[l'expérience] montre à quel point l'utilisation effective de ces outils tend à s'éloigner du rôle que les économistes avaient conçu pour eux* ». Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette situation, dont la nécessité absolue de s'adapter à des contextes spécifiques ainsi qu'à des objectifs politiques contradictoires. **C'est pourquoi nous devons rester prudents quant à l'avenir des IM**, et prendre sérieusement la mesure des risques encourus à placer en eux des espoirs trop grands pour la préservation de la biodiversité et le maintien des services écosystémiques. C'est aussi pourquoi il faut prêter attention à une déclaration de ce type : « *Par rapport aux approches préalables de la conservation des forêts, les mécanismes fondés sur le marché promettent une efficacité et une efficience accrues, ainsi qu'une augmentation de l'équité dans la répartition des coûts et des bénéfices* » (Pagiola et al 2002) ; surtout quand elle est suivie de celle-ci : « *de telles politiques, si elle sont soigneusement conçues et mises en œuvre, peuvent atteindre des objectifs environnementaux à un coût nettement inférieur à [...]* » (ibid., accentuation ajoutée). **Il est clair que le diable est dans les « détails ».**

Il y a plusieurs années, Wunder et Vargas¹¹⁷ soulignaient que « *sauf pour les marchés*

117. S. Wunder, M.T. Vargas, *op. cit.*

émergents du carbone, il ne semble pas correct de se référer constamment à certains de ces mécanismes comme à des 'marchés de services environnementaux' [...] car les spécificités spatiales restreignent ou éliminent habituellement l'une des forces de la concurrence si fondamentales à [leur] bon fonctionnement ». Notre revue de littérature et notre analyse confirment cette déclaration, et nous sommes d'avis que l'abus du terme de marché se fait au détriment d'une bonne compréhension de ce qui est en jeu. Notre interprétation est que **nous avons affaire à une marchandisation plutôt qu'au développement d'un marché**. Certains auteurs ont désigné ce processus : « Les PSE ne tiennent pas compte de la complexité des écosystèmes, dans le but de faciliter les transactions de marché fondées sur une valeur d'échange unique, imposant ainsi une tendance à la conservation déterminée par le marché et les prix »¹¹⁸. Nonobstant la confusion dans l'utilisation du terme de marché dans cette citation, au vu de notre analyse précédente, nous souscrivons à cette analyse. Le processus de « commodification » qui fait l'objet de l'article dont est extraite cette citation, signifie que des valeurs monétaires sont attribuées à l'environnement afin de déclencher des transactions pour une meilleure gestion. Mais la commercialisation via des marchés est une autre étape qui n'est pas encore franchie, ni même ciblée, pour la plupart des IM.

Au lieu de cela, **l'aIMtion de mettre en place des incitations et de créer des sources de financement nouvelles est au cœur de leur développement remarquable**. L'initiative la plus importante en cours à l'heure actuelle, le mécanisme REDD+, visant à financer la réduction de la déforestation tropicale pour lutter contre le changement climatique, l'illustre parfaitement. En donnant une valeur aux forêts qui est proportionnelle aux stocks de carbone – i.e. un produit environnemental facilement défini et mesuré par rapport à la plupart des autres services écosystémiques – la communauté internationale reconnaît que les forêts peuvent être maintenues sur pied si elles deviennent rentables économiquement. En outre, elle suppose que les pays en développement prendront alors des décisions favorables à leur conservation et leur gestion durable. De plus, les marchés du carbone ont été présentés comme étant la source la

plus durable de financement (une opinion que nous ne partageons pas) et le plus acceptable politiquement, puisque les contribuables n'ont pas besoin d'être mis à contribution directement. Mais les hypothèses sous-jacentes sont débattues, tout comme la faisabilité et l'efficacité du mécanisme¹¹⁹.

Cet accent mis sur la capacité des marchés carbone à constituer une source de financement pérenne n'est peut-être pas sans liens avec la croyance qu'ils peuvent créer les incitations appropriées, mais aussi révéler les informations sur les coûts et les bénéfices des différentes décisions environnementales, soit deux caractéristiques extrêmement utiles si elles étaient avérées. Cette capacité à révéler les informations est essentielle pour comprendre l'avantage de l'utilisation des IM comme instruments de politique publique, et donc l'intérêt de pouvoir identifier les IM qui en sont réellement capables par rapport à d'autres instruments de type purement réglementaires¹²⁰, coercitifs et prescriptifs. **Mais nous avons fait le constat d'une absence de capacité de révélation de l'information pour beaucoup, sinon pour la plupart, des IM dans la pratique**. La nature même de la biodiversité et des services écosystémiques rend cet objectif de révélation de l'information impossible à atteindre pour la plupart des valeurs associées, en raison de la complexité des relations qui existent entre un état donné de l'environnement et la fourniture de services¹²¹. Idéalement, les coûts et bénéfices marginaux devraient être cernés et évalués pour permettre la prise de décisions optimales dans l'intérêt de l'environnement et de la société dans son ensemble. Ce défi a été relevé dans le cadre d'importantes études récentes comme la TEEB¹²² et l'étude de Chevassus-au-Louis *et al*¹²³, mais il reste à démontrer que les résul-

119. R. Pirard, A. Karsenty, "Climate Change Mitigation: Should 'Avoided Deforestation' Be Rewarded?", *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 28, n° 3-4, 2009.

120. Certes, la plupart des IM s'appuient sur la régulation, que ce soit pour la création, le suivi, l'exécution et l'efficacité. Le terme « instrument réglementaire » dans le présent document se réfère aux régulations qui imposent des décisions au lieu d'influencer les décisions par des incitations économiques.

121. J.B. Ruhl, S.E. Kraft, C.L. Lant, *op. cit.*

122. TEEB, *op. cit.*

123. B. Chevassus-au-Louis, J-M. Salles, S. Bielsa, D. Richard, G. Martin, J-L. Pujol, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique*, Paris, Centre d'analyse stratégique, 2009.

118. N. Kosoy, E. Corbera, *op. cit.*

tats obtenus sont décisifs à cet égard. Hormis (i) la complexité des services écosystémiques d'un point de vue écologique, (ii) les conflits inévitables entre les services qui nécessiterait une division de l'écosystème, ce qui représente un défi titanesque (sinon impossible), et (iii) les limites inhérentes aux méthodes d'évaluations économiques, les coûts de transaction élevés que cet exercice implique si l'on ambitionne d'atteindre un niveau de précision satisfaisant resteront très certainement un obstacle majeur à l'avenir.

Le philosophe français Joseph de Maistre a dit qu'il n'avait jamais vu d'hommes, mais qu'il avait rencontré des Anglais, des Espagnols et des Français, tous liés par leur propre culture, leur politique, leur langue et leurs règles de conduite¹²⁴. Nous avons croisé, au cours de nos

recherches, des Paiements pour Services Écosystémiques, des systèmes fiscaux, des mécanismes de permis négociables, mais avons-nous vu des IM en tant que catégorie homogène et donc pertinente ? **Il semble que nous n'ayons pas rencontré d'archétype de IM, mais plutôt des dérivés possibles de celui-ci, avec des caractéristiques très variables.** Si cet archétype de IM devait exister, on pourrait le décrire comme un instrument basé sur la transformation de certaines propriétés de la biodiversité, ou de services écosystémiques fournis par la biodiversité, en produits standards comme moyen de stimuler l'émergence d'un système d'échange. Ce système serait suffisamment développé pour que la confrontation entre le consentement des agents à payer et à accepter révèle la valeur des commodités, et permette une gestion optimale de notre environnement. ■

124. « Il n'y a point d'homme dans le monde. J'ai vu dans ma vie des Français, des Italiens, des Russes [...] mais quant à l'homme je déclare ne l'avoir rencontré dans ma vie ; s'il existe c'est bien à mon insu » (Considérations sur la France, 1796)

Références

- L. Abdelmalki, P. Mundler, 2010, *Économie de l'environnement et du développement durable*, Bruxelles, De Boeck.
- F. Braudel, 1979, *Civilisation matérielle, économie et capitalisme, XV^e-XVIII^e siècle*, Paris, Armand Colin, 1979.
- I. Bräuer, R. Müssner, K. Marsden, F. Oosterhuis, M. Rayment, C. Miller, A. Dodokova, 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, juillet 2006.
- B. Cashore, G. Auld, D. Newsom, 2004, *Governing through markets*, New Haven, Yale University Press.
- B. Chevassus-au-Louis, J-M. Salles, S. Bielsa, D. Richard, G. Martin, J-L. Pujol, 2009, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique*, Paris, Centre d'analyse stratégique.
- K. Chomitz, 2004, "Transferable Development Rights and Forest Protection: An Exploratory Analysis", *International Regional Science Review*, vol. 27, n°3, pp. 348-373.
- Claassen, R., Cattaneo, A. and R. Johansson, 2008, "Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice", *Ecological Economics*, 65, pp. 737-52.
- R. Coase, 1960, "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, vol. 3, n° 1, pp. 1-44.
- Economics for the Environment Consultancy (eftec), Institute for European Environmental Policy (IEEP) et al., 2010, *The use of market-based instruments for biodiversity protection – the case of habitat banking*, Technical report for the European Commission DG Environment.
- European Commission, 2007, *Green paper on market-based instruments for environment and related policy purposes*, SEC(2007) 388, Bruxelles.
- O. Godard, 2005, « Les conditions d'une gestion économique de la biodiversité – Un parallèle avec le changement climatique », Cahier n°2005 – 017, École Polytechnique.
- E. Gómez-Baggethun, R. Groot, P. Lomas, C. Montes, 2010, "The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes", *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, pp. 1209-1218.
- T. Greiber (eds.), 2009, *Payments for Ecosystem Services. Legal and institutional frameworks*, Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN), Gland.
- L. Gulbrandsen, 2005, "Sustainable Forestry in Sweden: the Effect of Competition Among Private Certification Schemes", *The Journal of Environment Development*, vol. 14.
- Hahn, R.W., 2000, "The impacts of economics on environmental policy", *Journal of Environmental Economics and Management*, 39, pp. 375-99.
- Hahn, R., 1989, "Economic prescriptions for environmental problems: how the patient followed the doctor's orders", *The Journal of Economic Perspectives*, 3 (2), pp. 95-114.
- R.M. Huber, J. Ruitenbeek, R. Seroa da Motta, 1998, "Market-based instruments for environmental policymaking in Latin America and the Caribbean. Lessons from eleven countries », *World Bank Discussion Paper*, n° 381.
- P. Jeanneaux, O. Aznar, 2010, « Analyse bibliométrique de la notion de "service environnemental" », Note de synthèse WP1 et WP2, document de travail n° 2010-02, Projet Serena.
- M. Jenkins, S.J. Scherr, M. Inbar, 2004, "Markets for biodiversity services. Potential roles and challenges", *Environment*, vol. 46, n° 6.
- A. Karsenty, 2003, "Du développement rural à l'économie politique des forêts: itinéraires de recherches et chemins de traverse en sciences sociales. Dossier pour l'habilitation à diriger des recherches en sciences économiques".
- D. Kloss, 2001, *Guide to sustainable financing of Biodiversity and protected areas*, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH.
- N. Kosoy, E. Corbera, 2010, "Payments for ecosystem services as commodity fetishism", *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, pp. 1228-36.
- I. Koziell, I.R. Swingland, 2002, "Collateral biodiversity benefits associated with 'free market' approaches to sustainable land use and forestry activities", *Phil. Trans. Royal Society London*, vol. 360, pp. 1807-16.
- N. Landell-Mills, I. Porras, 2002, "Silver bullet or fool's gold? A global review of markets for environmental services and their impacts for the poor", International Institute for Environment and Development (IIED), Londres.
- P. Lascoumes, P. Le Galès, 2005, « L'action publique saisie par ses instruments » in P. Lascoumes, P. Le Galès, *Gouverner par les instruments*, Presses de Sciences Po.

- G. Lescuyer, 2008, "Globalisation of environmental monetary valuation and sustainable development. An experience in the tropical forest of Cameroon", *International Journal of Sustainable Development*, vol. 1, n° 1, pp. 115-133.
- B. Madsen, N. Carroll, M. Brands, 2010, *State of biodiversity markets report: Offset and compensation programs worldwide*. <<http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf>>.
- P. Meignien, E. Lemaître-Curri, 2010, « Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques », Commissariat général au développement durable, Paris.
- R. Muradian, E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy, P. May, 2010, "Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services", *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, pp. 1202-1208.
- P.A.L.D. Nunes, Y. Eko Riyanto, 2005, "The use of certification and eco-labelling as a market-based policy instrument for biodiversity management", in S. Krarup, C.S. Russell, *Environment, Information and Consumer Behaviour*, Edward Elgar Publishing.
- Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), 2003, *Harnessing markets for biodiversity: Towards conservation and sustainable use*, OCDE, Paris.
- Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), 2004, *Handbook of market creation for Biodiversity: Issues in Implementation*, OCDE, Paris.
- E. Ostrom, 2010, "Beyond Markets and States: Polycentric Governance of Complex Economic Systems", *American Economic Review*, vol. 100, n° 3, pp. 641-72.
- S. Pagiola, W. Zhang, A. Colom, 2010, "Can Payments for Watershed Services Help Finance Biodiversity Conservation? A Spatial Analysis of Highland Guatemala", *Journal of Natural Resources Policy Research*, vol. 2, n° 1.
- Pagiola, S., Bishop, J. and N. Landell-Mills (Eds.), 2002, *Selling Forest Environmental Services: Market-Based Mechanisms for Conservation and Development*, James & James / Earthscan, Londres.
- S.K. Pattanayak, S. Wunder, P.J. Ferraro, 2010, "Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries?", *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 4, n° 2, pp. 254-274.
- P. Pattberg, 2005, "The Forest Stewardship Council: Risk and Potential of Private Forest Governance", *The Journal of Environment Development*, vol. 14.
- J. Pender, Suyanto J. Kerr, E. Kato, 2008, "Impacts of the Hutan Kemasyarakatan Social Forestry Program in the Sumberdaya watershed, West Lampung District of Sumatra, Indonesia", *IFPRI Discussion Paper 00769*, Washington D.C.
- D. Perrot-Maitre, 2006, *The Vittel payments for ecosystem services: a "perfect" PES case?*, International Institute for Environment and Development (IIED), Londres, 2006.
- R. Pirard, 2008, "Reducing Emissions from Deforestation and Degradation in non Annex 1 countries, Breaking the Climate Deadlock", The Climate Group, Londres, p. 21.
- R. Pirard, 2011 (à paraître), "Payments for Environmental Services (PES) in the public policy landscape: 'Mandatory' spices in the Indonesian recipe", *Forest Policy and Economics - Special issue on Global Governance*.
- R. Pirard, R. Billé, 2011, « Paiements pour Services Environnementaux : de la théorie à la pratique en Indonésie », *Vertigo*, 11 (1).
- R. Pirard, A. Karsenty, 2009, "Climate Change Mitigation: Should 'Avoided Deforestation' Be Rewarded?", *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 28, n° 3-4.
- W.A. Pizer, 1997, "Prices vs. Quantities Revisited: The Case of Climate Change", Discussion Paper 98-02, *Resources for the Future*, Washington D.C.
- Polanyi, K., 2001 (New edition), *The Great transformation*, Beacon press, Boston.
- I. Porras, M. Grieg-Gran, N. Reves, 2008, *All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries*, International Institute for Environment and Development (IIED), Londres.
- Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), 2004, *Economic instruments in Biodiversity-related multilateral environmental agreements*.
- Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), 2004, *The use of economic instruments in environmental policy: Opportunities and challenges*.
- M.M. Robertson, 2004, "The neoliberalization of ecosystem services: Wetland mitigation banking and problems in environmental governance", *Geoforum*, vol. 35, n° 3.
- C. Rubec, 1996, "Canadian case study on a national tax incentive measure for biodiversity", Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).
- J.B. Ruhl, S.E. Kraft, C.L. Lant, 2007, *The law and policy of ecosystem services*, Washington, Island Press.
- J. Salzman, 2005, "Creating markets for ecosystem services: Notes from the field", *New York University Law Review*, vol. 80, n° 6, pp. 870-962.
- P. Samuelson, 1954, "The pure theory of public expenditure", *Review of Economics and Statistics*, vol. 36, n° 4, pp. 387-389.
- G.A. Sanchez-Azofeifa, A. Pfaff, J.A. Robalino, J.P. Boomhower, 2007, "Costa Rica's Payment for Environmental Services program: Intention, implementation and impact", *Conservation Biology*, vol. 21, n° 5, pp. 1165-73.
- Sartori, G., 1991, "Comparing and miscomparing", *Journal of Theoretical Politics*, 3 (243).
- R.E. Saunier, R.A. Meganck, 2009, *Dictionary and Introduction to Global Environmental Governance*, Earthscan.

J-M Sévérino, 2003, « Les 3 révolutions de l'aide française », *Géopolitique africaine*.

P.L. Taylor, 2005, "In the market but not of it: Fair Trade Coffee and Forest Stewardship Council certification as market-based social change", *World Development*, vol. 33, n° 1.

TEEB, 2009, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers – Summary: Responding to the Value of Nature*.

J-C Thoening, 2010, "Politique publique", in L. Boussaguët, S. Jacquot, P. Ravinet, *Dictionnaire des politiques publiques*, Presses de Sciences Po.

A. Vatn, 2009, "An institutional analysis of payments for ecosystem services", *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, pp. 1245-1252.

M.L. Weitzman, 1974, "Prices vs. Quantities", *Review of Economic Studies*, vol. 41, n° 4, pp. 477-491.

S. Whitten, M. van Bueren, D. Collins, 2003, "An overview

of market-based instruments and environmental policy in Australia", in *Market based tools for environmental management*, Proceedings of the 6th annual Australian Agricultural and Resource Economics Symposium, Canberra.

S. Wissel, F. Wätzold, 2010, "A Conceptual Analysis of the Application of Tradable Permits to Biodiversity Conservation", *Conservation Biology*, vol. 24, n° 2, pp. 404-11.

S. Wunder, S. Engel, S. Pagiola, 2008, "Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries", *Ecological Economics*, vol. 65, n° 4, pp. 834-52.

S. Wunder, M.T. Vargas, 2005, *Beyond "markets": Why terminology matters*, Guest Editorial, the Ecosystem Marketplace, Katoomba Group.



Instrument de marché pour la biodiversité : la réalité derrière les termes

Emma Broughton (Ifri), Romain Pirard (Iddri)

IDDRI

 SciencesPo.

CRÉÉ À PARIS EN 2001, l'Institut du développement durable et des relations internationales est né de trois hypothèses : la dégradation des ressources naturelles et le changement climatique induits par les activités humaines sont insoutenables à terme ; la transformation profonde des modèles de développement est nécessaire ; cette transformation est possible si des politiques cohérentes à l'échelle mondiale sont déployées pour provoquer, à temps, les changements nécessaires des modes de vie.

Institut indépendant, l'Iddri se situe à l'interface de la recherche et de

la décision : à partir des travaux scientifiques, il éclaire les questions politiques du développement durable et les grands enjeux de la transformation des modèles de développement. En animant le dialogue entre des acteurs aux intérêts souvent divergents et en mobilisant des équipes de recherche dans un large réseau international, il facilite une compréhension partagée des problèmes dans une perspective mondiale.

L'Iddri publie trois collections propres : les *Idées pour le débat* permettent de diffuser dans des délais brefs des textes sous la responsabilité

de leurs auteurs ; les *Synthèses* font le point sur des questions scientifiques ou en discussion dans les forums internationaux et dressent un état des controverses ; enfin, les *Analyses* s'attachent à approfondir une problématique. L'Iddri développe en outre des partenariats scientifiques et éditoriaux, notamment dans le cadre de la publication de *Regards sur la Terre. L'annuel du développement durable*, fruit d'une collaboration avec l'Agence française de développement et les Éditions Armand Colin.

Pour connaître l'ensemble des publications et des activités de l'Iddri, rendez-vous sur www.iddri.org