

ÉCONOMIES ET SOCIÉTÉS

« DÉVELOPPEMENT, CROISSANCE ET PROGRÈS »

ÉCONOMIE POLITIQUE DES RESSOURCES NATURELLES

Propositions critiques

N° 4/1997



ÉCONOMIES ET SOCIÉTÉS

CAHIERS DE L'ISMÉA

Revue fondée en 1944 par François Perroux

Comité de Direction

Henri Bartoli (*Université Paris I*), Gérard de Bernis, Président de l'ISMÉA (*Université Pierre Mendès France - Grenoble II*), Christian de Boissieu (*Université Paris I*), Rolande Borrelly (*Université Pierre Mendès France - Grenoble II*), Hubert Brochier (*Université Paris I*), Paul Chanier (*Université de Nice*), Jean-Marie Chevalier (*Université Paris IX - Dauphine*), Jean Coussy (*EHESS*), Renato Di Ruzza (*Université Nouvelle de Marne-la-Vallée*), Bernard Ducros (*Université Paris I*), Daniel Dufourt (*Université Lumière - Lyon II*), Pierre Duharcourt (*Université Nouvelle de Marne-la-Vallée*), Bernard Gerbier (*Université Pierre Mendès France - Grenoble II*), Jérôme Lallement (*Université Paris I*), André Larceneux (*Université de Besançon*), Marie Lavigne (*Université de Pau et des Pays de l'Adour*), Christian Lebas (*Université Lumière - Lyon II*), Jacques Léonard (*Université de Poitiers*), Louis Malassis (*Université de Montpellier*), Claude Ménard (*Université Paris I*), Alain Parguez (*Université de Besançon*), Pierre Pascallon (*Université de Clermont-Ferrand*), Henri Savall (*Université Lumière - Lyon II*), Jean-Claude Toutain (*CNRS*), Robert Vallée (*Université de Paris-Nord*), Jean Weiller (*Université Paris I*).

Secrétariat de la revue

ISMÉA, 14, rue Corvisart, 75013 Paris.

Tél. : 01 44 08 51 42 – Fax : 01 44 08 51 34.

Netsite : <http://melpomene.grenet.fr/ismea>

Directeur de la Publication

Gérard de Bernis, Président de l'ISMÉA

Administration – Abonnements – Diffusion

Presses Universitaires de Grenoble (PUG), BP 47,

38040 Grenoble cedex 9 – Tél. 04 76 82 56 51 – Fax : 04 76 82 78 35

Abonnement pour l'année 1997 à « Économies et Sociétés »
(12 numéros) :

France : 1 250 F (TTC).

Étranger : 1 350 F (port avion 210 F en sus).

Pour les numéros publiés avant 1968, s'adresser à Kraus Reprint,
Millwood, New York, 10546 USA.

Imprimerie Lienhart, F-07200 Aubenas.

Depuis 1990, les sommaires de tous les numéros des revues
Economie Appliquée et Economies et Sociétés sont disponibles sur
le World Wide Web à l'adresse suivante :

<http://melpomene.grenet.fr/ismea>

ÉCONOMIES ET SOCIÉTÉS

ÉCONOMIE POLITIQUE DES RESSOURCES NATURELLES Propositions critiques

Cahiers de l'ISMÉA
Série Développement, croissance et progrès
F. n°35
Avril 1997

LISTE DES ADRESSES PROFESSIONNELLES DES AUTEURS

Jean-Yves WEIGEL	Laboratoire Sociétés du sud et développement, ORSTOM, 32 avenue Henri Varagnat, 93143 Bondy cedex
Jean-Pierre AMIGUES	INRA-ERNA, Université des sciences sociales, Manufacture – bât. F, Place Anatole France, 31042 Toulouse cedex
Jean-Marie HARRIBEY	Faculté des Sciences économiques, Université Montesquieu – Bordeaux IV, Avenue Léon Duguit, 33604 Pessac
Vincenzo LAURIOLA	Dipartimento di Scienze Economiche Facoltà di Economia, Università di Bari, Via C. Rosalba, 53, 70100 Bari, Italie
Franck-Dominique VIVIEN	Hermes-CERAS, Université de Reims Champagne-Ardenne U.F.R. Faculté de Sciences Economiques et de Gestion 57 bis, rue Pierre Taittinger 51096 Reims cedex
Martine ANTONA	CIRAD-GERDAT/Green, 45 bis, av. de la Belle Gabrielle, 94736 Nogent-sur-Marne cedex
Michel TROMMETTER	INRA/SERD, Université Grenoble II, B.P. 47, 38040 Grenoble cedex 9
Patrice GUILLOTREAU,	CORRAIL, Faculté des sciences économiques, Université de Nantes, 110 boulevard Michelet, 44322 Nantes cedex 3
Géraldine FROGER	C3ED Université Paris I, Centre Pierre Mendès France, 90 rue de Tolbiac, 75013 Paris Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, Collège Vauban, 47 boulevard Vauban, 78047 Guyancourt

AMIGUES Jean-Pierre

Chercheur à l'INRA et responsable d'une équipe spécialisée en économie de l'environnement et des ressources naturelles. Auteur de nombreuses recherches dans ce domaine, il participe aux travaux conduits par le ministère de l'environnement et les agences de l'eau.

ANTONA Martine

Economiste, chercheur au CIRAD, unité de recherche GREEN (Gestion des ressources renouvelables, environnement), membre de l'IASCP (International Association for the Study of Common Property).

FROGER Géraldine

Chercheur au Centre d'économie et d'éthique pour l'environnement et le développement (C3ED) de l'université de Versailles-Saint-Quentin-en-Yvelines et enseignante à l'université Paris I Panthéon-Sorbonne. Spécialisée dans la théorie de la décision en économie de l'environnement.

GUILLOTREAU Patrice

Maître de conférences à la faculté des sciences économiques et de gestion de l'université de Nantes. Chercheur au Centre d'observation et de recherche sur les ressources aquatiques et les industries du Littoral (CORAIL). Il est l'un des animateurs de l'Association européenne des économistes des pêches (EAFE).

HARRIBEY Jean-Marie

Professeur agrégé en sciences sociales. Enseignant à la faculté des sciences économiques de l'université Montesquieu-Bordeaux IV.

LAURIOLA Vincenzo

Doctorant en «Politiques pour le développement durable du territoire» à l'université de Bari (Italie).

TROMMETTER Michel

Chercheur à l'INRA, équipe du SERD (Sociologie et Economie de la recherche & développement), université Pierre Mendès France de Grenoble. Membre du comité national «Perception, Usage et Evaluation de la biodiversité» dans le cadre du programme DIVERSITAS.

VIVIEN Franck-Dominique

Maître de conférences à la faculté des sciences économiques de l'université de Reims-Champagne-Ardenne, chercheur au centre Hermès-CERAS de l'université de Reims et au C3ED de l'université de Versailles-Saint-Quentin-en-Yvelines. Auteur de *Economie et Ecologie*, Ed. La Découverte, Collection Repères, Paris.

WEIGEL Jean-Yves

Economiste à l'ORSTOM. Travaille sur l'usage et la gestion des ressources halieutiques. Dirige actuellement un programme au Vietnam (Delta du Mékong). Dans le cadre de missions pour des organisations internationales, applique le résultat de ses recherches à l'aménagement des pêches, à l'évaluation et à la programmation des filières halieutiques en Asie du Sud-Est et en Afrique.

Préface

L'économie des ressources naturelles et de l'environnement a subi les nouvelles tendances de l'économie mais, parfois, elle a contribué d'elle-même aux avancées de la discipline en essayant de résoudre des problématiques spécifiques à l'usage et à la gestion des ressources naturelles, telles que la prise en compte de phénomènes d'irréversibilité ou d'incertitude. Les économistes de l'environnement sont désormais aux premières loges des débats sur le développement durable ou plus prosaïquement de ceux sur la valorisation de la biodiversité. Et ceci grâce à un effort d'innovation qui les a d'abord conduits à critiquer le cadre néoclassique, qui dans ce domaine comme dans d'autres avait une longueur d'avance, puis à construire de nouvelles théories.

Les enjeux sont énormes : enjeux financiers dont le meilleur exemple est celui de l'exploitation de la biodiversité, enjeux politiques qui se manifestent par une nouvelle géopolitique des ressources naturelles, enjeux théoriques puisque les revendications politiques concernant l'exploitation de ces ressources s'appuient d'une manière évidente sur une argumentation théorique.

Depuis une vingtaine d'années, on assiste à une recomposition du paysage théorique environnementaliste qui marque un certain détachement à l'égard de l'orthodoxie néoclassique et de ses échecs en matière de gestion des ressources naturelles. Notre travail se veut un cadre d'expression de cette remise en cause, de ses ambiguïtés, mais aussi des ruptures qu'elle induit. Pour ce faire, nous nous sommes appuyés sur les débats qui ont eu lieu au cours des journées annuelles des économistes de l'ORSTOM, en septembre 1995 : l'intérêt suscité par quelques déviances hétérodoxes nous a encouragés à élargir le débat et à le finaliser sous la forme d'une publication.

Si penser, c'est dire non, alors une première partie dédiée à la critique de la pensée dominante se justifie. Trois victimes expiatoires ont été sacrifiées : l'évaluation des actifs naturels, l'intégration des ressources naturelles dans le modèle d'équilibre général, la conception du développement soutenable de l'école de Londres. Mais après avoir sapé l'échafaudage néoclassique, il s'agissait évidemment d'ériger de nouvelles fondations : c'est l'objet d'une deuxième partie consacrée à quelques approches hétérodoxes. Celles-ci révèlent que la recons-

truction s'effectue de différentes manières : en récupérant quelques matériaux méthodologiques (conventionnalisme), en réhabilitant une théorie dévoyée (celle des droits de propriété) ou carrément en rupture avec le paradigme de l'orthodoxie (institutionnalisme).

Ce travail, en insistant sur l'émergence de nouvelles méthodologies et théories dans le domaine de l'économie des ressources naturelles, n'a pas d'autre ambition que de contribuer aux débats désormais mondialisés.

Jean-Yves Weigel
Editeur scientifique

Enjeux politiques, continuités et ruptures théoriques

Jean-Yves Weigel

ORSTOM, 32 avenue Henri Varagnat, 93143 Bondy cedex

Les ressources naturelles sont un domaine où les enjeux politiques et théoriques sont indissolublement liés puisque les revendications concernant leur exploitation, qui fondent de nouvelles géopolitiques à l'échelle mondiale, s'appuient sur une argumentation théorique. Suite aux limites de l'analyse d'obédience néoclassique et de ses échecs en matière de gestion, émergent de nouvelles théories et méthodologies qui offrent des perspectives originales à l'économie politique des ressources naturelles.

Natural resources represent an area where political and theoretical issues are inseparably interlinked because the new global geopolitics rooted in the demands concerning their exploitation require the support of theoretical arguments. Following the limits and failures of neoclassical analysis, new theories and methodologies are now emerging with original perspectives for natural resources policy.

I. – LA DÉCENNIE DES RESSOURCES NATURELLES

1.1. Mondialisation des débats et des enjeux

Reflets d'une prise de conscience de la dégradation de l'environnement et du risque d'épuisement des ressources naturelles, conférences et conventions internationales relatives à leur bon usage se succèdent au cours de cette dernière décennie. Qu'elles soient épuisables ou renouvelables, ce sont les ressources naturelles dans leur diversité qui tiennent désormais la vedette à l'échelle mondiale : le protocole de Montréal sur le contrôle des émissions de chlorofluorocarbones (1990), la conférence de Rio sur l'environnement et le développement en 1992, la conférence des Nations unies sur les pêches¹ inaugurée à New York en 1993, la

¹ Plus précisément sur les stocks chevauchants et les stocks migrateurs.

convention sur le changement climatique de Berlin en 1995, illustrent cette fièvre des années 1990.

Au-delà du phénomène de mode, ces réunions internationales ont des conséquences sur l'exploitation des ressources naturelles que l'on ne peut ignorer. C'est une évidence lorsqu'elles sont suivies de la signature de conventions impliquant des mesures contraignantes telles que la réduction des émissions de CFC² ou de dioxyde de soufre³, ou bien encore la réglementation de pratiques halieutiques dangereuses⁴. Les conséquences sont plus indirectes lorsque sont légitimés de grands principes tels que la reconnaissance aux nations d'un droit souverain sur les ressources naturelles à l'intérieur de leurs frontières et le rejet de la notion de patrimoine commun de l'humanité comme principe d'exploitation de la biodiversité (conférence de Rio en 1992).

Mais les débats concernant les conditions d'exploitation des ressources naturelles ne se limitent pas aux arènes internationales : envahissant les administrations, les entreprises et les associations, ils se sont en quelque sorte démocratisés. En effet, dans quelques pays pionniers (Etats-Unis, pays du Nord de l'Europe) sont requises, avant des décisions d'investissement ou de réglementation, des procédures d'évaluation appliquées aux avantages pour la collectivité d'une amélioration de l'environnement ou aux dommages liés à une dégradation de celui-ci. Sans oublier le rôle qui leur est alloué lors de l'estimation de dommages écologiques, tel celui de l'Exxon Valdez.

Plus une ressource naturelle qui ne puisse théoriquement bénéficier de mesures de protection : c'est tout un train de mesures incitatives en vue de la conservation et d'un usage soutenable des ressources naturelles qui a été mis au point. En matière d'aménagement des pêches, il s'est agi des captures totales autorisées puis des quotas individuels transférables à l'initiative des Néo-Zélandais. Après les subventions et les défiscalisations, l'instauration de concessions et de zones protégées, la dernière trouvaille en matière d'aménagement forestier est l'accord de compensation pour le captage de gaz carbonique qui a trouvé une première application dans l'Etat mexicain de Oaxaca. En ce qui concerne la sauvegarde des ressources hydriques et des zones humides, les droits négociables d'émissions polluantes et les concessions d'usage de l'eau sont les leviers privilégiés de l'environnementaliste américain.

² Révisions du protocole de Montréal de 1990.

³ Protocole à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière de 1994.

⁴ Résolution 44/225 de l'Assemblée générale des Nations unies du 22 décembre 1989 sur la pêche aux grands filets pélagiques dérivants.

L'ampleur des débats est à la mesure des enjeux financiers qui se chiffrent en milliards de dollars, d'autant plus qu'à côté de ceux déjà traditionnels telle l'estimation des dégâts écologiques et de leur réparation, apparaissent de nouveaux enjeux qui s'inscrivent dans la construction d'un nouvel ordre environnemental global, sous-ensemble du nouvel ordre capitaliste mondial dont la valeur cardinale est la marchandise (Dupré, 1996). En effet, le processus de marchandisation généralisée induit de nouveaux «fronts pionniers» dont un des plus médiatiques est celui de la biodiversité : malgré les problèmes méthodologiques soulevés, l'heure est à l'estimation des bénéfices ou des pertes liés à l'exploitation des ressources renouvelables.

En détaillant l'exemple de la biodiversité, la valeur des plantes médicinales du Sud utilisées par l'industrie pharmaceutique des pays du Nord représenterait annuellement trente-deux milliards de dollars⁵ d'après l'organisation non gouvernementale canadienne RAFI (Rural Advancement Foundation International). Le seul chiffre d'affaires global et annuel de la «bioprospection» serait de l'ordre d'un milliard de dollars alors qu'un tiers seulement des espèces végétales susceptibles d'utilisations industrielles aurait été prospecté (ODA, 1995). La biotechnologie n'aurait qu'effleuré ce nouveau trésor puisque seulement cent cinquante produits pharmaceutiques dérivés d'une centaine d'espèces sont sur le marché alors qu'un potentiel de trois cents espèces serait susceptible de fournir des dérivés pour l'industrie (ODA, 1995).

Mais les enjeux concernent tout autant la mise en valeur de nouvelles ressources qu'une meilleure gestion des ressources déjà exploitées : à titre d'exemple, le rejet en mer des captures d'accompagnement serait de l'ordre de vingt-sept millions de tonnes⁶.

1.2. Une nouvelle géopolitique des ressources naturelles

L'importance de ces enjeux explique la dureté des débats et des conflits qui reflète l'antagonisme des positions quant à l'exploitation des ressources naturelles et définit de nouvelles géopolitiques à l'échelle mondiale.

Dans un premier temps s'est imposé un clivage Nord-Sud tel qu'il est apparu à la conférence de Rio. Au Nord, les firmes multinationales

⁵ On se reportera à l'article de Vivien, Antona et Trommetter (*cf. infra*) qui, en détaillant l'entrée en scène des intérêts économiques dans le processus de construction sociale du problème de l'érosion de la biodiversité, reprennent l'estimation de Posey à propos de la valeur annuelle du marché mondial des produits dérivés des plantes médicinales découvertes par les peuples indigènes.

⁶ Communication orale de Serge Garcia (Département des pêches de la FAO).

qui réclament un accès à la biodiversité du Sud alliées paradoxalement aux lobbies environnementaux sur les principes d'accès aux ressources renouvelables non appropriées (plantes médicinales, ressources aquatiques vivantes, bois tropicaux, etc.). Au Sud, représentants des Etats et des communautés locales.

Les uns et les autres fourbissent leurs armes. Telle l'accusation par les pays du Nord de *dumping* environnemental pratiqué par les pays du Sud, argument déjà porteur puisqu'il a longtemps retardé la signature du NAFTA (North American Free Trade Agreement) et qu'il a conduit au boycott du thon pêché par des engins non sélectifs. Telle la dette écologique dont les débiteurs seraient les pays du Nord d'après le Center for Science and Environment de New Delhi : dette calculée en considérant les écarts actuels d'émissions de CO₂ par tête des différents pays par rapport à la moyenne nécessaire pour stabiliser la concentration des émissions atmosphériques de CO₂ à leur niveau de 1990 (Godard, 1994).

Cependant, au cours des dernières années, de nouvelles lignes de démarcation ont transcendé le clivage Nord-Sud et des alliances croisées sont apparues entre acteurs du Nord et ceux du Sud au gré d'intérêts convergents : entre firmes multinationales et communautés locales à propos des plantes médicinales comme on a pu l'observer en novembre 1995 à la conférence de Djakarta (deuxième réunion des signataires de la Convention sur la biodiversité), entre Etats côtiers du Nord et du Sud à la conférence internationale sur les pêches de New York ouverte en 1993. Dans cet ordre d'idée, l'état de la réflexion sur la gestion des ressources océaniques est un cas d'école du dépassement des clivages Nord-Sud : le Chili et le Canada, militant pour l'extension d'une zone économique exclusive de quatre cents miles⁷ en vue de conquérir une nouvelle ressource halieutique face aux flottilles de pêche des «pays lointains», font cause commune contre l'Espagne et la Corée du Sud.

Mouvance et complexité des alliances qui se font et se défont en fonction de chaque ressource considérée : tel est le paysage géopolitique des ressources naturelles qui redessine même nos modes de consommation.

II. – VITALITÉ ET ENGAGEMENT POLITIQUE DE L'ÉCONOMIE DES RESSOURCES NATURELLES

Les règles du jeu entre Etats, firmes multinationales, lobbies environnementaux et communautés locales, sont le fruit d'un compromis politi-

⁷ Lors des sessions de la Conférence des Nations unies sur les stocks chevauchants et les stocks migrateurs.

que décidé lors des grandes conférences dont c'est précisément l'objet; elles s'expriment par des conventions, des protocoles ou déclarations d'intention. Une fois encore, la Convention sur la diversité biologique, issue des travaux de Rio, nous fournit un exemple de compromis politique entre les différents acteurs. Elle reconnaît, d'une part, le droit souverain sur les ressources à l'intérieur de leurs frontières par les pays participants⁸, mais d'autre part elle mentionne que les étrangers devraient avoir accès à l'exploitation des ressources renouvelables et en échange recevoir une part des bénéfices sans préciser les modalités d'accès.

Ce compromis ouvrait la voie à un premier questionnement sur les bénéficiaires de l'accès aux ressources, les modalités de contrôle de cet accès, la répartition des bénéfices liés à l'exploitation des nouvelles ressources. Et ce questionnement à son tour est source de débats sur les modes d'appropriation et de gestion des ressources naturelles qui supportent des revendications politiques divergentes ou antagonistes : appropriation privée, communautaire ou publique, application du principe de précaution ou de normes minimales de sauvegarde.

Ce dernier questionnement a fait le bonheur des économistes qui se sont engouffrés dans la brèche et ont ainsi trouvé pour la discipline un nouveau front pionnier à défricher. On remarquera cependant que les principaux sont d'origine et de formation anglo-saxonnes : sans doute avaient-ils moins de scrupules que leurs collègues latins à « marchandiser » la *res nullius*? Toujours est-il que ces derniers, en proie à un nouvel envahissement sémantique, ont dû assimiler des notions à présent incontournables dont les plus connues sont patrimoine et actifs naturels, développement soutenable ou écodéveloppement, nouvelles Fourches Caudines des programmes de recherche et des projets de développement. Mais nous verrons qu'ils ne se sont pas contentés d'une simple assimilation.

Plus précisément parce qu'une réflexion sur l'exploitation des ressources naturelles, et au-delà sur un développement soutenable, conduit à s'interroger sur les modèles de croissance, les économistes ont été amenés à jouer un rôle déterminant dans la formalisation de schémas d'exploitation et de gestion des ressources naturelles : c'est vrai pour l'ensemble de la gamme des ressources, de la réduction de la pollution atmosphérique à la gestion de parcs faunistiques. Même si des pionniers, tels Hotelling et Gordon, avaient déjà énoncé des principes fondamentaux, c'est la médiatisation croissante du questionnement sur le développement soutenable qui a suscité le véritable démarrage des travaux d'économie sur

⁸ Était ainsi rejetée la notion de patrimoine commun de l'humanité comme principe d'accès à ces ressources.

les ressources naturelles dans les années 1970, travaux qui ont connu une croissance exponentielle au cours des années 1980 et surtout 1990.

Une demande concrète de schémas d'une gestion soutenable des ressources naturelles est soumise aux économistes majoritairement anglosaxons, plus contraints que leurs collègues francophones à une recherche appliquée. Cette spécificité de la demande explique que les économistes des ressources naturelles soient sur deux fronts : préalablement à l'élaboration de ces schémas, ils doivent compléter voire élaborer de nouveaux corpus théoriques (Weigel, 1996). Cette confrontation entre recherche théorique et recherche appliquée a pour eux deux conséquences.

La première conséquence de cette confrontation est qu'elle est source de vitalité pour cette nouvelle discipline dans la mesure où, lorsque c'est possible, le test de l'applicabilité des hypothèses théoriques à des schémas de gestion auxquels sont soumis, dans le système anglosaxon, les économistes des ressources naturelles, amène à valider ou à réfuter ces mêmes hypothèses. Mais au-delà de ce nouveau champ d'investigation, les ressources naturelles semblent avoir permis aux économistes spécialisés dans ce domaine d'apporter une contribution originale à l'économie politique.

La deuxième conséquence pour ces nouveaux économistes est de se retrouver dans l'œil du cyclone, au cœur des enjeux politiques et théoriques soumis aux mots d'ordre environnementaux successifs : l'engagement des théoriciens de l'école de Londres, piliers de la nouvelle politique environnementale de la Banque mondiale, est un exemple du jeu politique joué par les chercheurs.

Caractéristique de l'économie des ressources naturelles, cette imbrication évolutive des enjeux politiques et théoriques a connu deux moments principaux : un premier temps dominé par la pensée néoclassique promotrice d'une gestion privative, un deuxième temps qui voit l'émergence d'une pensée hétérodoxe à la confluence de plusieurs courants (conventionnalistes, «nouveaux» théoriciens des droits de propriété, institutionnalistes, etc.). Ainsi, dans le domaine de l'économie des pêches, où la réflexion sur l'exploitation de la ressource renouvelable et les modalités d'une gestion soutenable est une des plus anciennes et des plus riches, a-t-on vu un glissement des références néoclassiques telles que le rendement maximum soutenable ou l'équilibre bio-économique vers des références plus conventionnalistes ou institutionnalistes qui privilégient les modalités d'organisation des sociétés de pêcheurs et des filières halieutiques et encensent le principe de précaution. Evidemment à chaque palier théorique correspond un mode de gestion de la ressource : rendement maximum soutenable et équilibre bio-économique légitiment l'instauration de quotas individuels transférables. A l'inverse, la reconnaissance de

l'importance du fait institutionnel va légitimer une régulation publique ou une gestion communautaire des sociétés de pêcheurs.

III. – HEURS ET MALHEURS DE L'ÉCHAFAUDAGE NÉOCLASSIQUE

L'empreinte néoclassique est très forte depuis que cette théorie dominante a proposé, la première, une formalisation de l'exploitation des ressources naturelles et son intégration dans le modèle général de Walras, tentative initiée par Hotelling dès 1931 à partir de l'exemple des ressources épuisables. C'était le premier étage de l'échafaudage néoclassique et deux autres devaient bientôt suivre : l'élaboration d'un outil conceptuel de valorisation des actifs naturels, et plus près du ciel, la modélisation du développement soutenable. Même si chacun d'entre eux correspond à une ambition différente, ce sont leurs racines théoriques néoclassiques qui cimentent les différents étages de cet échafaudage dont nous voudrions révéler quelques fragilités et erreurs de construction : il s'avère que plus forte est la dose d'autonomie régulatrice reconnue à la sphère économique, plus ces modèles offrent le flan à la critique.

Pour juger des heurs et malheurs de la pensée orthodoxe en économie des ressources naturelles et de l'environnement, trois victimes expiatoires ont donc été privilégiées. Les méthodes de valorisation des actifs naturels dont Jean-Pierre Amigues évalue les limites après en avoir saisi les enjeux, le modèle néoclassique d'équilibre général et sa prise en compte des ressources naturelles dont Jean-Marie Harribey souligne les contradictions théoriques, enfin le concept de développement soutenable tel qu'il est manié par les chercheurs de l'école de Londres dont Vincenzo Lauriola dévoile la face cachée.

3.1. Les limites de l'évaluation des actifs naturels

Pour Brigitte Desaignes et Patrick Point (1993), trois raisons militent en faveur de l'évaluation des actifs naturels. Premièrement, ne pas laisser se perpétuer une situation conduisant les agents à se comporter comme si la valeur des services rendus par les actifs naturels était nulle, et à l'inverse identifier un signal de type prix qui corrige la distorsion dans l'allocation des ressources. Deuxièmement, l'interventionnisme croissant de la puissance publique sous la forme de programmes de protection du patrimoine naturel dont le coût d'opportunité s'accroît et qu'il convient de comparer aux bénéfices attendus pour la société dans son ensemble. Enfin, élément essentiel de la régulation du système, le nécessaire engagement de la responsabilité de l'agent ayant généré un dommage en calculant ce

dernier de manière à ce qu'il soit un reflet convenable de la perte subie par la collectivité. Ainsi est soulignée la vertu pédagogique incontestable des méthodes d'évaluation des actifs naturels révélant les coûts «externes» non supportés par les utilisateurs des ressources naturelles dans la mesure où l'offre et la demande de ces ressources ne sont pas révélées.

L'objectif de ces méthodes est donc bien circonscrit : l'évaluation du prix attaché à une qualité environnementale, préalable à des programmes d'investissement ou à une évaluation des dommages. Jean-Marie Amigues, un des rares spécialistes français de ces méthodes d'évaluation, a bien voulu revenir sur les enjeux de celles-ci et sur leurs limites. Il distingue deux grandes catégories de méthodes empiriques d'évaluation : celles qui cherchent à mesurer la capitalisation des flux de services marchands produits par les actifs naturels et celles qui cherchent à révéler directement ou indirectement la valeur des biens publics non marchands. Pour cet auteur, un effort méthodologique et conceptuel important reste encore à fournir au vu des principaux facteurs d'incertitude portant sur le rôle du progrès technique, l'évolution des préférences et des intérêts des générations futures, la démographie et les modes d'utilisation de l'espace, l'évolution des formes d'organisation sociale et des institutions économiques et politiques. Faute d'une analyse intégrée de ces différents aspects, les mesures d'évaluation des actifs naturels ne peuvent prétendre fournir qu'une mesure partielle de la valeur des actifs naturels du point de vue d'une allocation actuelle des ressources. Pour illustrer ce propos, Amigues insiste sur les limites de l'évaluation contingente (approche privilégiée dans ce domaine) : caractère hypothétique de la procédure, rôle des considérations éthiques, mauvaise perception de la relation entre le bien évalué et la biodiversité, etc. Franck-Dominique Vivien, Martine Antona et Michel Trommetter reprennent ces critiques lorsqu'ils analysent les efforts des conventionnalistes pour ériger le marché comme institution luttant contre la rareté de la biodiversité. D'autres auteurs soulignent quelques risques : «L'acceptation du principe de l'évaluation n'ouvre pas une voie facile, et il faut être habile pour, ayant évité l'obstacle de l'incohérence, ne pas sombrer sur celui de l'inapplicabilité» (Desigues et Point, 1993, p. 290). Avec ce maniement conditionnel, ces méthodes semblent légitimes au regard de leur vertu pédagogique.

Elles le sont moins lorsque la valeur d'existence est «débridée» et qu'elle est utilisée pour assigner une valeur monétaire à un paysage ou une espèce. Ainsi la logique économiciste poussée à l'extrême peut conduire à évaluer le coût d'opportunité de la survie d'une espèce et à envisager sa disparition dans le cadre d'une analyse *cost-effectiveness* ! (Montgomery et Brown, 1992).

Tout ne dépend-il pas de l'interprétation que fait l'évaluateur des hypothèses théoriques de l'économie du bien-être⁹, fondements des méthodes de valorisation des actifs naturels? Desaigues et Point (1993) nous confirment que l'estimation de la valeur attachée par les individus à l'usage des actifs naturels est possible par le biais de la mesure de la variation du surplus des consommateurs et des producteurs¹⁰, mais aux conditions suivantes : il faut comparer l'état initial et l'état final de la qualité de l'environnement, l'actif naturel doit avoir des substituts proches, la pondération finale entre bénéficiaires et perdants du projet est laissée au décideur politique. Des limites à l'économisme sont ainsi posées.

3.2. Les contradictions de l'intégration des ressources naturelles dans le modèle d'équilibre général

Chez les néoclassiques, les ressources naturelles ne doivent pas échapper à la loi d'airain de l'utilité marginale décroissante et de la rareté, fondements de la valeur des biens. Dès lors qu'un modèle uniforme de fixation des prix se met en place comportant deux fonctions indépendantes, une fonction de demande décroissante par rapport aux prix reposant sur le principe de l'utilité marginale décroissante et une fonction d'offre croissante par rapport aux prix reposant sur la rareté et les rendements décroissants, un équilibre stable peut s'établir. Mais pour que celui-ci englobe les ressources naturelles, il fallait leur affecter une valeur, par exemple dépendante du consentement à payer des agents économiques. Restait un problème méthodologique à l'intégration des ressources naturelles dans les modèles de croissance : celui de la détermination d'un mécanisme de régulation de l'exploitation de ces ressources, et pour ce faire, de l'assimilation de ces dernières à un capital dont le taux de rendement serait identique à celui des autres capitaux, condition de l'équilibre sur le marché des capitaux.

C'est Hotelling, dès 1931, qui a initié cette intégration dans le modèle d'équilibre général de Walras à travers l'exemple des ressources naturelles épuisables. D'après cet auteur, le caractère épuisable d'une ressource explique la dissociation entre prix et coût marginal : le prix de la ressource doit tenir compte du coût marginal d'usage supporté par le producteur

⁹ Ces hypothèses sont les suivantes : les préférences individuelles sont le fondement de l'évaluation des bénéfices d'environnement, les individus sont les meilleurs juges de leurs préférences.

¹⁰ Cette mesure du surplus étant une approximation de la variation de l'utilité et donc du bien-être d'après la théorie marshallienne.

ou la collectivité dont la ressource s'épuise et qui est l'expression d'une rente de rareté. Définir les contraintes d'une exploitation optimale d'un gisement revient à déterminer le rythme d'évolution des prix assurant une extraction optimale sur chaque période. Un mécanisme de régulation qui assimile la ressource épuisable à un capital est ainsi énoncé : le prix net d'une ressource épuisable doit augmenter au rythme du taux d'actualisation confondu avec le taux d'intérêt.

Jean-Marie Harribey s'attache à démontrer les contradictions théoriques de l'intégration des ressources naturelles dans le modèle néoclassique d'équilibre général. Sa critique met en exergue trois contradictions théoriques : l'impossibilité de réaliser un optimum de Pareto, l'impossibilité d'évaluer monétairement les ressources naturelles, la difficulté de créer un marché.

En ce qui concerne le premier obstacle, l'auteur s'attache à démontrer que l'existence d'externalités contrecarre la réalisation d'un optimum de Pareto, que l'unicité d'équilibre et la prétention à l'optimum sont remises en cause par la répartition des revenus et des patrimoines naturels puisque ceux-ci ont une influence sur l'évaluation des dispositions marginales, enfin que l'internalisation des coûts et avantages provoque un effet pervers sur l'environnement.

D'après cet auteur, ce sont l'inexistence de base de calcul pour la fixation de prix, la non-pertinence du taux d'actualisation pour prendre en compte l'avenir à long terme, enfin l'incertitude entourant les conséquences des décisions en matière d'environnement, qui expliquent l'impossibilité d'évaluer monétairement les ressources naturelles.

Quant à la difficulté de créer un marché, elle est révélée par les problèmes d'identification des dommages dont on ne connaît ni l'origine ni les effets, et les problèmes d'identification des acteurs qui peuvent endosser tour à tour le statut de responsable ou de victime. Elle est confirmée par la nécessité reconnue du rôle de l'Etat et, en même temps, la contradiction de ce rôle avec l'existence d'un marché concurrentiel.

En définitive pour cet auteur, l'impossibilité logique, révélée par une succession de contradictions, d'intégrer les ressources naturelles dans le modèle d'équilibre général souligne les difficultés méthodologiques que connaît l'élaboration de celui-ci. Elle met en exergue la vanité des ambitions économicistes qui s'expriment par la domination du social par l'économique et la sacralisation de la croissance qui sont la marque du modèle d'équilibre général. Mais pour ses opposants, celui-ci a l'avantage d'avancer à découvert. Il en va différemment des thuriféraires du développement soutenable dont Vincenzo Lauriola abat les masques.

3.3. Les masques du développement soutenable de l'école de Londres

Notion popularisée par le rapport Brundtland (WCED, 1987) et l'Agenda 21 adopté au sommet de Rio, le développement soutenable est devenu une notion incontournable pour les économistes du développement. Sylvie Faucheux et Jean-François Noël (1995) se sont efforcés avec succès de lever quelques confusions dues à la vingtaine d'interprétations différentes recensées dans la littérature (Pezzey, 1989).

Ce n'est donc qu'une définition parmi d'autres du développement soutenable que les théoriciens de l'école de Londres nous proposent, mais elle a attiré notre attention dans la mesure où son impact théorique et politique, auprès des organismes internationaux chargés du développement, est important. D'autant plus que la perspective affichée d'intégration de l'économie et de l'écologie et une démarcation apparente par rapport aux approches issues de la théorie du capital lui confèrent une originalité certaine.

Cette perspective d'intégration de l'économie et de l'écologie s'exprime par la définition du développement soutenable, «un vecteur d'objectifs sociaux souhaitables, c'est-à-dire une liste d'attributs que la société cherche à atteindre ou à maximiser» (Pearce, Barbier, Markandya, 1989), auquel est donc reconnue une dimension pluridimensionnelle qui se démarque ainsi de la pensée orthodoxe. Il s'ensuit que l'intégration de ses différentes dimensions exige un effort interdisciplinaire.

Autre rupture apparente avec la pensée orthodoxe, celle qui s'exprime par le rejet de l'hypothèse de substituabilité quasi illimitée à l'intérieur du stock global de capital avec l'introduction du concept de capital naturel critique. Une partie du capital naturel est qualifiée de critique dans la mesure où il n'est pas possible de trouver un substitut à l'ensemble des fonctions d'un actif environnemental multifonctionnel (fonctions économiques, récréatives, biologiques, etc.) et où le progrès technique ne peut pas s'appliquer uniformément à toutes ces fonctions. Pour les fonctions autres qu'économiques, l'hypothèse de substituabilité n'est plus pertinente et doit être abandonnée au profit de l'hypothèse de complémentarité. Ainsi, la soutenabilité du développement n'est pas assurée par le maintien d'un stock global de capital constant, mais par la préservation d'un stock minimal de capital naturel critique.

Une lecture approfondie des économistes de l'école de Londres conduit Vincenzo Lauriola à contester la véracité de la rupture d'avec le formalisme néoclassique. Lauriola s'interroge plus particulièrement sur les impasses méthodologiques, dans lesquelles, d'après lui, Pearce et ses collègues se fourvoient, et sur leur conservatisme politique sous-jacent.

Cet auteur met l'accent sur le fait que c'est bien l'économie qui est considérée comme le mécanisme social de prise de décision par le biais de la création de marchés fictifs. Pour ces économistes, la nécessité de l'évaluation économique n'existe que par rapport au mécanisme de décision, alors que ce type d'évaluation ne peut que présupposer une décision par le marché : c'est l'occasion pour Lauriola de dénoncer une auto référence dogmatique et une confusion méthodologique, les instruments se confondant avec les objectifs. D'un point de vue méthodologique, le modèle de Barbier et Markandya n'introduit la soutenabilité écologique que sous forme de contraintes supplémentaires à appliquer aux critères habituels d'optimisation de l'utilité future. Les présupposés méthodologiques déclarés et ceux réellement suivis ne coïncident pas : les objectifs environnementaux à respecter et les moyens pour les atteindre étant déterminés par le calcul économique, la soutenabilité écologique ne reste définie que d'un point de vue economiciste contrairement à sa définition de départ. Ces auteurs n'arrivent pas à dépasser une approche unidimensionnelle et restent en définitive prisonniers du formalisme néoclassique.

La relecture des économistes du London Centre for Environmental Economics permet à Lauriola de décoder la signification politique de la référence choisie comme critère de la soutenabilité : le stock de capital naturel actuel.

D'une part, ce choix légitime l'utilisation passée du capital et la distribution des bénéfices de celui-ci et participe ainsi à la négation de la dette écologique des pays du Nord vis-à-vis des pays du Sud : l'auteur renvoie aux débats autour du choix de ce critère qui ont eu lieu au sommet de Rio.

D'autre part, ce choix avalise une dotation inégale de capital naturel et de capital manufacturé entre pays développés et pays en développement. En effet, en l'absence d'alternatives écologiquement viables au problème de la pauvreté, même en admettant que l'environnement soit évalué à son juste prix, rien ne saurait garantir l'équité intra-générationnelle du système de prix, car la demande internationale continuerait à refléter une dotation relative qui est elle-même le fruit d'une sous-évaluation cumulée au cours de l'histoire. Une position réformiste serait d'ouvrir le débat sur les alternatives écologiques de substitution pour les pays en développement ou une redistribution plus égalitaire des droits de propriété sur le capital manufacturé dont bénéficierait le Tiers Monde. Mais ce n'est pas la voie choisie par les économistes de l'école de Londres qui confirment ainsi leur conservatisme. Est-ce la raison de leur succès?

IV. – L'ÉMERGENCE DES THÉORIES HÉTÉRODOXES

Comment expliquer cette émergence qui va de pair avec une certaine distanciation vis-à-vis de la théorie dominante ?

A notre avis, pour les mêmes raisons déjà mentionnées qui font la vitalité de la discipline, à savoir le test de l'applicabilité des hypothèses théoriques à des schémas de gestion auxquels sont soumis les économistes des ressources naturelles, qui les amènent à valider ou à réfuter ces mêmes hypothèses. On en veut pour preuve que c'est lorsque cette applicabilité peut être testée, comme dans le cas de la faisabilité d'un plan d'extraction d'une ressource naturelle épuisable ou d'un plan d'aménagement d'une ressource renouvelable, que cette distanciation est la plus forte : cette faisabilité est inévitablement sanctionnée par de mauvaises hypothèses. Or de l'Europe bleue aux aires protégées africaines, les échecs étant nombreux et palpables, les plans d'aménagement et leurs fondements théoriques doivent être repensés.

A l'inverse, le test de l'applicabilité de la soutenabilité du développement est rendu difficile par le degré d'abstraction de notions telles que la valeur économique totale de l'environnement ou la prise en compte inter-générationnelle, qui définissent la conception dominante du développement soutenable. Les postulats théoriques orthodoxes tels que l'omniscience du marché ou le critère d'optimum d'utilité ont alors une longévité supérieure puisque plus difficilement remis en cause, ne serait-ce que parce que les agents qui jugeront de la soutenabilité ne seront pas ceux qui en ont défini les contraintes.

Cette distanciation accompagne l'émergence de théories hétérodoxes, nébuleuse à laquelle nous associons les courants conventionnalistes, néo-institutionnalistes, évolutionnistes, ainsi que les «rénovateurs» de la théorie des droits de propriété. Les économistes des ressources naturelles et de l'environnement en ont reproduit deux traits marquants : une remise en cause (mais pas une rupture) des dogmes fondateurs néoclassiques et un certain éparpillement.

Le niveau de distanciation vis-à-vis du dogme fondateur de l'équilibre du marché et du mode de gestion qui en découle est fondé sur la plus ou moins grande marge d'indépendance reconnue aux institutions et conventions. Mais cette distanciation est globalement peu affichée : l'individualisme méthodologique reste le point de départ obligé et légitimant des travaux de la plupart des économistes hétérodoxes environnementalistes. La carte du Parti est recommandée, même pour prendre des libertés vis-à-vis du dogme ; situation quelque peu paradoxale quand on connaît la sensibilité marxisante de certains travaux relatifs à la structuration des agents au travers des institutions et des conventions (Resnick et Wolf,

1990). Même délivrés de la pensée unique, ne serait-ce pas le signe que ces gens ont subi un grand traumatisme académique ?

D'une manière générale, le courant hétérodoxe fait le choix, contrairement à l'école néoclassique, de construire des modèles analytiques fondés sur des hypothèses réalistes permettant d'expliquer des phénomènes précis en l'absence d'un paradigme et d'un schéma commun d'explication (Brousseau, 1993). Et lorsque ce paradigme existe, par exemple dans la théorie des droits de propriété, il est remis en cause par «ses» rénovateurs. Dans le domaine de l'environnement comme ailleurs, ce seront donc des approches peu dogmatiques et pointillistes qui seront privilégiées avec, comme revers de la médaille, un certain éparpillement et l'indisponibilité d'un paradigme.

Au sein de l'hétérodoxie environnementaliste, nous avons choisi de privilégier trois courants qui nous semblent à la fois marquants et prometteurs. Tout d'abord le courant conventionnaliste particulièrement actif dans le domaine de la régulation de l'usage de la biodiversité, ensuite le courant gravitant autour d'une théorie des droits de propriété «revisitée», expression caricaturale de l'imbrication des enjeux politiques et théoriques, enfin le courant institutionnaliste. L'ordre d'exposition reflète le degré d'émancipation par rapport à la théorie orthodoxe.

4.1. La transition et l'ambiguïté conventionnalistes

Le rôle central joué par l'incertitude, facteur essentiel de l'exploitation des ressources naturelles, ne pouvait qu'attirer les conventionnalistes vers l'économie de l'environnement. Ainsi, l'analyse de l'incertitude que fait Orléan (1989) à propos des marchés financiers pouvait, semble-t-il, s'appliquer aux «actifs» environnementaux : une part de l'incertitude trouve dans les rapports concurrentiels une forme sociale adéquate, une autre part ne la trouve pas et justifie une institution spécifique, la convention. C'est Olivier Godard qui reprend l'idée, l'applique à l'environnement et la conceptualise avec la notion d'«univers controversé» par opposition à un «univers stabilisé» (Godard, 1993, p. 149) : la gestion réglementaire de l'environnement pouvait dès lors être un champ d'application pour l'économie des conventions à travers les «conventions d'environnement».

A priori, pas de quoi fouetter un chat : on se réfère toujours à un individualisme méthodologique, même «revisité». L'organisation de l'action collective est le résultat de comportements individuels dans un système décentralisé, les agents économiques étant conscients de leur interdépendance qui les conduit à coordonner leurs activités au lieu de prendre des décisions de manière totalement individualiste. Les conventions trouvent une justification particulière lorsque est abordé le problème

de la gestion des ressources naturelles : nécessité de comportements coopératifs pour gérer une ressource en commun, nécessité de réponses à des questions pratiques dans l'urgence, nécessité d'un savoir commun.

Or, laissons s'exprimer Orléan : « la prise en compte de l'incertitude et non des aléas stationnaires ¹¹ a des conséquences théoriques traumatisantes. Il apparaît, en effet, que les capacités régulatrices du marché walrasien (...) ne sont valides que dans des situations de risque. Il s'ensuit que la théorie standard (...) a été amenée à surestimer grandement le rôle tenu par la flexibilité des prix dans la régulation dynamique des économies » (Orléan, 1989, p. 242). Ainsi, c'est bien le dogme qui est remis en cause avec l'élargissement de la notion de rationalité à la capacité d'émettre des conjonctures de la part des agents économiques et la revendication d'une approche cognitive au vu du caractère fragmentaire des connaissances. Légitimées par leur capacité à prendre en compte l'existence d'événements incertains, les conventions pallient la déficience du système de prix walrasien qui ne peut résumer toute l'information et signifient un élargissement de l'analyse des rapports marchands vers l'intégration de formes sociales différentes du marché (Orléan, 1989).

Alors, fidèle aux racines néoclassiques ou prêt pour l'aventure institutionnaliste ? En fait, plusieurs courants se côtoient. Un monde sépare celui représenté par Dupuy (1989) et Walliser (1991) pour lesquels la convention apparaît comme le moyen d'atteindre un équilibre entre différentes rationalités individualistes, et une position holiste considérant que les agents économiques subissent les règles de la société et de l'histoire (Rose, 1990).

Quant aux environnementalistes, en élaborant les conventions d'environnement, ils manifestent une réticence à entrer en dissidence : dessiner l'univers de la rareté, accepter un calcul d'optimisation, reconnaître le rôle du marché comme institution pour lutter contre la rareté, révèlent une continuité par rapport à la théorie économique dominante. Mais définir un cadre normatif à travers la détermination de savoirs et pratiques communs, d'objectifs à atteindre, de reconnaissance de mécanismes institutionnels et d'instruments de politique environnementale, relève d'un autre ordre d'idées.

En reprenant une grille de lecture conventionnaliste, Franck-Dominique Vivien, Martine Antona et Michel Trommetter nous détaillent la notion de convention d'environnement émergeant autour de la construction sociale du problème de la protection de la diversité biologique. Difficile de trouver meilleur exemple que celui-là, si on se réfère à l'actualité et

¹¹ C'est-à-dire des aléas dont la loi de distribution est invariante ou se modifie peu au cours du temps.

la médiatisation de la biodiversité, à l'importance des intérêts économiques et biotechnologiques en jeu. Une reprise de la notion de convention d'environnement, développée par Olivier Godard, les amène à analyser l'élaboration du système de légitimité qui enrachine les instruments de politique environnementale inscrits dans la convention sur la protection de la diversité biologique. Or, dans le cas de la protection de la biodiversité, ces auteurs montrent d'une manière convaincante que la norme environnementale, fondement de cette légitimité, qui s'impose, c'est le prix du vivant comme indicateur monétaire de rareté. On devine ainsi la place que se sont à nouveau appropriée les économistes mais également, revers de la médaille, les conflits de légitimité dont Vivien et ses collègues soulignent la gravité dans la mesure où les instruments de cette évaluation ne sont pas neutres.

4.2. La théorie des droits de propriété revisitée

L'appropriation des ressources naturelles est un point nodal de l'imbrication des enjeux politiques et théoriques. Leur mode d'appropriation est à l'origine de querelles dogmatiques entre militants d'une appropriation privative censée mettre fin à la «tragédie des communaux» (Hardin, 1968) et ceux du maintien de la propriété commune ou publique qui sont amenés à porter une attention particulière à la gestion communautaire (*community based management*); les ressources naturelles renouvelables, dont la caractéristique principale pour certains auteurs (Ostrom, 1990) est l'accès libre et l'absence d'appropriation, étant, de ce fait, dans l'œil du cyclone. Plus généralement, l'actualité et l'importance de ces débats impliquent de revenir sur ces enjeux, d'autant plus que les années 1990 ont vu un enrichissement de cette théorie qui la requalifie pour aborder les problèmes d'usage des ressources naturelles.

Rappelons que, pour les précurseurs du rôle économique des droits de propriété que sont Coase (1960), Demsetz (1967) et Alchian (1969), l'allocation optimale des ressources est affectée par la nature et la répartition des droits de propriété : l'absence ou la carence de ces droits expliquent l'existence d'externalités, interdépendances non régulées par l'échange et affectant les fonctions-objectifs des agents économiques. L'internalisation des externalités passe par la définition de droits de propriété exclusifs et transférables sur des biens considérés comme non appropriables ou imparfaitement appropriés; une fois ces droits constitués, les problèmes peuvent se régler par la négociation bilatérale selon le théorème de Coase. On aura deviné que cette théorie relève de l'analyse micro-économique néoclassique, puisque l'échange marchand des droits de propriété doit aboutir à la fixation d'un prix d'équilibre qui a

toutes les caractéristiques d'un optimum parétien et à une maximisation de l'utilité espérée : une des applications de cette théorie à l'environnement est les «droits à polluer» permettant la fixation d'un prix d'équilibre égal au coût marginal d'épuration pour un montant donné de pollution (Dales, 1968).

Depuis presque trente ans, les économistes de l'environnement adeptes de la théorie des droits de propriété se sont faits les chantres de l'appropriation privative des ressources naturelles : citons Dixon et Sherman (1990) à propos de la privatisation de la faune sauvage ou de ses aires d'évolution, Repetto et Gillis (1988) à propos des ressources forestières, Scott (1988) à propos des quotas de pêche individuels transférables (QIT), Dales et ses «droits à polluer» (1968). Or, l'application de cette théorie aux ressources naturelles renouvelables pose quelques problèmes et conduit les auteurs à questionner l'adéquation de la propriété privée à l'usage de ces ressources (Perrings, 1991) : le propriétaire ne peut exercer toutes ses prérogatives sur l'exploitation de la ressource dans la mesure où les autres utilisateurs affectent ses propres rendements en modifiant la biomasse. Qu'il s'agisse d'une privatisation de la faune sauvage (directement ou indirectement par le biais de son territoire) longtemps prônée par les organisations internationales spécialisées¹², ou bien de l'instauration des quotas de pêche individuels transférables (QIT), de nombreux auteurs révèlent les difficultés d'application de la privatisation des droits de propriété et ouvrent le débat sur l'efficacité de cette privatisation dans le cas des ressources naturelles renouvelables : citons Naughton-Treves et Sanderson (1995) à propos de la faune sauvage, Townsend (1990) ou Santopietro et Shabman (1992), à propos des ressources halieutiques, qui tous relèvent le caractère fondamentalement commun de l'usage des ressources renouvelables, facteur d'externalités irréductibles par l'individualisation de la propriété. Face à cette contrainte, la viabilité possible d'une appropriation communautaire ou d'une coexistence de formes de propriété a amené quelques auteurs à questionner la validité de ces droits «imparfaits» en retraçant la signification économique de ces droits (Barzel, 1991) ou leur histoire d'un point de vue institutionnel (Libecap, 1993).

C'est dans cette veine que se situe la contribution novatrice de Patrice Guillotreau : l'action collective en matière de droits de propriété peut être source de gains économiques et conduit à s'interroger sur le processus même de définition des droits de propriété. En revenant sur les écrits de Coase, cet auteur affirme que la théorie des droits de propriété est apte à rendre compte des facteurs de changement institutionnel et des

¹² Se reporter au document commun «Global Biodiversity Strategy», de l'UICN et du Programme des Nations unies pour l'environnement (1992).

limites de l'individualisation des droits, à condition de donner toute leur place aux coûts de transaction et d'aborder un point de vue historique et sociologique pour saisir la naissance et la résolution des problèmes d'externalités.

En analysant un des systèmes les plus complexes de la littérature sur les ressources renouvelables (l'auteur n'a pas choisi la facilité), où droits publics et privés relatifs à une pêcherie d'huîtres du Solent (Royaume-Uni) se côtoient et interagissent, Guillotreau démontre que l'internalisation des externalités par l'imposition de droits privés se poursuit jusqu'à ce que les gains individuels soient compensés par des coûts de transaction croissants engendrés par la perte des interactions collectives existant entre les groupes d'exploitants. Il importe donc de renforcer les formes multiples et homogènes d'organisation collective, dans la mesure où ces dernières permettent la résolution de ces externalités et présentent les meilleures garanties contre les comportements opportunistes.

Pour cet auteur, l'intégration forcée de la théorie des droits de propriété dans le schéma de la pensée néoclassique, qui a masqué certains effets de nature collective par un recours trop systématique à l'individualisme méthodologique, doit céder la place à une approche d'inspiration néo-institutionnaliste qui considère que la structure des droits de propriété est définie par la résorption des externalités négatives individuelles et par la création d'interactions positives entre les groupes d'utilisateurs. Le problème est de saisir les interactions entre droits de propriété et externalités dans une perspective dynamique, ce qui amène à considérer ces dernières à la fois comme un facteur et un produit du changement institutionnel. C'est à cette condition qu'une deuxième vie pour la théorie des droits de propriété est possible et que l'on comprendra pourquoi, dans de très nombreuses situations, la réallocation des droits de propriété ne tend pas vers une privatisation des ressources naturelles.

Ce détour par le Solent confirme l'ouverture de nouveaux horizons aux théoriciens des droits de propriété, mais n'est-ce pas grâce à l'embarquement au passage de quelques sirènes institutionnalistes?

4.3. La rupture institutionnaliste

A l'image du cadre méthodologique institutionnaliste en général, il y a bien, cette fois-ci, rupture avec l'analyse néoclassique pour deux raisons principales. D'une part, les besoins et les préférences ne sont plus considérés comme des variables exogènes mais comme influencés voire définis par les groupes qui composent la société et qui édictent des normes sociales motivant une action qui n'est pas réductible à une rationalité instrumentale et à la recherche d'un optimum. D'autre part,

le rôle essentiel dévolu aux institutions et organisations remet en cause le marché comme moyen unique de coordination des décisions et source d'efficience dans l'allocation des ressources (Samuels, 1995).

Constatant la dérégulation de l'environnement sous l'effet d'une régulation accrue de l'espace marchand, les institutionnalistes environnementalistes (Dietz, Klaasen, Opschoor, Söderbaum, Van der Straaten, etc.) insistent sur le rôle allocatif des institutions qui prédéfinissent la dotation initiale des ressources, déterminent une pondération des intérêts individuels et collectifs, contrôlent son applicabilité. Il s'agit pour ces auteurs de rechercher les conditions d'une «gestion intégrée» des ressources naturelles et de l'environnement (Godard, 1980) en prenant en considération les chaînes de causalité cumulative entre économie et environnement. En ce sens, ils se situent également dans le courant de l'économie écologique qui accorde un rôle central à la notion de coévolution ou d'interdépendance circulaire, tout en reconnaissant que les aspects institutionnels sont une contrainte majeure. Une des conditions de cette gestion intégrée est l'adéquation des institutions et organisations dans l'infléchissement des systèmes technologiques suite à l'intégration de jugements éthiques.

Géraldine Froger nous détaille magistralement les caractéristiques méthodologiques de l'approche institutionnaliste des ressources naturelles, puis tire les enseignements micro et macro-économiques de l'économie institutionnaliste en matière de gestion des ressources environnementales.

D'après cet auteur, les modalités méthodologiques de l'intégration des préoccupations environnementales chez les institutionnalistes sont les suivantes : l'hypothèse de l'interdépendance circulaire, l'hypothèse de la rationalité limitée, les principes de compatibilité environnementale et de coévolution soutenable, la remise en cause de l'hypothèse d'optimalité associée au processus de décision décentralisé.

En premier lieu, l'interdépendance circulaire entre les systèmes économique et écologique est formalisée par Dietz et Van der Straaten (1992) à partir d'une définition de Norgaard (1992); elle exprime les relations de cause à effet qui lient les activités économiques à leur environnement naturel, institutionnel et culturel qui se doivent de respecter les temps de reconstitution, la diversité biologique et les processus écologiques essentiels.

En deuxième lieu, l'hypothèse de la rationalité limitée développée par Simon (1976) est reprise par les institutionnalistes dans la mesure où les coûts informationnels, la capacité computationnelle limitée des agents, la complexité de certains choix dans le domaine de la gestion de

l'environnement, justifient le rejet de la notion d'optimisation au bénéfice de celle de satisfaction.

En troisième lieu, les principes de compatibilité environnementale et de coévolution soutenable (Swaney, 1985) postulent l'existence d'un système hiérarchique de valeurs dont la mise en pratique ne peut être appréciée selon les seuls critères utilitaristes et une évaluation monétaire.

Enfin, la remise en cause de l'hypothèse d'optimalité associée au processus de prise de décision décentralisé induit une focalisation sur l'évolution et l'opérationnalité des institutions et des outils d'évaluation.

Quels sont les enseignements de l'économie institutionnaliste en matière de gestion des ressources naturelles? Géraldine Froger les différencie selon l'échelle considérée.

Au niveau micro-économique, les institutionnalistes inscrivent le processus de décision dans un modèle de rationalité procédurale qui sous-tend une gestion du temps et un processus de négociation que les analyses d'aide à la décision multicritère permettent de prendre en compte. Ils formulent des critères de satisfaction répondant à l'exigence d'un principe de précaution, plutôt que des choix optimaux.

Au niveau macro-économique, la conciliation de la croissance économique et de la préservation de l'environnement passe par une réorganisation des institutions. Mais les institutionnalistes s'attachent d'abord à l'analyse des modalités de la défaillance de la gestion environnementale par les institutions actuelles : l'effet «distance», tant au niveau spatial que temporel, entre la réalisation des modes individuels de production et de consommation d'une part, et les impacts écologiques collectifs d'autre part, facilite les «transferts de coûts» (Opschoor et Van der Straaten, 1993) responsables de la dégradation de l'environnement. Il est conseillé, pour pallier les défaillances de la régulation marchande en matière environnementale dues essentiellement aux processus concurrentiels, de confier à l'Etat et à la régulation publique une fonction correctrice qui passe par un diagnostic et un renouvellement des institutions concernées.

V. – LES ACQUIS ET PERSPECTIVES HÉTÉRODOXES

Les théories hétérodoxes ont affronté les nouveaux défis posés par la gestion des ressources naturelles et de l'environnement avec quelques succès : conventions d'environnement, réhabilitation de la théorie des droits de propriété, imposition du principe de précaution.

Les conventions d'environnement ont contribué à construire socialement et à résoudre le problème de l'érosion globale de la diversité biologique en permettant l'émergence d'une norme environnementale

qui consiste à donner un prix au vivant. Les économistes conventionnalistes jouent un rôle fondamental dans les tentatives de résolution de ce problème (repérage des intérêts économiques et des mécanismes incitatifs), voire impérialiste en « marchandisant » de nouveaux domaines. Les travaux des conventionnalistes de l'environnement leur ont permis non seulement de redresser la barre par rapport aux échecs de l'analyse en termes de simple allocation de ressources rares, mais d'être incontournables dans le domaine de la protection de la diversité biologique : ce sont eux qui donnent un prix au vivant ainsi que nous l'ont expliqué Franck-Dominique Vivien, Martine Antona et Michel Trommetter.

D'inspiration néo-institutionnaliste, la réhabilitation de la théorie des droits de propriété a nécessité une rupture avec le paradigme néoclassique et une prise en compte du changement institutionnel, en particulier de l'évolution des formes d'organisation collective qui permettent de résoudre le problème des externalités irréductibles à l'individualisation de la propriété dans le cas des ressources renouvelables exploitées en commun. La théorie revisitée considère les droits de propriété davantage comme des variables endogènes à tout modèle traitant de ressources en propriété commune que comme de simples paramètres perçus comme des contraintes ou des opportunités par les individus. A la condition d'introduire la double dimension individuelle et collective des coûts de transaction, Guillotreau nous a convaincu que cette théorie revisitée permet de comprendre et de résoudre quelques problèmes de gestion des ressources renouvelables, tel celui d'une tendance observée à la communautarisation des ressources naturelles lors d'une réallocation des droits de propriété.

Au cours des dix dernières années, l'approche précautionneuse s'est imposée avec un succès grandissant : reprise dans la déclaration de Rio, mise en application dans le domaine des pêches¹³. L'empreinte institutionnaliste dans l'applicabilité et la diffusion du principe de précaution est indubitable, même si elle est l'accomplissement de deux apports théoriques, dont celui de la théorie de la décision. Rejetant la notion de choix optimaux et reprenant celle de choix satisfaisants (Simon, 1976), Géraldine Froger nous a montré que les institutionnalistes de l'environnement mettent à jour les processus de coordination des décisions dans lesquels les institutions se substituent au marché. Ce faisant, ils analysent

¹³ Exprimé dans la déclaration de la Conférence internationale sur la protection de la mer du Nord (1987), la résolution 44/225 de l'Assemblée générale sur la pêche aux grands filets pélagiques et dérivants (1989), reprise par la Conférence des Nations unies sur les stocks chevauchants et les stocks migrateurs (1992) et la Conférence interaméricaine sur la pêche responsable (1993).

les modalités par lesquelles les institutions actuelles contribuent à une bonne ou mauvaise gestion de l'environnement.

Quelles sont les perspectives de recherche de ces trois courants ?

L'émergence d'une norme environnementale, à travers la valorisation de la biodiversité, grâce aux travaux des conventionnalistes, implique en premier lieu un effort méthodologique précisé par Jean-Pierre Amigues à propos de l'évaluation contingente. Pour Vivien, Antona et Trommetter, à un niveau plus général, c'est la résolution des conflits de légitimité inhérents à toute convention d'environnement, résultante de la confrontation entre l'économique et le vivant, qui doit retenir l'attention des chercheurs.

Dans le domaine des droits de propriété, puisque l'accent doit être mis sur les effets de nature collective, ce sont les processus d'émergence et de résolution des problèmes d'externalités qui doivent retenir l'attention des chercheurs. Cet angle de vue privilégie une approche pluridisciplinaire qui permettra de réinsérer les comportements économiques dans le tissu social et de tenir compte de la dimension politique et morale de ces comportements.

En reprenant l'analyse de Froger, on retiendra que trois principales limites à l'institutionnalisme contemporain doivent être levées : le flou concernant la valeur opérationnelle des normes et la reconnaissance politique des principes destinés à encadrer l'action environnementale, l'absence de clarification des valeurs sociales à l'aide d'un savoir stabilisé définissant la frontière de l'acceptable et de l'inacceptable, enfin la carence d'un pouvoir discriminatoire des valeurs sociales retenues grâce à l'existence d'un appareil étatique et d'institutions internationales capables d'imposer et de contrôler le respect des normes préalablement définies. En ce qui concerne ce dernier point, la recherche doit se focaliser sur les modalités par lesquelles les institutions actuelles contribuent à une bonne ou mauvaise gestion de l'environnement; en particulier le lien causal entre le cadre institutionnel actuel et la dégradation de l'environnement constitue un domaine d'étude à part entière. Des propositions doivent être faites concernant le renouvellement des institutions susceptibles d'élaborer de nouveaux programmes généraux qui, pour reprendre Harris (1992), dans le cadre d'une deuxième révolution keynésienne, assureraient la protection de l'environnement et la création d'emplois.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALCHIAN A.A., «Corporate Management and Property Rights», in H. Manne (ed.), *Economic Policy and the Regulation of Corporate Securities*, American Economic Institute, Washington, 1969.

- BARZEL Y., *Economic Analysis of Property Rights*, Cambridge University Press, (2nd éd.), 1991.
- BROUSSEAU E., «Les théories des contrats : une revue», *Revue d'économie politique*, jan-fév. 1993.
- COASE R.H., «The Problem of Social Cost», *Journal of Law and Economics*, vol. 3, 1960, p. 368-391.
- DALES J.H., *Pollution Property and Prices, an Essay in Policy Making and Economics*, University of Toronto Press, Toronto, 1968.
- DEMSETZ H., «Toward a Theory of Property Rights», *American Economic Review*, vol. 62, 1967, p. 347-359.
- DESAIGUES B., POINT P., *Economie du patrimoine naturel*, Economica, Paris, 1993.
- DIETZ F., VAN DER STRAATEN, «Rethinking Environmental Economics : Missing Links between Economic Theory and Environmental Policy», *Journal of Economic Issues*, 26 (1), 1992, p. 27-51.
- DIXON A.J., SHERMAN P.B., *Economics of Protected Areas : a New Look at Benefits and Costs*, Island Press, Washington D.C., 1990.
- DUPRÉ G., «Y-a-t-il des ressources naturelles ?», in J.-Y. Weigel, «Les ressources naturelles renouvelables. Pratiques et représentations», *Cahiers des sciences humaines*, vol. 32, n° 1, Orstom Editions, 1996.
- DUPUY J.-P., «Convention et Common Knowledge», *Revue économique*, vol. 40, n° 2, 1989, p. 361-400.
- FAUCHEUX S., NOËL J.-F., *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris, 1995.
- GODARD O., *Les Aspects institutionnels de la gestion intégrée des ressources naturelles et de l'environnement*, Ed. de la Maison des sciences de l'homme, 1980.
- GODARD O., «Stratégies industrielles et conventions d'environnement : de l'univers stabilisé aux univers controversés», in *Environnement, économie*, Paris, INSEE Méthodes, n° 39-40, 1993, p. 145-174.
- GODARD O., «Le développement durable : paysage intellectuel», *Nature, Sciences, Sociétés*, 2(4), Paris, 1994.
- GORDON H.S., «The Economic Theory of Common-Property Resource : the Fishery», *Journal of Political Economy*, vol. 62, 1954, p. 124-142.
- HARDIN G., «The Tragedy of Commons», *Science*, 162, 1968, p. 1243-1248.
- HARRIS J.-M., «Global Institutions for Sustainable Development», in F.J. Dietz, U.E. Simonis, J. Van der Straaten (eds), *Sustainability and Environment Policy : Restraints and Advances*, Ed. Sigma, 1992, p. 203-226.
- HOTELLING H., «The Economics of Exhaustible Resources», *Journal of Political Economy*, vol. 39, n° 2, 1931.
- LIBECAP G.D., *Contracting for Property Rights. Political Economy of Institutions and Decisions*, Cambridge University Press, 1993.
- MONTGOMERY C., BROWN G., «Economics of Species Conservation : the Spotted Owl Case», *Contemporary Policy Issues*, vol. X, 1992, p. 1-12.

- NAUGHTON-TREVES L., SANDERSON S., «Property, Politics and Wildlife Conservation», *World Development*, vol. 23, n° 8, 1995, p. 1265-1275.
- NORGAARD R.B., «Coevolution in Economy, Society and Environment», in P. Elkins and M. Max-Neef, (eds), *Real-Life Economics*, Routledge, London, New York, 1992.
- ODA (Overseas Development Administration), *Biopiracy or Green Petroleum?*, 1995.
- OPSCHOOR J.-B., VAN DER STRAATEN J., «Sustainable Development : an Institutional Approach», *Ecological Economics*, 7(5), 1993, p. 303-322.
- ORLÉAN A., «Pour une approche cognitive des conventions économiques», *Revue économique*, vol. 40, n° 2, 1989, p. 241-272.
- OSTROM E., *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press, Political Economy of Institutions and Decisions, 1990.
- PEARCE D., MARKANDYA A., BARBIER E.B., *Blueprint for a Green Economy*, Earthscan, London, 1989.
- PERRINGS C., «Reserved Rationality and the Precautionary Principle : Technical Change, Time and Uncertainty in Environmental Decision Making», in R. Costanza (ed.), *Ecological Economics : the Science and Management of Sustainability*, Columbia University Press, New York, 1991.
- PEZZEY J., «Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development», Environment Development Working Paper n° 15, World Bank, Washington D.C., 1989.
- REPETTO R., GILLIS M. (eds), *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*, Cambridge University Press, 1988.
- RESNIK S., WOLF R., «Une nouvelle théorie marxiste des institutions», *Economie appliquée*, vol. 93, 3, 1990, p. 111-129.
- ROSE J., «Des conventions aux formes institutionnelles : éléments pour un débat», *Revue française d'économie*, vol. 3, 1990.
- SAMUELS W.J., «The Present State of Institutional Economics», *Cambridge Journal of Economics*, 19, 1995, p. 569-590.
- SANTOPIETRO G.D., SHABMAN L.A., «Can Privatization Be Inefficient? The Case of the Chesapeake Bay Oyster Fishery», *Journal of Economic Issues*, vol. 26 (2), 1992, p. 407-419.
- SCOTT A., «Development of Property in the Fishery», *Marine Resource Economics*, vol. 5, 1988, p. 289-311.
- SIMON H.A., «From Substantive to Procedural Rationality», in S.J. Latsis (ed.), *Method and Appraisal in Economics*, Cambridge University Press, Cambridge, 1976.
- SWANEY J.A., «Economics, Ecology and Development», *Journal of Economic Issues*, vol. 19, n° 4, December 1985, p. 856.
- TOWNSEND R.E., «Entry Restrictions in the Fishery : A Survey of the Evidence», *Land Economics*, vol. 66(4), 1990, p. 359-378.

WALLISER B., «The Economics of Conventions», in A. Orléan (éd.), «L'économie des conventions», *Actes du colloque des 27 et 28 mars 1991*, Paris-CREA, Ecole polytechnique, 1991, 16 p.

WCED (World Commission on Environment and Development), *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford, 1987.

Weigel J.-Y., «Grandes manœuvres autour des ressources naturelles renouvelables», in J.-Y. Weigel, «Les ressources naturelles renouvelables. Pratiques et représentations», *Cahiers des sciences humaines*, vol. 32, n° 1, Orstom Editions, 1996.

PREMIÈRE PARTIE :
ÉLÉMENTS DE CRITIQUE DE L'ORTHODOXIE

Enjeux et limites de l'évaluation des actifs naturels

Jean-Pierre Amigues

INRA-ERNA, Université des Sciences sociales, Toulouse

Les politiques de l'environnement, en affichant des ambitions élevées, nécessitent des outils de décision appropriés. Si les actifs naturels que l'on désire préserver ont certainement une valeur, ils n'ont généralement pas de prix. Leur en conférer un est le propos des méthodes d'évaluation qui ont connu un fort développement depuis une trentaine d'années mais qui souffrent de certaines limites. L'article se propose de préciser ces limites et les questions que ces évaluations posent à l'économiste tant au plan appliqué que théorique.

When environmental policies set highly ambitious targets, they need appropriate decision-making instruments to match. If the natural assets we want to preserve certainly do have value, they do not as a rule have a price. Giving them one has been the sum and substance of the evaluation methods of the past thirty years or so, which, despite their strong development, suffer from a certain number of limits. The article aims to pinpoint those limits plus the problems that the evaluations pose for the economist in terms of both application and theory.

INTRODUCTION

L'importance des problèmes d'environnement conduit les pouvoirs publics, un peu partout dans le monde, à s'engager dans des politiques ambitieuses de préservation et de restauration des milieux naturels. Les coûts directs et indirects qu'elles font supporter à la collectivité sont élevés, des arbitrages et des priorités doivent donc être définis, et il paraît important de pouvoir en apprécier économiquement les bénéfices. C'est le propos des méthodes d'évaluation des actifs naturels. Une large part des

services rendus par ces actifs n'est pas évaluée par des marchés, même si nombre d'activités marchandes valorisent d'une manière ou d'une autre ces services. A cette dimension non marchande s'ajoute une dimension de bien ou de service public, caractéristique de nombreux actifs naturels non appropriables. Confronté au problème de l'évaluation, l'économiste doit donc développer une démarche méthodologique adaptée à des biens publics non marchands.

Une évaluation correcte doit traduire les arbitrages implicites et explicites que la société effectue dans ses rapports avec la nature. Pour être utilisable dans la décision publique elle doit produire des mesures cohérentes avec les modes de valorisation des biens marchands. Ces deux objectifs sont souvent en conflit et l'analyste est partagé entre une approche empirique du problème, visant à fournir aux décideurs des évaluations pertinentes, et la recherche d'un cadre théorique d'analyse situant la démarche d'évaluation dans une approche intégrée de l'économie et de l'environnement.

Au plan théorique, l'économie des actifs naturels cherche à développer un modèle intégré, fondé essentiellement sur une extension de la théorie du capital et un élargissement de la théorie du bien-être à des contextes dynamiques et incertains. Dans cette perspective les actifs naturels sont conçus comme des biens capitaux, non produits par le système économique, mais affectés directement et indirectement par les conditions de production et de consommation des biens dans ce système. Il s'agit donc d'une approche explicitement temporelle où l'on introduit également l'incertitude. Cette incertitude a une double nature. Elle provient d'une part de la méconnaissance des potentialités des écosystèmes à maintenir une capacité de services à la société en étant soumis aux impacts des activités humaines. En particulier, les conditions de renouvellement et de fonctionnement des écosystèmes et leurs dynamiques propres (changements climatiques, processus de désertification par exemple) sont largement incertaines en l'état actuel de nos connaissances. L'incertitude porte d'autre part sur la dynamique de l'économie et des sociétés, le rôle du progrès technique, l'évolution démographique, la dynamique des modes de consommation et de production, ainsi que sur la répartition spatiale des activités agricoles, industrielles et des populations.

Dans un langage strictement économique, l'incertitude porte donc premièrement sur le «rendement» et la dynamique d'accumulation-désaccumulation des actifs naturels. Ceci renvoie à la problématique de la «durabilité» des trajectoires d'évolution d'économies en interaction dynamique avec leur environnement. L'incertitude pèse également sur les critères appropriés d'évaluation de l'optimalité des décisions concernant ces trajectoires, ce qui pose (entre autres) le problème de la prise

en compte des générations futures dans les décisions présentes. Ces questions apparaissent souvent confondues dans la littérature mais il nous semble qu'elles devraient être soigneusement distinguées. Entre plusieurs développements «durables» possibles, lesquels doivent-ils être favorisés du point de vue des générations futures? Les générations futures étant en fait des sociétés futures, donc composées de groupes dont les intérêts ne seront pas *a priori* convergents, quelles attitudes adopter aujourd'hui vis-à-vis de ces intérêts?

Au plan appliqué, l'ambition de l'exercice d'évaluation est de dépasser le niveau des études physiques d'impact, de l'avis d'expert ou de l'analyse socio-politique des perceptions et de l'intérêt social pour l'environnement en prenant en compte les comportements, effectifs ou simulés, des agents économiques. Une approche en termes d'impact physique tend à confondre le bien-être des individus en général, bien-être mesuré par des constantes biologiques ou physiques censées caractériser la qualité de leur environnement, et le bien-être au sens économique, reflet des caractéristiques, des choix de vie et de la situation sociale, *a priori* très variables, des individus, ainsi que des logiques techniques et économiques de la production industrielle ou agricole. Par ailleurs, s'en remettre à des avis d'experts ou à des études de perception pour orienter les choix publics en matière d'environnement sont un peu les deux faces d'une même médaille. Si la nécessité d'une expertise scientifique est indiscutable, une exigence démocratique minimale est de s'intéresser à l'opinion de ceux qui vont devoir financer les actions publiques en faveur de l'environnement. A l'inverse, se limiter à des mesures de perception sociale sans s'intéresser ni aux comportements effectifs des individus (dépenses de fréquentation des espaces naturels ou de protection vis-à-vis des nuisances ou des pollutions par exemple), ni à leur attitude en situation d'arbitrage entre un sacrifice monétaire et une amélioration de la qualité de leur environnement, peut conduire à des positions démagogiques.

La démarche de l'évaluation des actifs naturels cherche à se conformer aux principes généraux de l'évaluation économique des biens marchands. Si ce souci de cohérence ne soulève guère de problèmes lorsqu'il s'agit d'évaluer des actifs naturels appropriés (les ressources minières par exemple), il s'avère délicat à respecter pour des biens environnementaux non marchands, non appropriés, et dont les effets sur l'homme sont difficilement mesurables (la biodiversité en est un exemple type). La valeur d'un bien s'apprécie en fonction des services qu'il fournit relativement à d'autres biens, marchands ou non marchands. Les biens environnementaux n'échappent pas à cette règle et la notion de valeur en soi de l'environnement est dépourvue de sens en économie.

Il en résulte que si l'on peut relier le bien à évaluer à un usage, même hors marché, il est possible en principe d'en mesurer la valeur. La mesure peut se baser soit sur des usages complémentaires (évaluer les dépenses de déplacement sur un site naturel par exemple), soit sur une évaluation directe du consentement à payer pour disposer du bien environnemental, à condition que les individus interrogés sur ce consentement aient une certaine connaissance du bien. Cette connaissance, fondée le plus souvent sur l'usage, permet à l'individu de comparer le bien à d'autres, et donc de pouvoir se placer en situation de choix vis-à-vis de sa disponibilité ou de sa qualité. Mais deux problèmes se posent. Les évaluations produites doivent être fiables. Autrement dit, elles doivent produire des résultats analogues sur un individu donné si elles sont répétées. Or les individus construisent leurs valeurs, la stabilité de leurs évaluations est donc très dépendante des procédures cognitives qu'ils utilisent dans cette construction. D'autre part beaucoup de personnes peuvent accorder une valeur à des biens qu'ils ne consomment pas. Comment prendre en compte ces valeurs dans l'évaluation?

L'objet de cette note est double. Premièrement, elle expose rapidement les principes et les méthodes d'évaluation des actifs naturels. Deuxièmement, elle met en évidence certaines des limites de ces méthodes et les solutions proposées pour y remédier. L'article est organisé comme suit. Tout d'abord on rappelle les principes et on décrit les méthodes les plus couramment utilisées. Puis on identifie les principales difficultés rencontrées dans leur mise en œuvre et leurs domaines d'application privilégiés. Enfin on s'interroge sur les limites et les enjeux de l'évaluation des actifs environnementaux tant au plan théorique qu'appliqué.

I. – L'ÉVALUATION DES ACTIFS NATURELS

Selon leur nature, les actifs naturels sont évalués par des méthodes différentes¹. S'il s'agit d'actifs productifs appropriés (ressources minières, forêts exploitées pour la production de bois, sols cultivés), ils sont évalués selon des règles analogues à celles des capitaux productifs physiques. Ces règles permettent de convertir la valeur du flux de service qu'ils génèrent en une valeur du stock disponible. Ces flux peuvent s'étendre sur des durées finies (cas d'une mine, ou de toute ressource épuisable) ou infinies (une forêt replantée en permanence, un sol convenablement cultivé et entretenu). Des adaptations des règles

¹ Cf. Neher (1990) pour un exposé synthétique.

générales d'évaluation ont été développées pour tenir compte de ces caractéristiques. Notons toutefois que ces règles ne sont applicables que si certaines hypothèses sont vérifiées : existence d'un marché concurrentiel des capitaux fonctionnant à l'équilibre en anticipations rationnelles des agents économiques. Empiriquement, le calcul de la valeur de ce type d'actif est un exercice rendu délicat par la longueur des horizons temporels impliqués et donc les incertitudes affectant les conditions d'utilisation et de rémunération de ces actifs (évolution des cours des matières premières à long terme, exploration et découverte de nouvelles réserves, évolution des technologies de production et d'utilisation).

Certains actifs ne peuvent être qu'incomplètement appropriés. C'est le cas par exemple des ressources halieutiques. L'exploitation de ce type d'actif soulève le problème classique de la gestion d'une ressource en propriété commune. Il est bien connu que des modes d'exploitation décentralisés peuvent conduire à une surexploitation de la ressource et donc à une destruction de la capacité biologique de renouvellement naturel des espèces exploitées. Il est toutefois possible de définir au moins en principe des modes de gestion optimaux de ces ressources et d'en déduire des valeurs implicites des stocks disponibles. Ce mode de valorisation s'appuie sur une internalisation des externalités des décisions des exploitants individuels sur les conditions de renouvellement de la ressource naturelle qu'ils exploitent.

Pour d'autres actifs comme l'eau ou l'air, non appropriables, aux usages et fonctions multiples, l'évaluation est un exercice beaucoup plus délicat. Certains usages sont marchands, d'autres pas. Ces actifs sont en fait des médias qui assurent simultanément des fonctions de stockage, de transport et de support de vie. En pratique, l'évaluation va porter sur des usages définis pour lesquels il est possible de définir un indice de qualité et une mesure de disponibilité locale. Enfin certains actifs comme la biodiversité ou un écosystème sont encore plus difficiles à définir. En toute rigueur il faut faire intervenir dans l'évaluation des indicateurs de bien-être des populations animales et végétales qui les composent. Si l'écologie a développé de tels critères, leur intégration dans l'analyse économique pose de difficiles problèmes qui n'ont pas été résolus aujourd'hui. Les praticiens de l'évaluation adoptent l'attitude prudente de ne mesurer que des valeurs correspondant à une mesure de bien-être pour l'homme, une vision étroitement anthropocentrique du problème.

La démarche de l'évaluation passe par différentes étapes : une définition des usages des actifs naturels et de leur influence sur le bien-être des agents et l'activité économique, une définition des droits d'accès à l'actif, et une mesure de la valeur économique de l'actif par des méthodes basées soit sur des comportements observés, soit sur une enquête di-

recte. Nous avons déjà souligné qu'il était généralement assez difficile de caractériser de manière précise le bien environnemental que l'on désire évaluer. D'autre part, il importe également de bien définir l'horizon temporel dans lequel se situe l'exercice d'évaluation. Ceci pose indirectement le problème de la dynamique de la valeur de l'actif et des incertitudes qui l'affectent. Les valeurs mesurées sont de fait des valeurs d'option pour les services rendus par l'environnement. Par ailleurs la définition des droits de propriété sur l'actif est très souvent un exercice assez arbitraire faute d'une doctrine juridique homogène permettant de les apprécier. De nombreux actifs naturels étant des biens publics, c'est-à-dire des biens dont la consommation par un individu n'interdit pas la consommation par un autre, la notion même de droits de propriété appliqués à de tels actifs n'a guère de sens.

Les méthodes d'évaluation s'appuient sur le concept de surplus. Le surplus mesure un équivalent monétaire du bien-être procuré par l'usage d'un bien. En apparence, le concept de surplus paraît d'un intérêt assez limité en économie de l'environnement où il s'agit d'évaluer des biens le plus souvent non marchands. En fait, il est toujours possible de raisonner en termes de variations de surplus. Rien n'interdit en effet de définir un consentement maximal à payer pour bénéficier d'une amélioration ou éviter une détérioration de la qualité ou de la disponibilité d'un actif naturel (Desaigues et Point, 1993). Le surplus (dans ce cas le surplus compensateur au sens de Hicks) peut alors s'identifier à la dépense maximale correspondante.

Si l'utilité marginale du revenu n'est pas constante, la mesure du consentement à payer ne permet que de classer différentes alternatives. En d'autres termes, si un projet d'amélioration de l'environnement *A* est évalué à 100 F tandis qu'un projet alternatif *B* est évalué à 500 F, il est possible de dire que le projet *B* est préféré au projet *A*, mais rien ne peut être dit sur l'ampleur de l'amélioration relative de bien-être si l'on entreprend *B* plutôt que *A*. Par ailleurs, les différents concepts de surplus peuvent conduire à des résultats différents lorsque le choix porte sur plus de deux possibilités. On peut montrer que le surplus équivalent classe correctement les alternatives mais pas nécessairement le surplus compensateur. Si l'on fait l'hypothèse additionnelle que l'utilité marginale du revenu est constante ou que la variation envisagée est suffisamment petite à l'échelle du revenu pour que l'erreur de mesure soit négligeable, alors les mesures de surplus coïncident et peuvent être considérées comme exactes. En d'autres termes, sous cette hypothèse, le projet *B* procure un bien-être cinq fois supérieur au projet *A* et l'on peut passer d'une approche ordinale des préférences à une approche cardinale. Ce raisonnement, inspiré des développements théoriques de Samuelson (1947), s'applique à tous

les biens publics fournis gratuitement aux consommateurs. Il est donc valable aussi bien pour des biens environnementaux fournis hors marché, que pour des externalités positives ou négatives affectant le bien-être des agents, celles-ci étant en fait assimilables à des biens ou des maux publics (Johanson, 1987). Il peut également se transposer aux externalités dans la production via le concept de surplus du producteur, où le problème des effets revenus ne se pose pas, le surplus mesurant une variation du profit.

Les méthodes d'évaluation dites indirectes (méthode des coûts de transport, approche hédoniste) se fondent sur un résultat important issu des analyses de Mäler (1974) entre autres. On peut montrer que la valeur placée par un consommateur sur une variation de la qualité d'un bien privé, ou de l'offre d'un bien public non marchand complémentaire de ce bien, peut être calculée en mesurant la variation de surplus retiré de la consommation du bien privé. Il n'est donc pas nécessaire d'estimer les fonctions d'utilité ou de dépense correspondantes, ou le système complet de demande pour tous les biens utilisés par le consommateur. Si le bien évalué n'est pas essentiel et si l'utilité marginale du revenu est constante, il est possible d'agréger les préférences individuelles et la variation de demande globale pour le bien privé permet de mesurer la variation de surplus correspondante, comme une somme des variations de surplus individuelles. En d'autres termes, l'information sur la demande d'un seul bien privé complémentaire du bien environnemental suffit pour pouvoir évaluer ce dernier. Cette approche peut être étendue dans différentes directions. D'une part on peut l'appliquer non seulement à des éléments des paniers de biens consommés par les individus mais également aux attributs de ces biens. C'est ainsi que les méthodes hédonistes évaluent la composante qualité de l'environnement des biens immobiliers (Rosen, 1974). D'autre part, les complémentarités ne doivent pas nécessairement jouer au niveau des préférences. L'analyse est applicable dès que des complémentarités techniques sont présentes dans la fourniture des services rendus par les actifs naturels (Krutilla et Smith, 1982).

1.1. Les différentes méthodes d'évaluation

Les actifs naturels facteurs de production s'évaluent en principe par des approches classiques de rendement ou de coût d'opportunité, le surplus du producteur étant simplement son profit. Le problème est que l'actif peut intervenir de manière très diverse dans la production. Premièrement comme facteur direct de production (matière première); deuxièmement comme producteur ou vecteur d'externalités positives ou négatives (pollution de l'air affectant l'usure des matériaux ou des installations par exemple); troisièmement comme facteur fixe limitant (eau d'irrigation

rationnée); quatrième) comme limitant ou augmentant la disponibilité d'autres facteurs de production, naturels ou non.

La mesure de la rentabilité directe d'un actif du premier type peut poser des problèmes pratiques mais ne soulève guère de difficultés théoriques. Si l'actif engendre un effet externe positif ou négatif sur l'activité de production, une analyse analogue au cas du consommateur peut être utilisée. La fonction de dépense est dans ce cas la fonction de coût de l'entreprise, la fonction d'utilité indirecte est la fonction de profit. Si l'actif est disponible en quantité limitée et que la contrainte de rationnement est active, la valeur du facteur contient un élément de rente. Cette rente correspond au gain d'opportunité permis par un accroissement de disponibilité du facteur. Il n'est pas toujours simple de mesurer cette rente en pratique et une information étendue sur la technologie (mesure des élasticités de substitution entre le facteur naturel et les autres facteurs) est souvent nécessaire. Lorsque l'actif intervient comme facteur joint ou plus exactement lorsqu'il est un élément lié à la «technologie» de production naturelle, on est ramené au problème général de la définition des caractéristiques et des modalités de fonctionnement de cette «technologie». Considérons par exemple le cas de l'aquaculture. C'est une activité fortement exigeante en qualité de l'eau, dont le potentiel de développement est conditionné par la qualité de l'eau dans le milieu. Cette qualité est le résultat pour partie de l'épuration naturelle par l'écosystème aquatique et pour partie des efforts d'assainissement des industriels et des collectivités locales. Supposons que l'on veuille évaluer la valeur des services d'épuration rendus par l'écosystème. Il est en principe possible de mesurer le gain d'opportunité pour l'aquaculture d'une amélioration de la qualité de l'eau dans cet usage. Par contre il est généralement très difficile, voire impossible, d'imputer la contribution du processus naturel d'épuration à ce gain. Les performances du système naturel de traitement sont en effet elles-mêmes dépendantes de la qualité de l'eau ambiante et l'évaluation de ces performances exige une description fine des processus biophysiques qui les conditionnent dans un contexte d'externalités multiples entre filières de traitement de la qualité. Il est bien connu que l'imputation des bénéfices fournis par un service particulier dans un tel contexte est en général impossible.

Les actifs naturels consommés au sens large, c'est-à-dire influençant directement et indirectement le bien-être des individus, sont évalués à travers deux types d'approches : des approches directes et des méthodes indirectes. L'approche directe la plus couramment utilisée est l'évaluation contingente. C'est une procédure d'enquête visant à faire révéler des consentements à payer par les personnes interrogées pour une

amélioration ou une préservation des composantes de leur environnement naturel. Les méthodes indirectes se basent sur des comportements, observés d'achat de biens marchands en relation avec la fréquentation ou l'usage d'actifs naturels. C'est ainsi que l'on va évaluer des sites naturels à partir des dépenses consenties par les usagers pour s'y rendre ou y résider. Ce sont ces différentes méthodes que l'on va maintenant décrire brièvement.

1.2. La méthode d'évaluation contingente

La méthode d'évaluation contingente est une procédure de révélation du consentement à payer pour des biens publics environnementaux (Cummings *et al.*, 1986) par enquête directe. La procédure définit un espace de transaction et des modalités d'échange hypothétiques et apporte aux personnes interrogées certaines informations sur le bien à évaluer, la variation de disponibilité ou de qualité envisagée, et les modalités de paiement hypothétique. Ces différents éléments forment ce qu'on appelle un scénario contingent. Pour produire des mesures pertinentes, le scénario contingent doit être crédible. Cette méthode permet en principe d'évaluer la totalité de la variation de bien-être induite par la variation de disponibilité ou de qualité de l'actif naturel étudié. En particulier, elle mesure non seulement des valeurs d'usage de l'environnement mais également des valeurs de non-usage ou d'usage passif, valeurs accordées à l'actif évalué par les non-usagers du bien. On verra que cet avantage apparent de la méthode contingente sur les méthodes indirectes qui ne mesurent que des valeurs d'usage (des valeurs dérivées des comportements des consommateurs de l'actif) peut compromettre la fiabilité et la pertinence des évaluations obtenues par cette méthode (*cf.* section 2. 2. *infra*).

Longtemps suspecte aux yeux des économistes en raison de son caractère hypothétique, l'approche contingente s'est peu à peu imposée comme l'outil privilégié d'évaluation des actifs naturels. On peut s'en étonner au vu des difficultés (nombreuses) rencontrées par les praticiens dans sa mise en œuvre. Avant de passer en revue ces difficultés et les solutions proposées pour les surmonter, gardons à l'esprit que le succès de la méthode est le fruit de la vaste expérience acquise dans le domaine depuis une vingtaine d'années, et d'un effort d'amélioration théorique et technique soutenu depuis ses origines.

Les études d'économie expérimentale montrent que, confrontés à un scénario contingent, les individus construisent leurs valeurs pour le bien évalué. Il importe donc que la procédure d'enquête soit la plus neutre possible vis-à-vis de ce processus de construction. Les études

expérimentales et appliquées ont mis en évidence un certain nombre de biais affectant les réponses, biais résultant de la procédure d'enquête elle-même. Parmi les principaux biais recensés citons les suivants :

1.2.1. Le biais stratégique

Si les individus pensent que leurs réponses vont être utilisées dans la décision publique pour déterminer leur contribution financière à des actions de protection de l'environnement, ils peuvent être conduits à sous-estimer volontairement leurs consentements à payer déclarés. Des techniques de stratification de l'échantillon permettent de réduire ce type de biais (Bohm, 1972). Par ailleurs les études expérimentales concluent à des biais stratégiques négligeables.

1.2.2. Le biais hypothétique

Les valeurs mesurées par l'approche contingente accusent fréquemment des distributions largement biaisées vers des valeurs extrêmes. Les études expérimentales (Schultze *et al.*, 1981) montrent qu'en moyenne la réponse à une question hypothétique est deux fois et demie plus élevée que la réponse obtenue sur un marché simulé, la fourchette allant de 0,7 à 9 selon le type de bien étudié. Le manque d'expérience pour le bien et la procédure de révélation elle-même en sont principalement la cause. Des traitements statistiques et économétriques appropriés permettent en pratique de réduire ce biais, telle l'application d'une transformation de Box-Cox sur la variable expliquée dans des enquêtes en question ouverte.

1.2.3. Le biais d'inclusion

Ce biais provient généralement de composantes de valeurs d'usage passif ou de non-usage dans la mesure de la valeur de l'actif naturel. De nombreuses études (Kahneman et Knetsch, 1992; McFadden, 1993) ont mis en évidence que le consentement à payer des individus augmentait très peu avec la variation de qualité ou de disponibilité de l'actif proposé. Par exemple, le consentement à payer pour protéger deux ou cinquante sites naturels d'intérêt faunistique et floristique aux Etats-Unis s'est révélé quasiment identique. Un tel comportement est préoccupant pour le praticien de l'analyse contingente. Tout se passe comme si, confronté au questionnaire contingent, les individus exprimaient en fait un consentement à payer pour l'environnement en général, sans réelle considération pour l'actif spécifique qu'on leur demande de valoriser. La seule solution à ce problème est de fournir une information précise aux individus pour le bien à évaluer et d'essayer de cerner la validité de leurs réponses par des

questions complémentaires. Le biais d'inclusion soulève des problèmes plus fondamentaux relatifs à la place des considérations éthiques dans les motivations des individus (*cf.* section 2.2. *infra*).

1.3. La méthode des coûts de déplacement

Supposons que la décision de se rendre sur un site naturel corresponde à un choix d'usage de cet actif (plus exactement des services qu'il procure). A chaque site visité correspond donc une fonction de demande de visite. Cette demande dépend de la qualité du site pour le visiteur, et une variation de cette qualité peut s'analyser comme un déplacement de la courbe de demande de visites. La variation de surplus induite par ce déplacement de la demande mesure indirectement la valeur de la qualité du site naturel. Appliquer cette méthode sur des données de fréquentation observées pose immédiatement un problème : la qualité des sites visités ne varie pas en fait. Une solution classique est de construire un modèle à deux étapes. Dans un premier temps, on estime la fréquentation de différents sites comme une fonction des coûts de déplacement sur ces sites et de variables caractéristiques des individus comme le revenu. Les coefficients estimés sont alors traités comme des variables expliquées par la qualité des sites visités. Cette procédure traite donc les sites comme parfaitement substituables en qualité à la première étape pour n'introduire les différentiels de qualité que dans un second temps. La méthode des coûts de transport a été très largement utilisée pour évaluer des sites ou des activités récréatives (Vaughan et Russel, 1982; Smith et Desvougues, 1986).

Sa mise en œuvre pose divers problèmes concrets. D'une part la visite du site n'est pas forcément la seule motivation des individus qui se déplacent (circuit touristique par exemple). L'appréciation de la distance parcourue par la distance entre le site et le lieu de résidence n'est donc pas forcément un indicateur pertinent. Par ailleurs il faut tenir compte non seulement de la distance parcourue par l'utilisateur, mais aussi de la durée du déplacement et donc calculer un indicateur de coût d'opportunité du temps. De nombreux travaux ont cherché à normaliser la procédure d'évaluation pour aboutir tant à des mesures fiables que comparables. Moins sophistiquée que l'approche contingente, et partant moins sensible à des biais de procédure, la méthode des coûts de déplacement offre aussi l'intérêt de se baser sur des comportements réels. S'agissant d'une méthode de révélation indirecte, la précision des mesures est souvent plus faible qu'en évaluation contingente. La méthode ne s'applique que pour des usages identifiés liés à un déplacement. Elle ne permet donc pas *a priori* de mesurer des valeurs de non-usage ou des actifs non

distribués dans l'espace (la qualité de l'air dans une ville par exemple). La prise en compte des non-usagers pose d'ailleurs un problème délicat lorsqu'il s'agit d'estimer une valeur moyenne des sites par individu sur une zone donnée. Doit-on traiter les non-usagers comme des individus qui n'accordent aucune valeur à la fréquentation des sites et donc à leur qualité, ou comme des usagers potentiels rationnés dans leur demande de sites (revenus insuffisants par exemple). De nombreuses études ont montré une assez bonne corrélation entre les valeurs dérivées des méthodes contingentes et des méthodes de coûts de transport (Cummings *et al.*, 1986). Cet accord entre les mesures a constitué un argument fort pour le développement de l'approche contingente, de domaine d'application plus général. Bien qu'hypothétique par nature, la méthode contingente produit des résultats cohérents avec des approches basées sur des comportements observés.

1.4. L'approche hédoniste

L'approche hédoniste cherche à mesurer la valeur de l'attribut environnement (au sens de Lancaster) de biens marchands, essentiellement immobiliers. On introduit une fonction, dite de prix hédoniste, reliant le prix d'un bien immobilier à un vecteur de caractéristiques (ou d'attributs) de ce bien. En principe le consentement à payer pour l'attribut doit s'identifier au prix marginal de l'attribut pour un individu qui maximise son bien-être. Si l'on considère l'attribut environnement, une variation de sa qualité devrait induire une variation de ce prix marginal. L'intégration de ce prix marginal sur l'intervalle de variation de qualité envisagé permet donc de reconstituer le consentement à payer du propriétaire pour cette variation. Cette méthode soulève de délicats problèmes d'identification du modèle économétrique permettant d'estimer le consentement à payer. En pratique, on se contente souvent d'estimer la fonction de prix hédoniste. On a pu montrer que la variation de prix hédoniste suite à une amélioration de la qualité de l'environnement constituait une borne supérieure des bénéfices procurés par cette amélioration. Malgré ces difficultés, cette approche suscite un intérêt croissant chez les économistes. Elle constitue un bon complément à la méthode des coûts de transport pour mesurer la demande d'environnement dans les zones touristiques. Plus généralement, elle permet de préciser le rôle des considérations environnementales dans le choix des lieux de résidence. On sort ici du cadre strict de l'évaluation des actifs naturels pour s'intéresser aux problèmes posés par l'évaluation de la qualité du cadre de vie et des externalités positives ou négatives qui l'affectent (qualité de l'air, bruit,

impacts sur la santé humaine); autant de questions qui prennent de plus en plus d'importance dans le débat public.

II. – ENJEUX ET LIMITES DE L'ÉVALUATION

On a souligné précédemment que l'approche économique de l'évaluation des actifs naturels se fondait sur une extension de la théorie du capital et l'économie du bien-être dans des contextes dynamiques et incertains. Cette approche incorpore également les traitements classiques des effets externes et des biens publics en micro-économie. Au plan appliqué, on a vu que les méthodes empiriques d'évaluation s'articulaient soit autour de mesures de capitalisation des flux de services marchands produits par les actifs naturels, soit pour les biens publics non marchands autour de procédures de révélation directe ou indirecte de leurs valeurs. L'enjeu principal de ces recherches porte sur la capacité de l'analyse économique à produire des valeurs pertinentes et fiables pour une aide à la décision publique en matière d'environnement. Pour qu'elles soient pertinentes, les évaluations doivent s'appuyer sur une analyse théorique solide au regard tant de l'état des connaissances scientifiques sur l'environnement et les milieux naturels, que des acquis de la discipline économique. Pour pouvoir être considérées comme fiables, les mesures doivent être construites à partir de protocoles d'étude éprouvés et produisant des évaluations convergentes pour un même bien environnemental. L'objet de cette partie est d'évaluer la problématique de l'évaluation des actifs naturels vis-à-vis de ces enjeux, d'en illustrer les difficultés et d'en tracer les limites dans son état actuel de développement.

2.1. Pertinence de l'évaluation des actifs naturels

L'analyse classique de la dynamique d'une économie multi sectorielle n'accorde pas de traitement particulier aux actifs naturels (Malinvaud, 1953). Ces derniers sont traités comme des ressources initiales de l'économie. A chaque actif naturel on fait correspondre un «secteur» de production d'un flux de services supposé exogène. Notons que l'analyse de Malinvaud incorpore même un secteur particulier chargé de l'élimination des produits non utilisés dans les autres secteurs, secteur qui pourrait tout à fait être le milieu naturel, espace de stockage et d'élimination des déchets de l'activité économique. On pourrait penser qu'une telle approche néglige les impacts de l'activité économique sur les flux dérivés des actifs naturels. En réalité il n'en est rien et, au niveau très général où se situe l'analyse, il est parfaitement concevable

d'«endogénéiser» les «secteurs» naturels dans l'analyse en assignant des critères de performance à ces secteurs, basés sur une mesure de l'utilité des services fournis. On peut aussi introduire des secteurs spécialisés dans le traitement des résidus de l'activité économique à l'interface entre l'économie et l'environnement. Enfin l'analyse peut être facilement étendue au cas de biens publics non marchands selon la démarche classique de Arrow et Kurz (1970), qui considèrent une société dérivant son bien-être de la consommation simultanée de biens privés et de biens publics. L'extension des critères d'optimalité parétienne à des économies en interaction avec l'environnement ne pose donc guère de problèmes dans le cadre des hypothèses usuelles du modèle d'équilibre général intertemporel.

Il est bien connu en revanche que la décentralisation des allocations optimales par des mécanismes de marché peut être impraticable en présence d'effets externes et de biens publics non appropriés. En situation d'information complète, les pouvoirs publics peuvent rétablir l'optimalité des décisions individuelles par des mécanismes incitatifs appropriés (taxation, transferts). En situation d'information asymétrique (ou en présence de contraintes institutionnelles diverses), ce n'est en général pas possible et les performances de l'allocation des ressources s'apprécient en termes d'optimum de second rang. Des considérations analogues interviennent en présence d'incertitudes et en l'absence d'un système complet de marchés contingents.

En conclusion, si l'on peut définir des allocations intertemporelles des ressources optimales au sens de la maximisation d'un critère de bien-être, rien ne s'oppose à ce que l'on puisse évaluer les actifs naturels, au moins en principe. En pratique il est clair que la portée de l'exercice d'évaluation peut être plus ou moins sévèrement limitée par l'information disponible et sa répartition entre les agents économiques. Remarquons également que, même si toute l'information nécessaire était disponible, la trajectoire de l'économie est la conséquence de décisions ne prenant que très imparfaitement en compte l'environnement. Ces trajectoires ne sont donc pas optimales en général, l'optimalité étant définie selon un critère englobant l'économie et l'environnement. Il en résulte que les évaluations des actifs naturels construites en regard de telles trajectoires ne reflètent pas la valeur potentielle de l'actif dans ses différents usages.

Une telle approche de l'évaluation environnementale soulève au moins un problème de fond, c'est celui de l'incertitude qui affecte l'ensemble des phénomènes en jeu dans une perspective dynamique. L'incertitude porte premièrement sur les phénomènes naturels. L'évolution des écosystèmes est en partie aléatoire et de plus très imparfaitement connue et comprise. Puisque la démarche de l'évaluation est censée capitaliser des

valeurs de flux de services telles que l'on peut les apprécier aujourd'hui, elle devrait explicitement prendre en compte la valeur du flux d'information futur concernant ces services. Accorder une valeur unique à un bénéfice environnemental n'a donc guère de sens dans cette perspective. C'est pourtant ce que consacre la pratique courante de l'évaluation. Si l'évaluation intervient dans une décision qui affectera dans le futur la disponibilité de l'actif, il n'est pas fondé de mesurer sa valeur sur la base d'un calcul en équivalents certains si l'information évolue dans le temps. L'apport d'information en situation de décision irréversible crée une valeur appelée quasi-valeur d'option ou valeur de préservation d'un actif naturel (Arrow et Fisher, 1974). Ce concept permet en principe de mesurer l'effet de l'information future sur la valeur actuelle de l'actif. Il est malheureusement assez difficile de calculer empiriquement une telle valeur. Il n'en demeure pas moins qu'une approche rigoureuse de l'évaluation devrait conduire à avancer des fourchettes de valeurs possibles, surtout si l'évaluation entre dans un schéma de décision à long terme.

Mais l'incertitude porte également sur l'évolution de l'économie elle-même et de ses interactions avec l'environnement. Il importe ici de clairement distinguer les problèmes. Il serait assez vain d'attendre des procédures d'évaluation des actifs naturels qu'elles puissent produire des mesures contingentes en fonction de toutes les évolutions envisageables de l'économie dans le futur. Les possibilités sont légion et le recul de l'histoire montre à quel point les prédictions du passé peuvent s'avérer fausses même à des horizons de dix ou vingt ans (voir les scénarios énergétiques catastrophe des années 1970). La complexité des phénomènes à appréhender est hors de portée de la seule science économique. Les principaux facteurs d'incertitude portent sur le rôle du progrès technique, l'évolution des préférences et des intérêts des générations futures, la démographie et les modes d'utilisation de l'espace, l'évolution des formes d'organisation sociales, des institutions économiques et politiques et la dynamique historique de leurs rapports plus ou moins conflictuels. Faute d'une analyse intégrée de ces différents aspects, les mesures d'évaluation des actifs naturels ne peuvent prétendre constituer des éléments déterminants dans la définition de politiques environnementales. Plus modestement, elles fournissent une mesure partielle de la valeur des actifs naturels du point de vue d'une allocation actuelle des ressources dans la société et d'un mode de relation à l'environnement. Mais, à ce titre, elles apportent une information précieuse sur l'état de cette allocation et de ces modes de relation à la date de prise de décision.

L'objectif des politiques environnementales est de faire passer la trajectoire suivie par une économie à une autre trajectoire, plus respectueuse de l'environnement. Il importe donc d'une part de définir correctement

la trajectoire-objectif, et d'autre part d'aménager la transition vers cette nouvelle dynamique. On a vu que la définition d'une trajectoire-objectif était très difficile en raison de l'insuffisance des connaissances et de la compréhension des facteurs d'évolution de l'environnement et des économies. Par ailleurs, l'expérience montre que les politiques qui ne définissent pas les conditions de transition vers la situation souhaitée n'ont pas de traduction concrète. Les seules politiques environnementales réellement efficaces ont été celles qui se fixaient des objectifs ciblés et qui s'appuyaient sur des institutions et des dispositifs réglementaires et législatifs spécifiquement conçus pour les atteindre. Les procédures d'évaluation des actifs naturels jouent un rôle important dans la mise en œuvre de telles politiques en mesurant les coûts directs et indirects ainsi qu'en fournissant une évaluation de leurs bénéfices et une identification de leurs bénéficiaires.

2.2. Fiabilité des mesures en évaluation contingente

Ayant précisé les limites de la pertinence de l'évaluation des actifs naturels, il nous faut nous intéresser à la fiabilité des mesures proposées. On a vu que la méthode d'évaluation contingente était actuellement l'approche privilégiée dans le domaine. On a décrit un certain nombre de problèmes soulevés en pratique par sa mise en œuvre et l'interprétation des résultats qu'elle fournit. Ces différents points font actuellement l'objet d'un vif débat au sein des économistes américains. Sans rentrer dans le détail de ces controverses, on va tenter d'en faire la synthèse et d'en proposer un bilan partiel. C'est à la lumière de ce bilan que l'on s'efforcera de mieux préciser la portée et les limites de la méthode appliquée à l'évaluation des actifs environnementaux.

L'argumentaire des adversaires de l'approche contingente aux Etats-Unis peut être résumé ainsi (Hausman *et alii*, 1993).

Premièrement, l'approche contingente ne mesure pas ce qu'elle est censée mesurer. C'est en fait la présence de biais d'inclusion qui est ici en cause. Si les individus ne révèlent en fait qu'un consentement à payer pour protéger l'environnement en général, les mesures contingentes ne correspondent pas à des variations de qualité de l'actif étudié. L'importance des considérations éthiques peut également expliquer ce type de biais.

Deuxièmement, les valeurs estimées par l'approche contingente ne sont ni pertinentes ni fiables. Les individus manquent d'information sur le bien à évaluer et leurs réponses sont conditionnées par la procédure d'enquête elle-même (ordre des questions, mode de révélation de la valeur, information fournie par l'enquêteur).

Quant aux praticiens de l'approche contingente, ils contestent évidemment la portée de ces critiques. Ils s'appuient d'une part sur les conclusions des études expérimentales qui constatent la bonne corrélation entre les valeurs déclarées et les comportements réels, lorsque ceux-ci peuvent être observés. D'autre part la méthode contingente produit des résultats compatibles avec les autres méthodes d'évaluation indirectes, plus réalistes en principe car fondées sur des comportements observés.

Il semble néanmoins acquis que les problèmes rencontrés soient essentiellement dus au caractère hypothétique de la procédure et aux difficultés qu'ont les individus à donner une valeur à des biens environnementaux qu'ils connaissent mal. Confrontés à un questionnaire contingent, les personnes interrogées doivent s'engager dans un double processus d'apprentissage. Elles doivent simultanément comprendre la procédure hypothétique qu'on leur soumet et construire une valeur pour le bien environnemental proposé. Les études expérimentales et les analyses psychométriques ont montré que l'apport d'une information étendue permettait d'améliorer la performance de la procédure d'évaluation en réduisant fortement la variance des réponses.

Deux types d'explication sont généralement avancés pour expliquer le biais d'inclusion. Le premier, proposé par Kahneman et Knetsch (1992), est la satisfaction morale de participer à une bonne cause. L'individu interrogé attribue en fait une somme forfaitaire à la protection de l'environnement, somme réservée aux bonnes causes. C'est ce qu'on appelle dans la littérature l'effet de *warm glow*. Le consentement à payer révélé par la procédure peut s'interpréter comme un don à une œuvre charitable. Il est alors clair que de telles valeurs ne devraient en aucun cas servir à ordonner les préférences en matière de politique environnementale. Le second type d'explication fait référence au modèle mental construit par l'individu, souvent très différent de celui prévu par le chercheur. L'expérience montre qu'il peut exister une grande variété de modèles mentaux, ce qui rend d'autant plus délicate l'interprétation des résultats. Par exemple, interrogés sur leur consentement à payer pour améliorer la visibilité dans la région de Denver, les individus intègrent dans leurs réponses des aspects santé ou les conditions de fourniture d'autres biens publics (McClelland *et al.*, 1991). Les praticiens de l'évaluation contingente tentent de limiter ces phénomènes en recourant aux protocoles verbaux et en affinant les questionnaires.

Pour les adversaires de l'approche contingente, l'importance des valeurs d'existence ou d'usage passif pour certains biens environnementaux compromet la fiabilité de la procédure en renforçant le rôle des considérations éthiques dans la construction de la valeur. Pour des individus non usagers de l'environnement, la valeur annoncée ne correspond

pas à la recherche de bénéfices personnels. Leurs consentements à payer reflètent davantage la valeur de faire le bien que la valeur du bien. En l'absence d'une théorie prédisant la manière dont les individus construisent leurs valeurs, le débat autour du statut de la valeur d'existence est loin d'être clos. La pratique des économistes consiste depuis longtemps à considérer que les individus se comportent comme s'ils maximisaient une fonction de bien-être, s'évitant ainsi de détailler leurs motivations. On peut rapprocher ce constat des analyses de Sen (1987). Pour ce dernier, un individu est un complexe formé de deux entités : l'une d'entre elles est une agence qui gère le comportement individuel en interaction sociale et prend des décisions en fonction d'objectifs recherchés et de différentes contraintes, l'autre est la personne qui éprouve un certain bien-être en relation avec l'activité de l'agence. L'analyse économique classique s'intéresse aux règles de fonctionnement de l'agence mais pas aux modalités du bien-être de la personne ou à la logique de ses motivations.

Certains biens comme la biodiversité ont un effet difficilement appréciable sur son bien-être pour un individu. Dans ces conditions, toute tentative de révélation de leur valeur inclura une part importante de valeur d'existence. Pour limiter ce problème, les praticiens ne cherchent pas à valoriser directement la biodiversité et adoptent des approches indirectes : valorisation d'une espèce phare, d'un espace naturel support de vie par exemple. Ce faisant ils n'échappent pas complètement aux critiques faites précédemment. D'une part, la complémentarité entre le bien évalué et la biodiversité est mal perçue par les individus et leurs réponses sont souvent biaisées. D'autre part, la valorisation d'espèces phares peut conduire à des surestimations du bien que l'on désire évaluer, surtout s'il s'agit d'espèces dont la disparition probable a été fortement médiatisée. Une autre approche possible est de proposer aux individus des programmes de niveaux différents, dont les coûts sont explicitement annoncés ainsi que les résultats attendus. Cette méthode place de fait l'individu en situation d'arbitrage et limite la portée des considérations éthiques dans ses réponses. Il est bien sûr toujours possible (et souvent pratiqué) d'utiliser les méthodes classiques de redressement des résultats employées dans les enquêtes d'opinion. Mais ces pratiques tendent à s'écarter du but initialement poursuivi, qui est de mesurer une demande pour un bien environnemental.

Une autre voie de recherche envisageable est de revenir à la définition première d'une procédure d'évaluation. C'est un mécanisme de révélation du consentement à payer pour un bien public. Le problème est alors de fournir les incitations appropriées aux individus pour qu'ils révèlent correctement leurs valeurs. Dans cette optique, ils doivent bien évidemment

disposer de la meilleure information possible mais aussi connaître la marge d'incertitude affectant cette information. Il ne s'agit évidemment pas de faire des individus des experts des questions d'environnement, mais de leur apporter une information honnête, les aidant à opérer des choix judicieux. Si les individus croient qu'ils vont devoir financer la politique proposée en fonction de leurs annonces, ils vont être conduits à biaiser leurs réponses. Les études expérimentales montrent que ce type de biais est en général négligeable, mais il faut se rappeler qu'il s'agit de résultats acquis dans un contexte hypothétique où les individus n'avaient pas à payer effectivement les sommes annoncées. La procédure doit donc être crédible et fournir des incitations financières à révéler honnêtement les valeurs dans ces conditions. Une telle approche a le mérite de s'appuyer sur les développements de l'économie des incitations et de l'information, qui lui apportent un cadre théorique solide, mais pose de délicats problèmes pratiques. En particulier, elle suggère la mise en place des procédures coûteuses, plus proches de la pratique de l'économie expérimentale que de l'enquête auprès d'un large public.

CONCLUSION

L'importance croissante des préoccupations environnementales ainsi que les enjeux financiers des politiques mises en œuvre ont favorisé le développement de la démarche d'évaluation des actifs naturels. L'ambition de ces études est de contribuer à l'orientation des politiques de protection de l'environnement. Elles interviennent dans l'analyse coûts-avantages de ces politiques et dans une moindre mesure dans l'évaluation des dommages lors de procès pour atteinte à l'environnement (Bonnieux et Rainelli, 1991). Initiées aux Etats-Unis qui se sont dotés depuis le début des années 1970 d'un arsenal réglementaire et juridique important en matière d'environnement, elles se sont ensuite développées en Europe du Nord (Scandinavie et Royaume-Uni essentiellement). Elles prennent aujourd'hui de plus en plus d'importance dans la définition des politiques environnementales en Europe et dans le monde, sous l'impulsion de la Banque mondiale en particulier. La France, très en retrait dans ce domaine, est actuellement en train de combler son retard.

De par la nature des biens à évaluer, le plus souvent des biens publics non marchands, l'exercice d'évaluation se situe aux limites de l'analyse économique classique de la valeur. Vu l'importance des enjeux, il est donc particulièrement important de pouvoir s'assurer de la pertinence et de la fiabilité des évaluations proposées. On a montré qu'en dépit de progrès considérables au cours des dernières décennies, nombre de problèmes

soulevés par l'évaluation sont encore mal résolus aujourd'hui. Un effort méthodologique et conceptuel reste encore à fournir pour que l'évaluation des actifs naturels puisse s'imposer comme un élément structurant dans les procédures de décision en matière d'environnement. Pour conclure sur une note moins pessimiste, il faut souligner que l'évaluation des biens environnementaux est un domaine de recherche très actif, tant au plan appliqué que théorique. L'expérience des praticiens de l'évaluation s'appuie sur des centaines d'études réalisées un peu partout dans le monde. Il s'agit d'un des rares domaines de l'économie qui pratique systématiquement la comparaison de ses résultats avec les expériences de laboratoire et l'analyse psychométrique. Des efforts considérables et soutenus sont faits dans l'amélioration des protocoles d'étude et les méthodes de traitement statistique et économétrique des résultats. Enfin, ce courant de recherche en économie de l'environnement bénéficie d'un intérêt croissant de la part des économistes et des économètres généralistes, souvent critiques vis-à-vis des méthodes et des approches pratiquées pour évaluer les actifs naturels, mais contribuant à l'amélioration des procédures et à l'étude des problèmes de fond qu'elle soulève. L'enjeu en effet dépasse le cadre strict de l'économie de l'environnement, puisqu'il concerne en fait la capacité de la micro-économie à construire un cadre pertinent d'analyse et d'orientation des choix politiques en matière de fourniture des biens publics.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ARROW K.J., FISHER A.C., «Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility», *Quarterly Journal of Economics*, 88, May, 1974, p. 312-319.
- ARROW K. J., KURZ M., *Public Investment, the Rate of Return and Optimal Fiscal Policy*, John Hopkins Press, Baltimore, 1970.
- BOHM P., «Estimating Demand for Public Goods : An Experiment», *European Economic Review*, vol. 3, 1972, p. 111-130.
- BONNIEUX F., RAINELLI P., *Catastrophe écologique et dommages économiques. Problèmes d'évaluation à partir de l'Amoco-Cadiz*, INRA-Economica, Paris, 1991.
- CUMMINGS R. G., BROOKSHIRE D.S., SCHULZE W.D., Eds, *Valuing Environmental Goods : An Assessment of the Contingent Valuation Method*, Rowman and Allanheld, Totowa, New Jersey, 1986.
- DESAIGUES B., POINT P., *Economie du patrimoine naturel*, Economica, Paris, 1993.
- HAUSMAN J. A. (ed.), *Contingent Valuation, A Critical Assessment*, North-Holland, Amsterdam, 1993.

- JOHANSON P.O., *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*, Cambridge University Press, Cambridge, 1987.
- KAHNEMAN D., KNETSCH J. L., «Valuing Public Goods : The Purchase of Moral Satisfaction», *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, 1992, p. 57-70.
- KRUTILLA J. V., SMITH V.K., «Toward Formulating the Role of Natural Resources en Economic Models», in Krutilla J.V., Smith V.K., Eds, *Explorations in natural resources economics*, John Hopkins Press, Baltimore, 1982, p. 1-43.
- MAC CLELLAND G., SCHULZE W., WALDMAN D. *et al.*, «Valuing Eastern Visibility : A Field Test of the Contingent Valuation Method», USEPA Cooperative Agreement, CR-815183-01-3, Washington DC, 1991.
- MAC FADDEN D., «Contingent Valuation and Social Choice», Communication présentée à «Far Eastern Meeting of the Econometric Society», Taipei, Taiwan, 1993.
- MÄLER K.G., *Environmental Economics : A Theoretical Inquiry*, John Hopkins Press for Resources for the Future, Inc., Baltimore, 1974.
- MALINVAUD E., «Capital Accumulation and Efficient Allocation of Resources», *Econometrica*, 21, 1953, p. 233-268.
- NEHER P.A., *Natural Resources Economics, Conservation and Exploration*, Cambridge University Press, Cambridge, 1990.
- ROSEN S., «Hedonic Prices and Implicit Markets : Product Differentiation in Pure Competition», *Journal of Political Economy*, 82, 1974, p. 34-55.
- SAMUELSON P.A., *Foundations of Economic Analysis*, Harvard University Press, 1947.
- SCHULZE W.D., D'ARGE R.C., BROOKSHIRE D.S., «Valuing Environmental Commodities : Some Recent Experiments», *Land Economics*, vol. 57, 2, 1981, p. 151-169.
- SEN A., *On Ethics and Economics*, Blackwell Publishers, Oxford, 1987.
- SMITH V.K., DESVOUGES W.H., *Measuring Water Quality Benefits*, Kluwer-Nijhoff Publishing, Boston, 1986.
- VAUGHAN W. S., RUSSEL C.S., *Freshwater Recreational Fishing : the National Benefits of Water Pollution Control*, Resources for the Future, Inc., Washington, D.C., 1982.

La prise en compte des ressources naturelles et de l'environnement dans le modèle néoclassique d'équilibre général : éléments de critique

Jean-Marie Harribey

Professeur agrégé de sciences sociales,
Faculté des sciences économiques,
Université Montesquieu-Bordeaux IV, Pessac

Lorsque les ressources naturelles n'ont plus été considérées comme inépuisables, les économistes néoclassiques ont tenté d'intégrer l'environnement dans le modèle d'équilibre général walrasien, grâce notamment aux travaux d'Hotelling et de Hartwick. Mais cette intégration se heurte à trois types d'obstacles théoriques : la difficulté de réaliser un optimum de Pareto, celle d'évaluer monétairement les actifs naturels et celle de constituer un marché. La valorisation des éléments naturels pose alors la question des rapports entre éthique et économie.

When the belief in the inhexhaustibility of natural resources has collapsed, the neoclassical economists have tried to integrate the environment into Walras's model of general equilibrium, especially thanks to Hotelling and Hartwick's works. But this integration is hindered by three types of theoretical obstacles : the difficulty to achieve a Pareto's optimum, that of estimating the natural assets with money, and that of creating a market. Assigning a value to natural resources in monetary terms raises the question of the relations between ethics and economics.

INTRODUCTION

Le modèle de développement industriel a fonctionné pendant deux siècles sur la croyance du caractère inépuisable des ressources naturelles.

Lorsque cette croyance s'est effondrée, les économistes néoclassiques ont tenté d'intégrer celles-ci dans le modèle d'équilibre général walrasien. Cette intégration a été initiée par Hotelling (1931) qui indique que les rentes prélevées au fur et à mesure de l'épuisement des ressources doivent être réinvesties pour produire du capital substitut aux ressources épuisées : c'est la conception de soutenabilité forte dans laquelle le maintien du stock de ressources naturelles est au contraire recherché sans faire appel à la substituabilité. Il est ainsi postulé dans la soutenabilité faible que le progrès technique est capable de modifier les processus productifs dans un sens de moins en moins polluant. En complément de cette démarche, l'intégration des ressources naturelles au calcul économique concret repose sur la prise en compte des externalités, c'est-à-dire sur leur internalisation dont les modalités principales sont la tarification et l'émission de droits à polluer.

Cependant, cette intégration se heurte à des obstacles théoriques difficilement surmontables. Il y a d'abord un premier type de critiques radicales s'attachant à montrer que toutes les tentatives d'humaniser et d'«écologiser» le développement sont vaines parce qu'elles ne remettent pas en question le développement en lui-même qui est par nature synonyme de déculturation et dévastateur; ce courant est bien représenté par Serge Latouche (1994) et Wolfgang Sachs (1993). Un second type de critiques est né autour de Nicolas Georgescu-Roegen (1971, 1995) et René Passet (1979) qui adoptent une vision pluridisciplinaire et refusent que l'environnement soit soumis aux normes et raisonnements économiques pour prôner au contraire une intégration de l'économie dans la biosphère. Enfin un troisième type de critiques essaie de porter le fer à l'intérieur de la logique de la démarche néoclassique. Ce sont celles-là que nous allons présenter ici, étant entendu qu'elles n'excluent pas les autres. Bien qu'étant reliées entre elles, ces critiques peuvent être classées en trois groupes : elles tiennent à l'impossibilité de réaliser un optimum de Pareto, à l'impossibilité d'évaluer monétairement les éléments naturels et à la difficulté de créer un marché.

I. – L'IMPOSSIBILITÉ DE RÉALISER UN OPTIMUM DE PARETO

Les méthodes de gestion des ressources naturelles ont en commun le rétablissement de droits de propriété sur les biens naturels de façon à transformer ceux-ci en biens marchands, à propos desquels les agents économiques pourront alors exprimer des préférences. La justification de cette démarche repose sur le concept d'optimum de Pareto qui désigne une situation dans laquelle on ne peut plus améliorer la position d'un individu sans détériorer celle d'un autre.

Or, la réalisation d'un optimum de Pareto est contrecarrée par l'existence d'externalités, elle est influencée par la répartition, et l'internalisation provoque un effet pervers pour l'environnement.

1.1. L'existence d'externalités est une raison suffisante pour qu'un optimum de Pareto ne puisse être atteint

Si les victimes d'une pollution se cotisent pour financer la dépollution, le critère de Pareto est satisfait puisque les victimes améliorent leur situation sans que celle du pollueur soit dégradée, mais cela prouve que l'équilibre concurrentiel n'est pas optimal.

La thèse de l'efficacité des marchandages consécutifs à l'établissement de droits de propriété (Coase, 1960) est contestée par l'existence des coûts de transaction notamment à cause de l'éparpillement et de l'hétérogénéité des agents économiques concernés. Les coûts de transaction, nés de l'incertitude et de la difficulté de gérer les rapports souvent de force entre les participants à l'échange, expliquent la présence d'institutions régulatrices ou de coordination et rendent obsolète la croyance en un marché omniscient et auto-suffisant.

Par ailleurs, dans la situation de laisser-faire où les pollueurs possèdent tous les droits de propriété, chaque victime de la pollution peut être tentée d'adopter un comportement de passager clandestin habituel face à un bien collectif en sous-estimant l'utilité que revêt celui-ci pour lui, rendant impossible l'atteinte de l'optimum conditionnée par la connaissance des vraies dispositions marginales à payer. L'établissement de droits de propriété peut enfin faire surgir des conflits d'intérêts entre les victimes confrontées au dilemme du prisonnier.

1.2. La répartition influence l'optimum

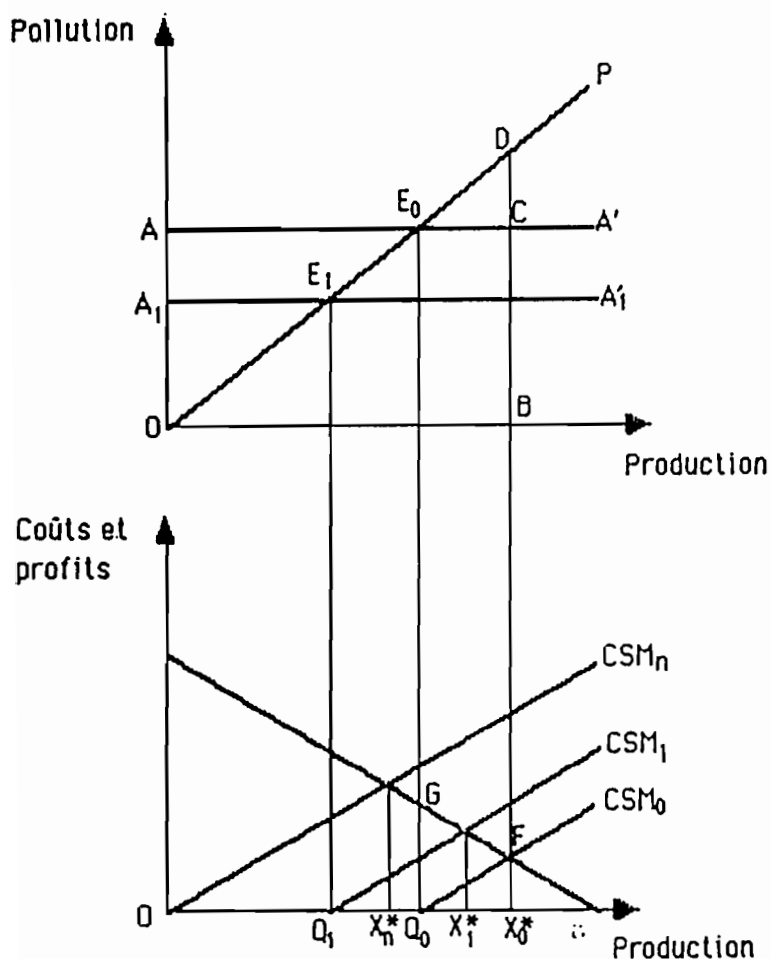
Il existe autant de situations optimales au sens parétien que de dotations initiales différentes possibles, et le critère de Pareto ne permet pas de les départager. Le mode d'allocation initiale des droits à polluer (cession gratuite, prix forfaitaire ou vente aux enchères) est donc susceptible de modifier l'optimum. L'hypothèse de non-influence de la répartition des revenus et des patrimoines sur l'évaluation des dispositions marginales à payer, qui revient à postuler l'indépendance des préférences par rapport à cette répartition, est dénuée de fondement. Il s'ensuit que, selon l'avis de Coase lui-même, l'équilibre atteint en situation de pollueur-payeur sera toujours inférieur à celui atteint en situation de laisser-faire. Il n'y a donc pas unicité d'équilibre, détruisant par là même toute prétention à l'optimum.

1.3. L'internalisation provoque un effet pervers pour l'environnement

La transformation des satisfactions retirées ou des inconvénients subis par les individus, en pénalités ou avantages monétaires, provoque un effet pervers pour l'environnement mis en évidence par David Pearce (1976, 1991) dans le graphique ci-contre.

Sur le graphique, A représente le point de pollution au-delà duquel la capacité d'auto-épuration ou d'assimilation de l'environnement est dépassée; il correspond au niveau de production Q_0 à partir duquel la pollution commence à constituer un coût social représenté par la courbe de coût social marginal $CSMo$. L'équilibre écologique est donc représenté par le point E_0 . L'optimum économique se situe au niveau de production X^*_0 correspondant à l'égalité du profit marginal et du coût social marginal représenté par l'intersection F . La production X^*_0 déclenche une pollution mesurée par le segment BD supérieure à celle qui est supportable naturellement mesurée par le segment OA . Pearce appelle écart écologique, le supplément de pollution $BD - OA = CD$ engendré par l'écart $X^*_0 - Q_0$. A la période suivante, le supplément de pollution de la période initiale déversé dans l'environnement et non assimilé par celui-ci réduit d'autant la capacité d'assimilation qui passe de OA à OA_1 ramenant l'équilibre écologique au point E_1 . Dès lors, la pollution constitue un coût social à partir du niveau de production Q_1 . Le nouvel optimum économique se fixe en X^*_1 provoquant une pollution supérieure à celle supportable, et ainsi de suite jusqu'à ce que la capacité d'assimilation de l'environnement ait été réduite à néant. En définitive, Pearce montre que la recherche de l'optimum économique condamne au déséquilibre écologique ou bien que la sauvegarde de l'équilibre écologique oblige à choisir dès le départ délibérément une situation économiquement sous-optimale, c'est-à-dire un niveau de production Q_0 correspondant à un manque à gagner de profit égal à la surface Q_0FG .

La pollution ne donne lieu à une pénalité monétaire que lorsque le seuil de capacité d'auto-épuration de l'environnement est franchi. Ainsi, la comparaison des coûts-avantages de la pollution-dépollution tendra à situer l'optimum au-delà de la capacité d'auto-épuration du milieu environnement et contribuera à l'aggravation de sa dégradation. Il en résulte que le principe pollueur-payeur peut aller à l'encontre du principe de précaution dont la logique est tout autre. Ce dernier se présente sous la forme d'un pari pascalien que Michel Serres (1990, p. 19) a clairement formalisé :



GRAPHIQUE 1

Si nous faisons le pari d'être écologiquement imprudents,
 et si l'avenir nous donne raison, on ne gagne rien sauf le pari,
 on perd tout si le pari est perdu;
 Si nous faisons le pari d'être prudents,
 et si on perd le pari, on ne perd rien,
 si on gagne le pari, on gagne tout.

Entre rien ou perte et rien ou gain, le choix est évident, mais le principe pollueur-payeur peut venir l'entraver.

II. – L'IMPOSSIBILITÉ D'ÉVALUER MONÉTAIREMENT LES ÉLÉMENTS NATURELS

Dès lors que les économistes néoclassiques admettent la nécessité de remettre en question l'absence de prix pour les éléments naturels, trois difficultés se dressent devant eux au sujet des bases d'un calcul de prix, du choix d'un taux d'actualisation et du choix dans l'incertain.

2.1. Les bases de calcul sont inexistantes car les éléments naturels ne sont pas produits

Les économistes néoclassiques ont alors recours à un prix fictif correspondant au coût marginal des mesures de protection ou de reconstitution. Ce faisant, ils reconnaissent ne mesurer que le prix d'usage d'un bien naturel (Point, 1991, 1992; Desaignes et Point, 1990). Ils admettent que les éléments naturels peuvent posséder en outre une valeur d'option qui est une anticipation de la valeur que pourrait avoir un bien naturel inutilisé aujourd'hui lors d'une utilisation future (Weisbrod, 1964) ou de quasi-option qui est l'avantage dont la société bénéficiera grâce à la collecte d'informations nouvelles lorsque la consommation d'un bien naturel est différée (Henry, 1974a, 1974b), une valeur de legs liée au désir de transmettre cet élément aux générations futures, une valeur d'existence en dehors de toute utilisation présente ou future (Krutilla, 1967; Krutilla et Fisher, 1975) et enfin une valeur écologique liée à la préservation des écosystèmes.

Cette reconnaissance d'éléments jusque-là ignorés entretient la confusion conceptuelle plus qu'elle ne clarifie les choses. Dans le cas des ressources naturelles, une valeur calculée en faisant, si elle était possible, la somme des éléments ci-dessus (prix d'usage, valeur d'option, valeur de legs, valeur d'existence, valeur écologique) aboutira à une valeur infinie s'il s'agit de ressources conditionnant la survie de l'espèce humaine. Or, parler de valeur infinie vide de sens toute notion économique de valeur. De plus, additionner des éléments relevant de l'éthique ou de l'esthétique, par définition non quantifiables, est dénué de sens. La prétention de l'économie à englober une dimension qui lui échappe et la dépasse révèle sa vanité.

La nature a une utilité, que l'usage en soit actif (actuellement ou dans le futur) ou passif (regarder la nature sans la toucher, s'y promener, sont

des formes d'usage). Mais sa valeur d'échange ou son prix ne peuvent être tirés de cet usage pour deux raisons :

- le coût de reconstitution des éléments naturels ne peut jamais être calculé exhaustivement s'ils sont épuisables;
- pour les néoclassiques, les prix s'expliquent par l'égalité entre les rapports des prix et les rapports des utilités marginales. Or, pour parvenir à établir cette égalité, il est nécessaire de construire des fonctions d'utilité dérivables. Leur utilisation traduit l'abandon implicite du concept d'utilité ordinale pour réintroduire subrepticement celui d'utilité cardinale puisque le calcul différentiel suppose de mesurer des accroissements. De la même manière, l'analyse en termes de surplus du consommateur et du producteur pour mesurer le surplus collectif repose sur une conception cardinale de l'utilité. On ne peut pas, à la fois, d'un côté supposer connus les consentements marginaux à payer des agents économiques permettant de mesurer leur surplus et donc la valeur des biens naturels, et d'un autre côté prétendre faire du processus d'échange une méthode de détermination des taux marginaux de substitution des biens privés aux biens publics permettant de réduire justement ces consentements marginaux à payer. Jean-Pierre Dupuy (1991) montre que les agents prennent des décisions en fonction de prix extérieurs, alors que ce sont leurs décisions qui sont censées déterminer ces prix. La création *ex nihilo* d'un marché pour transformer le statut des éléments naturels (de non-marchandises à marchandises) ne pourrait provoquer l'effet attendu, fixer un prix de marché, que si ces pseudo-marchandises étaient auparavant produites. En l'absence de production des éléments naturels, ceci devient impossible et tout prix qui leur est attribué ne peut être que fictif au sens plein du terme. Alors, si l'évaluation monétaire de l'environnement s'avère difficile sinon impossible, l'économiste néoclassique ne peut plus résoudre le problème des externalités et donc de la pollution.

2.2. Un taux d'actualisation n'est pas pertinent pour prendre en compte l'avenir à très long terme

Tous les modèles d'analyse et de gestion des ressources naturelles, à la suite de Hotelling, intègrent un taux d'actualisation pour indiquer que des coûts ou des avantages de même montant n'ont pas la même valeur selon le moment auquel ils sont engagés ou perçus. Le taux d'actualisation est le moyen d'exprimer la préférence du présent au futur : plus le taux sera élevé, plus la dépréciation du futur sera forte. Cette démarche appelle deux remarques :

- la notion d'actualisation a été forgée pour estimer la rentabilité de placements monétaires. Appliquée à la gestion des éléments naturels,

elle attribue à ceux-ci une valeur future inférieure à leur valeur actuelle : l'intérêt des générations à venir qui les utiliseront est donc sacrifié. Il ne peut alors être question d'équité intergénérationnelle définie à partir des principes de justice (Rawls, 1971);

– la procédure d'actualisation introduit le temps dans le calcul économique. Mais le temps économique n'a aucune commune mesure avec le temps biologique et écologique. Les processus de constitution et d'évolution des écosystèmes échappent à tout horizon humain (Passet, 1985).

2.3. Les décisions en matière d'environnement se heurtent à l'incertitude entourant leurs conséquences dans l'avenir

Les modèles théoriques rendant compte de ce type de décisions sont issus de la théorie de la maximisation de l'utilité espérée de Von Neumann et Morgenstern (1944) et ils sont aujourd'hui très contestés, notamment par le paradoxe d'Allais (1953) qui remet en cause l'axiome d'indépendance des préférences et qui rend compte du fait que les décisions en matière d'environnement sont toujours entourées d'incertitude. Cette incertitude concerne à la fois l'inventaire des conséquences possibles des décisions et la probabilité de leur apparition.

III. – LA DIFFICULTÉ DE CRÉER UN MARCHÉ

Lorsque les économistes classiques, au premier rang desquels Jean-Baptiste Say, affirmèrent que, puisque les ressources naturelles étaient gratuites, c'est qu'elles devaient être illimitées, non seulement ils commirent une erreur de raisonnement logique dans la mesure où seule la proposition inverse aurait eu un sens, à savoir si les ressources étaient illimitées elles seraient gratuites, mais ils engagèrent la science économique contemporaine dans une impasse. Au lieu de se demander si le fait que la nature n'ait pas de prix ne signifiait pas justement que la sphère économique ne pouvait en rendre compte, les économistes néoclassiques renversent le problème : il n'y a pas de prix parce qu'il n'y a pas de marché, créons donc un marché. «L'approche économique des problèmes d'environnement consiste à les ramener à l'analyse du fonctionnement du marché des biens environnementaux (eau, air, espaces naturels, etc.)» (Delache et Gastaldo, 1992, p. 27). Pour cela, il faut plier la nature à la logique marchande : «cet exercice suppose que l'on situe les services livrés par le patrimoine naturel dans une logique économique» (Point, 1992, p. 11). Ainsi sera résolue une difficulté considérée comme mineure :

à la seule condition que la concurrence pure et parfaite soit vérifiée, les économistes néoclassiques soutiennent, à l'instar de Solow (1974), que le marché est capable de gérer les ressources naturelles. Or, dans l'optique même de ses partisans, la constitution d'un marché des actifs naturels soulève plusieurs difficultés concernant essentiellement l'identification des dommages et des acteurs.

3.1. Comment identifier les dommages?

Outre les problèmes d'évaluation examinés plus haut, l'identification des dommages créés à l'environnement est difficile parce qu'on n'en connaît pas toujours l'origine ni les effets. Les diverses méthodes utilisées par les économistes pour compenser l'absence de révélation spontanée des préférences se révèlent faibles.

Pearce et Markandya (1989) ont montré que la méthode dite des marchés de substitution cherchant à mesurer les consentements à payer des victimes de la pollution révélait qu'on supposait que les droits de propriété sur l'environnement avaient été attribués au départ aux pollueurs et que les victimes devaient payer pour accéder à un environnement sain, ce qui conduira de leur part à une sous-estimation de leur consentement à payer par rapport à ce qu'ils auraient exigé comme équivalent du dommage subi s'ils avaient été considérés initialement comme propriétaires.

L'inconvénient des méthodes dites d'évaluation contingente ou des marchés hypothétiques est de tendre à la sous-estimation du prix de compensation et au contraire à la surestimation du prix d'équivalence par les individus. Tous les auteurs sont d'accord pour dire qu'il n'y a aucune raison pour que les prix de compensation, c'est-à-dire les consentements à payer que les victimes doivent acquitter, soient égaux au prix d'équivalence, c'est-à-dire les consentements à renoncer ou à accepter, qu'elles obtiennent pour renoncer à un environnement sain.

Ces limites très puissantes n'empêchent cependant pas certains économistes de l'environnement d'essayer d'appliquer ces méthodes pour estimer les dommages esthétiques consécutifs à l'installation d'une centrale électrique auprès du lac Powell ou bien les avantages retirés de la protection du paysage dans le Grand Canyon ou dans le comté de Greenville aux États-Unis. Recensant ces études, François Facchini (1994, p. 394-395) en conclut que «la méthode d'évaluation contingente est apparue la plus pertinente pour intégrer le paysage dans le calcul économique public car elle est en mesure de déterminer ce que l'individu est prêt à payer pour conserver un paysage qu'il ne consomme pas forcément. Elle permet donc d'aborder des valeurs qui ne sont pas liées à un usage.» Mais c'est

pour reconnaître aussitôt que «la logique de l'évaluation est une solution technique à un problème politique».

3.2. Comment identifier les acteurs?

Le plus souvent, lorsqu'il s'agit de pollutions ou de dégradations générales, il est difficile de distinguer les responsables et les victimes, puisque chacun se trouve être tour à tour en position des uns ou des autres.

Le caractère de biens collectifs pour les éléments naturels et leur indivisibilité limitent la possibilité de leur appropriation, appropriation indispensable à la constitution d'un véritable marché.

Lorsque la collectivité décide de mesures de protection ou de réparation de l'environnement, elles acquièrent à leur tour aussitôt ce caractère de biens collectifs par rapport auxquels des individus peuvent se comporter en passagers clandestins.

3.3. Comment penser un marché concurrentiel qui suppose un Etat?

De l'avis même des théoriciens néoclassiques, les marchés sont défaillants devant des phénomènes de biens collectifs ou d'externalités. Ils préconisent donc leur prise en charge, tout au moins initiale, par l'Etat dont l'action est par ailleurs honnie. Plusieurs contradictions apparaissent alors dans le raisonnement néoclassique :

- l'imposition de taxes ou de subventions par l'Etat perturbe le mécanisme des prix et empêche la réalisation d'un optimum de Pareto car rien ne garantit que les taux marginaux de substitution entre biens privés et biens publics soient alors égaux;

- les perturbations dans le système des prix induites par l'action de l'Etat amènent les entreprises sur lesquelles pèsent les taxes à répercuter celles-ci sur les prix, réduisant d'autant la demande : on s'achemine alors vers une situation sous-optimale dans laquelle les productions ne sont pas telles que les prix égalisent les coûts marginaux. Pire, dès que l'Etat intervient dans un domaine, il devrait intervenir partout pour corriger les distorsions qu'il a provoquées, et ainsi de suite, sous peine de ne jamais atteindre l'optimum de Pareto. On aboutit alors à une contradiction théorique insurmontable : le libre-jeu du marché supposerait de plus en plus d'intervention de l'Etat.

L'action de l'Etat pour prendre en charge les externalités suppose qu'il soit possible de construire une relation de préférence collective à partir des préférences individuelles. Or la condition de transitivité des préférences

n'étant pas vérifiée, il est impossible d'agréger les choix individuels pour déduire de la rationalité des choix individuels une rationalité collective.

3.4. Le marché met-il le présent et le futur à égalité et sa dynamique a-t-elle le même effet sur tous les agents?

Même en supposant que les générations actuelles soient disposées à prendre en compte l'intérêt des générations futures par le biais de l'octroi en leur faveur de droits de propriété sur les ressources naturelles, concrètement, le marché réel capable d'assurer les transactions entre ces générations ne peut pas exister.

La théorie néoclassique a l'habitude de considérer que le raisonnement tenu de la même façon, c'est-à-dire rationnelle, par les ménages et les entreprises conduit à l'optimum. Or, en prolongeant une réflexion de William Baumol (1991), Philippe Van Parijs (1995) a mis en évidence le paradoxe suivant lequel l'adoption de normes éthiques, écologiques par exemple, par certains ménages, entraînait progressivement, par simple intérêt, les entreprises dans un cercle vertueux, ainsi que les autres ménages qui n'accepteront pas longtemps de payer plus cher des produits fabriqués dans des conditions non éthiques ou non écologiques, tandis que si l'adoption des normes éthiques est d'abord le fait d'entreprises, celles-ci vont être laminées inexorablement par la logique du marché qui va conduire à l'abandon de toute considération éthique.

Au total, il ne semble pas qu'il y ait de raison logique suffisamment puissante pour nous faire considérer comme satisfaisante l'intégration des ressources naturelles dans le modèle d'équilibre général.

CONCLUSION

La «valorisation» des éléments naturels pose la question des rapports entre éthique et économie.

L'économie s'insère dans la société humaine qui elle-même s'inscrit dans la biosphère. La rationalité de la reproduction des systèmes vivants fonde une nouvelle éthique dont les valeurs ne sont pas réductibles à l'économie et qui peuvent s'exprimer par deux principes. Premièrement, les écosystèmes ont une existence qui ne peut être mesurée en termes marchands et dont le respect est un principe de vie et non un principe économique. Deuxièmement, la reproduction des systèmes vivants inclut le respect de la vie des êtres humains, dans ses formes matérielles et culturelles.

L'économie des ressources naturelles et de l'environnement se rattache au paradigme dominant dans la science économique : celui qui va de la rationalité à la recherche de l'intérêt individuel, du mythe du progrès technique à la domestication de la nature, de la domination du social par l'économie à la sacralisation de la croissance économique infinie. La critique, menée depuis l'intérieur de la problématique néoclassique, doit être alors prolongée par celle qui interroge les concepts et modèles de croissance et de développement que l'économie de l'environnement adopte sans discussion et qu'elle permet ainsi de pérenniser par un habillage écologique qui dissimule le fait qu'ils sont aujourd'hui en crise profonde.

L'économie de l'environnement ne surmonte aucune des difficultés méthodologiques de la pensée néoclassique et elle ne dépasse pas la tendance à l'autonomie dominatrice de la sphère économique. Non seulement elle n'abandonne pas la vision anthropocentrique faisant de l'homme le centre de l'univers, mais elle ne réussit même pas à se défaire d'une vision de l'homme réduit au simple *homo æconomicus*.

L'affirmation selon laquelle il n'y a pas de valeur économique autre que monétaire est juste. Seulement, en matière d'environnement, elle peut être comprise de deux façons opposées : comme il faut absolument donner une valeur économique aux biens naturels, appréhendons-les avec les seuls critères quantitatifs possibles, les critères marchands ; ou bien, comme la nature est un ensemble de systèmes vivants irréductibles aux catégories marchandes, changeons notre rapport avec elle. Sans doute est-ce si difficile parce que cela impliquerait de changer aussi les rapports entre les hommes.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALLAIS M., «Fondements d'une théorie positive des choix comportant un risque et critique des postulats et axiomes de l'école américaine», *Econométrie*, Collection des colloques internationaux du CNRS, vol. XL, Paris, 1953.
- BAUMOL W., *Perfect Markets and Easy Virtue. Business Ethics and the Invisible Hand*, Blackwell, Oxford, 1991.
- BONNIEUX F., LE GOFFE P., VERMEERCH D., «La méthode d'évaluation contingente : application à la qualité des eaux territoriales», *Economie et Prévision*, Agriculture et environnement, n° 117-118, 1/2, 1995.
- COASE R.H., «The Problem of Social Cost», *The Journal of Law and Economics*, vol. 3, October 1960, p. 368-391.
- DELACHE X., GASTALDO S., «Les instruments des politiques d'environnement», *Economie et Statistique*, n° 258-259, octobre-novembre 1992.

- DESAIGUES B., POINT P., «Les méthodes de détermination d'indicateurs de valeur ayant la dimension de prix pour les composantes du patrimoine naturel», *Revue économique*, n° 41, 1990, p. 269-319.
- DUPUY J.-P., «Temps du projet et temps de l'histoire», in R. Boyer, B. Chavance, O. Godard (éd.) : *Les Figures de l'irréversibilité en économie*, Paris, Editions de l'EHESS, 1991.
- FACCHINI F., «L'évaluation du paysage : revue critique de la littérature», *Revue d'économie régionale et urbaine*, n° 3, 1994.
- GEORGESCU-ROEGEN N., *The Entropy Law and the Economic Process*, Cambridge, Harvard University Press, 1971.
- GEORGESCU-ROEGEN N., *La Décroissance : Entropie-Ecologie-Economie*, 2^e éd. fr., Paris, Sang de la terre, 1995.
- HARRIBEY J.-M., «Développement soutenable et réduction du temps de travail. Analyse critique appliquée au cas de la France», Thèse de doctorat en sciences économiques, Université Paris I-Panthéon-Sorbonne, 1996.
- HENRY C., «Option Value in the Economics of Irreplaceable Assets», in Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, *Review of Economic Studies*, vol. 41, n° 3, 1974-a, p. 89-104.
- HENRY C., «Investment Decisions under Uncertainty : the Irreversibility Effect», *American Economic Review*, vol. 64, December 1974-b, p. 1006-1012.
- HOTELLING H., «The Economics of Exhaustible Resources», *Journal of Political Economy*, vol. 39, n° 2, 1931.
- KRUTILLA J.V., «Conservation Reconsidered», *American Economic Review*, 57, 1967, p. 777-786.
- KRUTILLA J.V., FISCHER A.C., *The Economics of Natural Environments : Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources*, Baltimore, John Hopkins University Press, 1975.
- LATOUCHE S., «Développement durable : un concept alibi. Main invisible et mainmise sur la nature», *Revue Tiers-Monde*, Tome XXXV, n° 37, janvier-mars 1994.
- PASSET R., *L'Economie et le Vivant*, Paris, Payot, 1979.
- PASSET R., *L'Economie : des choses mortes au vivant*, Encyclopædia Universalis, Symposium, 1985.
- PEARCE D.W., *Environmental Economics*, London, Longman, 1976.
- PEARCE D.W., *Toward the Sustainable Economy : Environment and Economics*, The Royal Bank of Scotland Review, December 1991. (Reproduit sous le titre «Economie et environnement : vers un développement durable», *Problèmes économiques*, n° 2278, 3 juin 1992).
- PEARCE D.W., MARKANDYA A., *L'Evaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, Paris, OCDE, 1989.
- POINT P., «Le prix de la nature», *Cahiers français*, n° 250, mars-avril 1991.
- POINT P., «Les services rendus par le patrimoine naturel : une évaluation fondée sur des principes économiques», *Economie et Statistiques*, n° 258-259, octobre-novembre 1992.

- RANDALL A., IVES B., EASTMAN C., «Bidding Games for Valuation of Aesthetic Environmental Improvement, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1974, p. 1-19.
- RAWLS J., *Théorie de la justice*, 1971, éd. fr., Paris, Seuil, 1987.
- SACHS W., «Le ombre dello sviluppo sull'ecologia», *Capitalismo, Natura, Socialismo*, Anno n° 7, Roma, Datanews, marzo 1993.
- SERRES M., *Le Contrat naturel*, Paris, éd. F. Bourin, 1990.
- SOLOW R.M., «The Economics of Resources or the Resources of Economics», *American Economic Review*, vol. 64, n° 2, 1974, p. 1-14.
- VAN PARIJS P., *Sauver la solidarité*, Paris, éd. du Cerf, 1995.
- VON NEUMANN J., MORGENSTERN O., *Theory of Games and Economic Behaviour*, 1944, New York, Princeton University Press, John Wiley & Son, 3th ed. 1967.
- WEISBROD B., «Collective Consumption Services of Individual Consumption Goods», *Quarterly Journal of Economics*, vol. 78, 1964, p. 471-477.

Le développement soutenable de l'école de Londres : une approche «orwellienne»?

Vincenzo Lauriola

Université de Bari, Italie

Une des définitions du développement soutenable qui a connu le plus de succès est celle proposée par les théoriciens de l'école de Londres; celle-ci revendique une démarcation de la théorie dominante et une perspective d'intégration de l'économie et de l'écologie. L'article tend d'une part à contester la véracité de la rupture théorique d'avec le formalisme néoclassique et à mettre en exergue les impasses méthodologiques de ce courant de pensée, d'autre part à décoder la signification politique du critère de soutenabilité choisi qui révélerait paradoxalement un conservatisme politique sous-jacent.

Among the most popular definitions of sustainable development is the one propounded by London School theorists; it calls for a departure from the dominant theory and the eventual incorporation of economics and ecology. The article strives on the one hand to contest the veracity of this theoretical departure from neoclassical formalism and, highlights this London School's methodological impasses, while at the same time trying to decipher the political subtext of the sustainability criteria chosen, which may, ironically enough, reveal an underlying political conservatism.

INTRODUCTION

Aujourd'hui, quelques années seulement après 1984, l'on voit, non sans quelques paradoxes, apparaître dans le discours économique dominant des éléments dont la métaphore est clairement présente dans la prophétie du romancier anglais George Orwell. A l'écoute de ce discours de plus en plus normatif, touché par la pensée unique néo-libérale

et qui a une capacité croissante à réconcilier des éléments contradictoires, comment ne pas se souvenir de la technique du *doublethink*¹ fondamentale pour pérenniser l'orthodoxie du discours de 1984 (Orwell, 1950)? Un exemple? Pour assurer la paix et l'intégration sociale, il n'y a désormais qu'une seule voie : un état de guerre commerciale permanente dans la poursuite de la compétitivité et de la désintégration sociale à travers le libre commerce et contre toute clause sociale, pour ne pas pénaliser les pays avec les standards sociaux les moins élevés.

Les exemples de «double pensée» n'épargnent pas l'économie des ressources naturelles et de l'environnement : c'est ce que nous voudrions illustrer en analysant le discours de l'école de Londres dont nous verrons qu'il entretient une confusion délibérée entre un modèle positivodescriptif et une dimension normative au service d'une politique de développement néo-libérale ayant intégré une dimension environnementale. Cette école regroupe plusieurs économistes du «London Centre for Environmental Economics» dont les plus connus sont Pearce, Barbier, Markandya et Turner. Leur approche du développement durable² et de l'interface économie-environnement est depuis quelque temps intégrée dans le discours des principaux organismes internationaux qui financent le «développement»; David Pearce lui-même a été récemment embauché par la Banque mondiale, institution qui de son côté n'a découvert son inclination environnementaliste qu'à partir du début des années 1990. Dans le domaine de l'économie des ressources naturelles et de l'environnement, le poids politique qu'ont acquis ces chercheurs et experts justifiait que l'on s'attarde sur les fondements de cette école de Londres.

A priori, la volonté de ces économistes londoniens d'appréhender le caractère pluridimensionnel du développement soutenable en mettant l'accent sur l'interdépendance entre économie et environnement, et en soulignant les spécificités du capital naturel, les conduisait à dépasser une vision économiciste du monde et les démarquait apparemment des approches néoclassiques. Or, une analyse critique de leur définition du développement soutenable et du modèle de soutenabilité qui s'ensuit va nous amener à relever ambiguïtés et contradictions et à nous interroger sur la signification politique du critère de soutenabilité qu'ils introduisent.

¹ Traduit en français par «double pensée», le *doublethink* est le procédé intellectuel qui permet d'affirmer en même temps deux propositions contradictoires en acceptant les deux comme étant vraies. C'est l'un des instruments fondamentaux du contrôle de la pensée et de la réalité du système totalitaire décrit dans le célèbre roman de l'écrivain anglais, les autres instruments principaux étant la réécriture systématique de l'histoire et le *newspeak*, une langue obtenue par la diminution progressive des mots du dictionnaire, cette dernière ayant comme objectif ultime le *duckspeak*.

² L'expression anglaise «sustainable development» est traduite par développement durable ou soutenable.

I. — UNE DÉFINITION DU DÉVELOPPEMENT SOUTENABLE ET SA CRITIQUE

Pour l'école de Londres, il s'agit d'un vecteur d'objectifs souhaitables qui sous-entend une aspiration de base à la croissance du niveau de vie, notion ayant un sens plus large que la croissance économique. Toutefois, concernant une définition précise des objectifs, ils laissent la porte ouverte à un débat sur leur contenu politique et éthique (Pearce *et al.*, 1990, p. 2). Rendre le développement soutenable signifie prendre en compte les limites de l'exploitation des ressources naturelles et d'une manière plus générale la capacité de charge de l'environnement de façon à faire perdurer cette exploitation.

Le développement soutenable est considéré comme le résultat de l'intégration de plusieurs dimensions : économique, écologique et sociale, technologique (Henninger, 1993), spatiale et culturelle (I. Sachs, 1993). Il s'ensuit que toute approche du développement soutenable, pour être satisfaisante, exige un véritable effort interdisciplinaire, qui vise à intégrer ses différentes dimensions en les appréhendant chacune dans leur spécificité.

Son appréhension, ainsi que son application, a trois conséquences. Tout d'abord, la reconnaissance du rôle accru de l'environnement naturel, dans la mesure où il contribue de plus en plus à la croissance des revenus réels, et dans la mesure où la qualité de l'environnement fait partie de la revendication d'un objectif plus large qui est celui de l'amélioration de la qualité de la vie. Ensuite, une extension de l'horizon temporel aux générations futures au-delà des critères habituellement reconnus de l'efficacité économique. Enfin, une attention accrue aux problèmes de l'équité inter- et intra-générationnelle.

Le thème fondamental est celui de la compensation des générations futures pour les réductions dans les dotations de ressources provoquées par l'action des générations présentes. Si le rôle de l'environnement doit être affirmé, c'est parce qu'il contribue de manière directe (jouissance des biens environnementaux) et indirecte (effets négatifs des environnements dégradés) à la qualité de la vie. Mais c'est aussi parce qu'il participe directement à la croissance économique par la création d'activités dans le secteur du temps libre, du tourisme et de la réduction de la pollution. Enfin, c'est parce qu'il contribue à une meilleure mesure de la croissance économique matérialisée par la prise en compte des biens non marchands dans la comptabilité nationale.

Selon Pearce et ses collègues, l'économie doit mieux évaluer l'environnement en attribuant les justes valeurs aux services qu'il fournit. Le problème central est que beaucoup de ces services sont gratuits, ce qui est la cause principale de la surexploitation des ressources naturelles. Ils

ont un prix nul simplement parce que il n'y a pas de marché qui pourrait révéler leurs vraies valeurs à travers des actes d'achat et de vente impossibles puisqu'il s'agit de ressources en propriété commune, source de «la tragédie des communaux» (Hardin, 1968).

La logique de la démarche est claire : elle s'inscrit dans le cadre analytique coasien. Le marché fournit les vraies valeurs. Si ce n'est pas le cas, c'est parce qu'on ne le met pas en condition de le faire : on peut en conclure que les problèmes environnementaux n'existent que parce qu'il n'y a pas assez de marché. Par exemple, le niveau de pollution peut s'expliquer essentiellement par l'absence de marché de la pollution qui empêche ce dernier d'exercer sa fonction créatrice d'équilibre optimal. Ainsi, pour remédier à la situation, il faut délimiter des droits de propriété sur l'environnement et créer un marché où ces droits sont librement transférables à travers des actes d'achat-vente.

D'où vient cette certitude ? Quelles sont les preuves de l'efficacité du marché dans le domaine de l'exploitation des ressources naturelles et de l'environnement ? N'a-t-on déjà pas assez de mal à démontrer la validité du «tout-marché» et des modèles théoriques dans des domaines moins problématiques que l'économie des ressources naturelles et de l'environnement ? Comment explique-t-on que ce sont les sociétés humaines ayant la plus grande proximité avec leur milieu naturel qui sont justement celles qui ne connaissent pas la propriété privée ou qui ne la connaissent que d'une manière très limitée ?

Dans la mesure où les problèmes environnementaux sont souvent la conséquence d'incohérences entre usages privés des ressources et biens collectifs, il reste à prouver que la meilleure solution est de privatiser le bien collectif, encore que cela soit pratiquement faisable. Comme l'écrit F.-D. Vivien en reprenant Daniel Bromley (1992) : «il ne faut pas confondre absence de propriété et propriété commune» (Vivien, 1994, p. 71). Colin W. Clark (1973) démontre par ailleurs la possibilité d'un risque de surexploitation et d'épuisement d'une ressource naturelle dans le cas d'une appropriation privée. Il semble que l'on tende trop souvent à oublier une des conditions fondamentales de la validité du théorème de Coase : l'absence de coûts de transaction³ (Coase, 1960). Ce n'est en

³ Dans sa deuxième partie, le théorème de Coase insiste sur l'importance des coûts de transaction : s'ils s'avèrent trop élevés, la solution optimale peut être soit l'intervention gouvernementale, soit encore la non-intervention. Dans ce dernier cas, il est intéressant de noter que l'on se trouve dans une situation d'«optimum sous-optimal» : la présence d'externalités, considérées comme source de sous-optimalité, devient compatible avec l'optimum ! Ce renversement complet de perspective devrait logiquement déboucher sur le questionnement de la pertinence de l'analyse (voir aussi F.-D. Vivien, 1994, p. 61-66). Or, on préfère oublier le problème : ne s'agit-il pas d'un exercice de «double pensée» qui permet à la plupart des auteurs d'inspiration coasienne de préserver leur cadre analytique ?

fait que dans le cas où le bien collectif est facilement et intégralement appropriable de manière privative, et lorsque les coûts de transaction ne dépassent pas le gain social net, que la solution la meilleure passe par la privatisation. Or, les caractéristiques des phénomènes environnementaux, telles que l'imprévisibilité, l'irréversibilité ou les effets de seuil, font qu'en général les agrégations ont un caractère complexe. Les coûts de transaction s'élèvent considérablement avec la complexité du problème et en fonction du nombre de parties impliquées, même sans prendre en considération les coûts exponentiels et la difficulté du contrôle. Il reste donc à démontrer que l'on est en présence d'un cas où la privatisation d'un bien collectif est souhaitable.

Prenons l'un des instruments dérivés directement du théorème de Coase, les marchés à polluer, dont quelques exemples fonctionnent aux Etats-Unis. Alors que Pearce et ses collègues admettent eux-mêmes que «les effets de l'échange de droits à polluer sur la qualité de l'environnement ne sont pas significatifs» (Pearce *et al.*, 1989, p. 165), ils soulignent cependant que ce système a réduit le coût pour atteindre les normes données. On voit déjà comme l'ambition de l'instrument est très réduite par rapport à l'élan initialement affiché de l'analyse : au départ, l'absence de marché est vue comme la source de la pollution, alors qu'après avoir introduit le marché, on doit se contenter d'une réduction du coût pour atteindre une norme qui doit cependant toujours être définie de manière exogène. Reprenons à notre compte les remarques de F.-D. Vivien : «Outre que de sérieux problèmes de coordination ne manquent pas de se poser à toute négociation dès qu'elle fait intervenir un très grand nombre d'agents ou des agents qui ne sont pas présents (les générations futures par exemple), il convient de s'interroger sur les réelles possibilités d'émergence de ces négociations. Dans les faits, et contrairement à ce que semble entendre Ronald Coase, les marchés de droits à polluer n'ont absolument rien de spontané. Au contraire, ces marchés sont créés de toutes pièces par l'Etat qui doit les organiser, les surveiller et décider de leur fermeture (...). L'expérience en ce domaine est donc encore très limitée et les résultats qu'elle présente sont assez mitigés.» (Vivien, 1994, p. 64)

Même si les conditions de la réalité reflétaient les hypothèses des modèles, qu'en est-il de la distribution des droits sur l'environnement sachant que chaque distribution initiale est susceptible de conduire à autant de situations d'optimum de marché avec autant de prix relatifs différents ? Laquelle de ces solutions multiples serait censée correspondre aux conditions de soutenabilité écologique ?

Plus encore, qu'en est-il des imperfections de marché, loin d'être absentes pour les biens marchands, très importantes pour les biens publics

et aggravées par l'imprévisibilité de l'environnement? Faut-il prendre conscience des imperfections et essayer de rapprocher les instruments analytiques et décisionnels de cette réalité imparfaite, ou bien peut-on espérer perfectionner la réalité en la rapprochant des modèles? Il nous semble que Pearce et ses collègues choisissent de préférence cette deuxième voie.

L'idéologie de cette approche est évidente dans le passage suivant : «le développement soutenable est faisable. Il demande un changement significatif dans la perception du progrès économique. Les préoccupations environnementales doivent être proprement intégrées dans la politique économique du plus haut (macro-économique) jusqu'au plus détaillé (micro-économique).» (Pearce *et al.*, 1989, p. XIV)

La première phrase s'apparente à un acte de foi. L'économie est ensuite considérée comme le mécanisme social de prise de décision : il n'y en a pas d'autres. En fait, la nécessité de l'évaluation économique de l'environnement n'existe que par rapport au mécanisme de décision, alors que ce type d'évaluation ne peut que présupposer la décision par le marché. Les instruments se confondent avec les objectifs.

II. — UNE CONDITION NÉCESSAIRE DE LA SOUTENABILITÉ : LE MAINTIEN D'UN STOCK DE CAPITAL NATUREL CONSTANT

Le problème de la soutenabilité, en ce qui concerne la préservation du patrimoine, se prête à deux versions différentes. Il s'agit dans un premier cas de préserver et de transmettre aux générations successives un stock de capital global au moins équivalent à celui hérité par la génération actuelle. Selon un deuxième point de vue, la compensation ne devrait pas se concentrer uniquement sur le capital construit par l'homme mais devrait porter une attention particulière au capital naturel. La différence fondamentale entre les deux visions est dans la substituabilité entre capital manufacturé et capital naturel. En effet, en postulant le maintien d'un stock de capital global, les néoclassiques prennent en compte une agrégation des formes différentes de capital; ce faisant ils adoptent l'hypothèse que l'on puisse diminuer une composante du stock pourvu qu'on en augmente une autre de manière compensatoire, ce qui implique évidemment une possibilité de substitution entre les différentes formes de capital. Ainsi selon Solow (1974), à l'exception de certains actifs exceptionnels auxquels on peut attribuer des propriétés d'unicité irremplaçable, «la plupart des actifs naturels ont de la valeur, non par ce qu'ils sont, mais par les services qu'ils rendent, contributions pour

lesquelles ils sont tout à fait irremplaçables» (cité par Godard, 1994, p. 314).

L'école de Londres définit une condition nécessaire au développement soutenable : la constance d'un stock de capital naturel. Elle précise en même temps qu'il s'agit d'une condition non suffisante puisqu'«un ensemble de conditions suffisantes doit inclure par exemple des considérations institutionnelles finalisées à une politique de développement soutenable et demande des mutations systématiques des valeurs sociales» (Pearce *et al.*, 1990, p. 4). Cette condition requiert «un changement non négatif dans le stock de ressources naturelles et de qualité environnementale. En d'autres mots, l'environnement ne devrait pas être dégradé ultérieurement, et des améliorations seraient les bienvenues.» (Pearce *et al.*, 1990, p. 4)

Alors que les économistes néoclassiques, tenants de la soutenabilité faible, postulent une substituabilité illimitée entre les deux formes de capital⁴, ce qui leur permet d'affirmer que la raréfaction des ressources naturelles ne pose pas de vrais problèmes de soutenabilité, les économistes de l'école de Londres considèrent la dépendance de l'économie vis-à-vis de l'environnement en reconnaissant la spécificité de celui-ci en termes d'irréductibilité du capital naturel au capital artificiel. Ils refusent donc l'hypothèse de substituabilité illimitée pour adopter une substituabilité limitée qui tendrait plutôt vers la complémentarité des deux formes de capital.

Mais quelles sont les raisons qui font que l'environnement naturel est essentiel pour le développement soutenable ?

La première est le caractère multifonctionnel de ce dernier. L'environnement remplit trois fonctions principales : il fournit matières premières et inputs en énergie à l'économie, il possède une capacité d'assimilation des déchets, il fournit un certain nombre de services et de fonctions écologiques. Il s'ensuit que le capital naturel doit être conservé en tant que tel parce qu'il n'est pas substituable dans toutes ses fonctions par le capital artificiel. En outre, le capital technique n'est pas indépendant du capital naturel puisqu'il consomme souvent ce dernier.

Deuxièmement, parce que la spécificité du capital naturel ne rend ni toujours possible, ni souhaitable, sa substitution par le capital artificiel. La substituabilité dans certaines limites n'est possible que pour les pays ayant un niveau de développement très avancé, alors que, pour ceux qui se trouvent au premier stade du développement, les deux formes de capital sont complémentaires. La relation de substitution est déterminée par la

⁴ Outre Godard (1994), Faucheux et Noël (1995), se reporter également à Victor (1991), Solow (1974), Dasgupta et Heal (1974), Stiglitz (1974).

productivité de chaque type de capital et par les préférences sociales; le capital naturel peut avoir un rendement plus élevé relativement au capital manufacturé parce que le marché n'est pas capable d'évaluer correctement les services rendus par l'environnement et ne peut donc déterminer le taux de substitution entre les deux. De toute manière, il existe un stock de capital naturel critique en dessous duquel se produisent des coûts sociaux inacceptables : puisque la substitution ne peut compenser les pertes de bien-être, la constance d'un stock de capital naturel devient une condition nécessaire pour le développement soutenable.

Troisièmement, le capital naturel contribue à maintenir la capacité de résilience de l'économie, ce qui est important surtout pour les économies peu diversifiées des pays en voie de développement. Le capital manufacturé pourrait remplir cette fonction, mais il lui manque une caractéristique essentielle : la diversité.

Quatrièmement, étant à la fois caractérisé par l'incertitude et l'irréversibilité, le capital naturel doit être géré avec beaucoup d'attention. L'environnement est imprévisible, puisque les effets d'interaction entre économie et environnement sont inattendus dans leur contenu et dans leur forme. De plus, le capital naturel lui-même se distingue du capital manufacturé pour l'irréversibilité de ses variations : il existe des seuils en dessus (capacité de charge) ou en dessous (stocks minimaux) desquels se produisent des phénomènes irréversibles.

III. — SIGNIFICATION POLITIQUE DE LA CONDITION DE SOUTENABILITÉ ET DIFFICULTÉS DE SA MESURE

Pour conserver un stock de capital naturel constant il faut décider de quel stock il s'agit et comment le mesurer. «Le stock en question peut être le stock existant au moment de la décision de le préserver ou bien le stock qui devrait exister» (Pearce *et al.*, 1990, p. 4-5). En ce qui concerne le choix du stock à préserver, Pearce considère qu'il y a plusieurs facteurs qui militent en faveur du stock existant.

Ce choix nous paraît un mélange de réalisme politique et de credo optimiste propre aux néoclassiques. On peut accepter de faire un choix en faveur du stock actuel parce qu'il serait trop difficile politiquement, encore que faisable, de reconstituer un stock théorique optimal antérieur. Ou bien parce qu'on estime qu'on est encore en deçà du stock théorique, puisque le progrès technique a une marge importante de substituabilité utilisable, et qu'on choisit prudemment de ne pas l'épuiser tout de suite.

Mais le choix de prendre comme référence le stock de capital naturel actuel a une implication politique certaine dans la mesure où il légitime l'utilisation passée du capital et la distribution des bénéfices dérivés de celle-ci. C'est tout l'enjeu du débat sur la biodiversité et l'effet de serre au sommet de Rio qui a révélé une fracture Nord-Sud et d'énormes intérêts politiques et économiques contradictoires autour de ce choix. Même si l'idée de l'existence d'une dette écologique du Nord vers le Sud, soutenue par des scientifiques du Sud lors de réunions préparatoires au sommet de la Terre, n'est pas arrivée à la table des discussions ⁵, elle a fait son chemin. Selon les estimations du Global Commons Institute (GCI) de Londres «les pays industriels recevraient des pays pauvres du Sud une subvention annuelle à la consommation énergétique de 3 400 milliards de dollars, en contrepartie de laquelle [ils] n'oseraient offrir à travers le Fonds global pour l'environnement (GEF), et ce, d'une manière conditionnelle, qu'un montant représentant 0,00006% de leur dette envers le Sud» (GCI cité par Godard, 1994, p. 320). Le montant de cette dette n'aurait été calculé qu'en considérant les écarts actuels d'émissions de CO₂ par tête des différents pays par rapport à la moyenne nécessaire pour stabiliser la concentration des émissions atmosphériques de CO₂ à leur niveau de 1990. On pourrait ajouter que, puisque l'effet de serre est en réalité la conséquence des augmentations de concentration de CO₂ cumulées, le montant de la dette devrait cumuler l'usage passé de l'espace écologique de l'atmosphère et devrait donc être plus important!

On voit finalement que le choix de préserver le stock de capital naturel actuel implique des conséquences distributives fort discutables, dans la mesure où il légitime l'utilisation passée du capital naturel et la distribution des bénéfices dérivés de celle-ci. Il s'agit, en tout cas, d'un choix de nature politique qui relève du consensus construit autour de la question environnementale, au niveau national et international.

Quant à la mesure du stock de ressources naturelles, elle peut être appréhendée en termes physiques ou économiques.

Le fait de maintenir un stock physique de ressources naturelles constant «peut être intéressant en ce qui concerne les ressources renouvelables, mais n'a évidemment pas beaucoup de sens en ce qui concerne les ressources épuisables, car tout taux d'utilisation positif réduit le stock» (Pearce *et al.*, 1990, p. 10). Toutefois, «il n'y a pas moyen d'additionner les différentes quantités physiques (tonnes de charbon, mètres cubes de bois, litres d'eau, etc.)» (Pearce et Turner, 1990, p. 53). Le fait de mesurer

⁵ Lors d'une réunion préparatoire à Paris, le secrétaire général de l'UNCED, Maurice Strong, avait protesté contre l'insistance d'Argawal du Center for Science and Environment de New Delhi, à propos de l'existence d'une dette écologique des riches vers les pauvres, en lui rappelant qu'il avait payé son billet d'avion pour Paris (Martinez Alier, 1993).

le stock en termes physiques se heurte donc à l'hétérogénéité des quantités mesurées et à la volonté de maintenir un stock constant.

Si l'on définit le stock de capital naturel en termes économiques, on peut considérer différentes mesures. L'école de Londres en considère trois. Une première option : «l'approche économique standard serait d'évaluer chaque type de ressource en termes monétaires et en calculer la valeur monétaire agrégée totale»; dans ce cas, le capital naturel sera mesuré «en termes de valeur réelle constante du stock d'actifs naturels» (Pearce et Turner, 1990, p. 53). Une deuxième option serait de considérer la valeur unitaire en termes réels des services fournis par le capital naturel, ce qui impliquerait de maintenir constants les prix des ressources naturelles en termes réels : «si les prix reflètent la rareté absolue, des prix réels constants impliqueraient un stock de capital naturel constant modifié en ce sens» (Pearce et Turner, 1990, p. 53). Une troisième option serait de «penser à une valeur constante du flux de ressources du stock de capital naturel. Cela diffère du cas des prix constants, car on laisserait la quantité baisser et le prix augmenter, en maintenant la valeur constante.» (Pearce et Turner, 1990, p. 53)

Mais la mesure de la valeur du stock pose également quelques problèmes. Les prix ne sont pas toujours une bonne référence, parce qu'ils peuvent être influencés par des imperfections du marché et par d'autres éléments : «la variable prix doit être interprétée avec beaucoup d'attention pour qu'elle reflète toutes les valeurs économiques liées aux ressources multifonctionnelles. Les problèmes d'évaluation sont extraordinaires, surtout si l'on intègre des fonctions telles que la contribution à la réduction de catastrophes futures. Une complication ultérieure est posée par la présence de discontinuités (comme par exemple celles liées aux effets de seuil) dans la fonction d'évaluation.» (Pearce *et al.*, 1990, p. 10) De toute manière il y a des ressources qui n'ont pas de prix de marché et l'évaluation nécessite des prix fictifs ou implicites.

Face à ces difficultés, Pearce propose de s'appuyer sur d'autres prix, déterminés sur la base du concept de valeur économique totale⁶. Celle-ci inclut la valeur d'usage, la valeur d'option (à laquelle certains auteurs ajoutent une valeur de quasi-option), la valeur d'existence et la valeur de legs. La valeur d'usage est représentée, dans le schéma néoclassique avalisé par Pearce, par la valeur économique marchande; la valeur d'option exprime le consentement à payer d'un individu pour l'utilisation éventuelle d'un bien ou d'un service environnemental dans le futur (Weisbrod, 1964); la valeur de quasi-option est la valeur attachée

⁶ Pour une analyse approfondie des différentes composantes de la valeur économique totale, se reporter à Pearce et Turner (1990, p. 120-140) ou à Faucheux et Noël (1995, p. 212-216).

par les agents à la préservation de la réversibilité d'une action face à une forte incertitude (Arrow et Fisher, 1974); la valeur d'existence s'exprime sous la forme d'un consentement à payer pour un non-usage (Krutilla, 1967); la valeur de legs consiste à donner une valeur à un bien ou d'un service environnemental en considération de la valeur d'existence que les générations futures pourront lui reconnaître.

De tels prix refléteraient les caractéristiques des biens qui ne se prêtent pas à une évaluation monétaire directe par le marché. Les techniques d'évaluation utilisées pour la révélation des préférences, telles que le consentement à payer ou à recevoir des agents économiques, suscitent toutefois de nombreuses réserves reconnues par les économistes de l'école de Londres eux-mêmes. Par exemple, les concepts de consentement à payer et à recevoir ne sont pas équivalents puisque la valeur associée à la première se révèle empiriquement inférieure à la deuxième, ce qui s'explique en partie par des raisons psychologiques⁷. L'évaluation contingente comporte en outre de nombreux biais conceptuels, hypothétiques et opérationnels : par exemple, les agents peuvent avoir intérêt à ne pas révéler leurs préférences, à ne pas être cohérents avec leurs choix antérieurs (biais stratégiques et problème du *free rider*). Il existe aussi des problèmes méthodologiques liés à la récolte, à la mesure et à l'analyse des données, tels que l'identification de variables indépendantes ou des difficultés de calcul concernant le choix des formes fonctionnelles et la corrélation des variables de pollution; enfin des interrogations sur les effets des hypothèses et des interprétations économiques à adopter (Pearce *et al.*, 1989, p. 82-92).

De plus, si même la valeur économique totale augmente au fur et à mesure que la ressource naturelle s'épuise, la valeur économique du stock peut bien demeurer constante avec pour conséquence le fait que la raréfaction de la ressource ne sera pas mise en évidence.

Cependant, malgré tous ces problèmes, les économistes de l'école de Londres ont décidé d'évaluer monétairement le stock de capital naturel à travers des prix fictifs déterminés sur la base du concept de valeur économique totale de Pearce. La règle de soutenabilité va donc prendre les formes suivantes : la consommation du stock de capital naturel critique ne doit pas excéder certaines limites, la valeur économique totale des stocks de capital naturel doit rester constante, la valeur des flux de revenu (produit du flux par la quantité utilisée) provenant du capital naturel doit rester constante.

⁷ Comme le notent Faucheux et Noël (1995, p. 229) citant Barde (1992, p. 92) : «les psychologues parlent à ce propos de "dissonance cognitive". On répugne plus à perdre ce qui nous appartient de droit que l'on désire bénéficier d'un gain».

En définitive, l'évaluation du stock de capital naturel ne se faisant qu'en termes économiques, contrairement aux annonces de départ, on peut s'interroger sur la signification concrète de la condition posée et sur sa portée écologique. On ne voit pas tellement, où est la différence par rapport à la condition de soutenabilité des néoclassiques, qui postulent une substituabilité parfaite entre les différentes formes de capital.

IV. – LE MODÈLE DE SOUTENABILITÉ ET SA CRITIQUE

Un modèle de croissance optimale basé sur trois catégories de contraintes environnementales, intégrant les conditions de soutenabilité, est élaboré. La première contrainte implique que l'utilisation des ressources naturelles ne dépasse pas le seuil de leur taux de renouvellement, la deuxième que les ressources épuisables soient prélevées à un taux qui permette leur substitution par des ressources similaires, et la troisième que l'émission de déchets ne dépasse pas la capacité d'assimilation du milieu.

Mis à part les problèmes d'évaluation posés par les deux premières, la dernière condition induit de nouveaux problèmes de définition et de mesure : est-il possible d'évaluer avec une précision raisonnable la capacité d'assimilation d'un milieu compte tenu des incertitudes fondamentales qui caractérisent les phénomènes écologiques ? L'expérience nous a démontré que les émissions considérées comme inoffensives se sont ensuite révélées loin de l'être, particulièrement si l'on prend en compte les phénomènes cumulatifs. Ainsi en est-il de l'effet de serre, suite à l'augmentation de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère, ou bien encore de l'eutrophisation causée par l'excès de nutriments dans l'eau. Les limites de la capacité d'assimilation du milieu se révélant lorsque les dégâts se sont déjà produits et qu'il n'y a aucun moyen de prévoir si ces dégâts seront ou ne seront pas réversibles et dans quelle mesure ils le seront. Pearce et ses collègues sont bien conscients des problèmes posés par l'irréversibilité en écologie. Toutefois, ils font confiance aux écologues et scientifiques pour définir la capacité de charge ou d'assimilation du milieu. Or la notion même de «capacité de charge» est controversée et il n'y a pas de consensus chez les écologues quant à sa pertinence ; en particulier, cette notion ne pourrait s'appliquer qu'aux systèmes fermés, qui sont loin de représenter la règle dans le monde réel⁸.

Indépendamment des problèmes de choix ou de mesure déjà abordés que pose la condition du maintien d'un stock de capital naturel constant,

⁸ A ce sujet, voir Hervé Lebras (1995).

l'on peut tout aussi bien s'interroger sur la pertinence de la notion de stock pour traiter des ressources naturelles au vu de la relativité de la notion d'abondance ou de rareté de ces mêmes ressources. Ces notions font référence au système de valeurs d'une organisation sociale donnée, aux besoins qu'elle exprime et à la représentation des ressources qui est la sienne. Si ce système de valeurs est centré sur la croissance et si on légitime une construction statique et purement déterministe des seules interactions possibles entre écosystèmes humains et naturels en termes d'extraction et de dégradation d'un stock donné de ressources, comprendre qu'il n'y aura jamais assez de ressources pour satisfaire les besoins n'est qu'une simple question de bon sens.

La condition du maintien du stock de capital naturel est censée satisfaire les critères d'équité intra- et inter-générationnelle. Le choix de préserver un stock de capital naturel ne peut que dépendre des possibilités concrètes de doser de manière opportune capital naturel et capital manufacturé. Or les deux types de capital sont distribués de manière inégale dans les différents pays et échangés par le commerce international. A partir du moment où l'on reconnaît que le capital naturel est systématiquement sous-évalué à cause de la gratuité des services environnementaux, il s'ensuit que la dotation relative des différents pays dans les deux formes de capital est elle-même le fruit de cette sous-évaluation cumulée au cours de l'histoire. Comme la demande internationale des deux formes de capital ne peut que refléter cette dotation relative, même en admettant que l'environnement soit actuellement évalué à son juste prix, rien ne saurait garantir l'équité intra-générationnelle du système de prix qui en résulterait, puisqu'il serait cohérent avec la distribution cumulée réalisée sur la base de prix incorrects. Une solution pourrait être de distribuer de manière égalitaire non seulement des droits de propriété sur l'environnement et sur le capital naturel, mais aussi sur le capital manufacturé. Mais cette hypothèse n'est pas reprise par Pearce et ses condisciples, peut-être parce qu'elle ressemble trop à des idées démodées...

Quant à l'équité inter-générationnelle, dans l'idée de laisser une égale dotation de ressources aux générations futures, elle n'échappe pas aux limites de toute approche économique du problème : l'impossibilité de connaître et donc de prendre en compte, si ce n'est de façon arbitraire, les préférences des générations futures. Ces préférences ne peuvent être déduites que d'hypothèses de comportement faites à partir de la génération présente. D'une manière générale, la prise en compte du futur par l'analyse économique se heurte au problème fondamental qui est celui de sa sous-estimation systématique dans le mécanisme de l'actualisation. En sus du problème du choix nécessairement arbitraire du taux d'actualisation, la référence monétaire ne saurait servir à l'analyse

au-delà de quelques dizaines d'années : même en choisissant un faible taux de l'ordre de 4%, la valeur initiale sera réduite des deux tiers trente années plus tard, ce qui déjà crée des marges d'incertitude élevées alors que les choix en matière d'environnement portent sur des périodes beaucoup plus longues⁹. En fait, beaucoup de décisions collectives et même individuelles ne tiennent pas compte de la dépréciation du futur, car leur rationalité relève aussi de critères extra-économiques qui fondent une logique de conservation du patrimoine.

En définitive, le modèle introduit la soutenabilité écologique sous forme de contraintes supplémentaires à appliquer aux critères habituels d'optimisation de l'utilité collective future. Cependant, malgré leur reconnaissance de la dépendance de l'économie vis-à-vis de l'environnement et de la multifonctionnalité de ce dernier, ces économistes, devant le problème de l'évaluation des conditions de la soutenabilité, choisissent comme seuls critères de soutenabilité écologique les critères monétaires. Ainsi, d'un côté l'école de Londres prétend reconnaître la dépendance de l'économie de l'environnement, mais de l'autre elle reste prisonnière d'une vision purement économique de celui-ci et du formalisme néoclassique.

V. – UNE APPROCHE «ORWELLIENNE»?

Le procédé intellectuel suivi nous paraît à ce point présenter les caractères du *doublethink* du 1984 de George Orwell. Au départ, un postulat affirmant que le capital naturel est fondamental pour le développement soutenable. Que le choix du stock soit difficile, on le rend facile en choisissant le stock actuel. On affiche la nécessité de préservation du stock, mais dans l'impossibilité de définir des normes en termes physiques, on choisit son évaluation économique malgré ses inconvénients puisque finalement on n'en a pas d'autres. Le fait que les prises de décision soient basées sur des procédures d'évaluation contingente, donc *ipso facto* extrêmement variables, ne semble pas poser de problèmes majeurs. En somme, le traitement du capital naturel est arbitraire. Mais, de toute manière, ces difficultés doivent être relativisées car le marché

⁹ Un exemple peut-être extrême, mais indicatif de l'écart méthodologique, est constitué par les déchets nucléaires : comment peut-on évaluer en termes économiques les coûts de la gestion de substances hautement radioactives dont la vie moyenne est de 24 000 années ? Lorsqu'on nous dit que l'électricité nucléaire est moins chère que d'autres sources, comment ne pas penser qu'il y a forcément une part de mensonge ?

conduit à des solutions optimales. Qu'est-ce qui garantit qu'à l'optimum de marché correspondra une prise en compte satisfaisante de l'environnement? La cohérence de leur cadre théorique n'est garantie que si l'on postule, implicitement ou explicitement, l'existence d'une marge de substituabilité entre capital manufacturé et capital naturel relativement élevée pour permettre au progrès technologique de résoudre les problèmes. Cette affirmation rentre en contradiction avec l'hypothèse de départ d'une substituabilité limitée; elle éloigne définitivement ces économistes londoniens de l'hypothèse de complémentarité stricte de la «soutenabilité forte». Finalement, si l'on accepte ce credo, le capital naturel ne représente pas une limite incontournable pour le développement soutenable, il n'en est donc pas un élément fondamental. En somme, la conclusion contredit l'hypothèse de départ, mais on est prié d'accepter les deux. L'exercice de «double pensée» est bouclé : Big Brother est satisfait.

Tout en restant conscients des limites d'une analyse qui reste exclusivement économique, Pearce et les siens continuent dans leur exercice de *doublethink*? Quelles en sont les raisons?

D'une part, il semble que l'économiste, confortablement prisonnier de son jargon et de ses modèles, rechigne à déclarer forfait pour les problèmes qu'il ne peut résoudre, en particulier à reconnaître les limites de la notion d'équilibre appliquée à l'économie des ressources naturelles et de l'environnement, ce qui l'obligerait à s'ouvrir sur les autres sciences sociales...

D'autre part, le discours de l'économiste tourne de plus en plus autour de notions telles que celles d'optimum, de progrès, de développement, mots dont on n'interroge plus la signification concrète et que l'on peut rattacher au *duckspeak*¹⁰ orwellien... Celui-ci n'ayant pour fonction que de présenter celui qui l'emploie comme le détenteur d'une formule magique capable de résoudre tous les problèmes et de rendre tout le monde heureux. Ce langage, incompréhensible pour les non-économistes, n'a-t-il pas pour fonction principale le maintien du *statu quo* et la reconnaissance du rôle des experts?

¹⁰ Le *duckspeak* est, dans le 1984 de Orwell, le discours politique et idéologique de ceux qui parlent le *newspeak* dont le but est non seulement de fournir un mode d'expression aux idées générales et aux habitudes mentales des dévots du parti, mais aussi de rendre impossible tout autre mode de pensée (Orwell, 1950, p. 422). Puisque tous les mots qui permettraient d'exprimer des idées non orthodoxes auraient été éliminés du vocabulaire, le discours ne pourrait que répéter les mêmes concepts. Les professionnels de la politique finiraient par parler sans même avoir besoin de réfléchir à ce qu'ils disent. L'acte de la parole résulterait désormais d'un acte purement mécanique, le langage articulé sortant du larynx sans mettre d'aucune façon en jeu les centres les plus élevés du cerveau : le *duckspeak* (Orwell, 1950, p. 434).

Est-ce qu'une notion comme celle d'équilibre a un sens dans la réalité? Est-il légitime de confondre si légèrement les aspects positivo-descriptifs des modèles économiques et les implications normatives qu'une évaluation monétaire implique? Est-il possible pour l'économiste de tenir un discours sans faire appel à des notions aussi réductrices que normatives, sans être obligé de nier ses propres limites et de refuser de faire appel à d'autres sciences?

CONCLUSION : LE DÉVELOPPEMENT SOUTENABLE EST-IL RÉALISABLE?

Les problèmes liés à la finitude de la biosphère peuvent-ils être envisagés comme un problème de gestion?

Wolfgang Sachs voit deux perspectives fondamentalement différentes concernant l'écologie globale : d'un côté «la tentative technocratique de maintenir à la surface le développement (dans sa conception traditionnelle) en repoussant la marée malgré le saccage et la pollution» et de l'autre «une tentative culturelle pour surmonter l'hégémonie des valeurs occidentales et sortir graduellement de la course au développement» (W. Sachs, 1993, p. 66).

«Dans le premier cas, la tâche principale est la gestion des limites biophysiques du développement. Il faut utiliser tout notre pouvoir de prévoyance pour tenir le développement sur le bord du précipice, en surveillant, en mesurant et en manœuvrant d'une manière continue les limites physiques.» (W. Sachs, 1993, p. 66-67) C'est bien cela, la logique du développement soutenable.

«Dans le deuxième cas, le défi consiste à définir les limites culturelles et politiques au développement. Chaque société doit trouver ses propres modes de prospérité, pour tenir le cours de l'histoire à bonne distance du précipice, en vivant harmonieusement à un niveau de production stabilisé ou en décroissance. C'est comme conduire à grande vitesse vers le ravin. Il n'y a que deux possibilités : se doter d'un radar et d'un conducteur capable de tenir la route en conduisant le long du bord, ou réduire la vitesse et s'éloigner du précipice en regardant à droite et à gauche, sans trop se préoccuper de la conduite.» (W. Sachs, 1993, p. 67)

La métaphore utilisée par Wolfgang Sachs nous semble bien montrer la nature de la problématique du développement soutenable. Est-il pertinent de poser le problème en termes d'optimisation, alors que celle-ci présuppose un niveau d'information sur les ressources naturelles et l'environnement très élevé, ce qui est loin d'être le cas, et dont on peut douter de l'acquérir un jour? Avec l'incertitude qui caractérise les contraintes environnementales, comment peut-on prétendre rechercher des solutions

optimales? La réponse ne peut que procéder d'un acte de foi dans le progrès.

On peut observer que le développement doit être rendu soutenable parce qu'il est actuellement insoutenable. Mais qu'est-ce qui est insoutenable, le développement ou la croissance qui en demeure une composante incontournable? Et au fond, dans la rhétorique du développement soutenable, n'y a-t-il pas un effort de légitimer la croissance, elle insoutenable? Comment ne pas voir dans ce flou sémantique un danger de «double pensée»? Comme le remarque Serge Latouche : «qu'on le veuille ou non, on ne peut pas faire que le développement soit différent de ce qu'il a été. Le développement a été et est l'occidentalisation du monde, la guerre économique et la prédation de la nature. Tant qu'on continuera à lutter contre les effets et les méfaits écologiques du développement en se mettant sous la protection de sa bannière, on encouragera, qu'on le veuille ou non, l'arrogance des économistes qui peuvent fort bien récupérer ces revendications environnementales et les retourner contre leurs auteurs.» (Latouche, 1994, p. 86)

L'économie du bon sens nous apprend qu'on ne peut avoir le beurre et l'argent du beurre : le développement soutenable n'essaie-t-il pas de nous persuader du contraire? Comme le remarque non sans humour Marie-Dominique Perrot : «Le rapport [Bruntland, N.D.L.R.] dans son ensemble montre que l'objectif poursuivi ne vise pas tant à limiter l'opulence économique et le gaspillage des puissants (au Nord comme au Sud) qu'à proposer une sorte de saut périlleux fantasmatique qui permette de garantir le beurre (la croissance), l'argent du beurre (l'environnement), ainsi que le surplus du beurre (la satisfaction des besoins fondamentaux) et même l'argent du surplus (les aspirations de tous aujourd'hui et à l'avenir).» (M.-D. Perrot, 1993, p. 79)

L'enjeu n'est-il pas, plutôt que de rendre le développement soutenable, de conduire l'action anthropique à l'intérieur de la biosphère dans des limites de soutenabilité, en redéfinissant le développement? Pour ce faire, celui-ci doit se libérer de l'idée de croissance, abandonner les objectifs d'optimisation pour adopter une perspective d'objectifs intermédiaires qui rechercherait l'efficacité sans oublier la notion de suffisance comme objectif primaire. Il est important de diminuer les inputs, mais les limites de la planète nous imposent également d'abandonner la maximisation des outputs pour viser plutôt à un meilleur partage de ceux-ci. Dans cette perspective, un changement radical d'ordre culturel devient une priorité, ce qui conduit à une redéfinition des besoins humains, avant tout en termes de dignité et de participation.

Finalement, une révolution culturelle ne s'impose-t-elle pas, qui libérerait l'homme d'une perception de l'environnement vu à la fois

comme ennemi et terre de conquête? Cette révolution culturelle comporterait une prise de conscience de ses propres limites, comme celles de la biosphère, dont l'homme fait partie. Le concept de limite doit être pris en compte dans toutes les activités humaines, en commençant par la redéfinition des besoins matériels, pour qu'il soit possible de les satisfaire de façon sûre pour tous, en créant à la fois des espaces de vie et de sociabilité non consuméristes.

En ce sens, le Nord a certainement plus à apprendre du Sud qu'il ne peut lui apprendre, en particulier des cultures indigènes dont le cadre cognitif et social a longtemps permis une récolte pérenne des ressources renouvelables et la minimisation des risques dus à l'introduction de nouvelles technologies (Grenand et Grenand, 1996). Ne peut-on conclure avec Serge Latouche que «les exclus du développement, les laissés-pour-compte de la modernité, les naufragés de la grande société sont sans doute mieux armés que les Occidentaux pour conclure avec la Nature une nouvelle alliance qui renoue par-delà le viol de l'Occident avec l'harmonie cosmique» (Latouche, 1994, p. 94)?

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ARROW K.J., FISHER A., «Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility», *Quarterly Journal of Economics*, 88, 1974, p. 312-319.
- BARDE J.-P., *Economie et politique de l'environnement*, PUF, Paris, 1992.
- BROMLEY D.W., «The Commons, Common Property and Environment Policy», *Environmental and Resource Economy*, 2, 1992, p. 1-17.
- CLARK C.W., «Profit Maximization and the Extinction of Animal Species», *Journal of Political Economy*, 81, 4, 1973, p. 950-961.
- COASE R.H., «The Problem of Social Cost», *The Journal of Law and Economics*, Vol. 3, October 1960, p. 368-391.
- DASGUPTA P.S., HEAL G.M., «The Optimal Depletion of Exhaustible Resources», *Review of Economic Studies*, Symposium Issue, 1974, p. 1-23.
- FAUCHEUX S., NOEL J.-F., *Economie des ressources naturelles et de l'Environnement*, Paris, Armand Colin, 1995.
- GODARD O., «Le développement durable : paysage intellectuel», *Nature, Sciences, Sociétés*, 2(4), Paris, 1994.
- GRENAND P., GRENAND F., «Il ne faut pas trop en faire. Connaissance du vivant et gestion de l'environnement chez les Wayapi (Amérindiens de Guyane)» in J.-Y. Weigel (éd.), «Les ressources naturelles renouvelables, Pratiques et représentations», in *Cahiers des sciences humaines*, vol. 32, n° 1, 1996.
- HARDIN G. : «The Tragedy of the Commons», *Science*, Vol. 162, 1968, p. 124-142.
- HENNINGER N., *Socio-Economic Impact and Sustainability Indicators for K2*, Working Paper, CIDE World Resource Institute, Washington DC, April 1993.

- KRUTILLA J.V., «Conservation Reconsidered», *American Economic Review*, 57, 1967, p. 777-786.
- LATOUCHE S., «Développement durable : un concept alibi. Main invisible et mainmise sur la nature» in *Revue Tiers-Monde*, Tome XXXV, n° 137, Paris, PUF, janvier-mars 1994, p. 77-94.
- LEBRAS H., *Les Limites de la planète : mythes de la nature et de la population*, Paris, Flammarion, 1995.
- MARTINEZ ALIER J., «Après Rio : l'écologisme des pauvres», *Ecologie politique*, n° 6, Paris, 1993.
- ORWELL G., 1984, Gallimard, Paris, 1950.
- PEARCE D., BARBIER E.B., MARKANDYA A., *Blueprint for a Green Economy*, Earthscan, London, 1989.
- PEARCE D., BARBIER E.B., MARKANDYA A., *Sustainable Development : Economics and Environment in the Third World*, Edward Elgar, London and Earthscan, London, 1990.
- PEARCE D. W., TURNER R.K., *Economics of Natural Resources and the Environment*, Harvester Wheatsheaf, Hemel Hempstead, Hearst, 1990.
- PERROT M.-D., «Anarchipel de la pensée ordinaire», in *Si... Regards sur le sens commun*, Neufchatel, J. Hainard et R. Kaehr, eds, Musée d'ethnographie, 1993.
- SACHS I., *L'Ecodéveloppement*, Syros, Paris, 1993.
- SACHS W., «Le ombre dello sviluppo sull'ecologia», *Capitalismo, Natura, Socialismo*, Anno 3, n° 1, Marzo, Datanews, Roma, 1993.
- SOLOW R., «The Economics of Resources or The Resources of Economics», *American Economic Review*, 64, Papers and Proceedings (2), 1974, p. 1-14.
- STIGLITZ J.E., «Growth with Exhaustible Natural Resources : Efficient and Optimal Growth Paths», *Review of Economic Studies*, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, 1974, p. 123-137.
- VICTOR P., «Indicators of Sustainable Development : Some Lessons from Capital Theory», *Ecological Economics*, 1991 (4), p. 191-213.
- VIVIEN F.-D., *Economie et écologie*, Paris, La Découverte, 1994.
- WCED (World Commission on Environment and Development), *Our Common Future*, Oxford University Press, New York, 1987.
- WEISBROD B., «Collective Consumption Services of Individual Consumption Goods», *Quarterly Journal of Economics*, 89, August 1964, p. 371-392.

**DEUXIÈME PARTIE :
DE QUELQUES APPROCHES HÉTÉRODOXES**



L'élaboration d'une convention d'environnement pour la biodiversité : quels enjeux?*

Franck-Dominique Vivien

Hermes-CERAS, Université de Reims.

Martine Antona

CIRAD-GERDAT, Green, Paris.

Michel Trommetter

INRA/SERD, Grenoble.

Cet article vise à montrer qu'un recours à la notion de convention est nécessaire pour appréhender la construction sociale d'un problème global d'environnement, tel que le maintien de la diversité biologique. Les conditions et le lieu d'une gestion collective de la biodiversité s'élaborent au sein d'une «convention d'environnement» qui fournit aux différents acteurs un référentiel commun en termes d'objectifs, de diagnostics, de mécanismes institutionnels ou de politiques à mettre en œuvre. L'approche conventionnaliste permet alors de mettre l'accent sur les conflits de légitimité.

Resorting to the concept of conventions is desirable for analysing the social construction of a global environmental issue, like the upholding of

* Cet article reprend le texte de deux communications, Vivien *et al.* (1996), et Aubertin *et al.* (1996), faites au colloque «Ecologie, Sociétés, Economie : quels enjeux pour le développement durable?» qui s'est tenu à Saint-Quentin-en-Yvelines du 23 au 25 mai 1996.

biodiversity. The conditions and the scene for a collective management of the biodiversity problems might be elaborated in «environmental conventions», which provide stake-holders with a common system of reference relating to the objectives, diagnosis, institutional workings or policies to be implemented. So the conventions approach allows to point out the legitimacy conflicts.

INTRODUCTION

L'émergence des problèmes globaux d'environnement (pluies acides, diminution de la couche d'ozone, risque de changement climatique) dans les années 1980 a considérablement modifié la manière dont les économistes percevaient la construction sociale des problèmes d'environnement. L'ignorance et l'incertitude y règnent en effet à tous les niveaux de l'expertise, les dommages potentiels y sont mal cernés, les causalités et les responsabilités ne sont pas clairement établies, les intérêts concernés sont mal identifiés, apparaissant soit comme des tiers absents (les générations futures par exemple), soit comme des agents indirectement touchés par le problème en question. Ces caractéristiques particulières des problèmes globaux d'environnement quant à l'information disponible et aux intérêts en cause, ce qu'à la suite d'Olivier Godard (1993) on peut désigner comme des «univers controversés», renouvellent la question de l'organisation de l'action collective. En effet, comme l'ont montré, par exemple, Sylvie Faucheux et Jean-François Noël (1990), Olivier Godard (1992), Jean-Charles Hourcade *et al.* (1992), la scène publique où se construit socialement le problème d'environnement global et où s'élabore la décision collective est le fruit d'un jeu complexe d'acteurs entre scientifiques, politiques, industriels, médias, associations écologistes, etc. Dans ces conditions de controverses et d'incertitude fondamentale, qui empêchent notamment le calcul de distributions de probabilités associées aux risques, la gestion collective du problème d'environnement ne peut reposer sur la seule rationalité des agents et sur le libre jeu de la régulation marchande. De même, la norme environnementale, qui permet à l'action collective de se déployer, ne peut naître d'un simple transfert de connaissances scientifiques dans les domaines du politique et du social. Les approches traditionnelles en économie de l'environnement et en économie des ressources naturelles, dont les prescriptions reposent sur ce qu'on peut appeler un «univers stabilisé¹», sont ainsi mises en défaut par les problèmes globaux d'environnement.

¹ Par cette expression, Olivier Godard (1993, p. 149) désigne «la configuration où les dommages actuels ou potentiels sont réversibles et perçus directement par les individus, où

Entendant redéfinir et relativiser la place de l'échange marchand, les théoriciens des conventions ont mis l'accent sur les principes constitutifs et le produit des modes de coordination collective, qu'ils soient marchands ou non. «L'accord entre les individus, même lorsqu'il se limite au contrat d'un échange marchand, n'est pas possible sans un cadre commun, sans une convention constitutive», écrivent ainsi Dupuy *et al.* (1989, p. 142). Cette nécessité de construction et de maintien d'une convention commune², comme produit et condition de la coordination collective, apparaît plus nécessaire encore, comme l'avait montré Keynes (1936, p. 167) dans le chapitre XII de la *Théorie générale*, dans un univers décisionnel caractérisé par de l'incertitude. Les études des théoriciens des conventions ont porté sur les conventions du travail (Salais, 1989), les conventions financières (Orléan, 1989) et les conventions de qualité (Eymard-Duvernay, 1989). C'est à partir de ces travaux que la notion de «conventions d'environnement» a été développée par Olivier Godard (1993) pour rendre compte de l'élaboration des processus cognitifs et décisionnels collectifs à l'œuvre dans le cadre des problèmes globaux d'environnement. Ces conventions, ces accords sur des savoirs communs et des pratiques communes, portent aussi bien sur des diagnostics, des solutions techniques, des objectifs à atteindre que sur des mécanismes institutionnels ou des instruments de politique environnementale à mettre en œuvre. Ces éléments apparaissent comme autant de «cadres normatifs» (Mormont, 1995, p. 19), c'est-à-dire comme l'expression de volontés et d'engagements à agir dans un cadre particulier, en accord avec une certaine vision du monde. Ne devant être ni prématurées, ni rigides, il importe, d'une part, que les conventions d'environnement global préservent l'univers des options et des choix et, d'autre part, qu'elles définissent des objectifs clairs qui permettent aux acteurs de faire jouer leur rationalité et leurs anticipations. Ainsi, en ce qui concerne les problèmes de la diminution de la couche d'ozone et de la prévention contre le risque climatique, le débat visant à définir l'action collective s'est organisé autour de deux grands thèmes : premièrement, la fixation de normes environnementales négociées au niveau global qui s'appuient sur des connaissances scientifiques et des choix technologiques;³ deuxièmement, l'évaluation

seuls les intérêts et préférences de ces derniers entrent directement en jeu et où les problèmes sont scientifiquement stabilisés».

² Selon Dupuy *et al.* (1989, p. 142), le terme convention «désigne le dispositif constituant un accord de volontés tout comme son produit, doté d'une force normative obligatoire, la convention doit être appréhendée à la fois comme le résultat d'actions individuelles et comme un cadre contraignant les sujets».

³ Interdiction d'utilisation de substances chlorées ou bromées décidée lors du protocole de Montréal en 1987 et engagement de la Communauté européenne de stabiliser en l'an 2000 ses rejets de gaz carbonique à leur niveau de 1990

des instruments de régulation auxquels on peut recourir pour modifier les comportements des acteurs concernés (voir, par exemple OCDE, 1992). Là encore, on peut utiliser la grille de lecture proposée par des auteurs conventionnalistes comme Luc Boltanski et Laurent Thévenot (1987) pour montrer que la question des conflits de légitimité se cache toujours derrière celle de l'efficacité des politiques et le choix des instruments. Ainsi, écrit Olivier Godard (1989, p. 216), les instruments de politique environnementale impliquent toujours plus qu'eux-mêmes, ils engagent «un réseau d'affinités avec certains dispositifs sociaux, certaines représentations de la nature, certains types d'intérêts humains, et certaines conceptions de l'organisation et de la coordination de la vie en société». Ces instruments ne doivent donc pas être jugés du seul point de vue de l'efficacité, mais surtout et avant tout du système de légitimité dans lequel ils s'enracinent.

Que ce soit au plan institutionnel, politique ou scientifique, l'érosion de la diversité biologique, déjà inscrite sur l'agenda international, apparaît aujourd'hui comme un des problèmes d'environnement global appelant des solutions avec le plus d'urgence. On en veut pour preuve la signature d'une convention sur la diversité biologique lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992, le financement d'un certain nombre de projets pour la protection d'espèces ou d'écosystèmes par le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) depuis 1992 ou la multiplication d'accords bilatéraux pour la réalisation d'inventaires, la collecte et les possibilités de dépôt de brevets et d'exploitation commerciale des produits dérivés de ressources biologiques indigènes. Ces différentes manifestations montrent bien que la construction sociale du problème de la diversité biologique est en cours, ce dont nous nous efforcerons de rendre compte tout au long de ce texte en reprenant la grille de lecture d'inspiration conventionnaliste élaborée par Olivier Godard (1993). La controverse scientifique y est cependant encore très importante, tant sur l'ampleur que sur la gravité du phénomène : les écologues apparaissent divisés ou pour le moins circonspects sur ce qui est important ou ce qui ne l'est pas en ce qui concerne la diversité biologique. Cette difficulté à élaborer un savoir commun, jointe à ce climat d'urgences caractéristiques des problèmes globaux d'environnement, semble avoir pour conséquence que la construction sociale du problème et de la convention d'environnement se fait essentiellement autour d'enjeux économiques. Nous rappellerons ainsi dans une première partie que la convention d'environnement sur la diversité biologique signée à Rio de Janeiro s'est polarisée autour du problème de la mise en valeur des ressources génétiques. La diversité biologique est d'abord conçue comme une matière première, un intrant dans divers processus de

production de diverses industries (pharmacie, cosmétique, chimie fine, agro-alimentaire...), une «ressource», un «capital naturel» qu'il convient d'exploiter rationnellement. Dans une seconde partie, nous nous penchons sur l'actuelle floraison de littérature théorique portant sur la valeur économique de la diversité biologique. En l'absence de normes scientifiques acceptées par tous, il nous semble que la norme économique qui émerge par le biais des théories et des procédures visant à donner une valeur au vivant est susceptible de devenir la norme sociale déterminant ce qui, à l'intérieur du monde du vivant, mérite ou non d'être préservé.

I. – LE PROCESSUS DE CONSTRUCTION SOCIALE DU PROBLÈME DE L'ÉROSION DE LA BIODIVERSITÉ

La Convention sur la diversité biologique signée lors du sommet de la Terre marque une rupture dans la prise de conscience des risques liés à l'érosion de la biodiversité. Dans le préambule de ladite convention (PNUE, 1992), les parties contractantes affirment, dans l'ordre, avoir conscience, d'une part, «de la valeur intrinsèque de la diversité biologique et de la valeur de la diversité et de ses éléments constitutifs sur les plans environnemental, génétique, social, économique, scientifique, éducatif, culturel, récréatifs et esthétique» et, d'autre part, «de l'importance de la diversité biologique pour l'évolution et pour la préservation des systèmes qui entretiennent la biosphère». Il convient cependant de bien voir que cette convention est un équilibre entre diverses préoccupations, entre plusieurs communautés d'intérêts. Comme tout problème d'environnement global, la construction sociale du problème de l'érosion de la diversité biologique est le fruit d'un jeu complexe d'acteurs. Elle répond à un certain nombre de faits stylisés, mis en évidence par Olivier Godard (1992) et Jean-Charles Hourcade *et al.* (1992) au sujet, notamment, du risque climatique.

1.1. La controverse scientifique

L'observation d'un risque de dommage environnemental mondial est rarement directe. Le déclenchement du processus de construction sociale des problèmes globaux d'environnement provient généralement du monde scientifique, sans qu'il corresponde nécessairement à une découverte proprement dite, et débouche sur l'alerte de l'opinion publique. Il se peut que des faits scientifiques, parfois connus depuis de nombreuses années, soient analysés différemment ou connaissent soudain une attention toute particulière. L'extinction des espèces et l'influence de

l'homme sur celle-ci sont des phénomènes étudiés depuis fort longtemps. Jean-Paul Deléage (1990, p. 66) rappelle ainsi avec quelle inquiétude le naturaliste français Tribolet, quelques années après la parution de *L'Origine des espèces* de Darwin, s'est efforcé de comptabiliser le nombre d'espèces que l'homme avait fait disparaître depuis le début de la civilisation. De même, on sait avec quels retentissements ont été perçues la disparition du dodo de l'île Maurice et du pigeon migrateur américain et la quasi-disparition du bison d'Amérique.

L'acuité avec laquelle on perçoit le problème se modifie cependant au cours des années 1980. Cela se traduit sémantiquement par l'apparition du mot «biodiversité» en 1986. Le problème n'est plus appréhendé au travers du cas d'espèces isolées, plus ou moins charismatiques; il s'agit désormais d'un phénomène global de destruction des milieux de vie à grande échelle. L'érosion de la diversité biologique vient prendre place aux côtés d'autres problèmes globaux d'environnement (pluies acides, diminution de la couche d'ozone) dont on a pris conscience un peu plus tôt. Celle-ci découle de la combinaison de phénomènes anthropiques qui ont pris une ampleur sans précédent, parmi lesquels sont cités l'homogénéisation des cultures agricoles, l'accroissement de la pression démographique, le développement de l'agriculture itinérante, l'accélération de la déforestation dans les régions tropicales. Un nombre important d'estimations de l'érosion biologique fleurissent au cours des années 1980, contribuant en même temps à la formation et à la confirmation du phénomène. Il n'en reste pas moins que, comme le rappellent Matthieu Glachant et François Lévêque (1993, p. 74), les données sont sujettes à controverse : on ne connaît ni le nombre exact d'espèces vivant sur terre⁴, ni le rythme de destruction des écosystèmes. Les scientifiques font donc un certain nombre d'hypothèses sur ces données à partir desquelles ils construisent des modèles de dynamique des populations. Suivant les modèles utilisés, les estimations des pertes globales de diversité par décennie varient ainsi de 2 à 10% du nombre d'espèces vivant actuellement, les chiffres globaux d'érosion vont de 5 à 25% des espèces jusqu'à une possible stabilisation qui pourrait intervenir, là encore il y a débat, entre les années 2000 et 2020. Selon Edward Wilson (1993, p. 328), un des auteurs qui, en parlant de «crise biologique» (Wilson, 1988), a le plus fait pour sensibiliser l'opinion publique à ce problème d'érosion du vivant, les extinctions anthropogéniques se feraient au rythme de cent espèces par jour, soit à un rythme 10 000 fois supérieur au rythme naturel. Dans ce cas, de 25 000 à 75 000 espèces devraient disparaître d'ici à l'an 2000.

⁴ Selon M. Glachant et F. Lévêque (1993, p. 71), 1,4 million d'espèces ont été répertoriées jusqu'à présent. Les estimations du nombre total d'espèces vivant sur terre sont comprises entre 5 et 40 millions.

L'humanité, écrit Wilson, a ainsi déclenché la sixième crise d'extinction d'espèces⁵ et ce en l'espace d'une génération. De son côté, Paul Ehrlich (1989) n'hésite pas à comparer les conséquences qu'aura sur l'humanité cette rapide érosion de la diversité biologique à celles que provoquerait un hiver nucléaire. Lié à l'irréversibilité, on retrouve le climat d'urgence qui caractérise l'univers controversé des problèmes globaux d'environnement. Même si la controverse sur l'ampleur du phénomène, ses causalités et ses conséquences est vive, les connaissances scientifiques apparaissent suffisamment concordantes pour en donner une représentation stable et socialement parlante. Il convient d'agir, alors même que les incertitudes scientifiques demeurent.

1.2 L'entrée en scène des intérêts économiques

«La biodiversité, écrit Edward Wilson (1993, p. 329), est l'une des plus grandes richesses de la planète, et pourtant la moins reconnue comme telle.» Deuxième étape de la construction sociale du problème d'environnement, le problème d'érosion de la diversité biologique sort du cercle des spécialistes des sciences du vivant et devient peu à peu une variable stratégique entre les mains des acteurs économiques. La diminution de la diversité biologique est un problème qui concerne au premier chef l'agriculture. La situation est en effet paradoxale puisque l'amélioration des plantes, bénéfique pour l'humanité, conduit à une homogénéisation des semences, à l'érosion progressive de la diversité (inter-semences et intra-semence) et à la disparition du réservoir de gènes que sont les cultivars locaux, et donc à une fragilisation des variétés commerciales faces aux maladies ou aux prédateurs. Les ressources biologiques sont aussi des matières premières pour nombre d'industries (pharmacie, cosmétique agro-alimentaire...). Un nombre croissant d'évaluations ont été faites durant les années 1980 pour tenter d'apprécier l'importance économique et industrielle de la diversité biologique. Les pays du Sud, au sein de la Food and Agriculture Organization (FAO) notamment, font entendre de plus en plus fort leurs revendications d'un partage plus équitable des richesses produites à partir des ressources biologiques et du matériel génétique collectés gratuitement sur leurs territoires.

⁵ «Les cinq grandes extinctions de masse, écrit E. Wilson (1992, p. 43) se sont produites dans l'ordre suivant, aux périodes géologiques et aux dates indiquées ci-après (en million d'années avant notre époque) : Ordovicien, 440 millions d'années; Dénovien, 365 millions d'années; Permien, 245 millions d'années; Trias, 210 millions d'années et Crétacé, 66 millions d'années. Une grande quantité de fluctuations de second et de troisième ordre sont intervenues aussi, mais ces cinq désastres se situent à l'extrémité de la courbe des événements violents.»

Pistorius et Van Wijk (1993) notent que les cent vingt substances chimiques pures qui servent à fabriquer des médicaments dans le monde proviennent aux deux tiers de plantes supérieures des régions tempérées. Noam Chomsky (1994, p. 53) rappelle que la valeur annuelle du marché mondial des produits dérivés des plantes médicinales découvertes par les peuples indigènes est estimée, par l'ethnobotaniste Darrell Posey, à quarante-trois milliards de dollars. Les spécialistes ont tous en mémoire la découverte au Mexique du matériel génétique résistant au champignon qui dévastait les cultures de maïs nord-américaines depuis le début des années 1970, et qui occasionnait des pertes estimées à deux milliards de dollars (CMED, 1987, p. 185). En s'appuyant sur des travaux d'experts, l'étude de R. et C. Prescott-Allen (1986) conclut que l'apport annuel des ressources génétiques sauvages à l'agriculture américaine est évaluée à trois cent cinquante millions de dollars (en valeur de 1980).

La signature d'accords bilatéraux entre firmes et Etats est une autre manifestation de ce positionnement stratégique des acteurs économiques. On a beaucoup parlé du fameux accord conclu en 1991 entre la firme pharmaceutique américaine Merck et l'Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), organisme privé à but non lucratif, dépendant du ministère des ressources naturelles, de l'énergie et des mines du Costa Rica. Aux termes de cet accord (Pistorius et Van Wijk, 1993), en échange de mille échantillons biologiques fournis par INBio, Merck a consenti un budget de 1 135 000 dollars sur deux ans pour des recherches et des échantillonnages et s'engage à verser des royalties sur tout produit commercial obtenu grâce au matériel biologique reçu. D'un côté, Merck espère pouvoir découvrir des composés pharmaceutiques prometteurs (l'entreprise garde l'exclusivité d'exploitation des échantillons fournis pendant deux ans) et le cas échéant déposer des brevets. De l'autre côté, INBio entend financer ainsi une partie de l'inventaire complet de la diversité biologique du Costa-Rica, une tâche gigantesque qui devrait durer dix ans et coûter trente millions de dollars. Il est convenu par ailleurs que 50% des droits perçus par INBio seront reversés au parc national du Costa Rica pour financer des actions de conservation.

La constitution des stocks de ressources biologiques est un autre terrain où se déploient les enjeux économiques et les stratégies des acteurs. Sur les cent vingt-sept collections de matériel génétique répertoriées par l'International Board for Plant Genetic Resources (IBPGR), notent Matthieu Glachant et Francois Lévêque (1993, p. 137), quatre-vingt-une sont des collections nationales appartenant à des pays développés, vingt-neuf ont un statut international (CIRA) et dix-sept sont des collections nationales appartenant à des PVD. Ainsi, selon Henk Hobbelink (1993, p. 73), «au moins la moitié de toutes les semences du Tiers Monde

conservées le sont déjà dans les banques de gènes du Nord. Les Etats-Unis détiennent environ 27% du matériel génétique qui doit servir à maintenir et accroître la productivité agricole, les banques de gènes européennes détiennent emmagasinée environ 35% de la diversité génétique mondiale des cultures alimentaires et fourragères – 86% des collections microbiales sont dans le Nord, et les Etats-Unis en possèdent la majeure partie – 85% du peuplement fœtal du bétail est dans le Nord, la majeure partie aux Etats-Unis également.»

La révélation de tels éléments économiques associée à de faibles aides accordées aux PVD pour leur activité de préservation de la diversité biologique a conduit la FAO à réagir. En 1981, elle prépare une convention internationale sur les ressources phylogénétiques et projette de créer une banque internationale de gènes. Devant les réticences de nombreux pays, elle doit se contenter en 1983 d'un engagement international sur les ressources phylogénétiques qui défend la notion de patrimoine commun de l'humanité et garantit le libre accès aux ressources génétiques dans leur niche écologique. Pour les semences, un certificat d'obtention végétale⁶ garantit la protection de la variété, mais assure un libre accès aux ressources génétiques qu'elle contient. Etant en libre accès, le statut de la ressource est celui d'un bien public, pour lequel il ne peut y avoir ni éviction ni destruction de la ressource par son utilisation, comme c'est le cas pour les ressources naturelles non renouvelables. En 1989, la FAO définit «un droit des fermiers» (*farmer's rights*) reconnaissant le travail de domestication et d'amélioration des variétés locales effectué par les générations successives d'agriculteurs. Militant pour que ces «droits des fermiers» soient négociés globalement, la FAO propose la création de la Commission internationale des ressources phylogénétiques (CRPG), véritable forum intergouvernemental destiné à soutenir les programmes de conservation des ressources génétiques dans les pays du Sud, et qui serait alimentée soit par les producteurs de semences des pays développés soit par une contribution obligatoire des pays membres, calculée à partir d'un pourcentage d'un indicateur macro-économique à définir. Même si la reconnaissance de ces «droits des fermiers» peut apparaître comme une étape préalable à l'instauration d'une souveraineté nationale,

⁶ «Le Certificat d'obtention végétale, écrivent P.-B. Joly et M. Trommetter (1991, p. 8) est très différent d'un brevet, puisque le monopole est limité de deux points de vue : du point de vue du privilège de l'agriculteur (autorisation du triage à façon) et du fait que tout sélectionneur peut librement employer la variété d'un concurrent, même si elle est couverte par un monopole d'exploitation. C'est ce que l'on appelle l'accès libre aux variétés protégées, utilisables comme sources de variabilité initiale. Si un sélectionneur crée une nouvelle variété à partir d'une variété actuelle, il pourra la commercialiser librement sans que le sélectionneur de l'actuelle variété puisse opposer ses droits. Il s'agit là d'une différence essentielle avec l'exemption de recherche du système de brevet.»

l'équilibre retenu par la FAO, libre accès des ressources et rémunérations compensatrices grâce à un fonds international, est typique du statut de patrimoine commun de l'humanité. Cependant, le système proposé par la FAO n'a jamais fonctionné.

1.3. Les enjeux biotechnologiques

Les arbitrages sur les grandes options technologiques – qu'on se souvienne, par exemple, du pot catalytique dans le cas des pluies acides – sont une troisième caractéristique fondamentale de la construction sociale des problèmes globaux d'environnement. Ces évolutions technologiques, en cours ou futures, modifient les représentations que les acteurs se font du problème d'environnement et des solutions qui sont susceptibles d'y être apportées. C'est ce que l'on observe dans le problème de l'érosion de la diversité biologique, pour lequel les termes du débat se sont déplacés du fait du développement des biotechnologies.

Une des raisons de l'échec institutionnel du système de la FAO que nous venons d'invoquer tient dans cet essor des biotechnologies. La mise au point d'un certain nombre de techniques «non incarnées» (marquage moléculaire, multiplication *in vitro*) modifie considérablement les savoir-faire en permettant notamment de réduire le temps nécessaire pour la création de nouvelles variétés végétales. Dans ces conditions, comme l'écrivent M. Glachant et F. Lévêque (1993, p. 131-132), le COV est considéré par certains acteurs industriels comme insuffisant pour la protection des innovations biotechnologiques incarnées. Ceci a pour conséquence de faire naître un débat sur la brevetabilité des variétés végétales jusque-là exclues du système protection par brevet.» Cette évolution reflète, outre le progrès technique, la montée en puissance de nouveaux types d'acteurs sur le marché des semences qui s'est effectuée depuis plus d'une dizaine d'années. C'est un très petit nombre d'industriels de la chimie et de l'agro-alimentaire, plus en avance dans le domaine des biotechnologies et plus familiarisés avec le système des brevets que les semenciers traditionnels, qui occupent désormais les places dominantes sur les marchés des semences agricoles. Ainsi, à la suite de Henk Hobbelink (1993, p. 80), on peut citer les noms de Sandoz, Ciba-Geigy, Shell, ICI et De Khalb-Pliser. On observerait une concentration similaire dans le secteur industriel de la pharmacie. Dans le même temps, la part des entreprises privées dans la recherche et développement dans le domaine de la technologie végétale est devenue prépondérante ⁷.

⁷ «Pour la biotechnologie végétale, écrit Pierre-Benoit Joly (1994, p. 52), 75% des efforts de recherche et de développement sont maintenant financés par des entreprises à

L'évolution biotechnologique, comme l'ont montré Pierre-Benoit Joly et Michel Trommetter (1994, p. 334), se traduit par l'approfondissement du clivage qui marque les représentations que se font les acteurs du système de gestion le mieux à même de répondre au problème de l'érosion de la diversité agricole. Pour certains, ce sont les ressources génétiques, la matière première, qui importent avant tout. On peut voir ainsi, par exemple, R. et C. Prescott-Allen (1986) sous-estimer économiquement les efforts de recherche et développement nécessaires pour parvenir à la mise au point de nouvelles variétés agricoles. Si l'on privilégie ce point de vue, on comprend que les pays en voie de développement insistent sur la reconnaissance d'un droit de souveraineté nationale sur leurs ressources génétiques. Pour d'autres, le développement des biotechnologies fait que, désormais, ce ne sont pas tant les ressources biologiques qui importent que les techniques industrielles qui permettent de les exploiter. La conservation des ressources biologiques passe du rôle de «but en soi» à celui de «moyen». Si l'on privilégie ce point de vue, on comprend que les entreprises privées, qui escomptent d'importantes possibilités de substitution entre facteurs (capital contre ressource naturelle), revendiquent un système de propriété intellectuelle fort. Même si ces brevets ne concernent encore qu'un nombre réduit de variétés, on peut penser que la révolution biotechnologique escomptée mettra encore plusieurs années avant de véritablement faire sentir ses effets : voici venue l'ère de l'appropriation et de la capitalisation des ressources génétiques. Suite à ces évolutions, le système du certificat d'obtention végétale sera révisé en 1991 pour limiter les effets du brevet⁸. Par ailleurs, les discussions se déroulent désormais au sein du GATT, dans le cadre de la protection de la propriété intellectuelle.

1.4. Un besoin de fermeture institutionnelle

La convention sur la diversité biologique signée au sommet de la Terre de Rio est à la croisée de deux problématiques. Elle s'inscrit d'abord, comme nous venons de le voir, dans une dynamique d'exploitation des ressources naturelles (en soulignant toutefois que la diversité naturelle est

capitaux privés. De ce fait, la recherche publique est de plus en plus prise dans des liens contractuels avec la recherche privée et elle doit se soumettre aux règles de protection de la propriété intellectuelle qui prévalent dans le secteur privé.»

⁸ Le nouveau COV 1991 accroît la contrainte de dépendance entre les variétés. Ainsi, un sélectionneur, qui modifie la variété d'un concurrent en introduisant un gène breveté, bloquant ainsi l'accès à sa variété, ne pourra pas la commercialiser, car elle sera génétiquement trop proche de la précédente. Pour plus de détail, voir P.-B. Joly et M. Trommetter (1991).

liée à la diversité culturelle). Elle s'inscrit ensuite, comme le rappelle Nicolas De Sadeleer (1994), dans l'histoire des conventions internationales visant à la protection de la vie sauvage. Après la conférence de Stockholm sur l'homme et son milieu (1972)⁹, les années 1970 avaient vu se multiplier les conventions internationales de protection de l'environnement ayant une portée planétaire : on peut citer la convention relative aux zones humides d'importance internationale signée à Ramsar en 1971, la convention sur la protection du patrimoine mondial signée à Paris en 1972 sous l'égide de l'UNESCO, la convention sur le commerce international des espèces sauvages de faune et de flore menacées d'extinction signée à Washington en 1975, et la convention sur la conservation des espèces migratoires appartenant à la faune sauvage signée à Bonn en 1979. Les années 1980, au travers notamment de la charte de la nature adoptée le 29 octobre 1982 par l'Assemblée générale de l'Organisation des Nations unies, voient la nécessité de la prise en compte du patrimoine génétique dans de telles mesures de protection.

Ayant repris à son compte, depuis 1988, l'idée lancée par l'UICN d'élaborer une convention-cadre sur la biodiversité, le PNUE prépare la conférence de Rio dans la lignée de la stratégie prônée par les grandes organisations de la protection de la nature, comme l'UICN, le WWF ou le World Resource Institute, lesquelles figurent parmi les instances qui lancèrent le thème du développement durable au début des années 1980¹⁰. Bien qu'encore central dans les rapports publiés par ces organismes de protection de la nature (Mc Neely *et al.*, 1990), le terme de « conservation » s'est peu à peu élargi et fait désormais le lien avec le développement, mais l'optique ne concernait alors, répétons-le, que les espèces sauvages exploitées par l'homme et non les espèces domestiquées.

Recouvrant des thèmes aussi divers que la conservation *in situ* et *ex situ*, les espèces sauvages et domestiques, les ressources génétiques, les biotechnologies, la biosécurité et les organismes génétiquement modifiés, la convention signée à Rio apparaît comme le premier accord international à proposer une approche intégrée de la préservation et de l'exploitation soutenable des ressources biologiques. Cependant, le risque environnemental proprement dit semble passer au second plan. Le remplacement du projet de convention sur la protection des forêts

⁹ Comme le rappelle Nicolas De Sadeleer (1994, p. 35-36), l'article 4 de la déclaration finale adoptée lors de cette conférence stipule que : « L'homme a une responsabilité particulière dans la sauvegarde et la sage gestion du patrimoine constitué par la faune et la flore sauvages et leur habitat, qui sont aujourd'hui gravement menacés par un concours de facteurs défavorables. La conservation de la nature, et notamment de la flore et de la faune sauvages, doit donc tenir une place importante dans la planification pour le développement économique. »

¹⁰ Voir notamment UICN (1980).

tropicales, lesquelles abriteraient plus de 50% de la diversité biologique mondiale, par une simple déclaration de principe non juridiquement contraignante, est à cet égard assez symptomatique. C'est le problème du partage des profits retirés de l'exploitation des ressources génétiques qui retient l'attention. L'enjeu, comme le stipule le texte de la convention sur la diversité biologique, réside dans le «partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques, notamment grâce à un accès satisfaisant aux ressources génétiques, et à un transfert approprié des techniques pertinentes, compte tenu de tous les droits sur ces ressources, et aux techniques, et grâce à un financement adéquat» (art. 1). La diversité biologique semble donc se restreindre aux ressources génétiques et aux avantages financiers qui en découlent. Outre qu'il apparaît comme un moyen de légitimation du Fonds pour l'environnement mondial, institution chargée d'aider financièrement les pays pauvres à la réalisation de projet de développement répondant aux exigences de protection de l'environnement mondial (Aubertin *et al.*, 1996), le système retenu lors de la conférence de Rio est un système de propriété intellectuelle sur les séquences génétiques dans les pays développés (une variété peut être protégée soit par le COV amélioré, soit par le brevet si elle intègre des éléments brevetables) et de souveraineté nationale sur les ressources dans les pays du Sud. La convention sur la diversité biologique stipule ainsi (art. 3) : «Conformément à la Charte des Nations unies et aux principes du droit international, les Etats ont le droit souverain d'exploiter leurs propres ressources selon leur politique d'environnement et ils ont le devoir de faire en sorte que les activités exercées dans les limites de leur juridiction ou sous leur contrôle ne causent pas de dommage à l'environnement dans d'autres Etats ou dans des régions ne relevant d'aucune juridiction nationale.» Ce texte entérine le passage du statut de patrimoine commun de l'humanité à celui d'appropriation des ressources biologiques.

Mais le conflit entre visions du monde n'est pas clos pour autant. Des groupes de pression (tels que le Keystone Dialogue) et certaines délégations officielles (la Suède notamment) sont parvenus en effet à faire admettre que les collections internationales de ressources génétiques *ex situ* soient exclues de la convention sur la diversité biologique. A l'automne 1992, la vingtaine de centres internationaux de recherches agricoles (CIRA), dont le réseau est un des plus importants du monde en matière de banques de gènes ¹¹, a ainsi réaffirmé le principe de libre accès à leurs collections. Rappelant qu'ils ne sont que dépositaires de ces collections de ressources génétiques qui appartiennent à la communauté

¹¹ 25% des collections mondiales seraient concernées, selon P.-B. Joly (1994, p. 54).

internationale (il est souvent impossible d'identifier le ou les pays d'origine du matériel stocké), les CIRA ont décidé de placer celles-ci sous les auspices de la FAO. Même si, au travers de la convention sur la diversité biologique, il est clair que le PNUE empiète désormais sur le terrain des ressources génétiques occupé traditionnellement par la FAO, cette dernière n'a pas dit son dernier mot. Son analyse part du principe que l'utilisation et la préservation des ressources génétiques possèdent des caractéristiques spécifiques selon les acteurs concernés. Dans le secteur pharmaceutique, c'est un gène ou un caractère spécifique qui est recherché. Dans le secteur semencier, l'intérêt potentiel de la conservation provient de la réduction des risques liés à des catastrophes naturelles ou artificielles (mutation d'un pathogène, par exemple)¹² et de la meilleure adaptation à l'évolution des goûts, de la qualité souhaitée, et à la modification des réglementations internationales sur la politique agricole (PAC, GATT). C'est pourquoi la FAO réfléchit actuellement à une possible renégociation de l'engagement international sur les ressources phytogénétiques pour que celui-ci devienne un protocole à la convention sur la diversité biologique. Le système institutionnel proposé par la FAO serait basé sur le libre accès rémunéré à la ressource génétique agricole à tous les niveaux. Le «droit des fermiers» se voit ainsi réaffirmé face au droit de propriété intellectuelle. Cela rejoint les travaux de P.-B. Joly et M. Trommetter (1994, p. 340) qui avaient proposé de favoriser la mise en place de brevets avec licences de dépendances permettant de préserver l'accès (rémunéré) à la ressource avec, parallèlement, un accès rémunéré dans les PVD, soit par des taxes sur les utilisateurs, soit par un fonds international obligatoire.

II. – L'ÉMERGENCE D'UNE NORME ÉCONOMIQUE

COMME ÉLÉMENT PRIMORDIAL DE LA CONSTRUCTION SOCIALE DU PROBLÈME DE L'ÉROSION DE LA BIODIVERSITÉ

Le conflit d'acteurs et de visions du monde, qui caractérise la construction sociale des problèmes globaux d'environnement, ne fait simplement que se poursuivre sur le terrain de l'évaluation et de l'instrumentalisation économiques. On a vu ainsi depuis le début des années 1990 se multiplier les travaux économiques sur la biodiversité en général et sur la valeur économique de la biodiversité en particulier. Il est primordial en effet,

¹² La probabilité de répondre à ces risques est d'autant plus forte que le nombre d'échantillons conservés est important.

pour un acteur qui tente d'imposer son point de vue, de pouvoir s'appuyer sur un argumentaire économique. Il y a deux raisons principales à cela. Il en va d'abord, dit-on, de l'autorité de l'évaluation économique. L'acteur y gagne en crédibilité, et tous les acteurs en faisant autant, il est important que chacun puisse opposer ses propres évaluations à celles de ces concurrents. Dans ce cas, à l'évidence, certains acteurs voient dans ces évaluations la possibilité de détourner le système de légitimité économique à leur profit¹³. Il en va ensuite, dit-on aussi, de la neutralité de l'évaluation économique. Le langage de l'économiste, quand ce n'est pas seulement celui du micro-économiste (Henry, 1984), est souvent présenté en effet comme un langage (pour ne pas dire comme le langage) de négociation susceptible d'harmoniser des intérêts divergents. Les économistes, écrivent ainsi F. Bonnieux *et al.* (1995, p. 92), doivent être des médiateurs entre les écologues et les décideurs. Il s'agit pour ce faire, et c'est le rôle des méthodes d'évaluation économique, de donner un prix à la diversité biologique, c'est-à-dire un indicateur monétaire de rareté censé orienter les décisions des agents économiques et assurer leur parfaite coordination.

Ces deux arguments invoqués pour recourir à des évaluations économiques ne vont pas de soi puisque, comme tout instrument de politique économique, les instruments d'évaluations économiques ne sont pas neutres. Ils masquent et renforcent ce qu'Olivier Godard (1989) appelle des «troubles de légitimité».

2.1. Le conflit d'acteurs pour la production de la norme d'évaluation économique

A l'évolution du dispositif institutionnel mis en place pour la protection de la diversité biologique correspond une évolution de l'argumentaire destiné à promouvoir et à justifier les choix en la matière. Aux premiers arguments des tenants de la «deep ecology», qui prévalaient dans les années 1960 et mettaient en avant le devoir moral de l'humanité de préserver les droits des non-humains, succède une approche plus anthropocentrique dans les années 1970 (Tisdell, 1990). Au fil du temps, cette dernière connaît elle-même une évolution notoire de son argumentaire. Elle se fonde, dans un premier temps, sur des justifications matérielles, sur les risques écologiques liés à la disparition de *pools*

¹³ David McDowell (1995), le directeur général de l'UICN, déclare ainsi : «Nous autres, spécialistes de la conservation, devons apprendre l'économie» (c'est lui qui souligne). Un peu plus loin, on peut lire : «Si nous voulons vraiment sauver la planète, nous devons commencer par comprendre les dimensions économiques de notre mission. C'est la raison pour laquelle l'UICN se lance dans une nouvelle initiative qui vise à utiliser l'économie comme un instrument.»

génétiques. En considérant que toutes les composantes de la biodiversité sont d'égale importance, cette appréciation des risques écologiques met alors en exergue l'impossibilité d'établir des priorités de conservation (Ehrenfeld, 1988). Lors de l'établissement de sa stratégie mondiale de la conservation, l'UICN (1980) franchit un pas supplémentaire en effectuant un classement des propriétés de préservation selon une classification biologique et le degré de risque potentiel (raréfaction, vulnérabilité, disparition) que subissent les genres, familles et espèces.

Nouvelle évolution à partir des années 1980, cette approche anthropocentrique accorde une part de plus en plus grande aux critères de décision d'ordre économique et social (Tobey, 1993). Ceux-ci apparaissent d'abord clairement dans les critiques adressées au document de l'UICN où, souligne-t-on, les ressources nécessaires et le temps à consacrer à l'effort de préservation ne sont pas pris en compte dans l'élaboration des priorités, et où les avantages à retirer de la conservation sont liés aux critères retenus. L'équivalence des choix de préservation au sein de la diversité biologique est ainsi remise en cause, tant d'un point de vue biologique, celui de l'interdépendance entre les espèces (Randall, 1986), que d'un point de vue économique, les priorités devant tenir compte davantage de la valeur économique des espèces (Tisdell, 1990).

Le début des années 1980 est la période où l'on redécouvre l'analyse du Safe Minimum Standard développée, depuis trois décennies déjà, par S.V. Ciriacy-Wantrup (1952) qui introduit, elle aussi, des critères économiques dans la prise de décision en matière de conservation des espèces. Fondée sur la prise en compte de l'incertitude dans les bénéfices à atteindre de la biodiversité, cette approche repose sur un critère de minimisation du coût lié à deux options : l'extinction de l'espèce considérée, d'une part, et la conservation au «Safe Minimum Standard», d'autre part, c'est-à-dire sous des conditions suffisantes pour assurer la survie de la diversité biologique. Cette démarche, poursuivie par les travaux de Richard Bishop (1978), s'inscrit dans la logique de ce qu'on appelle désormais le principe de précaution.

Autre signe de cette montée en puissance de la justification économique durant les années 1980, Clem Tisdell (1990) signale le rôle joué par Resources for the Future, dans l'application de l'analyse coûts-bénéfices au domaine de la biodiversité. Cette méthode bien connue de prise de décision entend arbitrer entre la préservation et le développement des activités humaines en comparant les coûts (dépenses de conservation et pertes de revenus liés à la non-exploitation des ressources) et les bénéfices liés à la conservation (ou les dommages évités de la perte de biodiversité). Si elles ont en commun un argumentaire économique, ces deux approches, comme le souligne Alan Randall (1986), s'opposent sur la charge de la

preuve. Dans le cadre de la procédure du Safe Minimum Standard, ce sont les non-conservationnistes qui doivent faire la preuve que le coût de conservation est trop élevé pour renoncer à cette option. En revanche, dans l'analyse coûts-avantages (ACA), la preuve est à la charge des tenants de la conservation. Il leur faudra démontrer les bénéfices apportés par l'option «conservation» pour que soit rejetée l'option «développement».

Ces débats et les enjeux de légitimité qu'ils recouvrent sont toujours d'actualité. D'un côté, en suivant l'analyse de Michel Trommetter (1995), la typologie des valeurs proposée par la FAO en 1994¹⁴, qui vise à la minimisation des risques de non-conservation, peut s'interpréter comme relevant de la philosophie du Safe Minimum Standard. D'un autre côté, largement discuté dans la littérature¹⁵, tant en ce qui concerne ses hypothèses de base et ses limites que les pratiques d'évaluation sur laquelle elle repose, l'ACA semble incontournable quand on aborde la question de l'évaluation économique de la conservation de la biodiversité. Utilisée d'abord dans un cadre national, elle est bientôt devenue la norme de référence au niveau international. L'argument développé par Wallace Oates (1990) dans le cadre de négociations autour des problèmes globaux d'environnement (changement climatique notamment) justifie ce passage. Si chaque pays préserve unilatéralement sa propre diversité (l'ACA étant appliquée dans ce cas à un niveau national), les politiques de préservation de la biodiversité mondiale risquent de ne pas être globalement efficaces, tant du point de vue économique que du niveau de protection ainsi défini. Il convient en effet de tenir compte de l'asymétrie des coûts et des bénéfices nationaux. Les coûts d'opportunité liés à la protection de la biodiversité sont plus élevés dans les pays industrialisés que dans les pays du Tiers Monde. A l'inverse, les avantages locaux attendus de la conservation de la biodiversité y sont plus faibles que dans les pays du Sud. Une ACA menée à un niveau global tendra à montrer que la recherche du niveau optimal de conservation de la diversité mondiale suppose que les pays industrialisés ont tout intérêt à aider les pays en voie de développement à préserver leur biodiversité. Des gains individuels obtenus par le transfert de l'effort de préservation des pays du Nord vers les pays du Sud, que Wallace Oates analyse en termes de

¹⁴ La FAO (1994) présente une typologie des différentes valeurs de la biodiversité qui dépend d'un processus d'apprentissage au cours du temps. Celle-ci est constituée de :

a) la valeur de portefeuille liée à la notion de risque : il s'agit de préserver en vue de minimiser des risques connus;
b) la valeur d'option liée à la notion d'incertitude : il s'agit de préserver des plantes connues pour des usages inconnus;
c) la valeur de préservation liée à l'idée de préserver des plantes inconnues pour des usages inconnus.

¹⁵ Voir, par exemple, Pearce et Turner (1991), Bingham G. *et al.* (1995).

«gains commerciaux» (*gains from trade*), vont ainsi dans le sens d'un gain global. Cette idée apparaît en filigrane de la convention de Rio lorsqu'elle reconnaît les bénéfices internationaux de la protection de la diversité biologique et introduit, via le FEM, un système international de transfert de fonds. La logique de marché est réintroduite avec la prise en compte de la biodiversité comme un problème global.

On note ainsi depuis une dizaine d'années une floraison de littérature sur la valeur économique de la biodiversité. Citons, entre autres, Hanemann (1988), Randall (1988), Perrings *et al.* (1992), Pearce et Moran (1994), Barbier *et al.* (1994), Bingham *et al.* (1995), Perrings *et al.* (1995). Fait nouveau, ces travaux sont souvent menés pour le compte de grands organismes de protection de la nature ou des institutions nationales et internationales, engagées dans la lutte contre l'érosion de la biodiversité (FAO, UICN, Forestry Commission du Royaume-Uni par exemple). Reposant sur la notion de «coût incrémental» issue de la procédure d'analyse coûts-avantages, la politique menée par le Fonds mondial pour l'environnement pour aider les pays du Sud à préserver la biodiversité, ayant un intérêt mondial, pousse aussi au développement de ces travaux d'évaluation économique (Aubertin *et al.*, 1996). L'ACA s'imposant ainsi peu à peu comme norme économique de référence dans les négociations entre acteurs, que ceux-ci soient des Etats, des institutions internationales ou des organismes de protection de la nature, les débats se focalisent désormais sur les méthodes d'évaluation de coûts et de bénéfices.

2.2. L'évaluation économique : une certaine vision du monde et de la société

Il existe différentes méthodes d'évaluation économique¹⁶. Par la position particulière qu'elle donne à l'économiste enquêteur, la méthode d'évaluation contingente, la plus en vogue des méthodes d'évaluation, est la plus explicite quant aux enjeux de savoir et de pouvoir dont sont porteurs ces travaux d'évaluation économique. Sans s'appesantir sur les différents biais (instrumental, stratégique, hypothétique, effet de dotation, etc.) susceptibles de se glisser dans le processus d'enquête auquel recourt cette procédure d'évaluation, nous voudrions mettre l'accent sur certaines hypothèses implicites sur lesquelles elle repose, nous voudrions rappeler la nécessité d'une «convention marchande» pour celle-ci sans laquelle, comme l'écrit Jean-Pierre Dupuy (1989, p. 362), «le paradigme de la rationalité est incomplet». Le jeu de rationalités individuelles,

¹⁶ Pour une revue de la littérature, voir Pearce et Markandya (1989), Cropper et Oates (1992).

sur lesquelles repose la logique marchande de la théorie économique néoclassique, ne peut s'expliquer et s'organiser qu'en ayant recours à un cadre conventionnel, à une certaine vision du monde et de la société, à un certain nombre de valeurs communes aux individus rationnels.

2.2.1. L'institution sociale de la rareté

L'institution de la rareté est le premier élément de la convention marchande. «La rareté, écrivent Paul Dumouchel et Jean-Pierre Dupuy (1989, p. 198), est construite par le rejet des obligations traditionnelles de solidarité, par l'abandon de chacun à son propre sort.» C'est, dans une certaine mesure, cet état que doit chercher à instaurer l'évaluateur.

Le premier objectif à atteindre par un questionnaire contingent consiste à dessiner l'univers de la rareté dans lequel les agents économiques interrogés vont exprimer leurs préférences. Dans un premier temps, il s'agit de construire une offre limitée de qualité ou de quantité d'environnement. Par les questions qui vont être posées, par la mise en situation requise (nécessitant l'utilisation de photomontages, de bandes-son, par exemple), la méthode d'évaluation contingente construit d'abord l'actif environnemental et le changement qualificatif ou quantitatif qui va l'affecter. L'enquêteur définit un certain nombre de biens et de ressources, un certain nombre d'éléments de la diversité biologique distincts les uns des autres qui vont être proposés aux personnes interrogées. Il s'agit de construire ce qu'est, d'une part, la diversité biologique et, d'autre part, la rareté qui la touche. On remarquera alors que, comme l'a bien montré une enquête menée par Clive Spash et Nick Hanley (1995), le concept de biodiversité, particulièrement difficile à saisir dans la globalité, est mal compris du public. Dans ce cas, on ne s'étonnera pas que les évaluations économiques ne portent, bien souvent, que sur une seule espèce, l'éléphant par exemple (Brown Jr et Henry, 1989), qui de plus a un caractère charismatique.

Considérons maintenant la demande. Une des conditions essentielles au bon déroulement du questionnaire contingent, nous disent les tenants de cette méthode, réside dans la définition d'un mode de paiement adéquat. Ainsi fixée, la contrainte budgétaire est l'élément à partir duquel le consommateur rationnel va pouvoir faire ses choix. Mais le dessin de l'univers de la rareté et la définition des dotations initiales des agents ne s'arrêtent pas là : l'enquêteur contingent distribue aussi implicitement des «droits» sur les ressources et sur le bien-être qu'elles procurent. D'une part, comme le rappelle Marc Willinger (1996, p. 11), la définition du consentement à payer d'un agent (évaluation du surplus compensateur) suppose un droit implicite de cet agent sur son niveau d'utilité initial;

symétriquement, la définition de son consentement à recevoir (évaluation du surplus équivalent) suppose un droit implicite de cet agent sur son niveau d'utilité final. D'autre part, en se référant aux idées de Ronald Coase (1960), on peut dire que, par sa procédure d'évaluation, l'enquêteur distribue implicitement des «droits» sur l'usage des ressources. Si c'est le consentement à payer qui doit être recherché, l'enquêteur fait comme si le droit d'usage de la ressource appartenait à celui qui modifie positivement ou négativement l'environnement. Inversement, l'estimation d'un consentement à recevoir fait comme si le droit d'usage de la ressource considérée appartenait aux personnes interrogées. Dans ce cas, en plus de la perte d'aménité induite par une variation de l'état de l'environnement, les individus auront l'impression de subir une perte morale du fait de l'atteinte à ce qui est, semble être, leurs droits; ce que les théoriciens désignent comme un «effet de dotation» explicatif, selon eux, de certains écarts enregistrés dans les enquêtes entre le consentement à payer et le consentement à recevoir.

2.2.2. *La reconnaissance de la raison instrumentale*

Le deuxième élément de la convention marchande porte sur le processus de coordination des agents dans lequel ils se reconnaissent et sur lequel ils s'accordent, sachant que les autres s'y reconnaissent et sont d'accord avec celui-ci. Dans le cas de la diversité biologique, cela veut dire que les agents s'accordent sur le fait d'utiliser le cadre de référence néoclassique pour traiter des problèmes qui échappent très largement à des relations marchandes. Il y a là, comme l'ont souligné les conventionnalistes (Dupuy *et al.*, 1989), une hypothèse de continuité du cadre de référence de la théorie économique dominante qui mérite d'être questionnée. Cette extension de la convention marchande s'effectue d'abord en gardant les hypothèses liées à la rationalité et au calcul d'optimisation. Dans le domaine de la diversité biologique comme dans d'autres, la rationalité, comme le rappelle Serge Latouche (1994), doit permettre d'opérer une réduction du bonheur à la richesse, de la richesse à l'utilité et de l'utilité à l'argent. C'est l'hypothèse que fait l'économiste, c'est aussi l'hypothèse que doivent faire les personnes qu'il interroge. L'enquêteur et les enquêtés supposent ainsi que les individus questionnés sont des êtres autonomes, souverains et rationnels, qui font des échanges volontaires. Toutes les parties en présence dans l'évaluation économique supposent ainsi qu'il n'est nul besoin de faire appel à d'autres considérations, qu'il n'est nul besoin de référence extérieure à cette évaluation pour que les individus se mettent d'accord : le calcul économique suffit. C'est à cette condition qu'une normalisation monétaire des comportements et

des décisions des individus s'opère. On pourra alors demander à des citoyens américains, par exemple, l'expression de leurs préférences pour la préservation d'espèces animales africaines.

2.2.3. *Le marché comme institution pour lutter contre la rareté*

La convention marchande, l'accord entre les agents, porte enfin sur le fait que le marché est l'institution qui va permettre de lutter contre la rareté puisqu'il est le lieu où peut jouer la raison instrumentale. Les différentes méthodes d'évaluation économique de l'environnement reposent soit sur des dépenses observées, soit sur la constitution d'un «marché fictif». Dans le premier cas, portant sur des comportements ou des faits observés, sur des coûts connus, la méthode d'évaluation intervient, si l'on peut dire, *ex post*. Dans le second cas, celui de l'évaluation contingente, la méthode porte sur des comportements potentiels, sur des signes avant-coureurs de rationalité : elle est donc qualifiée d'*ex ante*. On fait alors l'hypothèse que les intentions des individus prédisent avec justesse leurs comportements. Cette distinction *ex post* / *ex ante* n'est pas que formelle. Elle pose la question du véritable rôle joué par l'évaluateur dans ces procédures de «révélation» des préférences individuelles : en d'autres termes, l'évaluateur est-il un simple observateur ou un véritable acteur de cette procédure ?

Dans le premier cas, l'économiste se contente de mettre en relation des éléments disjoints : les préférences et la valeur sont préexistantes à son travail d'enquête, celui-ci ne fait que les recueillir et les transmettre au décideur. Bien qu'agissant de façon inverse, on peut dire que, d'une certaine manière, l'économiste joue le rôle du commissaire-priseur walrasien. Il apparaît, en effet, comme un meneur du jeu neutre et bienveillant, agissant bénévolement, qui se retire une fois découvert le prix du vivant qu'on supposera d'équilibre. Grâce à l'intervention de l'économiste, la décision collective émerge alors *via* l'expression d'un prix, lui-même issu de la bonne volonté des individus. L'évaluation contingente fonctionne parce que, comme dans le modèle d'équilibre général, le collectif est transparent pour les individus, il n'est que la somme des volontés d'individus libres et égaux, d'individus pleinement souverains qui instituent rationnellement la société et leur rapport au monde, leur rapport aux autres hommes et aux autres êtres vivants. Dans ce cas, selon l'image consacrée, l'expression monétaire est considérée comme une véritable procédure de vote¹⁷. Le «marché» fonctionne alors comme un système politique à part entière où le seul lien qui unit les individus est celui de

¹⁷ La technique la plus souvent employée pour faire une évaluation contingente est celle dite du «référendum».

l'échange marchand librement consenti. Encore faut-il, comme nous venons de le voir, que tous les individus acceptent et aient confiance dans ces règles marchandes.

Dans le second cas, et c'est par exemple le point de vue défendu par Marc Willinger (1996), l'économiste joue un rôle actif dans la construction même de la valeur économique de la diversité biologique. Les préférences et les valeurs exprimées par les individus interrogés n'existent pas en dehors de l'enquête réalisée. L'évaluation contingente n'apparaît alors que pour ce qu'elle est, à savoir une procédure très particulière de construction sociale d'une valeur de l'environnement. Sortant complètement du cadre de la théorie, l'économiste est un acteur qui institue le politique au travers de l'économique. Ainsi, par exemple, B. Swallow et M. Woudyalew (1994) ont-ils utilisé la méthode d'évaluation contingente pour renforcer la prise de conscience des populations éthiopiennes pour le contrôle de la mouche tsé-tsé. La question qui se pose alors est de savoir selon quelles modalités agit cet expert de la «démocratie directe» qu'estime être l'économiste, compte tenu du fait que, dans ce cas, la méthode d'évaluation contingente ne peut s'appuyer en aucune manière sur la théorie économique sur laquelle elle est censée se fonder. Construite au départ pour ne pas avoir recours à la subjectivité d'un expert, la méthode d'évaluation contingente apparaît au final comme le moyen trouvé par un expert pour organiser et «gérer» les préférences et la rationalité des individus interrogés. Le danger de la manipulation est grand alors, comme le confirme un article récent paru dans *New Scientist*. Fred Pearce (1996) relate ainsi avec quelle surprise et quel sentiment de duperie la population de Pevensy, interrogée par les économistes de l'université de Newcastle, a accueilli les résultats de l'évaluation contingente...

CONCLUSION

L'environnement, comme que le notent Nicole Mathieu et Marcel Jollivet (1989, p. 14), est un miroir que l'homme se tend à lui-même. Les problèmes d'environnement, et tout particulièrement les problèmes globaux d'environnement, font l'objet d'un travail de construction que réalise la société en fonction de ses croyances, de ses besoins, de ses pratiques et de ses représentations. Le problème de l'érosion globale de la diversité biologique obéit ainsi à un certain nombre de faits stylisés caractéristiques des problèmes d'environnement globaux. Nous avons pu relever en effet : un état durable de controverse scientifique, la nécessité d'agir dans l'urgence, l'utilisation de théories et de connaissances scientifiques comme

des variables stratégiques par certains acteurs, l'évolution technologique comme un enjeu central de la dynamique collective, le besoin de fermeture institutionnelle ressenti par les acteurs lors de la conférence de Rio, etc.

A l'intérieur de ce jeu d'acteurs, nous avons montré que les considérations économiques, qu'elles soient théoriques ou pratiques, jouent un rôle important dans cette construction sociale du problème de la diversité biologique et dans la convention d'environnement qui émerge autour de celle-ci. Les économistes apparaissent, à l'intérieur du monde scientifique, comme la communauté susceptible de stabiliser le problème en fournissant les moyens de faire émerger une norme environnementale. Que ce soit au niveau institutionnel ou au niveau théorique, que ce soit sous la forme de ressources naturelles ou de sources d'aménités, que ce soit sous la forme de chiffre d'affaires ou sous la forme de consentement à payer, la construction de cette norme environnementale consiste à donner un prix au vivant. Si elle présente l'avantage de permettre le repérage aisé d'un certain nombre d'intérêts économiques en jeu dans la problématique environnementale et, dès lors, de pointer certains mécanismes incitatifs pouvant peser sur les comportements, cette opération, qui met résolument l'accent sur la nécessité de «marchandiser» le monde et d'étendre la convention marchande à des univers qui lui échappent, a pour inconvénient majeur d'exacerber les conflits de légitimité qui accompagnent tout problème d'environnement. S'agissant d'une confrontation entre l'économie et le vivant, lieu s'il en est de «conflit des logiques», comme l'a bien montré René Passet (1996), on peut penser que ces conflits de légitimité seront plus graves dans le cas de la diversité biologique que dans les autres problèmes globaux d'environnement.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AUBERTIN C., CARON A., VIVIEN F.-D., «Convention d'environnement global : le GEF et la notion de coût incrémental», Communication au colloque «Ecologie, Société, Economie. Quels enjeux pour le développement durable?», C3ED, Université de Saint-Quentin-en-Yvelines, 23-25 mai 1996.
- BARBIER E.B., BURGESS J.C., FOLKE C., *Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity*, London, Earthscan, 1994.
- BINGHAM G. *et al.*, «Issues in Ecosystem Valuation : Improving Information for Decision Making», *Ecological Economics*, 14, (2), 1995, p. 73-90.
- BISHOP R.C., «Endangered Species and Uncertainty : the Economics of a Safe Minimum Standard», *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 60 (1), 1978, p. 10-18.

- BOLTANSKI L., THÉVENOT L., *Les Economies de la grandeur*, Paris, PUF, 1987.
- BONNIEUX F., MEUBLAT G., POINT P. (sous la dir. de), *La Valeur économique des hydrosystèmes : apports et limites de l'approche contingente*, Paris, INRA, 1995.
- BROWN Jr G., HENRY W., *The Economic Value of Elephants*, London Environmental Economic Centre, Paper 89-12, 1989.
- CHOMSKY N., «Le pillage des ressources intellectuelles», *Ecologie politique*, 9, 1994, p. 49-53.
- CIRIACY-WANTRUP S.V., BISHOP R.C., «Common Property as a Concept in Natural Resources Policy», *Natural Resources Journal*, vol. 15, 1975, p. 713-727.
- CMED, 1987, *Notre avenir à tous*, Ed. du Fleuve, Montréal, 1989.
- COASE R., «The Problem of Social Cost», *The Journal of Law and Economics*, 3, 1960, p. 1-44.
- CROPPER M., OATES W., «Environmental Economics : a Survey», *Journal of Economic Literature*, 30, (2), 1992, p. 675-740.
- DELEAGE J.-P., *Histoire de l'écologie*, Paris, La Découverte, 1990.
- DE SADELEER N., «De la protection à la sauvegarde de la biodiversité», *Ecologie politique*, 9, 1994, p. 25-49.
- DUMOUCHEL P., DUPUY J.-P., *L'Enfer des choses*, Paris, Ed. du Seuil, 1979.
- DUPUY J.-P. et al., «Introduction» au numéro spécial «L'économie des conventions», *Revue économique*, 40, (2), 1989, p. 141-146.
- DUPUY J.-P., «Convention et Common Knowledge», *Revue économique*, 40, (2), 1989, p. 361-400.
- EHRENFELD D., «Why put a Value on Biodiversity» in E.O. Wilson (ed.), *BioDiversity*, Washington, National Academy Press, 1988, p. 212-216.
- EHRLICH P.R., «The Loss of Diversity : Causes and Consequences», in E.O. Wilson (ed.), *BioDiversity*, Washington, National Academy Press, 1988, p. 21-27.
- EYMARD-DUVERNAY F., «Conventions de qualité et formes de coordination», *Revue économique*, 2, 1989, p. 329-360.
- FAO, Revision of the International Commission on Plant Genetic Resources, 11, Rome, Italie, Nov. 1994.
- FAUCHEUX S., NOËL J.-F., *Les Menaces globales sur l'environnement*, Paris, La Découverte, 1990.
- FAVEREAU O., «Marchés internes, marchés externes», *Revue économique*, 40, (2), 1989, p. 273-328.
- GLACHANT M., LÉVÊQUE F., *L'Enjeu des ressources génétiques végétales*, Paris, Les éditions de l'Environnement, 1993.
- GODARD O., «Jeux de nature : quand le débat sur l'efficacité des politiques publiques contient la question de leur légitimité», in N. Mathieu et M. Jollivet (éd.), *Du rural à l'environnement, la question de la nature aujourd'hui*, Paris, ARF, L'Harmattan, 1989, p. 303-342.
- GODARD O., «Social Decision-making in the Context of Scientific Controversies. The Interplay of Environmental Issues, Technological Conventions and Economic Stakes», in *Global Environmental Change. Human and Policy Dimensions*, 2, (3), 1992, p. 239-249.

- GODARD O., «Stratégies industrielles et conventions d'environnement : de l'univers stabilisé aux univers controversés», in *Environnement, économie*, Paris, INSEE Méthodes, n° 39-40, 1993, p. 145-174.
- HANEMANN W.M., «Economics and the Preservation of Biodiversity», in E.O. Wilson (ed.), *BioDiversity*, Washington, National Academy Press, 1988, p. 193-199.
- HENRY C., «La microéconomie comme langage et enjeu de négociation», *Revue économique*, 1, 1984, p. 177-197.
- HOBBELINK H., «La diversité biologique et la biotechnologie agricole», *Ecologie politique*, 6, 1993, p. 71-92.
- HOUSCADE J.-C., SALLES J.-M., THERY D., «Ecological Economics and Scientific Controversies. Lessons from Some Recent Policy Making in the EEC», *Ecological Economics*, 6, 1992, p. 211-233.
- JOLY P.-B., «Les ressources phytogénétiques et leur gestion», in *Biodiversité : le fruit convoité*, Paris, FPH-Solagral, 1994, p. 50-57.
- JOLY P.-B., TROMMETTER M., «World Regulation of Genetic Resources : Is the Model of Commun Heritage Sustainable?», International Symposium «Property Rights, Biotechnology and Genetic Resources : Incentives for Innovation and Conservation», African Center for Technology Studies, Nairobi, juin 1991.
- JOLY P.-B., TROMMETTER M., «Conservation du patrimoine génétique : aspects économiques et institutionnels», *Genetics Selection Evolution*, 26, (1), 1994, p. 331-342.
- KEYNES J.M., *Théorie générale de l'emploi, de l'intérêt et de la monnaie*, 1936, Paris, Payot, 1949.
- LATOUCHE S., «Le rationnel et le raisonnable», *Revue du Mauss*, 1994 repris in *Problèmes économiques*, n° 2444/2445, 1995, p. 12-15.
- MACDOWELL D., «Economiquement parlant...», *Bulletin de l'UICN*, 26, (4), 3, 1995.
- MACNEELY J. et al., *Conserving the World's Biological Diversity*, IUCN-WRI-CI-WWF-The World Bank, Gland, Switzerland, 1990.
- MATHIEU N., JOLLIVET M., «De la "question de la nature" à la "question de l'environnement" : repères anciens pour des questions nouvelles», in : *Du rural à l'environnement : la question de la nature aujourd'hui*, Paris, ARF, L'Harmattan, 1989, p. 11-19.
- MORMONT M. (en coll. avec C. Dasnoy), «Expertise scientifique et action publique : le cas du changement climatique dans trois pays européens», *Natures-Sciences-Sociétés*, 3, (1), 1995, p. 16-25.
- OATES W., «Reflections on an "Optimal Treaty" for the Global Commons Involving Industrialized and Developing Nations», New Haven Workshop on Economics and Global Change, Yale University, 1990.
- OCDE, *Convention sur le changement climatique. Aspects économiques des négociations*, Paris, 1992.
- ORLÉAN A., «Pour une approche cognitive des conventions économiques», *Revue économique*, 2, 1989, p. 241-272.

- PASSET R., *L'Economie et le Vivant*, rééd. Paris, Economica, 1996.
- PEARCE D., MORAN D., *The Economics Value of Biodiversity*, London, UICN-Earthscan, 1994.
- PEARCE D., MARKANDYA A., *L'Evaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, Paris, OCDE, 1989.
- PEARCE F., «Pounds and Pence Views of Nature Provoke Uprising», *New Scientist*, February 21st 1996, p. 6.
- PERRINGS C., FOLKE C., MALER K.G., «The Ecology and the Economics of Biodiversity Loss : the Research Agenda», *Ambio* (3), 1992, p. 201-211.
- PERRINGS C. *et al.*, «The Economic Value of Biodiversity», in V.H. Heywood, R.T. Watson, *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge, UNEP-Cambridge University Press, 1995.
- PISTORIUS R., VAN WIJK J., «Ressources génétiques à exploiter», *Le Moniteur de la biotechnologie et du développement*, 15, 1993, p. 12-15.
- PNUE, «Convention sur la diversité biologique», Na 92-7808, 5 juin 1992.
- PRESCOTT-ALLEN C., PRESCOTT-ALLEN R., *The First Resource : Wild Species in the North American Economy*, Yale University Press, 1986.
- RANDALL A., «Human Preferences, Economics and the Preservation of Species», in B.G. Gordon (ed.), *The Preservation of Species. The Value of Biological Diversity*, Princeton University Press, 1986, p. 79-109.
- RANDALL A., «What Mainstream Economists Have to Say about the Value of Biodiversity», in E.O. Wilson (ed.), *Biodiversity*, Washington, National Academy Press, 1988, p. 217-233.
- SALAS R., «L'analyse économique des conventions du travail», *Revue économique*, 2, 1989, p. 199-240.
- SPASH C., HANLEY N., «Preferences, Information and Biodiversity Preservation», *Ecological Economics*, 12, 1995, p. 191-208.
- SWALLOW B.M., WOULDYALEW M., «Evaluating Willingness to Contribute to a Local Public Good : Application of Contingent Valuation to Tsetse Control in Ethiopia», *Ecological Economics*, 11, 1994, p. 153-161.
- TISDELL C., «Economics and the Debate about Preservation of Crop Varieties, Species and Genetic Diversity», *Ecological Economics*, 2 (1), 1990, p. 77-90.
- TOBEY J.A., «Toward a Global Effort to Protect the Earth's Biological Diversity», *World Development*, 21, (12), 1993, p. 1931-1945.
- TROMMETTER M., «La conservation des ressources génétiques végétales : une approche en termes de flexibilité», INRA-SERD Working Paper 9512, September 1995.
- UICN, «World Conservation Strategy : Living Resource Conservation for Sustainable Development», IUCN-UNEP-WWF, Gland, Switzerland, 1980.
- VIVIEN F.-D., ANTONA M., TROMMETTER M., «Donner un prix au vivant : la construction sociale d'une convention d'environnement», Communication au Colloque «*Ecologie, Société, Economie*. Quels enjeux pour le développement durable?», C3ED, Université de Saint-Quentin-en-Yvelines, 23-25 mai 1996.

WILLINGER M., «La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction des valeurs de préservation», *Natures, Sciences, Sociétés*, 4 (1), 1996, p. 6-22.

WILSON E.O. (ed.), *BioDiversity*, Washington, National Academy Press, 1988.

WILSON E.O., *La Diversité de la vie*, Paris, éditions Odile Jacob, 1993.



Les droits de propriété des ressources naturelles revisités. Le cas de la pêche d'huîtres du Solent (Royaume-Uni)

Patrice Guillotreau

Centre d'observation et de recherche sur les ressources aquatiques
et les industries du littoral (CORRAIL),
Faculté des sciences économiques et de gestion,
Université de Nantes.

La théorie des droits de propriété représente un cadre d'analyse adapté à la question de la gestion des pêcheries dès lors que les coûts de transaction inhérents au processus de privatisation sont intégrés. L'hypothèse défendue dans cet article envisage une redéfinition à coûts sociaux croissants des droits de propriété justifiant l'existence de régimes mixtes et les limites à une complète individualisation de la propriété. Cette hypothèse est illustrée par la pêche d'huîtres du Solent (Royaume-Uni) qui présente une structure mixte de droits de propriété ainsi que des arrangements institutionnels complexes.

The theory of property rights provides a suitable framework to the issue of fisheries management as long as transaction costs inherent to the privatization process are re-introduced. The present article discusses the hypothesis of an increasing social cost along the allocation process of property rights, justifying a mixture of property rights in many cases and the limits of a full implementation of individual property rights. Such an hypothesis is scrutinized through a case study (the oyster fishery of the Solent, United Kingdom) which presents a mixed structure of property rights together with complex institutional arrangements.

INTRODUCTION

Pour les chercheurs s'interrogeant sur la gestion des ressources renouvelables, il semble difficile d'échapper au débat entre propriété privée ou

propriété commune comme vecteur de la plus grande efficacité économique. Au-delà de ce débat plus idéologique que scientifique, cet article vise à mettre en lumière certains types de gains économiques issus de l'action collective et s'interroge sur le processus même de définition des droits de propriété.

Le fait est que de nombreux stocks naturels font l'objet d'une exploitation caractérisée par un ensemble diversifié de droits de propriété coexistant les uns avec les autres. Cette coexistence génère des contraintes mais aussi des opportunités intéressantes pour les exploitants. La pêche de huîtres (*Ostrea edulis*) du Solent (Royaume-Uni) représente un de ces cas où les droits de propriété se superposent et soulèvent à ce titre des interrogations sur la relation entre droits de propriété et externalités. En s'appuyant sur cet exemple, cet article est centré sur le changement institutionnel de la structure des droits de propriété et sur les facteurs qui induisent ce changement. L'hypothèse défendue dans cet article envisage une redéfinition à coûts sociaux croissants des droits de propriété, justifiant l'existence de régimes mixtes et les limites à une complète individualisation de la propriété.

Il est de plus en plus fréquemment admis que le débat sur la nature privée ou commune des droits de propriété importe moins que la question des arrangements institutionnels à l'origine d'une gestion efficace des ressources naturelles. C'est pourquoi une représentation détaillée de la pêche du Solent tente de montrer la complexité des arrangements institutionnels imaginés par ses exploitants qui s'oppose à la version simplifiée de certains théoriciens des droits de propriété. Le problème conceptuel illustré par ce cas d'étude fournit ainsi l'occasion de revenir sur les interactions entre droits de propriété et externalités dans une perspective dynamique, c'est-à-dire en considérant ces dernières à la fois comme un facteur et un produit du changement institutionnel, cette idée étant développée dans une dernière partie.

L'intégration forcée de la théorie des droits de propriété dans le schéma de pensée néoclassique peut limiter sa portée explicative, particulièrement dans les cas de systèmes mixtes de propriété. Un recours trop systématique à l'individualisme méthodologique semble masquer certains effets de nature collective. Dans ce sens, un retour vers la notion cruciale de coût de transaction, qui rassemble les coûts d'information, de négociation et de conclusion des contrats, voire les coûts liés au respect des contrats, permet d'analyser ces effets de nature collective et, au-delà, enrichit la réflexion théorique sur les droits de propriété.

I. – DROITS DE PROPRIÉTÉ ET GESTION DES RESSOURCES NATURELLES RENOUVELABLES, UNE RELATION AMBIVALENTE

Bien que la pensée orthodoxe néoclassique préconise, pour des raisons d'efficience économique, une privatisation systématique des droits de propriété, les difficultés d'application dans le cas des ressources naturelles rappellent que la privatisation est avant tout un processus et que des formes collectives de propriété sont compatibles avec une gestion des stocks naturels, sinon efficiente, du moins pérenne et socialement acceptable. Ces formes intermédiaires entre propriété étatique et propriété individuelle privée sont d'ailleurs envisagées par les théoriciens des droits de propriété, à condition de lever certaines des ambiguïtés qui nourrissent les fausses controverses entre les défenseurs de la propriété privée et ceux de la propriété commune.

1.1. Le faux débat entre propriété commune et propriété privée

La problématique entre propriété commune et propriété privée alimente un débat qui se vide peu à peu de son sens. De nombreuses confusions ou imprécisions sur les définitions mêmes de ces termes sont en effet à l'origine de querelles dogmatiques et masquent les véritables questions soulevées par l'exploitation des ressources naturelles.

Ainsi, la nouvelle école des ressources naturelles (NRE)¹ tente de justifier la généralisation des droits de propriété comme la seule voie d'accès à l'efficience économique (Agnello et Donnelley, 1975; Hannesson, 1991). La plupart des arguments avancés par les tenants de cette école se réfèrent au célèbre modèle du dilemme du prisonnier ou à sa version adaptée aux ressources naturelles renouvelables connue sous l'expression de «tragédie des communaux» (Hardin, 1968). Toutefois, de nombreux contre-arguments empiriques (Van Ginkel, 1989; Santopietro et Shabman, 1992a; Ostrom, 1990) ou théoriques (Ciriacy-Wantrup et Bishop, 1975; Ostrom, 1990; Runge, 1981) ont été avancés depuis et s'opposent avec davantage de force à l'absence d'évaluation empirique en faveur de cette hypothèse (Wilén, 1988).

Ces contre-arguments dans le domaine de la gestion des pêcheries sont désormais bien connus et reposent essentiellement sur la confusion introduite par Gordon en 1954 entre propriété commune et libre accès aux ressources. Une définition assez largement admise de la propriété commune se réfère à «des individus s'appropriant (*having claims*) des biens

¹ Cette école (New Resource Economics ou NRE) se définit elle-même comme «une combinaison de la théorie des choix publics et de l'école autrichienne dans une perspective néoclassique» (T. Anderson, 1992).

collectifs en tant que membres de communautés reconnues socialement» (Gibbs et Bromley, 1989, p. 32). Cette notion d'appropriation, bien que définie parfois hors du champ juridique de la propriété, semble limiter le nombre d'utilisateurs des ressources naturelles par des règles d'exclusion établies *de facto* et élimine de ce fait toute possibilité de confusion avec un statut de *res nullius*. En outre, les travaux de la NRE sous-estiment de manière générale la capacité des utilisateurs à coopérer entre eux pour tendre vers un développement durable de l'exploitation de ressources en propriété commune (Kearney, 1989).

Par opposition, la «propriété privée pure existe chaque fois qu'un Etat accorde à un agent économique unique un pouvoir discrétionnaire sur les décisions relatives à l'exploitation des ressources» (Santopietro et Shabman, 1992b, p. 166). Cette seconde définition conserve un caractère ambigu. Par exemple, peut-on considérer comme privé un droit exclusif accordé à une coopérative opérant en tant qu'agent unique mais réunissant divers intérêts individuels de par les unités qui la composent? En généralisant, il est rare que les pêcheries puissent convenir à l'établissement de droits privés purs en raison de la nature même des ressources halieutiques. Le détenteur de droit privé en matière de pêche serait capable dans une configuration idéale d'exclure tous les autres pêcheurs de l'usage de son droit ou de l'affectation physique de l'exercice de son droit (Cross, 1992). Même les quotas individuels transférables, présentés comme la forme la plus aboutie de la propriété privée dans le domaine des pêches, sont caractérisés par une exclusivité très imparfaite dans la mesure où les stocks naturels sont possédés en commun par l'ensemble des détenteurs de quotas; chacun d'entre eux, en modifiant la biomasse, peut ainsi affecter par ses prises les captures des autres utilisateurs. Les conditions dans lesquelles peuvent se concevoir des droits de pêche privés sont donc très spécifiques et rarement réunies simultanément. A titre d'illustration, les ressources vivant dans les zones géographiquement délimitées, telles que les stocks sédentaires de mollusques, rassemblent certaines de ces conditions (divisibilité, exclusivité) mais conservent d'autres caractéristiques qui les différencient fondamentalement des droits terrestres (Townsend, 1990).

1.2. Questions et réponses de la théorie des droits de propriété

La question des externalités est au centre du problème de définition des droits de propriété. Un consensus s'est établi parmi les économistes à propos d'une «relation étroite entre droits de propriété et externalités» (Demsetz, 1967, p. 347). Ces dernières existent «dès lors que le bien-être d'un agent, soit une firme ou un ménage, dépend directement non

seulement de son activité mais également des activités sous le contrôle d'autres agents» (Tietenberg, 1992, p. 45).

Aussitôt que le concept d'externalité fut formulé dans son acception moderne par Pigou (1938), la résolution du problème qu'il suscitait a fait l'objet de nombreuses critiques (Knight, 1924). Le fameux principe pigovien considère les externalités comme une faillite du marché qu'il importe de corriger par une taxe (ou une subvention) étatique correspondant à la différence entre le coût marginal privé et le coût marginal social. Ce coût social est ainsi défini comme la somme des coûts marginaux privés additionnée du coût d'incidence (externalité positive ou négative) né de l'activité des autres agents.

La théorie des droits de propriété initiée par Coase (1960) représente la critique théorique la plus formelle à l'encontre des conceptions pigoviennes. Rappelons brièvement les influences de cette école. Elle s'apparente au courant du *Public Choice* qui s'est développé par réaction à l'économie du Bien-être de Pigou. Admettant certaines défaillances du marché, les tenants de cette école (Buchanan, Tullock,...) défendent néanmoins l'idée que l'Etat n'est pas l'institution la plus adéquate pour réguler ces défaillances. Si l'école du *Public Choice* s'intéresse principalement au rôle de l'Etat, celle des droits de propriété tente de généraliser la même position à l'ensemble des institutions, et en particulier à la firme. Elle s'inscrit résolument dans le prolongement de l'orthodoxie néoclassique pour répondre au défi posé par les institutionnalistes concernant à la fois la prise en compte de la firme en tant qu'organisation et la séparation entre propriétaires et managers. La réponse néoclassique consiste à généraliser la théorie micro-économique standard à l'étude des institutions économiques, tout en conservant l'hypothèse de rationalité des comportements individuels (Demsetz, 1967; Alchian, 1969; Eggertsson, 1990; Coriat et Weinstein, 1995). Aujourd'hui, la théorie des droits de propriété vise très nettement à démontrer la supériorité des systèmes de propriété privée sur tout autre régime (Furubotn et Pejovitch, 1972).

Parallèlement à l'école des droits de propriété, une approche sensiblement différente s'est développée sur les mêmes principes coasiens, mais en incorporant avec davantage de force certains emprunts institutionnalistes (notamment ceux de H. Simon ou de J.R. Commons) : il s'agit de l'école des coûts de transaction (Williamson, 1991). Les asymétries d'information² sont au cœur de cette approche. Néanmoins, l'évolution de la pensée de Williamson, chef de file de cette école, tend de plus en

² A cet égard, l'hypothèse de rationalité limitée est préférée chez Williamson à la rationalité substantive des néoclassiques et rend ainsi mieux compte de l'incomplétude des contrats et du rôle central joué par l'information.

plus à la démarquer des fondements coasiens (opposition entre marché et vision hiérarchique de la firme ou, plus généralement, des organisations de producteurs) et à la rapprocher de la théorie des droits de propriété défendue par Alchian et Demsetz (la firme comme système de contrats). C'est pourquoi il n'est pas fait de distinction dans la suite du présent article entre la théorie des droits de propriété et celle des coûts de transaction.

En l'absence de coûts de transaction, le théorème de Coase identifie une situation parfaitement symétrique dans toute situation d'externalité : le gain d'un individu procuré par l'utilisation d'un droit correspond toujours à la perte subie par un autre individu. Le caractère unilatéral de la taxation ne fait que créer une externalité supplémentaire au lieu de résoudre la première. L'école des droits de propriété préconise donc une négociation bilatérale volontaire (c'est-à-dire une solution de marché), «comme l'institution qui est censée minimiser les coûts de transaction liés au processus d'allocation des ressources» (Dragun et O'Connor, 1993, p. 16). Dans ce sens, «de nouveaux droits de propriété tiennent lieu de réponse aux désirs des individus agissant en interaction, de manière à s'adapter aux nouvelles conditions de coûts-bénéfices. (...) Les droits de propriété sont développés pour internaliser les externalités lorsque les gains de l'internalisation deviennent plus grands que les coûts de l'internalisation.» (Demsetz, 1967, p. 350) On retrouve dans cette conception la référence aux travaux pionniers de Coase sur l'alternative entre marché et hiérarchie, où marché et firme sont présentés comme deux modes alternatifs de coordination économique.

L'application directe de ces deux conceptions au problème de la gestion des pêcheries s'est traduite par deux instruments majeurs qui représentent à la fois un droit de propriété et une modalité de gestion des ressources halieutiques.

Le premier de ces instruments est d'inspiration pigovienne puisqu'il vise à contrôler les inputs (c'est-à-dire l'effort de pêche selon la terminologie des dynamiciens des populations marines) soit par le paiement d'une licence, soit par le paiement d'une taxe sur le niveau de l'effort (figure 1). Il faut noter que cette taxe peut également être appliquée aux outputs (par exemple, une taxe sur le prix au kilo des poissons).

Soit H la valeur des prises, E l'effort de pêche (mesuré par exemple en nombre de bateaux pour une période donnée) et CT le coût total déployé sur la pêcherie, la distribution de licences de pêche selon un *numerus clausus* de bateaux $E_{\max}$ peut être fixée de manière à maximiser la rente halieutique sur la pêcherie. Le même objectif peut être atteint en déterminant une taxe proportionnelle à l'effort telle que la courbe de coût total devient CT' qui coupe la courbe de revenu exactement au point d'équilibre (E^*, H^*) .

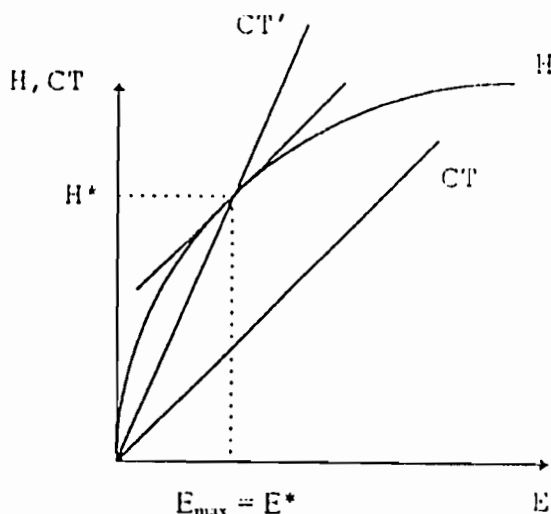


Figure 1

La régulation par un système de licences ou de taxes

Contrairement à la taxe que tout pêcheur peut acquitter, la licence possède certains attributs des droits de propriété puisqu'elle confère à son détenteur le pouvoir d'extraire les ressources et d'en tirer un revenu, conformément à la définition de Barzel (1991). En revanche, ce titre est rarement associé à la possibilité pour le détenteur de l'aliéner en le cédant ou en le vendant.

Le second instrument de gestion des pêcheries se rapporte davantage aux droits de propriété tels que les conçoit Coase puisqu'il s'agit de quotas individuels de pêche transférables (QIT) par le biais d'un marché. Ces quotas sont calculés de manière à ce que leur somme corresponde au total admissible des captures (TAC) dans la pêcherie, soit la valeur des prises qui maximise la rente halieutique (figure 2).

Outre les traditionnelles caractéristiques des droits de propriété définies par les juristes (*usus, fructus, abusus*), A. Scott envisage six attributs liés davantage à la jouissance du droit qu'à la propriété proprement dite : durée, flexibilité, exclusivité, contrôlabilité, transférabilité et divisibilité (Scott, 1988). Selon cet auteur, à l'instar de la théorie lancastérienne de la consommation, chacune de ces caractéristiques doit être considérée comme une variable continue, c'est-à-dire vérifiée graduellement et non pas de manière dichotomique. En ce sens, le système des quotas présenterait un avantage supérieur au régime des licences dans presque toutes les dimensions des droits de propriété : plus d'exclusivité

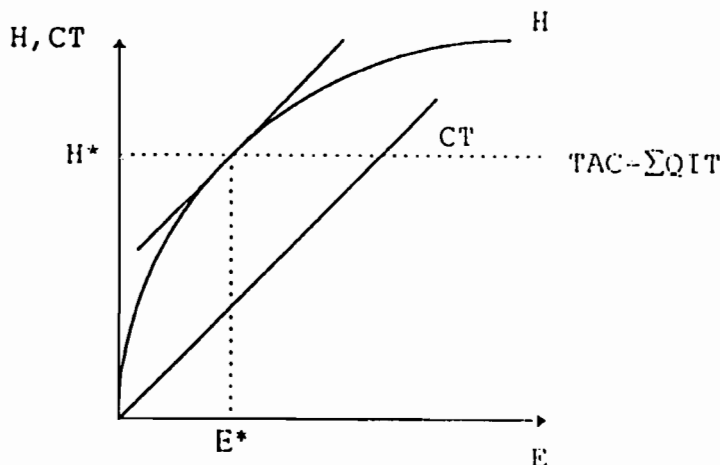


Figure 2

La régulation par un système de quotas individuels

car chaque pêcheur se trouve individuellement propriétaire du volume des ressources équivalant à son quota, plus de transférabilité via le marché des droits à produire, plus de divisibilité, etc. Par ailleurs, les productivités étant initialement disparates au sein de la pêcherie, la transférabilité fournit aux agents la possibilité d'échanger les quotas jusqu'à égalisation de leurs productivités marginales. L'optimum parétien est donc atteint en théorie grâce au système des QIT.

Efficace du point de vue de l'allocation des ressources, le système des quotas s'avère néanmoins socialement plus délicat à mettre en œuvre. Certaines conséquences telles que la concentration du capital (via la polarisation des droits à produire) ou les difficultés liées au contrôle du système semblent accompagner assez systématiquement les expériences de gestion par les QIT, même si quelques-unes d'entre elles connaissent un certain succès (Nouvelle-Zélande, Islande).

Les comportements opportunistes générés par l'individualisation des droits et par la plus grande exclusivité qui en résulte nous incitent à approfondir les déterminants du processus d'allocation des droits de propriété. S'il est faux de dire que le paradigme des droits de propriété ne permet pas d'envisager d'autres régimes institutionnels que celui de la propriété privée³, les interrogations demeurent sur la nature des coûts de transaction qui font obstacle à une privatisation des droits plus

³ En effet, le théorème développé par Coase en 1960 repose sur l'hypothèse des coûts de transaction nuls mais l'auteur reconnaît lui-même le caractère irréaliste de cette hypothèse

achevée. C'est pourquoi le point suivant vise à illustrer la complexité des arrangements institutionnels en vigueur sur une pêcherie au cours de son développement économique afin de dégager plusieurs hypothèses dans la dernière partie sur une double lecture possible des coûts de transaction.

II. – UNE ILLUSTRATION DU PROBLÈME : LA PÊCHERIE D'HUITRES DU SOLENT

Le cas d'étude proposé montre combien la relation entre droits de propriété et gestion des ressources peut s'avérer complexe dans un espace géographiquement et économiquement limité. Il s'agit d'une petite pêcherie d'huîtres (*Ostrea edulis*) située dans le bras de mer appelé Solent qui sépare l'île de Wight de la Grande-Bretagne. Existant depuis environ un siècle, cette pêcherie n'est exploitée de manière commerciale que depuis le début des années 1970. Une structure de droits de propriété et d'usage étonnamment complexe a pu néanmoins se développer en quelques années, montrant l'étendue des arrangements institutionnels que peuvent imaginer les exploitants.

La structure actuelle des droits en vigueur dans la pêcherie est présentée dans un premier point afin de mettre en évidence les interactions entre les agents au sein d'un système mixte où droits publics et privés se côtoient et s'interpénètrent. Le point suivant est consacré aux changements institutionnels ayant conduit à ce résultat et les mobiles supposés de ces bouleversements. Il apparaît que des effets de seuil liés à la privatisation des droits remettent en cause le bien-fondé économique de ce processus : au-delà d'un certain équilibre de la structure des droits de propriété, les coûts de transaction deviennent trop importants pour garantir une gestion efficace des ressources à l'échelle de la communauté dans son ensemble.

2.1. Un système mixte de droits de propriété : complémentarité et superposition

Plusieurs conditions doivent être réunies au sein d'un système de ressources pour accroître les chances de succès d'une gestion en propriété commune (Ostrom, 1990). La pêcherie d'huîtres du Solent semble présenter ces garanties dans la mesure où les ressources sont concentrées dans une petite aire géographique et sont exploitées par un faible nombre

et envisage donc des formes institutionnelles telles que la propriété commune. Ce point sera plus largement discuté dans la troisième partie.

d'individus (environ une centaine). La nature sédentaire et renouvelable des ressources stimule les situations d'externalités et les comportements opportunistes de la part des pêcheurs. En dépit d'une histoire économique relativement courte, une organisation complexe de l'activité a pu se développer sur la base d'un système mixte de droits de propriété où coexistent trois régimes d'accès très différents : une pêcherie publique (en libre accès), une pêcherie régulée (par un système de licences) et plusieurs pêcheries «privées» appelées *Severals* (droit concédé à un groupement coopératif de pêcheurs).

La figure 3 illustre ce système mixte et montre que les différents droits se superposent plus qu'ils ne coexistent puisque les pêcheurs peuvent détenir plusieurs de ces droits simultanément. Pour certains d'entre eux, l'effort est réparti au cours de la saison de pêche entre les différentes zones selon les règles définies pour chaque régime d'accès. Les effectifs de pêcheurs en 1993 sont présentés dans la figure 3 et font apparaître l'hétérogénéité des statuts dans cette pêcherie. Certains pêcheurs sont des licenciés exclusifs ou des membres exclusifs des coopératives tandis que les autres bénéficient d'un double statut leur permettant de fréquenter les deux zones indifféremment. Tous peuvent évidemment exploiter les ressources situées dans la partie publique de la pêcherie. Parallèlement à cette diversité de statuts, certains pêcheurs travaillent à temps partiel et ont une autre activité (tourisme, travail à terre,...) alors que les autres sont pêcheurs à plein temps. Ainsi, les décisions de gestion décrétées par le responsable du comité local des pêches ⁴ (pêcherie régulée) ou votées par le comité de gestion des *Severals* n'affectent pas uniformément les individus selon leur possibilité de redéployer leur effort entre les différents régimes d'accès.

Au total, la pêcherie emploierait environ cent vingt pêcheurs et produirait quelque six cents tonnes d'huîtres pour une valeur de l'ordre de six cent mille livres sterling. Les règles en vigueur dans les différents régimes d'accès (public, régulé et privé) sont les suivantes.

Tout d'abord, en ce qui concerne la pêcherie publique, l'accès est libre mais les utilisateurs doivent se conformer à certaines règles d'usage : la saison n'est ouverte que pendant vingt semaines entre le 1^{er} novembre et le 31 mars de l'année suivante, la pêche de nuit y est interdite ainsi que le repaquage d'animaux provenant de l'extérieur de la zone. La taille commerciale des huîtres est également réglementée. Ces règles sont fixées au nom du ministère par le Southern Sea Fisheries District (SSFD) sous forme d'arrêtés (*by-laws*).

⁴ Chief Fishery Officer du Southern Sea Fisheries District (SSFD).

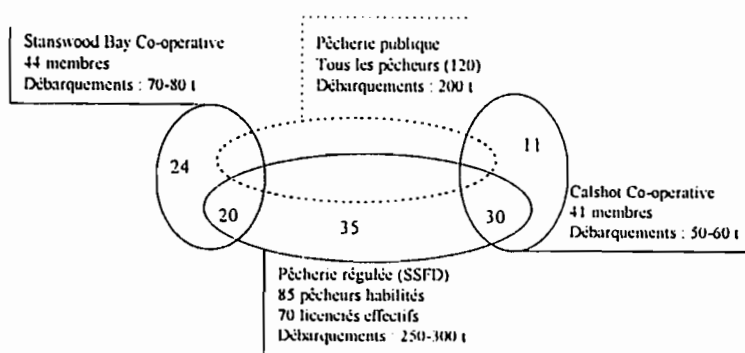


Figure 3

Le système mixte des droits de propriété du Solent en 1993

Source : Guillotreau-Cunningham, 1994; estimation des effectifs et des débarquements.

Le SSFD est également responsable de la gestion dans la partie régulée de la pêche. L'accès à cette dernière est conditionné par l'achat d'une licence d'une valeur annuelle de trois cents livres sterling et renouvelable uniquement si une licence a été achetée au cours des deux années précédentes. Cette licence est réservée exclusivement à un nombre restreint de quatre-vingt-cinq utilisateurs et une liste d'attente comprend environ tous les non-licenciés de la pêche. La saison y est beaucoup plus courte que dans la zone publique puisqu'elle dure six semaines, réparties en deux fois trois semaines à Noël et à Pâques pour répondre à la forte demande de ces deux périodes. La durée est fixée en début de saison par le responsable du SSFD.

Enfin, deux compagnies privées (Calshot et Stanswood Bay) gèrent et exploitent de manière exclusive les ressources situées dans leurs zones respectives. Celles-ci leur ont été concédées par le ministère au nom de la Couronne britannique pour une durée de dix ans renouvelable, par le biais d'un *Severel Orders* d'où le nom de *Severals*. Les conditions d'accès et les règles d'usage sont à peu près les mêmes dans les deux coopératives : les adhérents doivent acquitter une cotisation de deux mille à trois mille livres sterling une fois pour toutes, ainsi qu'une commission *ad valorem* variant entre 8 et 15% de leurs ventes. En ce qui concerne les

décisions de gestion, elles sont beaucoup plus flexibles et concertées que dans la zone régulée puisqu'elles sont prises par un comité de gestion d'environ dix membres élus pour une période de une à deux années. Ces décisions concernent le taux de la commission, le nombre de jours de pêche accordés aux adhérents (de cinq à neuf jours en général) et, dans le cas de la coopérative de Stanswood Bay, un quota individuel de captures non transférable de l'ordre d'une demi-tonne par bateau et par jour. La durée de la saison de pêche est décidée au dernier moment en fonction des conditions de demande sur le marché et les ventes sont organisées collectivement au sein de la coopérative.

En vertu de ces différentes règles de fonctionnement, il a été possible d'estimer les rendements de chacune des zones considérées. Ces rendements, mesurés par le ratio entre les captures réalisées et l'effort défini par temps de pêche, sont résumés dans le tableau 1.

TABLEAU 1
Estimation des rendements selon le régime d'accès

Moyenne (écart type)	Zone publique	Zone régulée	Zone privée	TOTAL
Captures en tonnes	0,81 (1,33)	3,03 (1,04)	1,42 (1,38)	5,26 (2,34)
Temps de pêche en nombre de semaines	2,3 (3,98)	5,2 (1,40)	1,15 (0,71)	8,65 (4,83)
(1) Captures (%)	15,4	57,6	27	100
(2) Temps de pêche (%)	26,6	60,1	13,3	100
Rendement : (1)/(2)	0,58	0,96	2,03	

Source : Guillotreau-Cunningham, 1994; échantillon représentant 17% des licenciés effectifs.

Plusieurs remarques doivent nuancer les résultats apparemment démonstratifs de la supériorité de la gestion privée sur la gestion commune ou publique. Si les rendements privés sont si nettement supérieurs aux autres, ceci est dû en grande partie à la forte productivité naturelle des zones sur lesquelles ces droits ont été établis. Les gisements y sont plus abondants et surtout beaucoup plus denses que dans les zones publique et régulée. Ensuite, si le temps moyen consacré à l'exploitation des zones privée et régulée correspond aux durées autorisées par les règles

d'usage (respectivement une et six semaines), le temps passé dans la zone publique est de loin inférieur à la durée légale des vingt semaines⁵. En fait, les pêcheurs commencent à exploiter cette zone dès son ouverture le 1^{er} novembre et l'abandonnent rapidement dès que les captures par unité d'effort déclinent. Le fait le plus marquant reste néanmoins la proportion de pêcheurs détenant simultanément deux droits de propriété : 45% des membres de Stanswood Bay et plus de 70% des membres de Calshot détiennent également une licence d'accès à la zone régulée; près de 60% des pêcheurs licenciés sont aussi membres de l'une ou l'autre des compagnies de droit privé. La superposition des droits génère ainsi de nombreuses interactions entre la zone d'accès libre, la zone régulée où les pêcheurs agissent individuellement (en matière de ventes notamment) et la zone privée où les comportements sont davantage déterminés par des règles d'usage collectives.

La pêche semble garantir aujourd'hui à ses exploitants un revenu moyen satisfaisant de l'ordre de six mille livres sterling par saison de pêche, complété par les activités annexes de ces pêcheurs le reste de la saison (revenus tirés des captures d'autres espèces, du tourisme, etc.). De plus, une certaine paix sociale s'est peu à peu instituée au sein de la pêche si l'on en juge par la quasi-disparition du braconnage⁶. Cependant, il est intéressant de revenir sur les étapes successives du développement institutionnel ayant abouti à ce système mixte de droits de propriété afin de comprendre les raisons pour lesquelles le processus de privatisation n'a pas été étendu à l'ensemble de la pêche du Solent.

2.2. Une analyse du développement institutionnel de la pêche par l'attribution des droits de propriété

La pêche des huîtres existe dans le Solent depuis près d'un siècle. Néanmoins, à la suite d'une épizootie dans les années 1920, la plupart des stocks européens furent décimés. Réintroduits sur l'île de Wight à la fin des années 1950, des juvéniles d'huîtres importés ne résistèrent pas au rude hiver de 1962-1963. Toutefois, certains scientifiques supposent que la découverte des stocks naturels abondants au début des années 1970 découle directement de cette expérience avortée. Une autre hypothèse repose sur les externalités positives produites par le réchauffement des eaux inhérent à la centrale électrique construite à proximité de l'estuaire de Southampton.

⁵ En fait cette durée est de treize semaines si on déduit pour les pêcheurs disposant de plusieurs droits le temps consacré aux zones régulée et privée.

⁶ Le braconnage est néanmoins encore estimé à quelque cinquante tonnes par an.

La découverte de gisements naturels et l'entrée du Royaume-Uni dans la CEE en 1973 incitèrent les quelques pêcheurs locaux (une quarantaine à l'époque) à s'engager dans l'exploitation des huîtres naturelles du Solent⁷. En raison d'un potentiel de croissance élevé, la même personne qui s'était engagée individuellement dans le repeuplement de la pêcherie à la fin des années 1950 exploita les possibilités d'un texte de loi de 1967 en demandant au ministère l'octroi d'une concession exclusive sur la zone la plus productive du Solent (Stanswood Bay). Celle-ci fut accordée pour la moitié seulement de la zone sollicitée et à la seule condition que cette demande émane d'un collectif de pêcheurs. Tous les pêcheurs alors en activité furent réunis au sein de la coopérative de Stanswood Bay et commencèrent à exploiter la pêcherie mi-publique, mi-privée⁸.

Au fur et à mesure de la croissance des prises, de nombreux pêcheurs entrèrent dans la pêcherie sans pouvoir accéder à la partie concédée à la coopérative. Après les records de capture atteints en 1976-1977 (sept cent quarante tonnes déclarées officiellement), celles-ci chutèrent de moitié et provoquèrent une demande de règles de gestion plus strictes de la part des pêcheurs eux-mêmes. Après plusieurs années de concertation, cette demande se traduisit par l'adoption d'une concession publique, cette fois organisée par un système de licences géré par le comité local des pêches (SSFD)⁹. L'accès limité aux seuls détenteurs d'une licence fut assorti d'un ensemble de règles d'usage qui furent étendues également à la partie publique de la pêcherie.

Suite à une crise de la demande française d'huîtres, les disparités de revenus entre les licenciés exclusifs et ceux qui appartenaient simultanément à la coopérative de Stanswood s'accrochèrent. Par conséquent, une deuxième demande de concession privée fut formulée mais rencontra une résistance plus grande de la part des individus qui risquaient de s'en trouver exclus. La demande émanant d'un nouveau groupe de producteurs constitué sous le nom de Calshot fut néanmoins acceptée par le ministre et entra en vigueur en 1982 sur l'autre moitié de Stanswood Bay¹⁰, c'est-à-dire sur la zone jouxtant celle de la coopérative de Stanswood, à l'embouchure de l'estuaire de Southampton. Curieusement, les règles d'usage adoptées par cette deuxième coopérative furent exactement identiques à celles de la compagnie précédente, au point de compter autant de membres que celle-ci (une quarantaine), alors que rien ne l'y obligeait.

⁷ L'accession du Royaume-Uni a permis d'ouvrir un marché d'exportation (surtout en France), puisque les Britanniques ne consomment pratiquement pas d'huîtres.

⁸ Stanswood Bay Oyster Fishery Several Order (1973).

⁹ Solent Oyster Fishery Regulating Order (1980).

¹⁰ Calshot Oyster Fishery Several Order.

Par accord tacite, si la double appartenance au système de licences et de coopératives était possible, l'adhésion conjointe aux deux compagnies privées ne l'était pas.

De nouvelles tentatives de constitution en compagnies privées suivirent cette deuxième expérience en 1982 et en 1984 et furent à nouveau acceptées par les pouvoirs publics¹¹. La première coopérative était constituée de pêcheurs appartenant déjà à l'une ou l'autre des précédentes compagnies et recrutés parmi les plus professionnels d'entre eux. Néanmoins, ces deux tentatives se soldèrent par des échecs et les concessions ne furent pas renouvelées au terme échu (respectivement en 1991 et 1993), contrairement aux deux précédentes concessions privées qui furent reconduites pour dix ans. Il est intéressant de comprendre pourquoi le processus de privatisation n'a pu se poursuivre et pourquoi le *statu quo* du système mixte des droits de propriété, encore en vigueur au milieu des années 1990, a peu à peu résorbé le nombre d'exploitants et permis la stabilisation de la pêche.

Les deux compagnies créées en 1984 et 1986 ont cessé leur activité principalement en raison du braconnage intense qu'elles ont subi. La surveillance de la pêche régulée est assurée par deux bateaux inspecteurs financés en partie par le système des licences. De même, les deux coopératives pionnières se sont adjoint les services de gardes-côtes privés financés sur fonds propres. En revanche, les deux autres compagnies n'ont jamais pu générer des revenus leur permettant de garantir la totale exclusivité à leurs adhérents. Par ailleurs, il est avéré que les comportements opportunistes émanent de la communauté même des pêcheurs impliqués sur l'ensemble de la zone.

Il semble donc que les coûts de transaction associés à la mise en place de nouveaux droits privés aient été supérieurs aux gains procurés à la collectivité dans son ensemble. Néanmoins, en raison du caractère commun des droits concédés aux coopératives¹², il ne s'agit pas uniquement, comme les théoriciens des droits de propriété l'envisagent, d'interactions entre les fonctions de production individuelles des pêcheurs, mais d'interactions qui opèrent à deux niveaux : entre les individus d'une part, et entre les groupes d'appartenance de ces individus d'autre part.

Par conséquent, les coûts de transaction existent à ce double niveau et certains coûts de nature collective peuvent naître à l'occasion d'une étape supplémentaire dans le sens de la privatisation et surcompenser les gains générés par l'abaissement des coûts individuels. A titre d'illustration,

¹¹ Southampton Water (Chilling) Oyster Fishery Order (1984) et Portchester Channel Oyster Fishery Several Order (1986).

¹² En effet bien que le droit soit privé, il est attribué par les pouvoirs publics à un groupement de pêcheurs qui fédère un ensemble d'intérêts individuels.

il est simple d'imaginer quelques interactions positives produites par le système mixte de la pêche du Solent. Les zones publique et régulée tirent un profit de l'existence de zones privées, mieux gérées et dont les ressources sont plus abondantes, puisque l'émission de naissains depuis ces zones permet le repeuplement de la pêche dans son ensemble. En contrepartie, les membres des coopératives tirent collectivement un bénéfice de la présence des autres zones communes puisqu'ils peuvent exploiter eux-mêmes ces zones et que le coût du contrôle des zones privées est atténué par l'existence même de ces zones «tampons» où opèrent des non-membres. L'échec des deux dernières expériences de privatisation a montré qu'une plus grande exclusivité induite par l'instauration de nouveaux droits accroissait les comportements opportunistes. De plus, les écarts de prix pratiqués selon l'origine des ressources (privée ou commune) témoignent d'une interférence sur le marché entre les deux modes d'organisation. En effet, en vendant individuellement sur le marché et aux périodes fixées en début de saison par les pouvoirs publics, les pêcheurs licenciés ne parviennent pas à atteindre les niveaux de prix des ventes par les coopératives qui bénéficient à la fois du pouvoir économique lié à l'organisation collective des ventes et des périodes du marché les plus favorables décidées à l'ultime moment par les comités de gestion de ces coopératives. Cependant, il est probable que, si l'ensemble de la pêche était privatisé et régulé à l'instar des coopératives, les niveaux de prix seraient uniformisés. En ce sens, les compagnies privées tirent parti des coûts de transaction élevés pour toutes les ventes organisées en dehors de leur giron.

III. – UN RETOUR VERS LA RELATION ENTRE DROITS DE PROPRIÉTÉ ET EXTERNALITÉS

A la lumière des avancées théoriques développées par les institutionnalistes, de celles proposées par les théoriciens des droits de propriété et du cas d'étude précédemment exposé, il semble clair que la privatisation doive avant tout être considérée comme un processus allant de l'accès libre à la propriété privée, en passant par des régimes intermédiaires tels que la propriété commune. Il s'agit donc d'un «processus de redéfinition des droits par imposition de restrictions successives relatives aux conditions d'accès et aux usages» (Santopietro et Shabman, 1992a, p. 410).

Le problème devient celui du processus institutionnel par lequel de nouvelles structures de droits de propriété apparaissent. Une approche de cette question consiste à considérer les externalités à la fois comme un facteur et un produit du processus de changement institutionnel.

La structure des droits de propriété se trouve dès lors redéfinie par la résorption des externalités négatives individuelles et par la création d'interactions positives entre les groupes d'utilisateurs. C'est à ce double niveau, individuel et collectif, que les coûts de transaction doivent être considérés pour expliquer l'incomplétude de certains contrats comme ont pu le montrer les sociologues. Une telle hypothèse permet de mieux comprendre pourquoi le processus de réallocation des droits de propriété s'effectue à coûts d'opportunité croissants et ne tend donc pas vers une privatisation totale des pêcheries ¹³.

3.1. La nécessaire réhabilitation des coûts de transaction

Pour les auteurs de l'école des droits de propriété, la causalité entre droits de propriété et externalités semble parfaitement établie : les premiers constituent une réponse au problème soulevé par les secondes.

Une relation inverse peut cependant être observée au regard des nouvelles externalités générées par l'évolution de la structure des droits de propriété. Une telle relation présente l'intérêt de réintroduire l'importance des coûts de transaction quelque peu négligés par les tenants de la NRE cités précédemment. Ces coûts doivent notamment inclure les coûts d'opportunité associés à la structure préexistante. En d'autres termes, les gains collectifs produits par des interactions positives entre les comportements des agents pourraient disparaître à l'occasion d'un engagement plus fort dans le sens de la privatisation. Prenant appui sur les principes marshalliens, Pigou affirme que «l'intérêt privé tend vers une certaine myopie lorsqu'il s'agit de considérer des coûts et des bénéfices sociaux plus généraux» (Dragun et O'Connor, 1993, p. 132). C'est pourquoi une attention particulière doit être portée sur la nature même des externalités en distinguant plusieurs niveaux auxquels elles peuvent se produire.

Outre la traditionnelle distinction entre externalités pécuniaires et non pécuniaires, selon que les effets externes sont transmis ou non par les prix, différents niveaux de création de ces effets doivent être envisagés. La plupart des modèles qui tentent d'apporter des solutions au problème des externalités se réfèrent au niveau opérationnel (ou individuel) par le biais des fonctions d'utilité ou des fonctions de production qui caractérisent d'abord des unités d'action (consommateurs ou producteurs).

Toutefois, en reprenant la terminologie néo-institutionnaliste, certains effets externes ne peuvent se concevoir qu'au niveau des choix collectifs, en particulier lorsque l'exploitation des ressources fait l'objet en un même

¹³ Se reporter au paragraphe 3.3.

site de droits de propriété mixtes, comme c'est le cas dans la pêche du Solent. Dans une telle situation, l'interdépendance prend une double dimension et l'interaction positive au niveau des choix collectifs peut dépasser les externalités individuelles négatives. Cette distinction entre les niveaux de diffusion des effets externes met en avant l'importance de la redistribution de la rente des actifs naturels, au même titre qu'une allocation efficiente des ressources définies en termes parétiens. C'est pourquoi le critère principal du succès d'un régime de propriété commune réside dans sa faculté à générer des interactions positives (Quiggin, 1988, p. 1086), aussi bien entre les individus qu'entre les groupes d'individus dans le cas d'un système mixte.

Ainsi, des externalités non séparables, donc non internalisables individuellement, existent dans certains systèmes de ressources en propriété commune (Runge, 1981). Elles se traduisent notamment par des coûts de contrôle des droits de propriété ou par des coûts de transaction liés à la commercialisation des produits. L'exemple du Solent montre que le poids économique des individus n'est pas suffisant pour tirer le meilleur parti des conditions du marché, particulièrement dans le cas de pêcheries artisanales. Organisés collectivement par le biais de coopératives, ces mêmes individus peuvent s'adapter à une demande de plus en plus concentrée et minimiser les coûts d'information et de négociation sur le marché. De la même façon, une individualisation des droits priverait les détenteurs de toute possibilité de contrôle de leur propriété au point de remettre en cause la qualité même du titre. Par une gestion commune, ils sont en mesure de déployer les moyens nécessaires au respect des droits. Toutefois, plus que le caractère dissuasif des moyens de contrôle utilisés, le cas du Solent montre que c'est l'organisation collective et les interactions entre les différents régimes d'accès qui représentent les meilleurs garants contre les comportements opportunistes. A titre anecdotique, la coopérative de Calshot a cessé de recourir à un garde-côte privé car il est arrivé que ce dernier soit corrompu par certains pêcheurs ou braconniers lui-même lorsque l'extension des droits privés au milieu des années 1980 provoquait des tensions au sein de la communauté.

Il importe dans ces conditions de redonner à la notion de coûts de transaction sa véritable dimension dans le processus d'allocation des droits de propriété. Cet aspect a quelque peu été négligé par les défenseurs de la propriété individuelle appliquée aux ressources naturelles (Agnello et Donneley, 1975; Lasserre, 1993) dans leur lecture de Coase (Coase, 1988; Medema, 1994). Pour Coase lui-même, le monde réel comporte des coûts de transaction positifs et les droits de propriété sur un actif ne peuvent donc être parfaitement délimités. Cette incomplétude a été clairement relevée par les héritiers de Coase (Demsetz, 1967; Williamson,

1991; Barzel, 1991; Libecap, 1993) et rejoint l'analyse de nombreux sociologues.

Dès que les coûts de transaction sont réintroduits dans l'analyse du changement institutionnel, la théorie des droits de propriété est tout à fait apte à rendre compte des facteurs de ce changement et des limites de l'individualisation des droits. En ce sens, elle se démarque de l'analyse néoclassique, ainsi que Coase lui-même le souhaitait : «le monde à coûts de transaction nuls est celui de la théorie économique moderne, c'est-à-dire celui avec lequel j'espérais convaincre les économistes de rompre» (Coase, 1988, p. 174).

Néanmoins, certains aménagements théoriques pourraient étendre la portée analytique de cette hypothèse. A cet égard, l'apport du cadre conceptuel des néo-institutionnalistes qui différencie les niveaux de décision peut s'avérer déterminant, comme on a déjà pu le souligner. Ajoutons que le théorème de Coase, en conservant l'hypothèse d'un monde à coûts de transaction nuls, fait abstraction de tout questionnement sur les antécédents historiques de l'appropriation et sur les implications que ceux-ci peuvent avoir sur les droits, les privilèges et le statut des utilisateurs (Dragun et O'Connor, 1993). Une telle lacune impose de substituer une perspective dynamique du changement institutionnel à une approche de statique comparative et d'examiner l'histoire des droits de propriété pour mieux saisir à la fois la naissance et la résolution des problèmes d'externalités.

Il paraît dès lors défendable que «certaines situations d'externalités ne puissent pas être discutées de manière adéquate en termes de droits de propriété privés coasiens purs» (Quiggin, 1988). Plus généralement, la limite majeure de la théorie des droits de propriété tient peut-être au fait que la base des accords sur lesquels se fondent les droits de propriété ne repose pas seulement sur le calcul rationnel des individus en termes de coûts-bénéfices, mais comporte à la fois une légitimité et une législation formelle, ainsi que des traditions et des coutumes informelles.

3.2. L'apport des sociologues

La référence aux travaux des sociologues sur la relation d'échange apporte quelques éléments explicatifs sur la nature même des droits de propriété. Ces travaux considèrent notamment les fondements historiques sur la base desquels l'architecture juridique de la propriété a pu être élaborée. Le droit primitif avait un caractère communautaire qui s'est individualisé par une transformation profonde de la structure sociale. La médiation de l'activité économique a influencé fortement cette individualisation en développant un droit d'obligation, de contrat et de gages.

Néanmoins, comme l'a montré Durkheim (1920), l'appropriation privée suppose une première appropriation collective, la propriété est née parce que l'individu a fait tourner à son profit, à son usage, le respect que la société inspire. En ce sens, même lorsqu'elle est individuelle en apparence, la propriété conserve une essence sociale. Est ainsi reconnue aux groupes, aux collectivités ou aux associations, une personnalité juridique propre : les groupes sociaux ont une conscience, donc une personnalité et une volonté distincte de celles de leurs membres (Fauconnet, 1920). De ce fait, l'individualisme juridique est peu à peu abandonné car la sociologie a fait apparaître comme artificielle l'opposition entre l'individu et le groupe : la personne implique tout un réseau de relations sociales et l'individu se personnalise d'autant plus qu'il se socialise davantage (Waline, 1945).

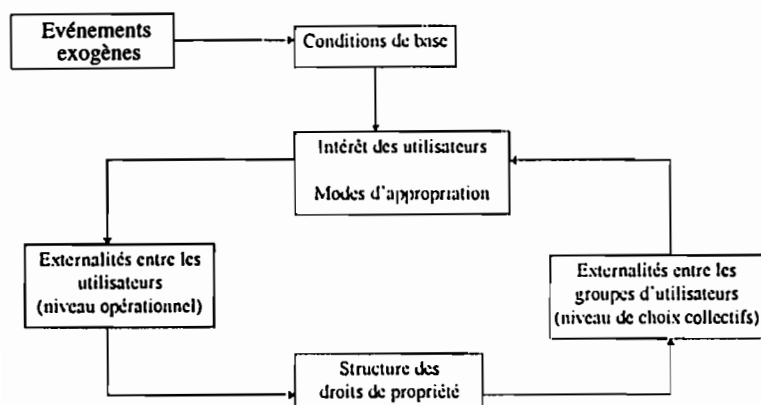
Durkheim avait saisi dès 1893 l'importance des éléments non contractuels dans toute relation sociale, même lorsqu'une situation de marché existe. Il en déduit une distinction entre contrats purs et contrats impurs, ces derniers étant empreints dans une large mesure de considérations morales (Hodgson, 1988). Le système des prix ne peut pas être le régulateur ultime de l'action collective et K. Arrow met également en avant le rôle des organisations comme moyen de tirer parti de l'action collective chaque fois que ce système est en situation d'échec (Arrow, 1976). De façon plus pragmatique, on observe que les organisations homogénéisent une population d'exploitants en réunissant des individus présentant les mêmes caractéristiques économiques et sociales. Dans le cas de la pêche, les individus se regroupent selon la taille des bateaux, le degré d'engagement dans l'activité, les compétences. Il est clair que les différences initiales entre les pêcheurs «affectent le type d'accords qui peuvent être obtenus par des droits privés, ainsi que la cohésion des initiatives lobbyistes cherchant à modifier la réglementation formelle» (Libecap, 1993, p. 73). Les décisions communes sont donc d'autant plus aisées à adopter qu'une structure sociale s'est formée dans la communauté des exploitants et que les forces s'équilibrent entre les diverses composantes de cette structure. En contrepartie, l'adaptation à de nouvelles conditions d'exploitation en cas de chocs exogènes de demande ou d'offre s'effectue plus difficilement dans le sens d'une modification de la structure des droits de propriété car les groupes constitués souhaitent conserver leurs prérogatives.

3.3. Une redéfinition à coûts croissants des droits de propriété

Les déterminants du changement institutionnel font l'objet de travaux systémiques de la part des néo-institutionnalistes depuis plusieurs années (Hardin et Baden, 1977; Berkes, 1989; Berkes *et al.*, 1989; Ostrom,

1990, Schlager et Ostrom, 1992) et orientent le cœur du débat vers les types d'arrangements institutionnels produisant un bénéfice social net. Ces arrangements sont définis comme les règles et conventions qui régissent les rapports des hommes aux ressources naturelles (appelées modes d'appropriation) traduisant les intérêts en revendications et les revendications en droits de propriété (Gibbs et Bromley, 1989).

Compte tenu des réflexions précédentes combinant l'apport de la théorie des droits de propriété, le cadre conceptuel institutionnaliste, voire l'analyse des sociologues, le processus institutionnel est reproduit dans le schéma ci-contre :



Le processus itératif d'allocation des droits de propriété

Ce schéma très simple tente de montrer le processus de définition des nouvelles conditions institutionnelles, elle-même à l'origine d'une nouvelle organisation et de nouveaux comportements de la part des utilisateurs. Les nouveaux droits de propriété ainsi établis sont souvent associés à une modalité d'internalisation des externalités, rarement à une source de nouvelles externalités.

Toutefois, force est de reconnaître que les nouveaux droits deviennent politiquement de plus en plus difficiles à instaurer dans la mesure où des pressions lobbyistes s'exercent à partir des structures ainsi créées. Devenant plus coercitives, les règles d'accès sont partagées par un nombre restreint d'utilisateurs qui renoncent difficilement à leurs privilèges

étendus en acceptant l'arrivée de nouveaux entrants dans le système de propriété commune. Par conséquent, des effets irréversibles du processus de privatisation sont observables aux niveaux institutionnel ou de choix collectifs tels que ces niveaux de décision ont été respectivement définis par Ciriacy-Wantrup et Bishop (1975) et Ostrom (1990), à moins que des mesures ne soient prises au niveau de décision supérieur (niveau de choix constitutionnel) ou que les droits de propriété ne prennent fin par la faillite des utilisateurs.

En termes économiques, on pourrait dire, à partir d'un certain seuil, que les droits de propriété se redéfinissent à coûts d'opportunité croissants. Ces coûts peuvent être assimilés à des coûts de transaction générés par l'individualisation des droits, c'est-à-dire par des externalités non séparables. L'équilibre conventionnel de la structure des droits de propriété intervient au minimum des coûts de transaction. Tout se déroule comme si ces coûts étaient d'abord décroissants au cours du processus de privatisation puis, à l'instar des rendements d'échelle au-delà d'une certaine taille optimale, devenaient croissants. Toutefois, il ne s'agit pas ici d'une considération de taille, mais bien d'une modification de la structure des droits de propriété. La partie décroissante des coûts correspond donc à une internalisation des externalités négatives individuelles qui prendrait fin lorsque les externalités positives collectives les égalisent.

Il convient de noter que cet équilibre ne coïncide pas nécessairement avec le critère d'efficience économique dans la mesure où les groupes de pression qui émergent, au cours du processus de redéfinition des droits, maintiennent un niveau d'effort généralement supérieur au niveau optimal au sens parétien. Il s'agit sans doute là du prix à payer pour garantir une reconnaissance sociale des droits de propriété.

CONCLUSION

Une des grandes contributions des néo-institutionnalistes consiste à substituer la question plus fondamentale de la gestion optimale des ressources à la controverse stérile entre propriété commune et propriété privée. La plupart des arguments avancés pour montrer la supériorité des rendements économiques procurés par la propriété privée ne se réfèrent d'ailleurs pas directement au problème de la possession des ressources mais à celui de leur gestion. Par exemple, le système des quotas individuels de pêche peut aussi bien être imposé au moyen de lois formelles par un agent externe (l'Etat) que par des règles d'usages définies au sein d'un groupe d'utilisateurs.

Le problème crucial de la gestion des ressources en propriété commune s'inscrit donc dans les relations d'interdépendance entre l'efficacité des décisions de gestion (mesurée par l'accroissement du bénéfice social net) et les arrangements définis au sein du processus institutionnel visant à limiter les conflits d'usage.

Par conséquent, les solutions au problème des externalités peuvent être trouvées quelque part entre l'interventionnisme pigovien et la résolution coasienne par le marché dans un monde à coûts de transaction nuls. «L'ensemble des solutions institutionnelles au problème des externalités est beaucoup plus vaste qu'on pourrait le penser, et la propriété privée n'en représente qu'une seule.» (Runge, 1981, p. 604) Les droits de propriété s'apparentent davantage à des variables endogènes à tout modèle traitant de ressources en propriété commune qu'à de simples paramètres perçus comme des contraintes ou des opportunités par les individus (Runge, 1981; Dragun et O'Connor, 1993). A cet égard, un gain collectif peut naître des interactions positives entre les exploitants d'une ressource naturelle, à la fois en tant qu'utilisateurs individuels et en tant que membres de groupes d'utilisateurs.

L'internalisation des externalités par l'imposition de droits privés se poursuit jusqu'à ce que les gains individuels soient compensés par les coûts de transaction croissants engendrés par la perte des interactions collectives existant entre les groupes d'exploitants. Le caractère fondamentalement commun des ressources halieutiques apparaît comme un facteur d'externalités irréductibles par l'individualisation de la propriété. La résolution de ces externalités passe donc par des formes d'organisation collective multiples dont l'articulation présente les meilleures garanties contre les comportements opportunistes. En particulier, le regroupement des agents au sein d'organisations homogènes sur la base de critères sociaux et économiques communs favorise la naissance et la reconnaissance par tous les exploitants de la structure des droits de propriété qui crée ces interactions positives indispensables à une gestion efficace et équitable des ressources.

La théorie des droits de propriété prévoit cette large gamme des réponses institutionnelles apportées au problème de la gestion des ressources naturelles en propriété commune. A condition de donner toute leur place aux coûts de transaction et de concevoir ces derniers dans leur double dimension individuelle et collective, elle fournit donc un cadre approprié à l'analyse du changement institutionnel. Toutefois, l'adoption d'une telle approche exige de rompre clairement avec le paradigme néoclassique. Selon Coriat et Weinstein, «le projet de Williamson vise explicitement à construire une Nouvelle Economie institutionnelle (NEI). Mais il le fait en rétrécissant considérablement la vision institutionnelle,

relativement aux anciens institutionnalistes américains, en ramenant les institutions à des systèmes de contrats (comme le font les approches néoclassiques) et en réduisant à l'extrême les dimensions sociales et politiques plus globales.» (Coriat et Weinstein, 1995, p. 71)

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGNELLO R.J., DONNELLEY L.P., «Property Rights and Efficiency in the Oyster Industry», *Journal of Law and Economics*, Vol. 18, 1975, p. 521-533.
- ALCHIAN A.A., «Corporate Management and Property Rights», in H. Manne (ed.), *Economic Policy and the Regulation of Corporate Securities*, American Economic Institute, Washington, 1969.
- ANDERSON T., «The New Resource Economics : Old Ideas and New Applications», *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 64, 1982, p. 928-934.
- ARROW K.J., *Les Limites de l'organisation*, PUF, éd. fr., 1976.
- BARZEL Y., *Economic Analysis of Property Rights*, Cambridge University Press, 2nd ed., 1991.
- BERKES J., (ed.), *Common Property Resources-Ecology and Community-Based Sustainable Development*, Belhaven Press, London, 1989.
- BERKES J., FEENY D., MCCAY B.J., ACHESON J.M., «The Benefits of the Commons», *Nature*, Vol. 340, 1989, p. 91-93.
- CIRIACY-WANTRUP S.V., BISHOP R.C., «Common Property as a Concept in Natural Resources Policy», *Natural Resources Journal*, Vol. 15, 1975, p. 713-727.
- COASE R.H., «The Problem of Social Cost», *Journal of Law and Economics*, Vol. 3, 1960, p. 368-391.
- COASE R.H., *The Firm, the Market and the Law*, The University of Chicago Press, 1988.
- CORLAT B., WEINSTEIN O., *Les Nouvelles Théories de l'entreprise*, Le Livre de poche, collection Références, 1995.
- CROSS M.L., «Are Individual Transferable Quotas a Secure Form of Property?», Communication at the meeting of the Canadian Economics Association, June 4-7 1992, University of Prince Edward Island, 1992, 29 p.
- DEMSETZ H., «Toward a Theory of Property Rights», *American Economic Review*, Vol. 62, 1967, p. 347-359.
- DRAGUN A.K., O'CONNOR M.P., «Property rights, Public choice, and Pigovianism», *Journal of Post-Keynesian Economics*, Vol. 16 (1), 1993, p. 127-152.
- DURKHEIM E., «Introduction à la morale», *Revue philosophique*, Tome XLV, (posthume), 1920.
- EGGERTSON T., *Economic Behavior and Institutions*, Cambridge University Press, Cambridge, 1990.
- FAUCONNET P., *La Responsabilité, étude de sociologie*, Sirey, 1920.

- FURUBOTN E.G., PEJOVITCH S., «Property Rights and Economic Theory : a Survey of Recent Literature», *Journal of Economic Literature*, Vol. 10(4), December 1972, p. 1137-1162.
- GIBBS C.J.N., BROMLEY D.W., «Institutional Arrangement of Rural Resources : Common-Property Regimes», in Berkes F. (ed.), 1989, p. 22-54.
- GORDON H.S., «The Economic Theory of Common-Property Resource : the Fishery», *Journal of Political Economy*, Vol. 62, 1954, p. 124-142.
- GUILLOTREAU P., CUNNINGHAM S., «The Management Implications of Overlapping Property Rights : the Case of the Solent Oyster Fishery», *CEMARE Res. paper* n° 71, 1994, 18 p.
- HANNESSON R., «From Common Fish to Rights Based Fishing, Fisheries Management and the Evolution of Exclusive Rights to Fish», *European Economic Review*, Vol. 35, 1991, p. 397-407.
- HARDIN G., «The Tragedy of the Commons», *Science*, Vol. 162, 1968, p. 124-142.
- HARDIN G., BADEN J. (eds), *Managing the Commons*, W.H. Freeman and Co, 1977.
- HODGSON G.M., *Economics and Institutions*, Policy Press, Oxford, 1988.
- KEARNEY J.F., «Co-Management or Co-Optation? The Ambiguities of Lobster Fishery Management in Southwest Nova Scotia», in E. Pinkerton (ed.), 1989, p. 85-102.
- KNIGHT F.H., «Some Fallacies in the Interpretation of Social Cost», *Quarterly Journal of Economics*, n° 38, 1924, p. 582-606.
- LASSERRE P., «The Social Efficiency of Privately Enforced Property Rights», *Dép. des sciences économiques, Université du Québec à Montréal, Cahier*, n° 9305, 1993, 6 p.
- LIBECAP G.D., *Contracting for Property Rights. Political Economy of Institutions and Decisions*, Cambridge University Press, 1993.
- MEDEMA S.G., «The Myth of Two Coases : What Coase Is Really Saying?», Notes and Communications, *Journal of Economic Issues*, Vol. XXVIII, n° 1, 1994.
- OSTROM E., «Collective Action and the Tragedy of the Commons», in G. Hardin and J. Baden (eds), 1977, p. 173-181.
- OSTROM E., *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press, Political Economy of Institutions and Decisions, 1990.
- PIGOU A.C., *The Economics of Welfare*, Mc Millan, (4th edition), London, 1938.
- PINKERTON E. (Ed.), *Co-Operative Management of Local Fisheries. New Directions for Improved Management and Community Development*, University of British Columbia Press, Vancouver, 1989.
- QUIGGIN J., «Private and Common Property Rights in the Economics of Environment», *Journal of Economic Issues*, Vol. 22 (4), 1988, p. 1071-1087.
- RUNGE C.F., «Common Property Externalities : Isolation, Assurance Depletion in a Traditional Grazing Context», *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 63, 1981, p. 595-606.

- SANTOPIETRO G.D., SHABMAN L.A., «Can Privatization Be Inefficient? The Case of the Chesapeake Bay Oyster Fishery», *Journal of Economic Issues*, Vol. 26 (2), 1992 a, p. 407-419.
- SANTOPIETRO G.D., SHABMAN L.A., «Property Rights to the Chesapeake Bay Oyster Fishery – History and Implications», *Society and Natural Resources*, Vol. 5(2), 1992 b, p. 165-178.
- SCHLAGER E., OSTROM E., «Property Rights Regimes and Natural Resources : A Conceptual Analysis», *Land Economics*, Vol. 68 (3), 1992, p. 249-262.
- SCOTT A., «Development of Property in the Fishery», *Marine Resource Economics*, Vol. 5, 1988, p. 289-311.
- TIETENBERG T., *Environmental and Natural Resource Economics*, Scott, Foresman & Cy, 3rd ed.), 1992.
- TOWNSEND R.E., «Entry Restrictions in the Fishery :A Survey of the Evidence», *Land Economics*, Vol. 66 (4), 1990, p. 359-378.
- VAN GINKEL R., «Plunderers into Planters : Zealand Oystermen and the Enclosure of the Marine Commons», in *Dutch Dilemmas : Anthropologists look at The Netherlands*, Van Gorcum, Amsterdam, 1989, p. 89-105.
- WALINE M., *L'Individualisme et le Droit*, éd. Domat, 1954.
- WILEN J.E., «Limited Entry Licensing : A Retrospective Assessment», *Marine Resource Economics*, Vol. 5, 1988, p. 313-324.
- WILLIAMSON O.E., «The Logic of Economic Organization», in O.E. Williamson and S.G. Winter (eds), *The Nature of the Firm*, Oxford University Press, 1991.
- WILLIAMSON O.E., «The Vertical Integration of Production : Market Failure Considerations», *American Economic Review*, Vol. 61, 1971.

Éléments pour une théorie institutionnaliste des ressources naturelles et de l'environnement

Géraldine Froger

Université Paris I et

Centre d'économie et d'éthique pour l'environnement
et le développement (C3ED),
Université de Versailles-St-Quentin-en-Yvelines,

L'objet de cet article est d'analyser les propositions de l'économie institutionnaliste en matière de gestion des ressources naturelles et de l'environnement. Il s'agit d'étudier les caractéristiques méthodologiques d'un tel courant de pensée pour voir en quoi et comment il permet d'appréhender l'interface économie/environnement dans toutes ses dimensions; puis de souligner les enseignements de l'économie institutionnaliste des ressources naturelles et de l'environnement tant au niveau micro-économique que macro-économique.

This contribution analyses the proposals of institutional economics for natural resources and environmental management. This paper explains why and how the methodological characteristics of this approach can deal with all the aspects of economic/environmental interface. Then the aim is to underline microeconomic and macroeconomic teachings of institutional economics in the field of natural and environmental resources.

INTRODUCTION

Depuis une vingtaine d'années, les préoccupations environnementales se sont largement diffusées dans les sociétés industrielles. A la fin des années 1960 et au début des années 1970, une première vague de réflexions et de débats sur la thématique des «limites de la croissance» a suscité, dans l'ensemble de ces pays, l'adoption de nouveaux instruments juridiques

et l'élaboration de nouvelles structures allant dans le sens d'une prise en compte institutionnelle du champ de l'environnement ¹.

Mais deux chocs pétroliers et la manifestation d'une crise économique sans précédent ont provoqué une phase de retombée de l'attention publique et politique pendant une dizaine d'années vis-à-vis des questions environnementales. Une deuxième vague s'est réactivée depuis lors, sous l'effet d'une prise de conscience générale à l'égard de l'environnement et des menaces qui l'affectent. D'une part, à travers l'émergence et la reconnaissance institutionnelle de pollutions qualifiées de «globales», au nombre desquelles on peut compter la diminution de la couche d'ozone stratosphérique ou l'augmentation des concentrations atmosphériques de gaz carbonique. D'autre part, à travers l'accumulation et l'ampleur de divers sinistres dont certains relèvent des risques technologiques majeurs tels que Bhopâl en 1984, Seveso et Tchernobyl en 1986, alors que d'autres relèvent de catastrophes écologiques comme celle de l'Amoco Cadiz en 1978 ou de Braer en 1993. Enfin, à travers les risques d'épuisement des ressources naturelles (menaces d'extinction de diverses espèces...) et les atteintes environnementales accentuées par les pluies acides et les problèmes de pollution urbaine amplifiés pendant les périodes de grande chaleur.

L'ensemble de ces éléments a touché le grand public et a favorisé l'émergence d'une prise de conscience environnementale qui a culminé avec la conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement (CNUED) à Rio de Janeiro en juin 1992. L'orientation qui en est retenue est de faire évoluer les modes de production, de consommation et de développement en prenant pour référence l'idée de développement soutenable. Ce concept, élaboré dans le rapport Brundtland en 1987, est défini comme «un développement répondant aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs» (WCED, 1987, p. 43). L'enjeu est donc de promouvoir des modes de développement assurant une gestion harmonieuse entre la croissance économique et la préservation des ressources naturelles et environnementales.

Parallèlement à cette première évolution, l'intérêt des économistes pour la gestion des ressources naturelles et de l'environnement s'est fortement accru depuis une vingtaine d'années. Ce qui apparaissait autrefois comme marginal semble être devenu une branche reconnue de la science économique : évolution illustrée par l'intégration de cette spécialité dans le courant principal de l'analyse économique. Si la science économique

¹ Avec par exemple la création en France d'un ministère de la protection de la nature et de l'environnement le 27 janvier 1971 et la création en 1973 d'un programme des Nations unies pour l'environnement.

a été marquée par la coexistence de plusieurs «paradigmes» tels que le néoclassicisme, le keynésianisme, l'institutionnalisme et le marxisme, il n'en reste pas moins que la théorie néoclassique s'est renforcée comme modèle dominant, pour constituer l'orthodoxie et apparaître, aux yeux de certains économistes, comme «la» théorie économique. Un des programmes de recherche actuel concerne l'application, au domaine des ressources naturelles et de l'environnement, de l'outillage théorique et méthodologique spécifique à cette école de pensée dominante ².

Le rapprochement de ces deux évolutions nous amène à nous demander si les bases de cette théorie dominante sont bien celles qui conviendraient pour affronter les nouveaux défis, tels qu'ils sont posés aujourd'hui par la gestion des ressources naturelles et de l'environnement. Rien n'est moins sûr si l'on tient compte d'une certaine recomposition du paysage théorique marquant son détachement à l'égard des représentants néoclassiques et appelant à la constitution d'une «économie-écologique». Au sein de cette recomposition figurent divers courants de pensée tels que les courants évolutionniste, thermodynamique, éco-énergétique, néo-autrichien et institutionnaliste, pour n'en citer que quelques-uns ³. Malgré cet éclectisme, l'ensemble de ces analyses vise à relativiser la portée de la théorie des ressources naturelles et de l'environnement d'inspiration néoclassique, en montrant que les méthodes et les outils utilisés par cette dernière sont inadéquats pour appréhender l'interface économie-environnement dans toutes ses dimensions.

Nous nous proposons de nous attarder sur l'une de ces approches critiques : l'analyse institutionnaliste des ressources naturelles et de l'environnement, dont l'ambition est de mettre en perspective la théorie standard tout en restant suffisamment ouverte pour qu'une complémentarité entre les méthodes et les outils analytiques puisse être réalisée. Il nous apparaît donc nécessaire de mettre en évidence les objectifs d'une telle approche, ainsi que les méthodes adoptées, leurs apports et leurs limites. Avant d'aborder la question des enseignements de l'économie institutionnaliste en matière environnementale, tant au niveau micro-économique qu'au

² Au cœur de cette école de pensée figurent les principes de l'individualisme méthodologique, une démarche déductive et axiomatique, un modèle de comportement optimisateur des agents, des formalismes empruntés à la mécanique rationnelle et focalisés sur l'équilibre et l'optimum.

³ Le courant thermodynamique a été initié par Boulding (1966) et par Georgescu-Roegen (1971). Les travaux d'Odum (1983) ont, quant à eux, inspiré le courant éco-énergétique. De nouvelles perspectives sont offertes, entre autres, par les travaux de Ayres (1994), Pillet et Murota (1987), Faucheux et Pillet (1994), Faucheux et O'Connor (1997). Pour une synthèse des apports de l'analyse néo-autrichienne en économie de l'environnement, voir Schembri (1996).

niveau macro-économique, nous étudierons d'abord les caractéristiques méthodologiques spécifiques à cette approche.

I. – LES CARACTÉRISTIQUES MÉTHODOLOGIQUES DE L'APPROCHE INSTITUTIONNALISTE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE L'ENVIRONNEMENT

Si l'approche institutionnaliste n'est pas en soi plus environnementale que l'approche néoclassique, il n'en demeure pas moins que certains théoriciens pensent que le cadre méthodologique institutionnaliste est porteur d'enseignements importants pour aborder les questions environnementales (Söderbaum, 1992; Opschoor et Van der Straaten, 1993; Klaassen et Opschoor 1991; Dietz et van der Straaten, 1992).

Il s'agit donc au préalable de souligner rapidement la singularité de l'analyse institutionnaliste contemporaine. Tâche délicate, s'il en est, compte tenu à la fois de son caractère originel hétéroclite et de son évolution de Veblen à nos jours ⁴.

1.1. Les traits méthodologiques de l'analyse institutionnaliste

Malgré l'éclectisme qui la caractérise, l'analyse institutionnaliste contemporaine se caractérise par trois traits méthodologiques principaux (Samuels, 1995).

Premièrement, les auteurs institutionnalistes soulignent, à diverses reprises, que le programme de recherche néoclassique ne dispose pas, ou pas encore, des instruments requis pour élaborer une théorie compréhensive et évolutionniste du changement institutionnel.

Deuxièmement, les institutionnalistes mettent en évidence les limites associées à la conception de l'*homo œconomicus* et à l'hypothèse d'une rationalité maximisatrice, selon laquelle tout agent économique optimise une fonction objectif selon des préférences qui lui sont données de manière exogène. Loin de considérer les préférences individuelles

⁴ Pour une analyse du caractère originel hétéroclite de l'institutionnalisme, voir Balsé (1991). Pour une synthèse des caractéristiques et des différences entre les courants institutionnalistes actuels voir Bush, (1991), le numéro spécial de la *Review of Political Economy* (1989) et en particulier l'article de Hodgson. On peut distinguer trois courants principaux : l'ancienne économie institutionnelle (AEI), le néo-institutionnalisme et la nouvelle économie institutionnelle (NEI). L'AEI ou encore l'institutionnalisme américain (Veblen, Commons, Mitchell,...) est au cœur du néo-institutionnalisme dont les tenants (Hodgson, Mayhew, Rutherford,...) sont plus critiques à l'égard de la théorie et de la méthodologie néoclassique, que ne le sont les membres de la NEI (Williamson, Schotter, North,...). Les institutionnalistes de l'environnement adoptent, quant à eux, le cadre méthodologique de l'approche néo-institutionnaliste (Froger, 1993).

comme données, les institutionnalistes les considèrent comme soumises à l'influence de la société et des groupes qui la composent ; ils les soumettent dès lors à une réflexion explicite sur les valeurs. L'homme est avant tout un être social qui obéit non seulement à une rationalité instrumentale mais également à des normes sociales. L'enjeu consiste à élaborer une « théorie des normes sociales » pour expliciter les types de motivations de l'action qui sont irréductibles à la rationalité économique et à toute autre forme de recherche d'un quelconque optimum.

Troisièmement, les théoriciens institutionnalistes accordent une place centrale à l'étude des institutions et des organisations. Selon eux, le marché n'est pas le moyen unique de coordination des décisions et, de plus, il ne revêt pas les caractéristiques d'efficacité et d'efficacité que les théoriciens néoclassiques lui confèrent. C'est la raison pour laquelle toute question relative au rôle, à la genèse et à l'évolution des institutions ne saurait être évincée de l'analyse économique.

Cependant, une des limites de l'institutionnalisme contemporain est que ce courant n'a pas encore su dépasser la complexité impliquée par l'analyse organiciste de l'économie, dans laquelle les individus et leurs préférences sont influencés par les circonstances. Cependant, un tel défi mérite d'être relevé de par les enseignements qu'il risque de susciter. Par ailleurs, un des enjeux fondamentaux auquel l'analyse institutionnaliste se trouve être confrontée est l'enrichissement de son cadre conceptuel de base pour y intégrer les réalités écologiques ⁵.

1.2. L'intégration des préoccupations environnementales

Nous allons voir que les préceptes méthodologiques de l'institutionnalisme mis en évidence ci-dessus se retrouvent au cœur même de l'analyse institutionnaliste des ressources naturelles et de l'environnement. En effet, Dietz et Van der Straaten (1992) ont montré la nécessité de recourir à un cadre analytique élargi par rapport à celui des néoclassiques afin de répondre à trois défis.

Le premier est une description du processus économique comme système ouvert ayant des impacts sur le système écologique et *vice versa*.

Le deuxième est l'intégration de jugements éthiques concernant la quantité et la qualité des ressources à transmettre aux générations futures.

⁵ « In their time, Thorstein Veblen and Clarence Ayres were correct in diverting attention from scarcity of specific natural resources and focusing on the social structure as the primary problem area in the overall economic process. Yet the correct problem focus in one period is likely to become incorrect over time, because new problem areas develop as social systems evolve. My contention is that, while the social structure remains a problem for human development, the biosphere is also a problem. » (Swaney, 1985, p. 856)

Le troisième est l'analyse des forces sociales, ou encore de l'ensemble des barrières institutionnelles, qui entravent toute «gestion intégrée», des ressources naturelles et de l'environnement selon la terminologie de Godard (1980). De même, on ne peut faire l'économie d'une réflexion sur les institutions et sur les moyens à leur disposition qui seraient à même de pouvoir réaliser une telle «gestion intégrée».

Plusieurs auteurs justifient le recours au cadre analytique institutionnaliste pour satisfaire ces trois objectifs. Nous allons donc examiner les modalités de l'intégration des préoccupations environnementales au sein d'une telle analyse. En suivant les travaux de Opschoor et Van der Straaten (1993), et ceux de Klaassen et Opschoor (1991), nous caractérisons l'analyse institutionnaliste des ressources naturelles et de l'environnement, au niveau méthodologique par les trois points suivants : l'hypothèse de l'interdépendance circulaire, le dépassement des normes néoclassiques en matière de prise de décision et d'évaluation des biens et services environnementaux, la remise en cause de l'hypothèse d'optimalité associée au processus de prise de décision décentralisé.

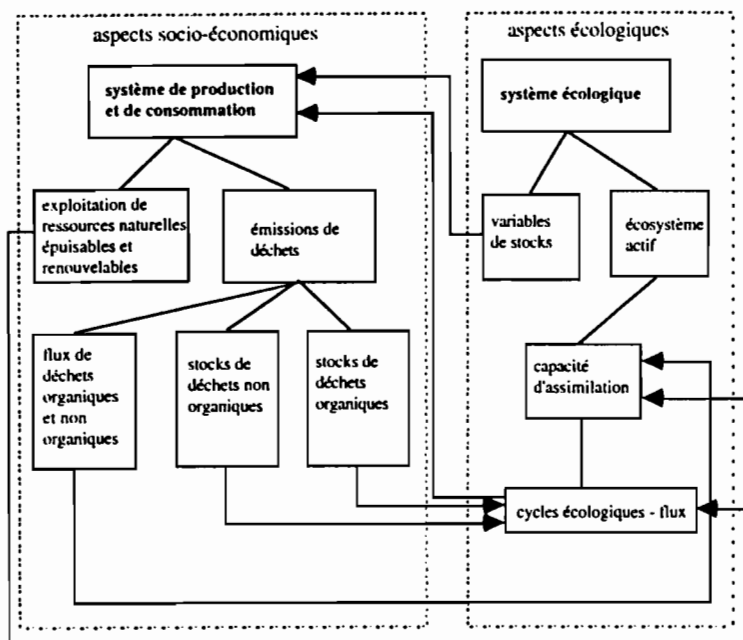
1.3. L'hypothèse de l'interdépendance circulaire

L'hypothèse du «contenu fixé⁶» est remplacée par celle de «l'interdépendance circulaire». Dans le cadre d'une analyse relative aux problèmes de gestion des ressources naturelles et environnementales, une telle hypothèse stipule que les activités économiques ne sont pas neutres vis-à-vis de leur environnement naturel, institutionnel et culturel. D'où la prise en considération de «chaînes de causalité cumulative», ou encore de relations de «cause à effet» (*feed-back*) qui lient l'économie à l'environnement. Tel est l'objectif de Dietz et Van der Straaten (1992) qui mettent en évidence les interdépendances qui existent entre le système socio-économique et le système écologique au travers de la figure ci-après.

Cette figure nous permet de souligner les enseignements suivants. En premier lieu, le système socio-économique a des impacts sur l'environnement car il en extrait des ressources (sous forme de stocks et de flux) et il émet des déchets (sous forme organique/ non organique et de stocks/flux), ce qui altère, de manière plus ou moins irréversible, le milieu à plusieurs niveaux⁷. En deuxième lieu, l'environnement, au sens large du terme,

⁶ Propre à l'analyse néoclassique stipulant que les dispositifs institutionnels, les préférences et les besoins, l'état et le fonctionnement de l'environnement, sont une série de données ou de variables exogènes.

⁷ Les matières non organiques et organiques sous forme de flux affectent la capacité d'auto-épuration du milieu et influencent les cycles écologiques par voie de conséquence.



Figure

Analyse des interactions entre les systèmes économique et écologique (Dietz et Van der Straaten, 1992)

entretient des relations de *feed-back* avec le système socio-économique : si le premier est altéré, le deuxième se trouve être fragilisé à terme.

Les tenants de l'institutionnalisme mettent la notion d'interdépendance circulaire, ou encore de coévolution, au centre de leur analyse. Le concept de coévolution développé par Norgaard constitue une référence essentielle. Ce concept d'origine biologique désigne au départ un processus d'évolution basé sur l'interaction réciproque de deux espèces. Il a été ensuite étendu aux interactions entre systèmes évolutifs, c'est-à-dire entre le système socio-économique et le système écologique.

Les matières organiques/non organiques sous forme de stocks influencent directement les cycles écologiques. Alors que les matières organiques n'occasionnent pas de perturbations majeures si leurs quantités peuvent être décomposées par le milieu, les matières non organiques sont sources de phénomènes irréversibles occasionnant des effets à grande échelle et dans le long terme puisqu'elle sont peu décomposables au travers des cycles naturels. Une autre source de pression environnementale est l'utilisation abusive du milieu (construction de routes...) qui menace le fonctionnement des cycles plus rapidement et d'une façon plus directe.

En reprenant les propos de Norgaard (1992, p. 79), «les hommes ont pris part à ce processus d'évolution qui a commencé il y a trois millions d'années (...) Les hommes anciens ont exercé une pression sélective sur les espèces par la chasse et la cueillette. En même temps, la chasse et la cueillette ont sélectionné comme chasseurs et comme cueilleurs les hommes les mieux à même de survivre et d'avoir un grand nombre d'enfants. Plus tard, les hommes ont exercé une pression sélective sur la biosphère à travers leurs pratiques agricoles de déforestation et de défrichement, en éliminant certaines espèces et en encourageant certaines autres, en sélectionnant les variétés les plus productives, en enrichissant le sol et même en l'irriguant. Ces transformations facilitèrent l'évolution des espèces incapables de survivre sans l'homme. L'agriculture en retour sélectionna parmi les humains les capacités de perception et des qualités physiques différentes de celles requises par la chasse et la cueillette. Les hommes et leur environnement avaient coévolué.»

Par conséquent, les institutionnalistes préconisent le recours, non pas à une analyse mécanique, mais à une approche circulaire qui concernerait non seulement la société dans son ensemble, mais également les interactions entre l'économie et l'environnement. A ce titre, Swaney (1987a, p. 295) estime qu'une «approche holiste de la gestion des ressources naturelles et de l'environnement doit débiter par la reconnaissance selon laquelle les systèmes socio-économiques coévoluent avec les systèmes naturels».

1.4. Le dépassement des normes néoclassiques en matière de prise de décision et d'évaluation des biens et services environnementaux

Premièrement, en matière de prise de décision dans le domaine des ressources naturelles et de l'environnement, les théoriciens institutionnalistes n'étudient pas le comportement individuel, exclusivement à partir de l'hypothèse de maximisation de l'utilité espérée, comme le fait l'analyse néoclassique. Le comportement maximisateur de l'individu doit être inséré dans une série plus large de modes comportementaux possibles ne correspondant pas à la rationalité instrumentale⁸.

De telles considérations rejoignent celles qui sont sous-jacentes aux modèles de rationalité bornée ou limitée de Simon (1976, 1991) où

⁸ Comme le souligne Söderbaum (1980, p. 57), «*In my view, the absence of ecological dimensions in economic analysis is only a special case of a general lack of methodology when dealing with non-monetary variables. In addition to ecological variables, other environmental conditions, psychological dimensions, social dimensions, health variables, cultural values, and so on have been awkwardly if not neglected in economic analysis. Economics, therefore, not only has to become "ecologized" but also "interdisciplinized".*»

les décisions sont plus locales que générales. Compte tenu des coûts informationnels, de la capacité computationnelle limitée des agents et de la complexité de certains choix, l'activité qui résulte du processus de décision n'est généralement pas optimisatrice mais seulement satisfaisante à l'égard de quelques critères.

Ces éléments, qui ont une portée générale dans le cadre de la théorie de la décision, s'avèrent particulièrement utiles pour le domaine qui nous intéresse dans la mesure où la prise de décision en économie de l'environnement place les agents dans des situations où les données de l'optimisation ne sont pas disponibles et où les critères de satisfaction deviennent importants. Nous aurons l'occasion de revenir sur ce thème ultérieurement.

Deuxièmement, d'après l'école institutionnaliste, l'ensemble des biens et services environnementaux ne peut pas être appréhendé au travers des seuls critères utilitaristes et ne peut pas être évalué au travers des seules méthodes monétaires⁹. Les institutionnalistes s'interrogent sur la fiabilité de ce type de critère et d'évaluation dès que la nature complexe des problèmes environnementaux et l'existence d'effets incertains et irréversibles, tant sur les autres générations que sur les autres espèces, sont prises en considération.

La qualité environnementale doit être valorisée d'une manière plus importante que ne le font les individus dans la mesure où leur connaissance des interactions entre les systèmes socio-économique et écologique demeure très limitée, alors que leur ignorance des interrelations en œuvre au sein de l'écosystème global est relativement illimitée. Ce faisant, les institutionnalistes vont postuler l'existence d'un système hiérarchique de valeurs où certaines valeurs vont être prioritaires par rapport à celles exprimées au travers des préférences individuelles. «La continuité de la vie humaine» et la «recréation harmonieuse de la société» représentent deux valeurs ultimes qu'il faut absolument respecter (Swaney, 1987b). Extrapolées au domaine environnemental, ces valeurs ont deux corollaires : «la compatibilité environnementale» et le principe de «coévolution soutenable» (Swaney, 1987b). La performance du processus économique et institutionnel doit être appréciée à la lumière de ce type de valeurs sociales ou humanistes qui transcendent les besoins individuels.

Le problème de la reconnaissance et de la mise en pratique de ces valeurs et normes reste entier, dans la mesure où plusieurs conditions

⁹ Qu'elles soient directes (prix de marché) ou indirectes (prix fictifs déterminés à l'aide de méthodes de révélation des préférences simulant des expériences à travers lesquelles les individus expriment leur avis en termes d'amélioration du bien-être ou «d'équivalent utilité»).

n'ont pas encore été réunies. Au premier rang de ces conditions, la valeur opérationnelle et la reconnaissance politique la plus large possible par la société de principes supérieurs destinés à encadrer l'action, au-delà de tout calcul économique utilisé comme base de définition de ce type de normes. Au deuxième rang, la clarification de ces valeurs sociales à l'aide d'un savoir stabilisé définissant, autant que faire se peut, la frontière de l'acceptable et de l'inacceptable. Enfin, au dernier rang, le pouvoir discriminatoire de ces valeurs sociales grâce à l'existence d'un appareil étatique et d'institutions internationales capables d'imposer et de contrôler le respect des normes préalablement définies s'opposant aux intérêts de court terme en vigueur. L'expérience peut révéler des difficultés sur tous ces points. Faute de parvenir à des repères non contradictoires et précis, la «survivabilité», principe ultime, ne paraît pas avoir de véritable valeur pratique. Tout comme le concept de reproduction, la «survivabilité» a une grande vertu théorique, mais elle est plus difficile à mettre en œuvre de manière positive. Il s'agit là d'une voie de recherche envisageable...

Le système économique doit rester dans les limites établies par les lois écologiques et par les lois élémentaires de la physique et de la thermodynamique, afin de préserver les écosystèmes, de respecter les temps de reconstitution, la diversité biologique et les processus écologiques essentiels. Dans ce cadre, l'enjeu consiste à envisager les ressources naturelles comme une réalité physique, «un stock qu'il convient de gérer en tenant compte soit de ses rythmes naturels de reproduction, soit de ses perspectives d'épuisement et des délais nécessaires aux prises de relais par de nouvelles ressources» (Passet, 1990, p. 1829).

Les évaluations monétaires, fondées sur les techniques de révélation des préférences individuelles, ne sont pas à même d'évaluer une telle dimension physique. Les méthodes d'évaluation non monétaires, quant à elles, permettent de livrer des informations concernant l'impact physique des activités économiques sur l'environnement (Faucheux et O'Connor, 1997). Les institutionnalistes préconisent le recours à ce type d'évaluations afin de rendre opérationnelle la prise en compte de critères non utilitaristes dans le cadre d'une "gestion intégrée" des ressources naturelles et de l'environnement.

1.5. La remise en cause de l'hypothèse d'optimalité associée au processus de prise de décision décentralisé

Les économistes institutionnalistes reprennent, comme point de départ, l'analyse développée par William Kapp en 1950 sur les «transferts de coûts» endémiques aux systèmes décentralisés de prise de décision.

Le lien causal entre le cadre institutionnel actuel et la dégradation de l'environnement doit constituer un domaine d'étude explicite.

Cette remise en cause révèle l'élargissement, par rapport à la théorie économique standard, de la notion d'institutions et d'outils d'évaluation par les institutionnalistes. Par exemple, ils s'intéressent non seulement à l'évolution et à l'opérationnalité des instruments non marchands combinés aux instruments marchands, mais également à l'évaluation des outils au-delà de leur caractère d'efficacité afin de mesurer leur conformité avec les tendances politiques, les traditions administratives, etc. Ces auteurs accordent de l'importance non seulement à l'étude des institutions, mais également aux droits de propriété, aux stratégies organisationnelles plutôt coopératives que concurrentielles.

Au terme de l'examen des caractéristiques méthodologiques de l'analyse institutionnaliste des ressources naturelles et de l'environnement, nous avons vu qu'une telle approche est à l'origine d'apports non négligeables, même si certaines limites demeurent présentes.

II. – LES ENSEIGNEMENTS MICRO- ET MACRO-ÉCONOMIQUES DE L'ÉCONOMIE INSTITUTIONNALISTE EN MATIÈRE DE GESTION DES RESSOURCES NATURELLES ET ENVIRONNEMENTALES

L'économie des ressources naturelles et de l'environnement telle qu'elle a été développée par la théorie néoclassique propose des outils de gestion correspondant à la configuration suivante de problèmes environnementaux (configuration A) : les dommages sont non seulement réversibles mais également directement perçus par les individus actuels, les intérêts et les préférences de ces derniers entrent directement en jeu, et les problèmes sont scientifiquement stabilisés¹⁰. Par ailleurs, on peut qualifier de «risques d'environnement» (configuration B) les situations où les problèmes environnementaux sont perçus par un certain nombre d'acteurs comme des enjeux majeurs potentiellement irréversibles; la construction scientifique et sociale de ces problèmes remplace la perception directe des agents, les intérêts de tiers à prendre en compte sont à la base de nombreux débats et la connaissance scientifique demeure controversée sur des aspects essentiels lors de la conception de l'action¹¹.

¹⁰ Seuls les intérêts et les préférences de ces derniers entrent directement en jeu sans que la question de la représentation des intérêts des tiers absents soit posée, puisque les intérêts attribués aux générations futures et aux autres espèces non humaines ne sont pris en compte qu'à travers l'expression des préférences de la génération présente.

¹¹ Cette analyse reprend la distinction faite par Godard (1991) entre univers stabilisé (configuration A) et univers controversé (configuration B).

Plusieurs recherches ont été menées en économie de l'environnement pour appréhender ces «risques d'environnement» : l'étude de la décision rationnelle en univers incertain, la théorie de la croissance optimale sous contrainte de l'équité intergénérationnelle, constituent des exemples illustratifs. Cependant, l'ensemble de ces travaux vise à ramener le traitement des configurations de type B au traitement standard développé pour les configurations de type A, ne voyant que des complications secondaires entre les deux. L'enjeu actuel pour les institutionnalistes consiste à dépasser ce réductionnisme en rendant compte des spécificités inhérentes aux configurations de type B, sans les assimiler à celles de type A.

L'analyse des tenants institutionnalistes va donc reposer sur deux piliers. Premièrement, celui de la prise de décision des agents individuels dont la rationalité ne se limite pas à l'optimisation; il s'agit d'examiner les justifications et les modalités d'une telle proposition. Deuxièmement, celui de la coordination des décisions où des institutions peuvent se substituer ou compléter le marché : il s'agit de voir en quoi les institutions actuelles – qu'elles soient marchandes, publiques – ou internationales n'assurent pas une gestion environnementale satisfaisante, puis il s'agit d'aborder le thème des institutions «renouvelées» devant prendre en charge un tel objectif.

Ce faisant, l'approche institutionnaliste a pour but de reconnaître ce que représente la véritable problématique de l'environnement.

2.1. Au niveau micro-économique : vers une reformulation des critères de prise de décisions

Les institutionnalistes visent à démontrer que le paradigme de la rationalité substantielle reposant sur la maxime «connaître avant d'agir» et sur l'adage «Rationalité-Exclusivement-Par-Optimisation» (Favereau, 1989) n'est pas approprié pour traiter des «risques d'environnement», en raison de «l'effet irréversibilité» (Henry, 1974) et de «l'incertitude procédurale» (Dosi et Egidi, 1991), ces deux éléments caractérisant des situations où les données de l'optimisation ne sont pas disponibles ¹².

¹² Un troisième élément relativisant la portée de la rationalité substantielle se réfère au traitement des préférences dans les comportements de choix. La plupart des théories du choix rationnel ont considéré les préférences comme étant exogènes, stables, et connues avec suffisamment de précision pour autoriser une prise de décision sans équivoque. Ces hypothèses sont évidemment sujettes à caution. Dans le cas de prise de décision collective, on se heurte au problème des objectifs incompatibles représentant les intérêts des différents participants. Les préférences individuelles peuvent être également floues et incohérentes : elles changent avec le temps, et en partie à la suite des actions entreprises.

Dosi et Egidi (1991) analysent plusieurs formes d'incertitudes et tentent de représenter le processus de prise de décision dans une perspective «*behavioriste*». L'incertitude en général peut avoir deux origines : la première concerne le manque d'informations nécessaires à la prise de décision (configuration n° 1), la deuxième concerne les limites relatives aux capacités computationnelles et cognitives des agents, étant donné l'information disponible (configuration n° 2). La première forme d'incertitude provient de l'incomplétude de l'information et la deuxième de l'incapacité des agents à reconnaître et à interpréter l'information pertinente même quand elle est disponible. En d'autres termes, cette dernière a plus pour origine l'incomplétude cognitive que l'incomplétude informationnelle.

En analogie avec la distinction simonienne entre rationalités «*substantielle*» et «*procédurale*», ces auteurs vont introduire les notions d'incertitudes «*substantielle*» et «*procédurale*». La première relève de la configuration n° 1 et peut être abordée au sein du cadre théorique de la théorie de l'utilité espérée. La seconde, représentative de la configuration n° 2, concerne la «*déficience de compétence*» (*competence gap*) dans la résolution des problèmes (Heiner, 1983). Les décisions impliquant une telle «*incertitude procédurale*» ne peuvent pas être traitées d'après les fondements de la théorie traditionnelle de la décision.

En poursuivant leur analyse, Dosi et Egidi (1991) proposent la typologie suivante : l'incertitude substantielle faible (risque), l'incertitude substantielle forte (incertitude), la certitude procédurale, l'incertitude procédurale.

L'incertitude substantielle faible (risque) provient seulement du manque d'informations sur la manifestation d'un événement particulier, ce dernier faisant partie intégrante d'un ensemble connu d'événements aléatoires, répétitifs et identifiables à l'avance, de manière à ce qu'ils soient probabilisables. Ce type d'incertitude concerne les situations où le calcul de probabilités objectives est possible.

L'incertitude substantielle forte (incertitude) qualifie les situations où le résultat d'une action ne peut pas être anticipé avec certitude et se prête mal au calcul probabiliste, parce qu'il dépend de la réalisation d'événements uniques, non répétitifs, ou parce que ces événements ne sont pas clairement identifiés *ex ante*. L'individu est toujours considéré comme disposant d'une rationalité parfaite mais sa prise de décision est entachée d'une ignorance presque totale en matière informationnelle.

Une hypothèse théorique de l'analyse économique standard est que les agents font le meilleur usage possible de l'information disponible, ce qui équivaut également au fait qu'ils utilisent des procédures de maximisation associées à leurs compétences cognitives parfaites. Dès

lors, il n'existe aucune déficience de compétence de la part des agents dans le traitement de l'information. La notion de certitude procédurale servirait à caractériser de telles situations. Il existe des circonstances où «l'incertitude substantielle faible» va de pair avec la «certitude procédurale». Cependant, même «l'incertitude substantielle faible» peut impliquer des déficiences computationnelles, nonobstant la disponibilité de l'information devant aboutir à la sélection d'une solution rationnelle.

Dans la plupart des problèmes de décisions, le choix lui-même n'est que l'acte final de l'activité relative à la résolution d'un problème, et ce choix est alors précédé par la formulation du problème lui-même, l'identification de l'information pertinente, l'application des compétences qu'elles soient anciennes ou nouvelles, et finalement l'identification d'issues alternatives. Au cours d'un tel processus, ce n'est pas tant le choix qui importe que les procédures de résolution de problèmes. A l'exception de prises de décisions simples, rien ne nous autorise à supposer que les agents soient naturellement dotés de compétences cognitives suffisantes. L'ensemble de ces circonstances, où la solution du problème de choix est contrainte par les capacités computationnelles et cognitives des agents, peut être caractérisé par l'incertitude procédurale qui se retrouve dans le domaine qui nous intéresse, à savoir la prise de décision en économie des ressources naturelles et de l'environnement.

La théorie classique et axiomatique des choix rationnels n'est pas une approximation des comportements empiriques, et ne représente pas une stylisation théorique légitime dans le cadre de la prise de décision environnementale : non seulement les agents ne se comportent pas comme des maximisateurs, mais en plus il est impossible de construire un modèle théorique satisfaisant basé sur des agents maximisant leur utilité espérée (Froger et Zyla, 1997). Dans ce dernier cas, la théorie devrait élaborer un modèle dans lequel les événements dépendraient de comportements imprévisibles et les comportements dépendraient des anticipations formulées sur ces événements. Une régression infinie. Dès lors, la notion d'optimalité devient une notion théorique ambiguë.

Cette conclusion est également vérifiée lorsque l'on tient compte de l'effet d'irréversibilité caractérisé par le fait que les choix réalisés dans le présent prennent en même temps la valeur d'un choix implicite, même partiel¹³. Avec un horizon infini chargé d'irréversibilités potentielles, et dans un contexte d'incertitudes (substantielle forte et procédurale),

¹³ Ce concept présente des analogies avec celui d'hystérésis. Le monde économique ne resurgit pas comme neuf à chaque instant pour permettre aux agents d'exercer un choix souverain au sein d'un univers composé d'opportunités renouvelées effaçant les traces des choix de l'instant précédent.

le problème ne peut pas trouver des solutions relevant du modèle de la rationalité substantielle (Favereau, 1989).

En univers stabilisé, le processus de décision peut être structuré à partir du modèle de la rationalité substantielle. La décision peut être alors organisée autour d'un principe d'optimisation. Dans le cadre d'un univers controversé (incertitudes substantielle et procédurale, irréversibilités), cette approche ne peut aboutir, les conditions requises n'étant pas satisfaites. «Les domaines où une théorie de la rationalité procédurale est utile sont les domaines qui sont trop complexes, ou trop sujets à l'incertitude, ou qui évoluent trop rapidement pour permettre de recouvrir objectivement l'action optimale à entreprendre.» (Simon, 1978, p. 504) En matière de gestion des ressources naturelles et environnementales, il faut dès lors inscrire le processus de décision dans un modèle de rationalité procédurale reposant sur deux préceptes suivants : la recherche de choix satisfaisants au lieu de choix optimaux, le remplacement des objectifs globaux et abstraits par des sous-objectifs tangibles dont la réalisation peut être observée et mesurée.

A propos du premier précepte, comme le note Simon (1991), «en montrant que l'optimisation du monde réel est impossible, nous démontrons que l'homme économique est en fait une personne qui accepte les solutions assez bonnes, plutôt qu'un optimisateur : non pas parce qu'il préfère le moins au plus mais parce qu'il ne peut pas trouver la meilleure solution». Il rajoute plus loin, «la caractéristique distinctive de toutes ces situations où nous cherchons une solution satisfaisante en raison de notre inaptitude à optimiser est la suivante : même si l'ensemble des actions possibles est donné au sens abstrait, il ne nous est pas donné au sens pratique du terme. Nous ne pouvons pas, compte tenu des limitations pratiques de nos moyens de calculs, générer toutes les actions admissibles et comparer leurs mérites respectifs. Nous ne pouvons pas non plus reconnaître la meilleure action, même si nous avons été chanceux, avant de les avoir toutes examinées. Nous obtenons une solution satisfaisante en recherchant, parmi les actions, celles que nous pourrions généralement tenir pour acceptables après une enquête de durée modérée.» (Simon, 1991, p. 123)

En matière environnementale, la prise en compte de cet élément semble particulièrement pertinente dans la mesure où «l'idée d'optimisation des trajectoires de développement à long terme peut être considérée comme une mauvaise idée car elle exige trop d'hypothèses invérifiables tant sur l'évolution des techniques que sur les préférences des générations futures (...). En d'autres termes, la démarche d'optimisation, qui a un sens sur le court et le moyen terme, représente, lorsqu'on l'applique au long terme, soit un paradigme trompeur, soit l'expression d'une dictature

de la génération présente sur les générations suivantes.» (Godard, 1992, p. 8) La formulation de «critères de satisfaction» permet alors de répondre à l'exigence d'un principe de précaution (Faucheux et Froger, 1995).

A propos du deuxième précepte, Simon propose de concevoir l'action sans référence à des objectifs finaux : «l'idée d'objectifs finaux n'est pas cohérente avec notre capacité limitée à prédire ou à déterminer le futur. Le résultat réel de nos actions est d'établir les conditions initiales pour la prochaine étape de l'action. Ce que nous appelons les objectifs finaux, ce sont en fait des critères de choix, des conditions initiales que nous laisserons à nos successeurs. Comment voulons-nous laisser le monde pour la prochaine génération ? Quelles sont les bonnes conditions initiales pour eux ? Un *desideratum* souhaitable serait un monde offrant autant de solutions alternatives que possible aux futurs décideurs, évitant les engagements irréversibles qu'ils ne pourraient annuler. Un deuxième *desideratum* souhaitable est de laisser à la prochaine génération de décideurs un meilleur ensemble de connaissances et une plus grande capacité d'expérimentation. Le but ici est de leur permettre non seulement de mieux évaluer les différentes solutions mais surtout d'expérimenter le monde dans des directions plus nombreuses et plus riches.» (Simon, 1991, p. 165-166)

Pour que de tels *desiderata* soient réalisables en matière environnementale, les décideurs doivent inscrire la gestion du temps au centre de leurs préoccupations. Il s'agit d'assurer l'ajustement de rythmes différenciés animant respectivement l'environnement et les différents pans du système socio-économique que les problèmes d'environnement font intervenir ¹⁴. La question de l'irréversibilité de l'évolution biophysique exige que l'on s'engage dans l'action à temps. Une telle stratégie de prévention expose ceux qui s'y engagent au risque de la contestation puisqu'elle implique des coûts et des contraintes aux générations présentes, alors que les responsables ne peuvent pas trouver de confirmations de la justesse de la prévention dont les avantages ne se font sentir que dans le long terme.

Il nous semble qu'une telle gestion du temps est prise en compte au sein d'analyses d'aide à la décision multicritère où des critères multiples se combinent avec des objectifs ou priorités contradictoires, et où les agents prennent des décisions à l'issue d'un processus de négociations transparent. La méthodologie inhérente à ces techniques d'aide à la décision multicritère est cohérente avec l'hypothèse de rationalité procédurale telle

¹⁴ Par exemple, les trajectoires économiques et technologiques, le rythme de progression de la connaissance scientifique, doivent être articulés avec l'évolution biophysique irréversible en cours.

que nous l'avons caractérisée précédemment (Froger, 1996). La popularité croissante de l'aide à la décision multicritère peut être en partie attribuée à la prise en compte d'effets incommensurables sur l'environnement qui restent en dehors des calculs des analyses coûts-avantages classiques. Elle présente également l'avantage de proposer un spectre complet de solutions réalisables plutôt que de proposer une solution unique obligée.

2.2. Au niveau macro-économique : vers une articulation de critères économiques et écologiques par des institutions «renouvelées»

Opschoor et Van Der Straaten (1993) voient dans la nécessité de réconcilier la croissance économique et la préservation de l'environnement la première raison d'une réorganisation des institutions économiques. Toutefois, avant d'aborder la question des transformations institutionnelles nécessaires pour assurer une véritable prise en charge de l'ensemble des dimensions dont l'environnement est porteur, les institutionnalistes s'attardent sur les modalités et les défaillances de la gestion environnementale telle qu'elle est réalisée par les institutions actuelles. En effet, les institutions actuelles, qu'elles soient marchandes, publiques, ou internationales, n'assurent pas une prise en compte adéquate des réalités écologiques.

Les défaillances de la gestion environnementale actuelle proviennent essentiellement des modalités de la régulation économique marchande. Les processus concurrentiels, la structure des droits de propriété, les temporalités économiques entrant en contradiction avec les temporalités écologiques, sont autant d'éléments qui induisent la dégradation de l'environnement.

Certes, il est essentiel de voir que les problèmes résultent d'un large mouvement d'externalisation évitant toute obligation de reproduction de l'environnement. Mais, pour les institutionnalistes, la signification de cette externalisation est beaucoup plus profonde que ne le laissent à penser les conceptions usuelles : il ne s'agit pas tant d'un défaut de régulation que d'une caractéristique intrinsèque au mécanisme à la base de toute régulation marchande. En effet, selon les auteurs institutionnalistes tels que Kapp (1950), Opschoor et Van Der Straaten (1993), la régulation interne propre au système de marché induit la «dérégulation de l'environnement».

Kapp a publié en 1950 un ouvrage sur les coûts sociaux de l'entreprise privée : par coûts sociaux, il entend coûts d'environnement (exploitation trop rapide des ressources non renouvelables, phénomène de pollution de l'air et de l'eau, dégradation des ressources renouvelables) et autres coûts

sociaux divers comme les atteintes au facteur humain (chômage...). Il montre que les processus qui assurent la régulation de l'espace marchand, à savoir les processus concurrentiels, sont précisément ceux qui poussent au maximum les acteurs à «internaliser les bénéfices et à externaliser les coûts». En effet, dans une économie concurrentielle, les firmes vont chercher à diminuer leurs coûts de production, soit en utilisant de meilleures techniques pour augmenter la production tout en conservant le même panier d'inputs, soit en transférant leurs coûts sur l'infrastructure sociale ou sur l'environnement. En d'autres termes, la régulation de l'espace marchand a pour contrepartie la dérégulation de l'espace non marchand dont l'environnement constitue une partie intégrante.

Opschoor et Van Der Straaten (1993) soulignent le fait que les «coûts sociaux» ou la pratique des «transferts de coûts» (*cost shifting*) sont facilités par la distance qui existe, tant au niveau temporel que spatial, entre l'adoption de modes de production et de consommation spécifiques et les impacts qu'ils ont sur l'environnement. En effet, les conséquences des activités économiques en matière d'exploitation et de dégradation environnementale se manifestent à long terme et sur des échelles géographiques importantes. Par ailleurs, il existe un décalage entre le niveau où se réalise la production (niveau individuel) et le niveau auquel un problème environnemental doit être résolu (niveau collectif ou de la société). L'ensemble de ces éléments tend à accentuer le décalage qui existe entre le champ d'action du système économique et le domaine de reproduction de l'environnement qu'il est supposé prendre en charge.

Selon les institutionnalistes, l'itinéraire qui suit le recensement des défaillances de la régulation marchande en matière environnementale consiste à confier à l'Etat et à la régulation publique un certain nombre de fonctions correctrices tout en supposant que ces fonctions peuvent et seront effectivement exercées. Cependant, les décisions publiques résultent le plus souvent de longs processus impliquant de nombreux acteurs où équilibre subtil de pouvoirs et confrontation de logiques autonomes ou conflictuelles sont présents. En ce qui concerne le domaine environnemental, on peut dire que les modalités de l'intervention des institutions publiques, et les logiques qui l'ont animée dans le passé, posent presque autant de problèmes qu'elles n'en résolvent par ailleurs : une approche idéaliste de la contrainte exercée par l'Etat sur les entreprises au nom de la protection de l'environnement s'est révélée largement limitée, en même temps qu'elles induisaient des sources d'inefficacité économique (Rémond-Gouillot, 1989).

L'organisation des institutions publiques ainsi que leur mode d'intervention engendrent de nombreux processus d'externalisation de l'environnement. Par conséquent, les institutions publiques contribuent égale-

ment, par des voies différentes que celles de la régulation marchande, à une mauvaise gestion et à la dégradation de l'environnement.

Comme Harris (1992) le souligne, «*most nations now have some institutional mechanisms for formulating and carrying out environmental policy. But these agencies are primarily designed to respond to specific, local, or national issues. Their mandate also defines environmental issues relatively narrowly. Typically, they have the power to promulgate regulations, standards, and penalties related to specific environmental problems. But their purview does not include the relation of environmental protection to economic growth, technical progress, income distribution, or industrial organizations. This has often led to conflicts between government agencies concerned with the environment and those concerned with budgetary and economic issues (...). Furthermore, there is significant disparity and conflict between different countries, regions, or jurisdictions when environmental problems transcend boundaries. In the decade of the 1990s it has become apparent that the existing patchwork of environmental agencies is inadequate to deal with the globalization of environmental problems.*»

Systèmes économiques et problèmes environnementaux se sont parallèlement internationalisés puis mondialisés. Cependant, les institutions internationales existantes que sont le FMI, la Banque mondiale, le GATT, et les Nations unies, avec leurs nombreuses succursales, ne sont pas à même de gérer les problèmes environnementaux majeurs et connaissent une crise de légitimité face à un ordre mondial déstabilisé par des problèmes divers comme celui de la gestion de la dette des pays en voie de développement...

A titre d'exemple, le PNUE ne dispose pas de véritables pouvoirs et son action en matière environnementale reste limitée pour l'essentiel. Les organisations internationales disposant d'un certain pouvoir financier, telles que le FMI et la Banque mondiale, ont essentiellement favorisé des projets et des politiques qui ont accéléré la dégradation de l'environnement, et ce, même si la pression publique a contraint la Banque mondiale à retirer une partie de ces aides orientées vers des projets de développement écologiquement nuisibles.

L'expérience a souvent montré que les réformes institutionnelles souhaitables se heurtaient à de nombreuses résistances¹⁵. Rien de moins

¹⁵ Harris (1992) a montré que l'effort de réorientation des politiques internationales de prêt, mettant plus l'accent que par le passé sur un développement écologiquement sain, rencontrait de fortes résistances institutionnelles liées aux divers intérêts en présence : «*The strong bias of the banks is still toward large scale centralized projects using technology which is often environmentally destructive («hard» rather than «soft» technology, to use the terminology popularized by Amory Lovins). While adding some environmentally-*

surprenant si l'on considère que la mission de ces institutions internationales, telle qu'elle a été originellement énoncée à l'issue de la seconde guerre mondiale, est de promouvoir le développement économique sans tenir compte des réalités écologiques.

Se pose alors la question du renouvellement de l'ensemble de ces institutions dans un monde où une «gestion intégrée» des ressources naturelles et de l'environnement doit être prise en considération à part entière.

Harris (1992) pense que la situation actuelle de crise écologique est propice à l'émergence d'une deuxième «révolution keynésienne¹⁶». L'enjeu pour les institutions «renouvelées» serait d'élaborer de nouveaux programmes généraux servant les fonctions duales de création d'emploi et de protection d'environnement. Par la suite, cet auteur énumère un ensemble d'institutions à créer : institution financière internationale, institution internationale de développement, agence internationale de protection de l'environnement..., chacune disposant de véritables pouvoirs pour satisfaire ces exigences. Cette création de nouvelles organisations au niveau mondial doit avoir lieu indépendamment des intérêts économiques nationaux pour représenter l'intérêt général, qu'il soit présent ou futur, et gérer les problèmes environnementaux globaux en fonction de cet intérêt.

Un débat subsiste entre, d'une part, les partisans de la création d'institutions nouvelles qui semble être inéluctable, même si ces dernières peuvent représenter un risque de perte de souveraineté nationale pour les Etats et, d'autre part, les partisans d'une réforme et d'un renforcement des institutions actuelles pour satisfaire l'objectif d'une «gestion intégrée» des ressources naturelles et de l'environnement. Bien sûr, chacun est persuadé de l'échec de l'entreprise défendue par l'autre. Il semble que différentes solutions soient envisageables en fonction de la spécificité des problèmes environnementaux à gérer. Toutefois, force est de constater que les institutionnalistes restent, pour le moment, assez vagues dans leurs propositions concrètes en matière d'institutions renouvelées.

Au terme de cette analyse, nous avons pu constater que les apports de l'institutionnalisme, en matière de gestion des ressources naturelles et de l'environnement, ne sont pas à négliger : élaboration d'un cadre méthodologique pour appréhender les phénomènes de long terme et les interrelations entre activités économiques et réalités écologiques. Cependant, au niveau macro-économique, les thèmes des défaillances

oriented staff members may modify some bank policies, it does not alter the basic thrust and underlying economic analysis governing bank lending.» (p. 204)

¹⁶ Certains auteurs montrent que gestion des ressources, politiques de protection de l'environnement et tradition théorique keynésienne sont parfaitement compatibles (Eichner, 1979).

institutionnelles et des solutions envisagées pour y remédier sont essentiellement abordés, posés, sans être traités en tant que tels avec tous les développements nécessaires. Toutefois les institutionnalistes de l'environnement ont le mérite de montrer qu'on ne peut pas faire l'économie d'une réflexion approfondie sur ce thème.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AYRES R.U., *Information, Entropy and Progress*, American Institute of Physics Press, Woodbury, 1994.
- BALSE M., «Néoclassicisme, versus institutionnalisme», *Revue française d'économie*, 6 (3), 1991, p. 61-78.
- BOULDING K.E., «The Economics of the Coming Spaceship Earth», in H. Jarett (ed.), *Environmental Quality in a Growing Economy*, John Hopkins University Press, Baltimore, 1966, p. 3-14.
- BUSH P.D., «The Contemporary American Institutionnalist Contribution to the Theory of Social Change», in 4^e Colloque de l'association Charles Gide pour l'étude de la pensée économique, «L'institutionnalisme en question», Marseille, 19-20 septembre 1991.
- DIETZ F., VAN DER STRAATEN J., «Rethinking Environmental Economics : Missing Links between Economic Theory and Environmental Policy», *Journal of Economic Issues*, 26 (1), 1992, p. 27-51.
- DOSI G., EGIDI M., «Substantive and Procedural Uncertainty : an Exploration of Economic Behaviours in Changing Environments», *Journal of Evolutionary Economics*, 1-2, 1991, p. 145-169.
- EICHNER A.S. (ed.), *A Guide to Post-Keynesian Economics*, White Plains, New York, 1979.
- FAUCHEUX S., FROGER G., «Decision-Making under Environmental Uncertainty», *Ecological Economics*, 15, 1995, p. 29-42.
- FAUCHEUX S., PILLET G., «Alternative Economic Valuation Procedures», in R. Pethig (ed.), *Valuing the Environment : Methodological and Measurement Issues*, Kluwer, New York, 1994, p. 273-309.
- FAUCHEUX S., O'CONNOR M., (eds), *Valuation for Sustainable Development Methods and Policy Indicators*, Edward Elgar Publisher, 1997, à paraître.
- FAVEREAU O., «Valeur d'option et flexibilité : de la rationalité substantielle à la rationalité procédurale», in P. Cohendet et P. Llerena (éd.), *Flexibilité, information et décision*, Economica, Paris, 1989, p. 121-182.
- FROGER G., «Les approches méthodologiques du développement soutenable», *Cahiers du C3E*, n° 93-2, Université Paris I-Panthéon-Sorbonne, 1993.
- FROGER G., *Rationalité et prise de décision en économie de l'environnement*, Thèse de doctorat en sciences économiques, Université Paris I-Panthéon-Sorbonne, 1996.
- FROGER G., ZYLA E., «Towards a Decision-Making Framework to Address Sustainable Development», à paraître in S. Faucheux, M. O'Connor, J. Van

- Der Straaten (eds), *Sustainable Development : Analysis and Public Policy*, Kluwer, Dordrecht, 1996.
- GEORGESCU-ROEGEN N., *The Entropy Law and the Economic Process*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 1971.
- GODARD O., *Les Aspects institutionnels de la gestion intégrée des ressources naturelles et de l'environnement*, Edition de la Maison des sciences de l'homme, 1980.
- GODARD O., *Social Decision-making under Scientific Controversies : a Descriptive Model of the Conventional Construction of Global Environment Risks as Economic Stakes and some Consequences for the Choice of a Policy-mix*. Autumn Workshop in Environmental Economics «Managing the International Commons», EAERE, Instituto Veneto di Scienze e Fondazione ENI-Enrico Mattei, Venice, 30 September-5 October 1991.
- GODARD O., Note sur le développement soutenable, Commissariat général du plan, Paris, Atelier I «Environnement, économie, croissance», Travaux préparatoires du XI^e Plan, 1992.
- HARRIS J.M., «Global Institutions for Sustainable Development», in F.J. Dietz, U.E. Simonis, J. Van Der Straaten (eds), *Sustainability and Environment Policy : Constraints and Advances*, éditions Sigma, 1992, p. 203-226.
- HEINER R.A., «The Origin of Predictable Behaviour», *American Economic Review*, 73 (3), 1983, p. 560-595.
- HENRY C., «Investment Decisions under Uncertainty : the Irreversibility Effect», *American Economic Review*, 64 (6), 1974, p. 1006-1012.
- HODGSON G.M., «Institutional Economic Theory : the Old versus the New», *Review of Political Economy*, 1 (3), 1989, p. 249-269.
- KAPP W., *Les Coûts sociaux dans l'économie de marché*, Flammarion, Paris, 1950.
- KLAASEN G.A.J., OPSCHOOR J.B., «Economics of Sustainability or the Sustainability of Economics : Different Paradigms», *Ecological Economics*, 4, 1991, p. 93-115.
- NORGAARD R.B., «Coevolution in Economy, Society and Environment», in P. Elkins and M. Max-Neef, (eds), *Real-Life Economics*, Routledge, London, New York, 1992.
- ODUM H.T., *Systems Ecology, an Introduction*, Wiley, New York, 1983.
- OPSCHOOR J.B., VAN DER STRAATEN J., «Sustainable Development : an Institutional Approach», *Ecological Economics*, 7 (5), 1993, p. 303-322.
- PASSET R., «Environnement et biosphère», in X. Greffe, J. Mairesse, J.-L. Reiffers (eds), *Encyclopédie économique*, tome II, Economica, Paris, 1990.
- PILLET G., MUROTA T. (eds), *Environmental Economics, the Analysis of a Major Interface*, R. Leimgruber, Geneva, 1987.
- RÉMOND-GOUILLOU M., *Essai sur le droit de l'environnement*, Paris, PUF, coll. Les Voies de droit, 1989.
- SAMUELS W.J., «The Present State of Institutional Economics», *Cambridge Journal of Economics*, 19, 1995, p. 569-590.

- SCHEMBRI P., «Ambivalence, irréversibilités et environnement : le regard de la théorie autrichienne moderne du capital», *Cahiers du C3ED*, n° 96-4, Université de Versailles-Saint-Quentin-en-Yvelines, 1996.
- SIMON H.A., «From Substantive to Procedural Rationality», in S.J. Latsis (ed.), *Method and Appraisal in Economics*, Cambridge University Press, Cambridge, 1976, p. 129-146.
- SIMON H.A., *Sciences des systèmes, sciences de l'artificiel*, Paris, Dunod, coll. «Afcet Systèmes», 2^e éd., 1991.
- SÖDERBAUM P., «Towards a Reconciliation of Economics and Ecology», *European Review of Agricultural Economics*, 7 (1), 1980, p. 55-77.
- SÖDERBAUM P., «Neoclassical and Institutional Approaches to Development and the Environment», *Ecological Economics*, 5, 1992, p. 127-144.
- SWANEY J.A., «Economics, Ecology and Development», *Journal of Economic Issues*, 19, 1985, p. 853-865.
- SWANEY J.A., «Building Instrumental Environmental Control Institutions», *Journal of Economic Issues*, 21 (1), 1987a, p. 295-307.
- SWANEY J.A., «Elements of Neoinstitutional Environmental Economics», *Journal of Economic Issues*, 21 (4), 1987b, p. 1739-1799.
- WCED (World Commission on Environment and Development), *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford, 1987.

CONTENTS

J.-Y. WEIGEL	Political Issues, Continuity and New Departures in Theory	7
J.-P. AMIGUES	Evaluating Natural Resources: Stakes and Limits	35
J.-M. HARRIBEY	Including the Natural Resources in the Neoclassical Model of General Equilibrium: Some Elements for Criticism ...	57
V. LAURIOLA	Sustainable Development and the London School: an Orwellian Approach ? .	71
F.-D. VIVIEN, M. ANTONA, M. TROMMETER	A Which Issues for the elaboration of an environmental convention in the case of biodiversity?	93
P. GUILLOTREAU	Toward a Revisited Theory of Property Rights. The Case of the Solent Oyster Fishery	121
G. FROGER	Toward an Institutional Economics of Natural Resources and the Environment	147

János Kornai

LE SYSTÈME SOCIALISTE

L'économie politique du communisme

Il est très difficile de comprendre ce qui se passe aujourd'hui à l'Est sans avoir compris ce qu'était réellement *Le système socialiste*. La thèse centrale de János Kornai est que les nouvelles sociétés mettront beaucoup de temps à se dégager de l'héritage du passé. Le sous-titre éclaire le titre : le socialisme qui a existé en tant que système économique et social était dominé et défini par le monopole de pouvoir et d'idéologie du parti communiste. Ce système était cohérent et viable, malgré ses dysfonctionnements – Kornai a résumé ceux-ci dans l'expression d'« économie de pénurie », titre de l'un des plus connus parmi ses livres antérieurs. Ce qui a selon Kornai conduit le système à sa perte, ce sont les essais de « perfectionnement » depuis le milieu des années soixante, qui ont introduit dans son fonctionnement des éléments contradictoires et incompatibles. Le système s'est effondré quand la réforme a touché la pierre d'angle, à savoir le monopole du pouvoir.

Le livre prend les pays de l'Est en « transformation » au moment où tout bascule. Après l'« anatomie du système classique », vient la physiologie du passage à un nouveau régime qui associe les survivances du socialisme et une assimilation difficile du capitalisme. Ainsi ce livre est le « classique » incontournable pour l'analyse de ces économies mutantes, offrant une grille de lecture pour tous les changements déroutants qui se déroulent sous nos yeux.



Bibliothèque de l'I.S.M.E.A.

Presses Universitaires de Grenoble
BP 47 – 38040 Grenoble cedex 9

ISBN 2 7061 0681 6
PP 390 F

Jacques Léonard

CONJONCTURES ÉCONOMIQUES ET MARCHÉS FINANCIERS

Situations 1992 / 1996

La lecture des marchés financiers, des stratégies qui s'y développent et des évolutions qu'elles déterminent, s'avère toujours d'une incroyable complexité. Dans le prolongement des travaux sur l'instabilité financière, cet ouvrage veut être une contribution à la recherche de cohérences sur les marchés de capitaux. Il regroupe une série de réactions analytiques, datées, aux événements et inflexions majeurs qui ont marqué les politiques économiques et le cheminement des «fondamentaux» au cours des quatre dernières années.

La grille interprétative, keynésienne, du contexte global dans lequel évoluent les marchés, autorise une série de développements théoriques concernant tout autant le concept central d'évaluation que sa dimension opérationnelle, la structuration des acteurs et la modélisation de leurs comportements, l'articulation entre cycle des actifs financiers et cycle économique global, l'innovation de marché face à la montée des risques enfin.

La globalisation financière pose problème aux pratiques des politiques économiques nationales. Au-delà des difficultés majeures de la coordination, les tensions sur les changes sont l'avatar inéluctable des conflits ouverts ou latents entre nations. Toutefois, leur mise en perspective ouvre la voie à des stratégies véritablement internationales des acteurs, qui relativisent d'autant les liens entre les fondamentaux locaux et les paramètres financiers censés s'y rapporter.



Bibliothèque de l'I.S.M.E.A.

Presses Universitaires de Grenoble
BP 47 - 38040 Grenoble cedex 9

ISBN 2 7061 0698 0
PP 150 F

ÉCONOMIES ET SOCIÉTÉS

Cahiers de l'ISMÉA

Série F - DÉVELOPPEMENT, PROGRÈS ET CROISSANCE

Série dirigée par Pierre Pascallon

N° 17 - <i>Madagascar, Etudes et perspectives économiques</i> - Janvier 1962	27,50 F
N° 18 - <i>Le projet de pôle électro-métallurgique de Fria. L'énergie hydro-électrique et le développement</i> - Septembre 1963	27,50 F
N° 20 - <i>Développement et plan à Madagascar</i> - Décembre 1964	20,00 F
N° 22 - <i>Le progrès économique (II)</i> - Décembre 1967	20,00 F
N° 23 - <i>L'innovation dans les transports</i> - Octobre 1968	32,50 F
N° 24 - <i>Mélanges</i> - Mai-Juin 1973	42,50 F
N° 25 - <i>Premiers jalons pour une théorie de l'environnement</i> - Septembre 1973	42,50 F
N° 27 - <i>Econométrie du développement</i> - Juin-Juillet 1978	42,50 F
N° 28 - <i>Croissance et stagnation dans les pays capitalistes 1973-1980</i> Mai-Juillet 1980	60,00 F
N° 29 - <i>Y a-t-il un modèle obligé de développement ?</i> - Février 1983	32,50 F
N° 30 - <i>Monnaie et politique monétaire dans les pays du tiers-monde</i> - Février 1986	47,50 F
N° 31 - <i>La réalité économique occidentale. Analyse et théorie des cycles et des fluctuations</i> - Mars 1989	75,00 F
N° 32 - <i>Mélanges</i> - Août 1991	75,00 F
N° 33 - <i>Les mouvements de longue durée dans la pensée économique</i> - Juillet-Août 1993	120,00 F
N° 34 - <i>La différenciation des régimes de croissance</i> - Juin 1995	150,00 F

OFFRE SPÉCIALE

pour l'achat de 15 volumes parus de 1962 à 1995 : 571,00 F,
soit 30 % de remise, franco de port.

Commande à retourner aux PUG
B.P. 47 - 38040 GRENOBLE CEDEX 9
Tél. 04 76 82 56 51 - Fax 04 76 82 78 35

NOM :

Prénom :

Adresse :

Code postal :

Ville :

Pays :

Règlement :

☐ par chèque bancaire ou postal à l'ordre des PUG

☐ par virement CCP PUG (compte 92100S Grenoble)

Désirez-vous une facture

☐ oui

☐ non

par



Achévé d'imprimer
avec les films fournis,
en juin 1997
IMPRIMERIE LIENHART
à Aubenas d'Ardèche

Dépôt légal juin 1997

N° d'imprimeur : 9150

Printed in France

La revue mensuelle *Économies et Sociétés* (Cahiers de l'ISMÉA) publie 16 séries (voir liste ci-après), dont chacune couvre un champ économique spécifique.

Ces séries répondent aux exigences suivantes :

- défricher les champs nouveaux de la connaissance dès qu'ils apparaissent comme réalité à interpréter ;
- développer des méthodes propres et rigoureuses, adaptées à leur objet ;
- insérer l'économie politique dans l'ensemble des sciences sociales afin qu'elle exerce sa fonction spécifique dans le dialogue pluridisciplinaire nécessaire.

Chaque numéro est publié sous la responsabilité du Directeur de la série. Celui-ci assume toute la partie scientifique de la préparation du Cahier, et en particulier la désignation des référés. La même procédure s'applique aux textes présentés à des colloques.

La Direction de l'ISMÉA peut, si le calendrier des diverses séries s'y prête, et si l'occasion le rend utile, publier un cahier Hors Série. La décision concernant cette publication est prise par un groupe de quatre membres du Comité de Direction choisis en fonction du secteur de leur compétence. Ce groupe assume alors les tâches et la responsabilité d'un Directeur de série.

Liste des séries

Économie du travail (AB), Histoire quantitative de l'économie française (AF), Développement agro-alimentaire (AG), Débats (D), Économie mathématique et économétrie (EM), Économie de l'énergie (EN), Développement, croissance et progrès (F), Économie planifiée (G) (série arrêtée au numéro 44 - 4-5/1992), Hors Série (HS), Philosophie et sciences de l'homme (M), Économie monétaire (MO), Monnaie et production (MP), Relations économiques internationales (P), Histoire de la pensée économique (PE), Théories de la régulation (R), Études de marxologie (S), Sciences de gestion (SG), Dynamique technologique et organisation (W).

SOMMAIRE

	Préface	5
J.-Y. WEIGEL	Enjeux politiques, continuités et ruptures théoriques	7
	I – ÉLÉMENTS DE CRITIQUE DE L'ORTHODOXIE	
J.-P. AMIGUES	Enjeux et limites de l'évaluation des actifs naturels	35
J.-M. HARRIBEY	La prise en compte des ressources naturelles et de l'environnement dans le modèle néo- classique d'équilibre général : éléments de critique	57
V. LAURIOLA	Le développement soutenable de l'école de Londres : une approche « orwellienne » ? ...	71
	II – DE QUELQUES APPROCHES HÉTÉRODOXES	
F.-D. VIVIEN, M. ANTONA, M. TROMMETTER	L'élaboration d'une convention d'environne- ment pour la biodiversité : quels enjeux ? ...	93
P. GUILLOTREAU	Les droits de propriété des ressources natu- relles revisités. Le cas de la pêche de huîtres du Solent (Royaume-Uni)	121
G. FROGER	Éléments pour une théorie institutionnaliste des ressources naturelles et de l'environ- nement	147

ÉCONOMIES ET SOCIÉTÉS - CAHIERS DE L'ISMÉA

Tome XXXI, n° 4, avril 1997, Série « Développement, croissance et progrès », F, n° 35.

Directeur de la Série : Pierre Pascallon.

Numéro coordonné par : Jean-Yves Weigel.