INTÉGRATION DE LA SCIENCE ÉCONOMIQUE ET DE L'ÉIE:

Conception institutionnelle et outils d'analyse

Peter K. Stokoe

Document de référence préparé pour le
Conseil canadien de la recherche sur
l'évaluation environnementale
Septembre 1991

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991

Nº de cat. En105-43/1991

ISBN 0-662-59998-5

AVANT-PROPOS

Le Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE) a été établi en janvier 1984 par le ministre fédéral de l'Environnement en vue de conseiller le gouvernement, l'industrie et les universités au sujet des moyens d'améliorer les fondements de l'évaluation environnementale (EE) dans ses aspects scientifiques et techniques et les aspects relatifs à l'EE au Canada. Le CCREE a commandé des travaux de recherche touchant de nombreux aspects de l'ÉE, notamment l'évaluation des effets cumulatifs, celle des impacts sociaux, la santé, le développement durable, la situation économique, la surveillance, les négociations et l'atténuation des impacts.

Le Conseil produit un éventail de documents imprimés, qui vont des rapports officiels (rapports du CCREE, documents de référence et rapport manuscrits) à ceux qui sont associées aux activités courantes du Conseil (procès-verbaux des assemblées et des réunions, dépliants et bulletins).

Les documents de référence parrainés par le CCREE ont pour but de fournir,de l'information pertinente et de stimuler la discussion à propos de sujets d'intérêt pour la communauté de l'EE. Les documents de référence sont soumis avant leur publication; cependant, les opinions exprimées sont celles de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement le-point de vue du Conseil ou de son Secrétariat.

Pour de plus amples renseignements sur les activités et les publications du Conseil, veuillez communiquer avec :

Le Secrétariat
CCREE
Édifice Fontaine
200, boul. Sacré-Coeur, 13e étage
Hull (Québec)
K1A OH3

Téléphone : (819) 997-1000
Facsimile: (819) 953-2534

REMERCIEMENTS

L'auteur tient à remercier les personnes suivantes pour leurs suggestions, leur encouragement et la production des ébauches du présent document : John Dixon, David Pearce, Peter Timmerman, trois réviseurs anonymes du CCREE ainsi que John Milton, rédacteur.

Toute erreur ou omission est l'entière responsabilité de l'auteur.

, TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS iii
REMERCIEMENTS v

1. INTRODUCTION 1

2. ÉLÉMENTS D'ÉCONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT 3
Trois économies : l'origine des retombées 3
Croissance, développement et «développement durable» 6
Autres causes possibles de détérioration de l'environnement 9

3. INSTITUTIONS VISANT À ASSURER LA DURABILITÉ AU POINT DE VUE ENVIRONNEMENTAL 13
Renforcement des remèdes privés 13
Charte des droits de l'environnement 13
Tables rondes 14
Torts irréversibles et normes de sécurité minimales 14
Stratégies de conservation et de restauration 15
Planification intégrée des ressources 15
Évaluation des impacts environnementaux 16
Évaluation de la technologie 16
Stratégies en recherche et développement 17
Cadre pour une économie durable au point de vue environnementai 17

4. OUTILS DE PRÉVISION 19
Études d'interdépendance 19
Modèles économico-écologiques 20
Modèles d'intrants-extrants et d'équilibre des matériaux 20
Modèles économétriques et modèles de simulation socio-économiques 21

5. OUTILS D'ÉVALUATION 23
Estimation des avantages et des dommages 23
Analyse coûts-avantages 23
ACA et rationalité sociale 26
Perspectives de l'analyse coûts-avantages 29

6.CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 31

REFERENCES 33

1. INTRODUCTION

Dans ce document de référence, nous donnons une interprétation économique, avec les conclusions qui en découlent, du rôle que l'évaluation environnementale, comme instrument de politique parmi tant d'autres, remplit dans l'établissement d'une économie durable au point de vue environnemental. C'est une interprétation économique parce que nous considérons l'évaluation environnementale et les autres instruments nouveaux comme des façons d'incorporer les valeurs environnementales au processus de prise de décisions économiques. Les processus d'évaluation environnementale sont parfois élargis pour tenir compte de valeurs sociales et culturelles vastes au moyen de ce qu'on appelle parfois l'évaluation des impacts sociaux. Nous nous concentrerons dans le présent ouvrage sur les valeurs environnementales. Compte tenu de l'orientation de ce document, on pourra mieux comprendre comment la science économique et l'évaluation environnementale, en particulier l'évaluation des impacts environnementaux (EIE), peuvent être intégrées en un cadre d'ensemble pouvant servir à évaluer des projets, des programmes et des politiques.

Il est révélateur du rythme du changement à l'ère moderne que «l'environnement» n'est devenu une préoccupation générale que depuis vingt cinq ans et pourtant, il constitue aujourd'hui sans aucun doute la question la plus importante à l'échelle planétaire. Néanmoins, la compréhension implicite dans la théorie économique de ce que nous appelons maintenant «l'environnement» a beaucoup évolué au cours des deux derniers siècles, et son évolution s'est particulièrement accrue avec une rapidité croissante au cours des trente dernières années.

Longtemps après ses débuts au dix-huitième siècle, le courant dominant de la science économique moderne (théorie classique et néoclassique) considérait le monde matériel essentiellement comme une source de matières à extraire pour le processus de production. Ce n'est qu'avec l'avènement des premiers grands mouvements de conservation, au tournant du vingtième siècle, que la science économique a commencé à reconnaître que le monde matériel pouvait être aussi une source de services d'agrément. C'est ainsi qu'on en est venu à considérer qu'il fallait faire des choix économiques lorsqu'il y avait incompatibilité entre les utilisations du monde matériel comme source de matières à extraire et comme source de services d'agrément. Par la suite, on a reconnu qu'il pourrait y avoir d'autres incompatibilités entre ces utilisations et celles du monde matériel pour l'entreposage des déchets de la production et de la consommation, étant donné que la <capacité d'assimilation» de l'environnement physique était limitée (Fisher et Peterson 1976) ou, de façon plus générale, compte tenu des trois utilisations, que la (capacité de charge» était limitée.

Même au début de la prise de conscience environnementale moderne, l'économie était considérée comme autonome par rapport à l'environnement, en ce sens que le dépassement de toute contrainte environnementale était réversible par l'action humaine ou par les processus naturels et, par conséquent, ne représentait en principe qu'un inconvénient temporaire. Ce n'est que récemment que l'on a vraiment reconnu que le développement économique peut causer des dommages environnementaux cumulatifs et irréversibles comme l'accumulation de contaminants chimiques et radioactifs persistants, les changements climatiques et l'extinction de certaines espèces. En même temps, on est de plus en plus conscient de l'environnement comme système dynamique, un écosystème, avec lequel le système économique interagit, même comme sous-système. Aujourd'hui on reconnaît que les deux systèmes sont interdépendants et évoluent ensemble, et qu'ils partagent une destinée commune (Boulding 1981; Norgaard 1985, 1987; Commission mondiale sur l'environnement et le développement 1987). Cette interaction est devenue particulièrement évidente dans les écosystèmes complexes et fragiles des régions tropicales et subtropicales.

La théorie économique commence tout juste à rejoindre cette nouvelle prise de conscience. En même temps, la théorie économique permet déjà une certaine compréhension du fonctionnement et des dysfonctions d'une économie, lesquelles peuvent entrainer la détérioration de l'environnement et des ressources. La théorie a aussi permis la mise au point d'outils d'analyse qui peuvent aider à tenir compte, dans l'élaboration des politiques et la planification, des conséquences globales à court terme et à les pondérer. Tant la théorie sous-jacente que les outils d'analyse doivent être révisés et complétés conformément à la nouvelle compréhension de l'interdépendance entre l'économie et l'écosystème. Cela, n'a toutefois pas encore été réalisé de façon systématique.

Entre temps, de nouvelles institutions sont établies pour faire face aux conséquences environnementales de l'activité économique. Ces nouvelles institutions, y compris l'EIE, sont apparues comme des réactions plus ou moins spontanées aux préoccupations concernant les

coûts environnementaux dont on ne tenait pas suffisamment compte dans la planification. Dans la mesure où ces coûts environnementaux devraient avoir le même poids que les autres coûts dans le processus de prise de décisions économiques, ces nouvelles institutions ont déjà une certaine raison d'être et elles sont justifiées sur le plan économique.

Cependant, si l'on prend ces coûts environnementaux pour acquis, on pourrait se borner à considérer seulement les symptômes, et non pas les causes, des torts à l'environnement. Pour notre part, nous soutenons dans le présent document qu'en tenant compte des **causes** des torts à l'environnement que reconnaît la théorie économique, nous pouvons structurer de nouvelles institutions de façon à ce qu'elles soient plus efficaces dans leur action sur ces causes. Une des façons dont la théorie économique peut contribuer à rendre ces institutions plus efficaces est de reconnaître et d'encourager explicitement leur complémentarité croissante. Ainsi, la science économique réalise sa vocation initiale, qui est de guider l'évolution des institutions et des politiques, de manière qu'elles répondent toujours mieux aux besoins et aux objectifs des êtres humains (bien que pour y arriver, la science économique pourrait devoir reconnaître des besoins et des objectifs qui n'étaient pas reconnus antérieurement).

Dans un cadre institutionnel aussi favorable à la durabilité sur le plan environnemental, nous pouvons élaborer des outils d'analyse permettant d'estimer les conséquences et d'évaluer les différentes options possiblespar rapport aux valeurs reconnues. Il est essentiel de comprendre dans son ensemble le cadre institutionnel de la pérennité environnementale, parce que la pertinence d'un outil dépend d'où et comment on l'utilise dans ce cadre.

Conséquemment, le corps du présent document de référence commence par un bref examen non technique de la théorie économique actuelle et son rapport avec l'environnement. Les institutions qui apparaissent et qui évoluent pour réagir aux causes économiques des torts à l'environnement seront passés en revue afin de démontrer leurs rapports mutuels au sein d'un cadre institutionnel favorable à la pérennité environnementale, et particulièrement leurs rapports avec l'ÉIE. Nous nous attarderons ensuite aux outils analytiques, notamment aux outils de prévision et d'évaluation, aux outils de prévision qui pourraient être utilisés à bon escient dans un cadre institutionnel visant la pérennité environnementale, puis à quelques adaptations possibles d'un certain nombre d'outils d'évaluation, en particulier l'analyse coûts-avantages, qui pourraient servir dans ce cadre. Enfin, nous présentons certaines conclusions et recommandations relatives à la structuration des institutions et aux outils d'analyse pour l'ÉIE. Les références citées tout le long du texte constituent une vue générale des ouvrages parus récemment en économie de l'environnement.

Ce document de référence s'adresse aux praticiens de l'EIE, aux économistes qui s'intéressent à l'environnement et aux décideurs qui contribuent à l'évolution des institutions chargées de reconnaftre les valeurs environnementales. Nous supposons que le lecteur connait déjà la terminologie de base de l'évaluation et de la gestion environnementales et du développement durable. Pour chacun de ces groupes, certaines parties du document pourront sembler banales. Le document vise toutefois à proposer à tous des directions dans lesquelles il conviendrait d'orienter les recherches pour concilier de façon productive la pratique et l'évolution de l'EIE ainsi que d'autres institutions et les points de vue et les méthodes d'analyse de la science économique. Une telle conciliation n'est ni immanente, ni assurée. Les directions indiquées ici sont tout au plus celles qui nous semblent les plus prometteuses. Il se peut qu'il faille un certain degré de confiance mutuelle au début avant de commencer à discerner la forme que pourrait prendre cette conciliation. Ce document peut être considéré comme une invitation lancée dans cet esprit à prendre part à cet effort d'exploration. Comme document de référence et comme document de travail, le présent ouvrage vise plus à susciter la discussion qu'à trancher de façon définitive.

2. ÉLÉMENTS D'ÉCONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT

Afin de mieux concilier les considérations environnementales et économiques dans un cadre plus large d'élaboration de politiques et de planification, nous allons commencer par comprendre ce que représente actuellement l'environnement dans la science économique. Il est toutefois difficile de transmettre cette compréhension, car la théorie économique est elle-même ambiguë au sujet de ce qui constitue «l'économie».

Trois économies : l'origine des retombées

Dans son sens le plus étroit de la théorie économique, «l'économie» est le processus linéaire de production de biens et de services par des entreprises, la distribution des biens, habituellement par l'entremise des marchés, et la consommation des biens et services. Les entreprises rémunèrent les consommateurs pour le travail et les autres intrants qu'ils fournissent à la production et à la distribution dont les moyens leur appartiennent, tandis que les consommateurs achètent aux entreprises les produits et les services que celles-ci leurs offrent. Il y a donc un cycle des biens, des services, du travail et d'autres intrants dans un sens, et un cycle de l'argent dans l'autre sens. «L'économie)~ dans ce sens étroit sera appelée **«économie 1»**, ou **économie de marché** (figure 1). Le noyau du courant dominant de la théorie économique, l'économie néoclassique, est une théorie du fonctionnement de l'économie 1. En principe, cette théorie peut être rigoureusement quantitative, parce que tout le processus a pour intermédiaire l'argent, qui permet une mesure homogène.

Si on adopte une optique plus large, on peut reconnaître que la «production» de biens et services a lieu également à l'intérieur des ménages pour consommation interne, sans passer par l'intermédiaire d'un marché. De fait, c'est cette production intérieure des ménages qui constituait à l'origine la préoccupation exclusive de l'«économique» (comme l'indique l'étymologie du terme provenant du grec *oikonomia,* qui signifie la gestion d'un ménage, ce qui constituait l'objet des préoccupations d'Aristote, par exemple). Il est clair que les biens et services produits à l'intérieur des ménages sont tout aussi importants pour le bien-être économique que les biens et services achetés à l'extérieur. De fait, de nombreux produits achetés à l'extérieur ne sont que des produits intermédiaires utilisés dans les ménages pour produire des biens et services pour consommation finale (Burns 1977). Les ménages tirent parfois leurs ressources directement de l'environnement pour leur subsistance, surtout dans les économies moins industrialisées. Outre le ménage, il y a aussi au sein de la collectivité beaucoup d'organisations bénévoles, sans but lucratif et coopératives et beaucoup d'économies informelles ou des économies de troc qui produisent des biens et services contribuant directement au bien-être (Nicholls et Dyson 1983).

Les entreprises ne font pas que rémunérer leurs employés; elles leurs offrent aussi un milieu social qui procure divers degrés de sûreté, de confort, de stress, de statut, de sécurité, de satisfaction au travail, de sentiment d'accomplissement et d'autres «services». Dans ce sens, on peut dire des entreprises qu'elles tirent aussi des *avantages* du milieu qu'elles créent pour leurs employés, de même que pour leurs clients pour ce qui est du secteur du tourisme et des loisirs, par exemple.

Les pouvoirs publics remplissent aussi diverses fonctions dans l'économie. Ils assurent une structure institutionnelle de droits et de responsabilités, ce qui facilite le fonctionnement de l'économie de marché. Ils offrent des services aux entreprises et aux ménages, directement ou indirectement, par l'entremise de l'infrastructure qu'ils fournissent. Ils accordent des subventions aux entreprises et des paiements de transfert aux ménages. Enfin, ils perçoivent des impôts et des taxes, principalement sur le revenu et les dépenses, pour financer ces diverses activités.

Il y a beaucoup de biens et services qui, en raison de leur nature, ne sont pas fournis seulement par les pouvoirs publics, les entreprises, les organisations communautaires ou les ménages, mais qui peuvent être fournis par plusieurs de ces types d'organisations à la fois. On peut même considérer qu'il y a, dans la fourniture de ces biens et services, une certaine concurrence au plan des prix entre ces organisations au profit des consommateurs et des électeurs (Breton 1989).

Quand nous considérons la taille et le champ d'activités des entreprises, des pouvoirs publics, des organisations communautaires et des ménages en rapport avec le bien-être, nous prenons un point de vue plus large de l'économie, que nous appellerons «économie 2», ou **économie politique.**

Les économistes reconnaissent aussi que les organisations et les gens peuvent contribuer ou nuire aux possibilités de production et aux conditions de bien-être des autres, non seulement par les biens et services qu'ils

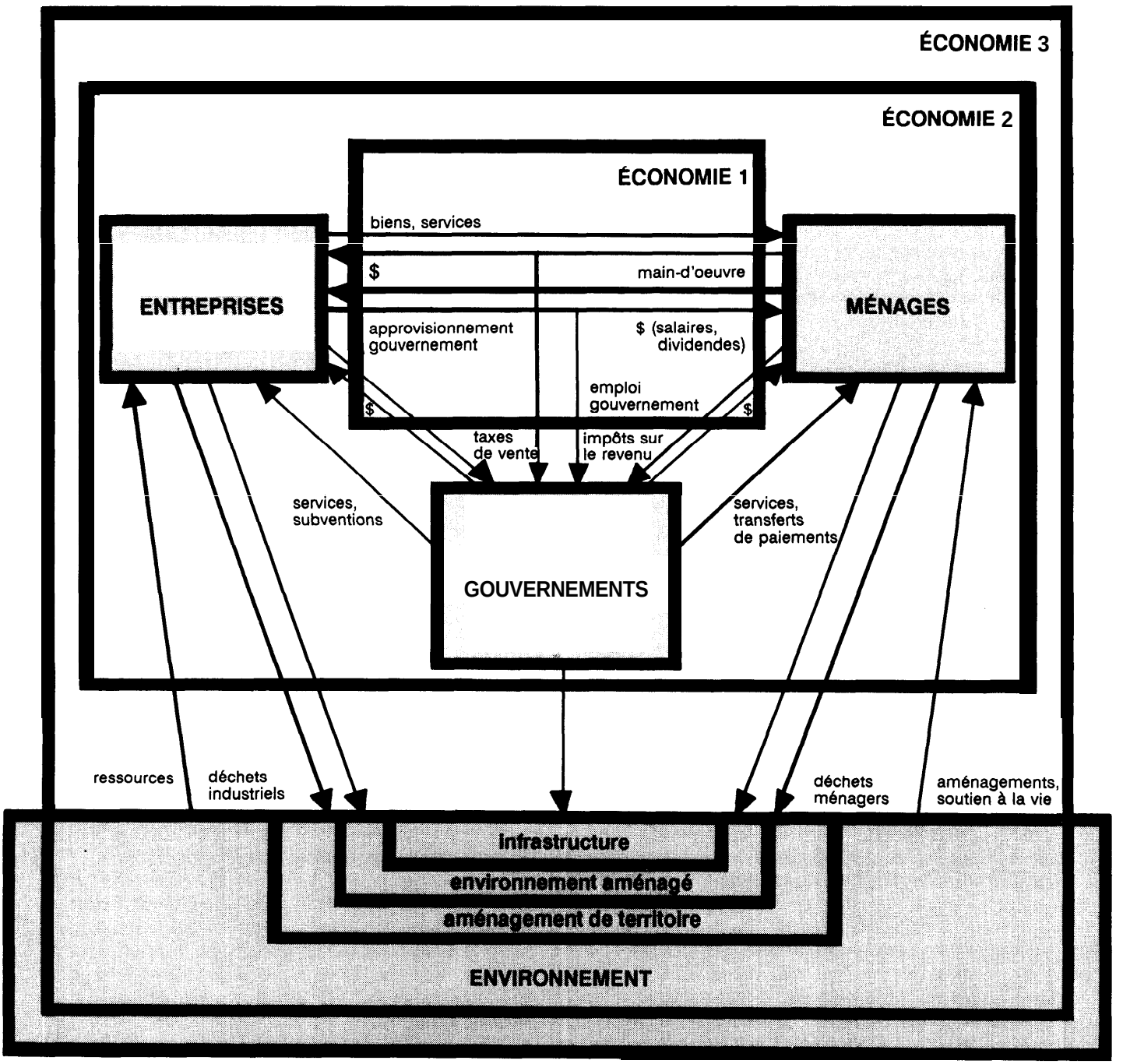

Figure 1. Les trois économies

produisent intentionnellement, mais aussi par les effets accessoires de leurs activités de production et de consommation. S'il n'y a aucun mécanisme de détermination des prix pour modérer leur production de ces effets en tenant compte des coûts ou des avantages pour les autres (comme c'est le cas de la production de biens et services dans le marché), ils peuvent en produire trop (ou trop peu) en termes de coûts et avantages globaux pour tous. En particulier, de tels effets peuvent comprendre les ((fonctions environnementales» (de Groot 1986) qui contribuent directement à la vie et aux moyens d'existence des humains. De tels effets accessoires peuvent en général donner lieu à des avantages ou à des coûts pour les autres producteurs et consommateurs; par conséquent, elles sont appelées respectivement «retombées» positives ou négatives (Mishan 1971 b).

Un genre de retombées représentatives touchent le milieu naturel. Le cas typique est la pollution, lorsqu'une usine déverse des déchets dans l'eau ou dans l'air, ce qui nuit aux avantages que tirent les autres de cette eau ou de cet air. Cependant, les industries peuvent aussi engendrer des retombées environnementales positives, par exemple en entretenant une forêt en croissance qui peut aussi servir d'habitat pour la faune et de lieu de loisir (Bowes et Krutilla 1985). Les entreprises, les pouvoirs publics et les ménages peuvent aussi, par les modifications du milieu qu'entraînent les infrastructures, les édifices et l'utilisation des terres en général, engendrer des retombées.

En pratique, une retombée peut aussi bien être socio-économique qu'environnementale, comme dans le cas d'une industrie dans une ville à industrie unique qui ferme ses portes sans tenir compte des coûts inattendus que cela inflige aux habitants de la ville. Que les effets soient strictement environnementaux ou plus généralement socio-économiques, on peut voir que cette notion de retombées correspond d'assez près à ce que l'on appelle un «effet environnemental» dans le droit environnemental et dans l'ÉIE.

Quand nous tenons compte de l'environnement comme réserve de ressources naturelles, d'agrément et de soutien de la vie, de même que comme moyen de transmission des retombées, nous englobons une économie encore plus vaste, que nous pouvons appeler «économie 3», ou **économie globale.** Notons toutefois qu'il s'agit là encore d'une perception strictement anthropocentrique de l'environnement, qui réduit ce dernier au rôle de moyen par lequel des acteurs économiques peuvenl avoir des effets accessoires les uns sur les autres.

D'un point de vue économique, l'ÉIE est précisément l'analyse et l'«évaluation» (si non l'estimation) des retombées. En effet, l'ÉIE inclut souvent l'analyse des retombées en puissance, tant so,cio-économiques qu'environnementales. Jusqu'ici, l'EIE a toujours été appliquée principalement aux projets d'infrastructure des gouvernements, mais elle pourrait s'appliquer aussi aux politiques gouvernementales. Certaines formes d'EIE ou de vérification environnementale peuvent également s'appliquer aux entreprises et même aux ménages. En général, toutefois, l'EIE est seulement une mesure environnementale applicable aux entreprises et aux ménages parmi d'autres.

Un cas particulier de retombée économique se produit lorsqu'il y a une ressource (par ex., une pêcherie) dont l'accès est libre et illimité. Dans ce cas, tous ceux qui ont accès à cette ressource peuvent l'utiliser ou la récolter jusqu'au point où l'avantage individuel d'une augmentation additionnelle de l'extraction commence à tomber sous le coût d'extraction de cette augmentation. Cette situation donne généralement lieu à un niveau global d'utilisation de la ressource qui dépasse le point où les avantages totaux pour tous sont les plus grands; elle peut aussi entraîner un épuisement ou une détérioration graves de la ressource, ou même l'extinction d'une espèce.

Aux problèmes environnementaux diagnostiqués comme ((retombées négatives)), la science économique offre divers remèdes.

- Un remède consiste pour le gouvernement à imposer des frais ou une taxe afin d'inciter à réduire les retombées à un niveau qui maximise l'écart entre les avantages pour la société de la réduction des retombées et les coûts techniques de la réduction des retombées (Pigou 1960; Baumol et Oates 1975).

- Une autre approche consiste à vendre des droits de propriété à ce niveau «optimal» de retombées : si chaque organisation doit «acheter» de tels droits en fonction du niveau de retombées qu'elle produit, chacune sera encore une fois incitée à réduire en conséquence son niveau de retombées.

Les économistes appellent généralement «internalisation» des retombées la création de ces incitations à réduire une retombée à un niveau approprié, car les coûts sociaux des retombées sont alors représentés par des coûts monétaires réels dans les comptes internes de l'organisation et influent en conséquence sur les

décisions de l'organisation. Néanmoins, dans la pratique, les gouvernements ont eu tendance à favoriser des approches en matière de limitation des retombées environnementales qui sont plutôt fondées sur des normes d'émission ou de technologie ou sur des règlements qui punissent les infractions par des amendes.

On favorise aussi l'attribution de droits de propriété afin de régler le problème du libre accès aux ressources. On soutient que si de tels droits sont assurés, les propriétaires seront plus incités à la conservation (c'est-à-dire au maintien de la ressource) parce qu'ils sont assurés de récolter les avantages futurs de cette conservation. En effet, dans un article important paru il y a vingt ans, l'écologiste Garrett Hardin a soutenu que «les contraintes mutuelles sur lesquelles on s'entendait réciproquement,, étaient habituellement la solution à la «tragédie des terrains communaux» (Hardin 1968), comme il avait baptisé le phénomène, au sujet du cas historique de la détérioration de quelques-uns des pâturages communs en Angleterre avant leur clôture par la propriété privée. Bien entendu, le mouvement de la clôture des terres n'était pas une très bonne «solution» pour les personnes qui ont été privées de terre; il pouvait peut-être sembler en être ainsi dans ce cas seulement parce qu'il y avait de plus en plus de possibilités pour les personnes déplacées de travailler à de nouvelles activités industrielles ou d'émigrer vers les colonies du Nouveau Monde et d'ailleurs. Cependant, de façon plus générale, la clôture des terres peut simplement transférer le problème ailleurs, comme c'est le cas dans de nombreux pays en développement aujourd'hui, où les personnes déplacées deviennent des habitants sous-employés de bidonvilles entourant les grandes villes ou des agriculteurs de subsistance sur des terres marginales qui sont sujettes à une grave érosion et aux risques de glissement de terrain et d'inondation (Eckholm 1976; Pearce 1988a; Southgate et Pearce 1987).

On reconnait de plus en plus qu'il a existé et qu'il existe des dispositions institutionnelles très diverses pour limiter l'accés aux ressources en «copropriété» et les cogérer (Ciriacy-Wantrup et Bishop 1975; Ruskin 1986; Regier et Baskerville 1986; Ostrom 1987; Pearce 1988a). En effet, au sujet de l'exemple de Hardin, on reconnait maintenant que ce fut l'effritement de ces dispositions traditionnelles qui a initialement entraîné la détérioration de certains des terrains communaux de l'Angleterre (Cox 1985).

Il peut aussi exister des dispositions institutionnelles pour le contrôle des retombées. Dans la mesure où les gens peuvent démontrer qu'ils ont subi des torts causés par la conduite d'autres personnes, ils peuvent être indemnisés grâce au droit coutumier des actes délictuels et de la négligence, qui oblige les responsables du tort à internaliser certains coûts. On étend graduellement le droit coutumier, avec une efficacité variable, à de nouvelles causes de dommages environnementaux (Stewart et Krier 1978; Schrecker 1984).

Coase (1960) a soutenu que, aussi longtemps que le droit fait une attribution initiale nette des droits d'un pollueur à polluer ou d'une victime de la pollution à ne pas subir la pollution, le pollueur et la victime de la pollution pourraient en principe négocier pour échanger ces droits contre des paiements jusqu'au point où ils atteindraient un niveau mutuellement acceptable de pollution et de paiements. Tant et aussi longtemps que le pollueur et la victime de pollution sont libres de négocier, ce règlement serait «efficace» du point de vue économique, car, encore une fois, les coûts de la pollution seraient internalisés par le pollueur à titre de paiement à faire ou à titre de paiement qu'il pourrait avoir reçu mais auquel il renonce. En pratique, toutefois, on reconnait qu'une telle négociation peut être inhibée par des «frais de transaction)), particulièrement lorsqu'il y a de nombreuses victimes de la pollution qui doivent assumer les coûts de l'organisation pour négocier avec un ou quelques pollueurs. La victime individuelle de la pollution peut ne pas avoir d'incitation suffisante pour se joindre à la négociation, et préférer profiter des démarches des autres. En outre, les victimes de la pollution souffrent souvent d'un grave désavantage en matière d'information sur l'ampleur, la nature et les coûts de la pollution (voir Mishan 1971a; Polinsky 1978; Sproule-Jones et Richards 1984). Néanmoins, il peut être utile de considérer l'ÉIE et d'autres institutions de gestion de l'environnement qui font leur apparition en ce moment comme des processus de négociation et de marchandage (Dorcey 1984). La question pratique urgente pour de telles institutions ainsi que pour la gestion de l'environnement en général est de savoir comment surmonter les problèmes qui nuisent à l'amorce ou à la résolution fructueuse de ces processus (Sproule-Jones et Richards 1984; Dorcey 1986).

Croissance, développement et «développement durable»

Au début du présent chapitre, nous avons indiqué qu'il est difficile de faire comprendre comment l'environnement s'insère actuellement dans la science économique, car la théorie économique elle-même est ambiguë au sujet de ce qui constitue «l'économie». Il est clair que l'économie 1, l'économie 2 et l'économie 3 sont toutes importantes pour les conditions matérielles de notre bien-être. Pourtant, l'essence de la théorie

économique existante traite exclusivement de l'économie 1. Dans la théorie économique, l'économie 2 et l'économie 3 ne sont que des éléments fictifs ou des conditions limites de l'économie 1. De fait, dans l'analyse coûts-avantages classique, l'économie 2 et l'économie 3, lorsqu'elles sont représentées, le sont par des «prix fictifs)), qui sont des paramètres exogénes donnés. La théorie économique classique ne permet pas d'étudier les interactions, y compris la rétroaction possible entre l'économie 1, l'économie 2 et l'économie 3. Pourtant, c'est précisément dans ces interactions qu'apparaissent nombre de nouveaux problèmes. Par conséquent, il est urgent d'élaborer des modèles plus généraux de ces interactions.

L'attention exclusive accordée par la théorie économique à l'économie 1 est illustrée par les notions de valeur économique de la production ou de la consommation, comme le produit national brut (PNB) ou le produit intérieur brut (PIB).

Le PIB est la somme des valeurs nettes obtenues dans tous les échanges de produits et services sur le marché dans l'économie 1; c'est une mesure de «l'ampleur» de l'économie 1. Pourtant, le PIB est souvent utilisé comme mesure des conditions matérielles du bien-être. Ce postulat peut être trompeur pour plusieurs raisons (les suivantes sont tirées de Goodland et Ledec 1987; voir aussi Liepert 1988) :

1. Le PIB peut ne pas traduire les conditions matérielles de bien-être de la plus grande partie de la population d'une région si la distribution des revenus est très inégale.

2. Le PIB ne comprend pas la production dans le ménage ou dans la collectivité, qui peut être particulièrement importante pour les pauvres; l'expansion de l'économie 1 aux dépens de la production du ménage ou de la collectivité nuit à leur condition.

3. De nombreux produits et services achetés sur le marché sont des produits intermédiaires servant à la production au sein du ménage; une cuisinière qui dure dix ans donne le même service que cinq cuisiniéres qui durent deux ans chacune, bien qu'elle représentera beaucoup moins que les cinq cuisinières sur le plan du PIB.

4. L'activité économique consacrée à compenser les retombées négatives, ou à se défendre contre elles (par ex., les frais médicaux rendus nécessaires par l'exposition à des produits chimiques toxiques) est comptée comme un élément **positif** du PIB, bien qu'elle représente en réalité un élément **négatif** pour le bien-être des humains.

5. Le PIB ne mesure que des flux économiques, sans tenir compte de la proportion de ces flux qui résultent de la «liquidation» ou de la perte de capital naturel ou de capital créé par l'homme. Les décideurs peuvent donc temporairement accroître le PIB d'une région en dilapidant ses ressources.

Lorsqu'on tient compte de ces considérations, on peut obtenir un portrait très différent des progrès réalisés grâce au développement économique ces dernières années (Daly et Cobb 1989).

Même là où la notion de PIB a perdu une partie de son attrait, la (croissance économique), peut encore garder une grande importance comme objectif de politique, même si la croissance économique n'est que la croissance du PIB. En outre, la notion de ((développement économique,, est devenue virtuellement synonyme de croissance économique, bien qu'elle puisse être tempérée par la condition selon laquelle le nombre de personnes dans la pauvreté absolue n'augmente pas et que la distribution du revenu ne devienne pas plus inégale (Arndt 1981; Barbier 1987). Reconnaissant que la pauvreté n'est pas seulement un élément d'oppression pour les pauvres eux-mêmes, mais qu'elle peut entraîner une détérioration rapide du milieu et des ressources par les pauvres qui cherchent à survivre, la Commission mondiale sur l'environnement et le développement (1987) a réclamé une reprise de la croissance économique.

Reconnaissant également que, souvent, certains modes de croissance n'ont pas aidé à atténuer la pauvreté, mais l'ont aggravé dans certains cas, et que les pays développés doivent réduire leur consommation de matériaux et d'énergie pour que la croissance soit durable, la Commission a aussi réclamé des changements dans la **qualité** de la croissance. Le défi consiste à définir de façon plus précise ce que doivent être ces changements qualitatifs et la manière dont ils peuvent être réalisés. Cela nécessitera vraisemblablement un redressement de la tendance récente, en vogue depuis la parution du rapport la Commission, selon laquelle *l'étude de la pauvreté comme cause de détérioration de l'environnement est devenue plus à la mode (et richement financée) que l'étude de la richesse comme principale menace humaine contre l'environnement* (traduction) (Martinez-Alier 1990).

Tandis que la science économique a graduellement intégré des préoccupations au sujet des ressources et de l'environnement, on a récemment commencé à avoir des doutes sur les perspectives globales d'une croissance économique en expansion constante avec les débats sur les «limites à la croissance)) (Meadows et coll. 1972; Daly 1973; Hirsh 1976; Hueting 1980). A la lumière de nouvelles formulations théoriques, comme la théorie thermodynamique (Georgescu-Roegen 1971, 1976, 1979, 1981), l'économique de régime stable (Daly 1973) et l'économique de régime évolutif (Boulding 1981), on a pris conscience des limites imposées par les ressources finies non renouvelables (particulièrement les combustibles fossiles) et par la capacité finie de l'environnement à absorber des résidus. Il est devenu évident que la croissance économique basée sur un accroissement continu de la consommation de matériaux et d'énergie n'est plus possible pour le monde dans son ensemble, particulièrement dans les pays développés. Cependant, il n'y a rien de proprement limitatif dans la dynamique de croissance de l'économie de marché; toutefois, toute limite sur **l'ampleur** des activités économiques et sur les populations doit provenir de contraintes sociales ou écologiques (Daley et Cobb 1989).

Néanmoins, certains prétendent que de nouvelles formes de développement économique sont encore possibles dans les pays développés, même avec le maintien ou la diminution de la consommation de ressources et d'énergie, à partir de la croissance soutenue de l'«économie de l'information». En effet, les connaissances deviendront probablement un facteur économique de plus en plus important dans la promotion de l'utilisation efficace des ressources et de l'énergie, dans la mise au point de substituts et dans la protection et la restauration de l'environnement. Les pays qui prennent la tête dans la mise au point de pratiques et de technologies respectueuses de l'environnement pourraient jouir d'avantages économiques supplémentaires à titre d'exportateurs de ces technologies, tandis que ceux qui les adopteront plus tard pourraient devoir dépendre des importations.

Le défi auquel font maintenant face les pays développés et en développement consiste à adopter des stratégies de ((développement durable» qui permettent le mieux d'obtenir des avantages économiques et sociaux *dans le présent, sans mettre en danger le potentiel probable d'avantages semblables dans /'avenir* (traduction) (Goodland et Ledec 1987). Pour relever ce défi, on est conscient que la science économique devra au moins étendre son champ de préoccupations de l'économie 1 vers les économies 2 et 3 et vers l'interaction entre ces «trois économies)).

Bien que l'on commence à prendre des mesures dans cette direction, il y a encore beaucoup de pressions pour que l'on démontre que la conservation de l'environnement est «payante». En pratique, cela revient à exiger que toute allégation qu'un effet est négatif doit être prouvée dans le contexte de l'économie 1 pour que son assertion soit considérée comme justifiée. Il est très difficile de répondre à ces exigences au-delà des cas où le chemin suivi par les effets est très direct et évident. Cette difficulté contribue aussi à limiter l'eff icacité du droit coutumier face aux problèmes environnementaux. En outre, la préoccupation à l'égard de telles tentatives maintient malheureusement l'attention des décideurs et des économistes sur l'économie 1, alors qu'il est urgent d'étendre la préoccupation aux trois économies.

Il faudrait sérieusement se demander s'il ne vaudrait pas mieux utiliser les compétences des économistes non pas tellement à **démontrer** que la conservation de l'environnement est payante, mais plutôt à mettre au point des moyens efficaces de **rendre** la conservation et la restauration de l'environnement payantes, particulièrement par l'internalisation des retombées, mais aussi en tenant compte de plus en plus des interactions entre les trois économies. Il faut considérer qu'il n'est pas nécessaire de démontrer que les investissements privés «sont payants» pour la société dans son ensemble; on essaie simplement d'adapter les stimulants, grâce à la politique gouvernementale, afin que les investissements privés (et publics) ne soient faits que là où les avantages sociaux dépassent les coûts pour la société. De même, plutôt que d'exiger que chaque projet ou politique de conservation de l'environnement «soit payant», nous pourrions utiliser la science économique pour nous aider à établir des structures globales d'incitation efficaces afin d'atteindre ou de maintenir des objectifs de qualité environnementale.

Pour répondre aux exigences du ((développement durable», nous devons aussi étendre l'horizon temporel de nos préoccupations pour inclure les retombées non seulement pour la génération actuelle, mais aussi pour les générations futures. Comme nous le verrons au chapitre suivant, il faut de nouvelles institutions pour relever ce défi et il commence à en apparaître en ce moment. Plus nous dépendons des pouvoirs publics pour atténuer et compenser les retombées négatives actuelles, plutôt que d'exiger qu'elles soient internalisées, plus nous imposons aux générations futures le double fardeau de la détérioration des ressources et de l'environnement et de l'accroissement de la dette publique.

Dans des rapports récents sur les questions de

l'environnement et du développement (CMED 1987; Groupe de travail national sur l'environnement et l'économie 1987), on a exprimé l'espoir que cette spirale descendante puisse être inversée et que l'environnement et l'économie puissent travailler ensemble. Les ministres de l'Environnement des pays de l'OCDE ont reconnu en 1979 qu'à *long terme, la protection de l'environnement et le développement économique sont non seulement compatibles, mais ils sont également interdépendants et se renforcent mutuellement* (traduction) (communiqué de presse de l'OCDE cité dans Ahmad **1981).** La théorie économique indique qu'il ne devrait pas y avoir contradiction entre une économie qui fonctionne parfaitement et la conservation de l'environnement. De fait, selon la théorie économique, ces deux éléments devraient se favoriser mutuellement, **si toutes les retombées sont internalisées.** Si les retombées tant positives que négatives sont internalisées, il y aura incitation non seulement à éviter de détériorer l'environnement, mais aussi à le restaurer et à le mettre en valeur.

La réalisation d'une telle internalisation exigera que nous améliorions bien davantage nos connaissances en matière d'environnement et d'écologie que nos connaissances en matière économique. Pearce (1976a, 1976b, **1987b)** soutient que le bon degré d'internalisation dépend de la dynamique écologique, et non seulement de l'état écologique actuel, et qu'il équivaudrait en pratique à imposer des limites écologiques à l'économie. Si on n'établit pas correctement le bon degré d'internalisation, ou si on ne le réalise pas entièrement en pratique, les résultats peuvent être catastrophiques dans certains cas. Nous devons être prudents et prêts à tirer rapidement des leçons des résultats de nos actions, et changer notre comportement en conséquence. Il nous faut donc de la prudence écologique et des stratégies d'adaptation (Holling **1978;** Clark et Munn 1986; Archibald **1980;** Dryzek **1987).**

Autres causes possibles de détérioration de l'environnement

Jusqu'ici, nous avons insisté sur les problèmes associés aux retombées et à la surexploitation des ressources dont l'accès est libre, comme les grandes causes économiques de la détérioration des ressources et de l'environnement. Il y a aussi d'autres causes possibles de la détérioration des ressources et de l'environnement dans les façons dont les économies fonctionnent réellement. Ces autres sources de «mauvais fonctionnement des marchés» ou de «mauvais fonctionnement des institutions), qu'on discerne dans la théorie économique peuvent souvent compliquer les problèmes liés aux retombées et aux ressources dont l'accès est libre. Nous présentons ici de façon plus explicite certaines de ces autres sources possibles de détérioration des ressources et de l'environnement, car il faut aussi en tenir compte dans les politiques sur l'environnement. Ces brèves discussions, et les références qui sont citées, sont très superficielles et ne sont d'aucune façon exhaustives.

Politiques en matière d'impôts, de subventions et de réglementation

Les politiques gouvernementales, y compris les impôts, les taxes et les subventions, peuvent avoir des effets néfastes ou favorables sur la conservation. Si les politiques fiscales ne prévoient pas de dispositions appropriées permettant aux agriculteurs de déduire tous les coûts qu'ils supportent pour la conservation des sols dans la détermination de leur revenu imposable, ces derniers ne seront pas suffisamment incités à investir dans la conservation des sols. De même, tout comme les politiques fiscales peuvent influer sur les incitations à la conservation, les subventions aux agriculteurs pour qu'ils mettent leurs terres en jachère peuvent entraîner l'érosion des sols ou leur détérioration pour d'autres raisons. Il faut de nouveaux moyens de comptabiliser les coûts d'utilisation et de conservation des ressources (Crerar **1986a).**

Il est de plus en plus évident qu'il faut examiner les impacts des politiques gouvernementales, notamment ceux des impôts, des subventions et des règlements, sur l'environnement et les ressources. Ces impacts comprendraient, par exemple, les effets de la politique fiscale sur les mesures d'incitation à la conservation des sols et des autres ressources (Crerar **1986a;** Bond et coll. **1986;** Repetto 1988b; voir aussi Repetto 1988a au sujet des forêts et Kosmo **1987** au sujet de l'énergie, ainsi que d'autres publications du World Resources Institute). L'analyse économique constituerait un élément essentiel de ce type d'évaluation stratégique des impacts environnementaux. De même, il faudrait faire l'évaluation des programmes de réglementation et de soutien des secteurs des ressources afin de déterminer leurs répercussions possibles sur la détérioration de l'environnement et des ressources (Manning **1986).**

Coûts inégaux et problèmes financiers

Les coûts inégaux ou discontinus peuvent décourager les mesures privées de conservation (Ciriacy-Wantrup 1952). Par exemple, les problèmes financiers des agriculteurs ou des autres exploitants de ressources peuvent les pousser à réduire leurs investissements dans leurs activités, et notamment à négliger de coûteuses

mesures de conservation afin d'éviter la faillite. Si les problèmes financiers se prolongent, cette négligence peut se manifester par une grave érosion des sols ou une autre forme de détérioration (Collins et Headley 1983). Dans les périodes économiques favorables, les activités peuvent s'étendre à des domaines marginaux qui peuvent être particuliérement vulnérables à une telle détérioration lorsque la conjoncture économique devient défavorable. Ces problèmes peuvent être exacerbés par des incitations mal venues provenant de politiques fiscales ou relatifs à des subventions comme celles dont nous avons déjà fait état (Crerar 1986a).

Manque d'information

La théorie économique est généralement fondée sur le postulat selon lequel chacun des producteurs et des consommateurs agit individuellement dans son propre intérêt et en parfaite connaissance de cause. Cependant, de nombreux exploitants, particulièrement les petits, peuvent ne pas avoir l'information nécessaire pour prévenir ou réduire la pollution ou conserver les ressources. Même les grands exploitants peuvent ne pas être suffisamment incités à se tenir au courant des technologies et des techniques les plus récentes. Les coûts du partage de l'information et de la coordination des actions pour faire face aux problèmes environnementaux à grande échelle peuvent être trop importants et les résultats trop incertains pour que de tels efforts soient organises dans le secteur prive ou le secteur bénévole. L'histoire a démontré de nombreux exemples de politiques de lutte contre la pollution dont l'élément le plus efficace consistait simplement à offrir de l'information et des technologies de récupération des déchets, y compris souvent la récupération de matériaux de valeur (Vogel 1986). Les associations industrielles peuvent jouer un rôle important dans la diffusion de l'information. En même temps, il faut prêter attention aux obstacles institutionnels à la pratique des quatre «R» de la gestion des déchets : réduction, réutilisation, recyclage et récupération (Adamson 1984; Barton 1979; Campbell et Glenn 1982; Huisingh et coll. 1987; Sittig 1975). L'adoption de telles pratiques peut nous donner certains des exemples les plus spectaculaires d'intégration de l'environnement et de l'économie, parce que ces pratiques ne contribuent pas seulement a réduire la pollution, mais entraînent aussi une réduction des coûts pour les industries elles-mêmes.

Le processus d'ÉIE peut être administré de manière à offrir des possibilités spéciales pour remédier à l'inefficacité économique attribuable au manque d'information. Pour l'ÉIE traditionnelle des projets, il nous faut particulièrement de l'information sur les **autres** technologies et manières possibles de coordonner les intérêts immédiats d'un projet et les **intérêts à** long terme des personnes qui seront touchées par celui-ci. Il n'est pas bon, au plan économique ou environnemental, d'évaluer une seule option de projet isolée du contexte environnemental, socio-économique et technologique dans lequel elle doit être mise en oeuvre. Il faudrait évaluer les avantages et les inconvénients relatifs de plusieurs options pour établir la contribution globale de chacune au développement environnemental et économique et à la pérennité. Pour que cela devienne possible, et pour que l'on puisse coordonner l'action sur les questions environnementales en général, il faut mettre au point des moyens et des incitations efficaces pour faire participer toutes les personnes qui sont touchées. Si toutefois cette participation prend la forme de négociations ou de marchandage, il peut y avoir d'importants problèmes d'asymétrie de l'information, ainsi que de manque d'information, entre les parties (Sproule-Jones et Richards 1984; Amy 1987).

Certains économistes croient aussi que le manque d'information fiable peut être un problème au niveau macro-économique, en ce sens qu'elle empêche les marchés des ressources existants d'offrir les signaux de prix adéquats pour entraîner le niveau approprie de conservation de **réserves** des ressources privées (Smith 1979; Norgaard 1990). En réaction à cette insuffisance, certaines personnes favoriseraient la production d'une information plus abondante et meilleure au sujet des réserves de ressources, des perspectives de substitution et de la demande future probable, tandis que d'autres croient qu'une certaine forme de «planification indicative,) est nécessaire (Meade 1970). Toutefois, l'argument le plus fort en faveur de la planification repose probablement sur des considérations d'équité entre les générations (voir *Équité entre les générations,* page 11).

Manque de recherche et développement (R D)

La théorie économique prédit généralement que l'investissement privé dans la R D sera inférieur à son niveau optimal pour la société dans la mesure où les dispositions relatives au copyright et aux brevets n'offrent pas d'incitations optimales aux découvreurs ou aux inventeurs. Dans le cas de la R D dans le domaine de l'environnement, cette insuffisance des rendements et, par conséquent, de l'incitation à l'investissement, est particuliérement grave parce que les avantages que des technologies et des pratiques environnementales saines apporteraient à leurs usagers immédiats sont limités dans la mesure où des retombées ne sont pas entiérement internalisées (de telle façon que même les

usagers des technologies de limitation des retombées ne peuvent tirer avantage de cette utilisation car, selon la définition des retombées, ces avantages profitent à d'autres). Cela donne lieu à une lente mise au point privée de nouvelles technologies de l'environnement, comme les procédés de recyclage et le matériel de réduction servant au contrôle de la pollution. A long terme, la technologie a donc tendance à évoluer dans une direction qui ne tient pas compte des préoccupations environnementales. Nous pensons habituellement que les inventions sont techniques et matérielles. De façon plus générale toutefois, elles comprennent l'adoption de nouvelles techniques et l'innovation dans les pratiques, les dispositions institutionnelles et les normes (Coleman 1986).

Il se peut que l'analyse économique puisse indiquer le **moyen de rendre plus productive l'interaction entre l'ÉIE et la R D, ou** du moins en établir la valeur. L'ÉIE constitue un cadre dans lequel la R D peut se rapprocher des problèmes environnementaux réels, et si les incitations économiques du processus d'EIE sont correctes, la R D y réagira. Les évaluations des impacts environnementaux doivent devenir des catalyseurs du développement de nouvelles technologies et de nouvelles pratiques, et non des précédents qui justifient l'insuffisance d'innovation. Comme nous l'avons déjà laisse entendre, il existe un grand potentiel pour utiliser de nouvelles technologies comme l'informatique et la biotechnologie, ainsi que de nouvelles techniques comme l'aquaculture, la sylviculture et la lutte intégrée contre les nuisances pour résoudre les problèmes d'environnement et de ressources. Le développement des industries environnementales naissantes du Canada présente un grand potentiel non seulement pour résoudre ses problèmes d'environnement et de ressources, mais aussi pour favoriser ses exportations et sa balance commerciale avec le reste du monde. En même temps, il peut être nécessaire de soumettre les nouvelles technologies et les nouvelles techniques elles-mêmes à une espèce d'évaluation des impacts ou d'évaluation technologique pour orienter la R D de façon favorable à l'environnement et éviter des effets néfastes pour l'environnement (Kapp **1983).**

Taux d'actualisation

Une question plus controversée dans la théorie économique est le taux d'actualisation qui devrait s'appliquer à l'entretien et à la conservation de l'environnement. Certains économistes soutiennent que le taux d'actualisation approprie est le taux d'intérêt du marché auquel les entreprises privées devraient emprunter de l'argent pour des projets d'immobilisation. D'autres soutiennent pour diverses raisons que le taux d'actualisation social devrait être plus proche des taux d'intérêt, généralement inférieurs, auxquels les pouvoirs publics peuvent emprunter. Ce que les économistes ont jusqu'ici considéré comme le «taux optimal» de conservation est très sensible au choix du taux d'actualisation, les taux d'actualisation inférieurs allant généralement dans le sens d'un plus grand besoin de conservation. Toutefois, ce rapport ne tient pas toujours, car des taux d'actualisation inférieurs peuvent avoir tendance à favoriser des projets comportant des coûts de ressources immédiats et des avantages à long terme.

Certains auteurs se sont demandé si l'application de taux d'actualisation élevés à la détérioration de l'environnement et à l'utilisation des ressources ne serait pas une espèce de «piège social» (Costanza 1987; Costanza et Daly 1987; Goodland et Ledec 1987). Bien qu'il puisse exister des raisons d'ajuster dans une certaine mesure les taux d'actualisation dans certains cas, le taux d'actualisation est en général un instrument trop grossier pour servir à apporter des changements généraux dans les politiques en matiére d'environnement et de ressources (Markandya et Pearce **1987, 1988).** Il vaut mieux se préoccuper de la durabilité à long terme en tenant compte explicitement de l'équité entre les générations.

Équité entre les générations

Mises à part les considérations purement économiques dont nous venons de faire état au sujet de la protection et de la conservation de l'environnement, de nombreuses personnes soutiennent pour des raisons éthiques que la conservation et l'investissement des rentes des ressources devraient suffire à assurer l'équité entre la génération présente et les générations futures. Comme nous l'avons déjà indiqué, une telle «équité entre les générations, semble nécessaire pour un développement durable. Compte tenu du progrès technique qui permet d'accroître les ressources, les conséquences d'une telle équité entre l'utilisation des ressources et l'accumulation du capital sont trop vastes pour que nous en parlions ici. Nous pouvons toutefois dire en gros que pour assurer l'équité entre les générations, il faut s'assurer que la dotation en ressources et en capitaux (y compris les connaissances) soit telle que la capacité de production (par habitant) ne diminue pas d'une génération à la suivante (Robson 1980; Becker 1982; Hartwick et Clewiler **1986).**

Selon les types de fonctions de production que l'on pose généralement en hypothèse en analyse économique (c.-à-d. la fonction de Cobb-Douglas ou la fonction CES à élasticité de substitution constante), aucun facteur de

production n'est strictement limitatif (par opposition aux fonctions de production» dans les systèmes écologiques). Toutefois, on peut soutenir que s'il existe une ressource qui constitue un facteur limitatif pendant plusieurs générations et qu'il ne pourrait pas exister de substitut à cette ressource pendant cette période, il faudrait, au nom de l'équité entre les générations, que les utilisations présentes soient considérées à égalité avec toutes les exigences prévisibles et les (capacités d'extraction) de ces générations futures (Mishan 1977; Pearce 1977). Certains économistes laissent entendre que l'énergie à bon marché des combustibles fossiles peut constituer un tel facteur limitatif (Georgescu-Roegen 1976, 1979, 1981; Hall et coll. 1986).

II y a une certaine incitation individuelle à conserver certaines ressources privées dans la mesure où les particuliers jugent bon de faire des legs à la société ou à leurs descendants. Mais, encore une fois, il y a absence d'institutions sociales par lesquelles les gens peuvent exercer leurs préférences à l'égard de la conservation et du legs de ressources en copropriété (Osberg 1985), telles que l'eau naturelle pure, les régions sauvages ou les édifices du patrimoine.

Certaines de ces ressources (par ex. les réserves écologiques et les bâtiments du patrimoine) jouissent déjà de certaines protections juridiques, mais il peut y avoir d'autres moyens de tenir compte de l'équité entre les générations dans l'ÉIE et dans les politiques en matière d'environnement et de ressources, en général. Par exemple, il pourrait être possible de nommer des porte-parole des générations futures comme ((parties intéressées» dans les processus d'EIE.

L'équité, que ce soit entre les générations ou à l'intérieur d'une génération, a aussi des conséquences pour les politiques d'indemnisation en EIE. Dans ce domaine, une analyse économico-écologique élargie peut contribuer à indiquer non seulement la valeur des pertes ou des dommages, mais les indemnités et les autres mesures nécessaires pour rétablir la productivité, la viabilité et la durabilité d'une économie et d'un écosystème endommagés ou perturbés.

Récupération des organismes de réglementation

II serait plus simple de s'attaquer à tous ces problèmes si nous pouvions compter sur des organismes de réglementation omniscients qui auraient pour seul but de servir l'«intérêt public». Toutefois, on trouve dans la documentation économique des données abondantes indiquant que les assemblées législatives et les organismes de réglementation sont susceptibles d'être récupérés par les intérêts qu'ils sont censés réglementer (Stigler 1971; Ackerman et Hassler 1981; Maloney et McCormick 1982; Pashigian 1985). La récupération ne peut résulter d'un marche. Elle ne peut être qu'une conséquence du besoin de maintenir de «bonnes relations de travail» entre l'organisme de réglementation et les entreprises réglementées. Les entreprises réglementées peuvent aussi fournir de façon sélective des renseignements importants dont dépendent les décisions de l'organisme de réglementation.

L'analyse économique et l'analyse des institutions devraient contribuer à indiquer comment on peut empêcher la récupération des organismes de réglementation de l'environnement et des ressources par des intérêts particuliers. Dans le cas de l'EIE, les mesures les plus efficaces pourraient consister à encourager les mesures compensatoires des groupes d'intérêt public.

En se penchant sur les diverses causes économiques possibles de la détérioration de l'environnement et des ressources, on peut voir les points clés de l'activité économique où des politiques de gestion de l'environnement à la pointe de la science économique pourraient le mieux orienter le développement vers des pratiques favorables à l'environnement.

3. INSTITUTIONS VISANT À ASSURER LA DURABILITÉ AU POINT DE VUE ENVIRONNEMENTAL

Dans le chapitre précédent, nous nous sommes penchés sur plusieurs causes dans le fonctionnement actuel de l'économie qui entraînaient la détérioration de l'environnement et qui faisaient en sorte qu'on ne tient pas suffisamment compte des valeurs environnementales en général. Nous avons aussi proposé des façons de procéder pour s'attaquer directement à certaines de ces causes. Ces mesures directes conviennent probablement le plus lorsque la cause de la détérioration de l'environnement est particulièrement dommageable, qu'elle est bien comprise, qu'elle revient souvent ou qu'elle est permanente. Souvent, toutefois, une activité économique peut générer beaucoup de sortes de retombées et signifier d'autres causes de détérioration de l'environnement qui ne sont pas aussi bien comprises. II est en général plus pratique d'aborder ces cas qui se répandent un peu partout de façon plus indirecte en mettant en place un cadre institutionnel qui peut reconnaître les dommages environnementaux qu'on ne peut vraiment pas accepter, et déclencher des réactions compensatoires. On peut considérer que l'évaluation environnementale fait partie de ce cadre institutionnel, mais il y a d'autres approches qui sont nécessaires et qui font leur apparition en ce moment. Nombre de ces approches viennent compléter l'évaluation environnementale, et il serait possible de renforcer l'efficacité de toutes ces approches si nous comprenions mieux leurs rapports mutuels (Archibugi 1989).

Renforcement des remèdes privés

En plus des efforts des pouvoirs publics pour mieux appliquer les normes environnementales, on pourrait apporter d'autres changements qui faciliteraient pour les particuliers les recours juridiques contre les responsables de dommages environnementaux. Comme nous l'avons déjà mentionné, la portée du droit en matière d'actesdélictuels et de négligence s'étend, et on accorde de plus en plus d'indemnités et de frais judiciaires dans ce domaine. On pourrait améliorer encore les possibilités de recours collectifs au Canada et permettre aux organisations écologistes sans but lucratif de déclencher les processus pouvant entraîner des poursuites judiciaires en matière d'environnement.

Nous pourrions promouvoir la responsabilité des gouvernements au Canada si nous permettions aux organisations sans but lucratif de poursuivre les ministères et les organismes gouvernementaux afin qu'ils respectent ou appliquent le droit de l'environnement, comme c'est le cas aux États-Unis. Schrecker (1984) fait d'autres propositions de réforme. Notre intention ici **n'est pas** d'amener une «privatisation» des lois et des règlements sur l'environnement, mais seulement de prévoir des recours privés pour faire bouger les organismes publics ou pour prendre leur place quand ils échouent dans leurs entreprises.

Ces changements encouragent l'internalisation des retombées par le biais de l'action privée. Ils peuvent tous avoir des conséquences sur l'ÉIE, parce que les possibilités de poursuite judiciaire ultérieure influent sur l'attention qui sera consacrée aux divers aspects d'une ÉIE ainsi que sur les incitations à faire participer les parties intéressées au début du processus.

II convient aussi de se préoccuper des aspects économiques de l'application du droit public, tant de l'application du droit environnemental général (Russell 1971; Russell et coll. 1986) que de l'application des engagements que les promoteurs des mesures environnementales prennent dans le cours des évaluations des impacts environnementaux.

Charte des droits de l'environnement

Une charte des droits de l'environnement constituerait un prolongement et un renforcement logiques de la réforme du droit de l'environnement. Bien que de nombreuses personnes conviennent que l'idée d'une charte des droits de l'environnement est intéressante, on s'accorde moins sur son contenu éventuel.

Dans l'optique des évaluations des impacts environnementaux, les aspects les plus importants seraient les droits de procédure et de substance qu'une telle charte imposerait aux participants dans le processus des évaluations d'impacts environnementaux et dans la politique de l'environnement en général. Les parties intéressées au processus des évaluations d'impacts environnementaux n'ont pas encore de statut juridique. Les principes du développement durable donnent à penser que dans le traitement de cette question, il convient de lier les aspects de la justice et de l'économie : les connaissances pratiques et la participation des utilisateurs des ressources, particulièrement les autochtones (voir Nakashima 1989), est indispensable pour déterminer les types de développement qui sont durables dans une région.

définir les droits de substance à partir desquels les parties intéressées dans une EIE pourraient négocier ou marchander.

Tables rondes

Le Groupe de travail national sur l'environnement et l'économie (1987) a recommandé la création d'une table ronde dans chaque province et territoire du Canada *composée des principaux dirigeants des groupes et organismes locaux intéressés aux questions d'environnement et d'économie, y compris le gouvernement, la grande et la petite industrie, les organismes environnementaux, les syndicats, les universitaires et les peuples autochtones.*

La portée et la fonction des tables rondes n'ont pas encore été définies clairement, mais une des fonctions pourrait consister à examiner ou à formuler les premières étapes de plans de développement ou de nouvelles politiques, ou même à parrainer une planification explicite de l'environnement. Ces tables rondes peuvent offrir un lieu de discussion pour le type de planification stratégique d'un développement durable que nous avons déjà proposée (voir page 10). Les tables rondes peuvent aussi conseiller les gouvernements sur les façons d'assurer que les coûts environnementaux sont reflétés dans les comptes économiques, les prix et les incitations, et promouvoir l'établissement de «plein prix» (c.-à-d. l'internalisation des coûts externes).'

Torts irréversibles et normes de sécurité minimales

Les problèmes les plus graves en matière d'environnement et de ressources sont ceux où la détérioration et l'épuisement deviennent irréversibles. Il vient un point où l'inversion de la détérioration n'est plus rentable économiquement et, plus loin, où cette inversion

Changement dans l'environnement	Période de récupération naturelle
extinction d'espèces	en permanence
pertes - paysage ou patrimoine	en permanence
perte de connaissances traditionnelles	en permanence
épuisement de combustibles fossiles	en permanence
épuisement de minéraux	en permanence
changement climatique	en permanence
compactage de formations aquifères	en permanence
désertification	en permanence? (plantation d'arbres?)
contamination par déchets radioactifs	10^5 - 10^7 ans (Pu239, U238, demie-vies)
contamination par produits chimiques toxiques	10 - 10^6 ? ans
perte de sol	10^2 - 10^4 ans au mieux
déboisement	10^2 ans - en permanence
épuisement de l'ozone	10^2 (vies des CFC)
épuisement de nappes phréatiques	10 ans - ?
acidification, perte d'éléments nutritifs	?
salification	?
perte d'habitats	en fonction de l'habitat

Tableau 1. Torts environnementaux irréversibles

[1] Le Groupe de travail national sur l'environnement et l'économie a été créé afin de trouver la meilleure façon d'harmoniser le développement économique et le développement durable. Le Groupe, qui relève directement du premier ministre, est un organisme indépendant composé de personnes influentes des gouvernements, du monde des affaires, du domaine scientifique ainsi que des secteurs de la politique stratégique et de l'intérêt public. Contrairement à bien d'autres organisations qui réunissent des personnes ou des entreprises qui ont des intérêts communs, le Groupe réunit des secteurs traditionnellement concurrentiels. Plutôt que d'élaborer ou de gérer des programmes à lui, le GTNEE essaie d'atteindre ses buts en encourageant les idées novatrices et le partenariat par lesquels on arrive à concilier l'environnement et l'économie, à fournir des conseils sur le développement durable et aider à bâtir une base de consensus sur ce qui doit être changé.

la récupération naturelle de la ressource puisse avoir lieu. n'est même plus techniquement réalisable. Dans certains cas, le dépassement d'un tel stade critique entraîne une perte permanente pour l'environnement; dans d'autres cas, il entraîne une interruption jusqu'à ce que Les seuils d'instabilité écologique peuvent être très loin de l'épuisement effectif de la ressource. On trouvera au tableau 1 certains changements irréversibles de l'environnement, leur degré de permanence ou la possibilité d'une récupération naturelle sur une période indiquée.

Conscients de tels torts irréversibles, la plupart des économistes reconnaissent que les pouvoirs publics doivent énoncer des normes minimales de sécurité et prendre des mesures pour voir à ce que ces normes soient respectées. Des normes minimales de sécurité offrent des repères précieux pour les évaluations des impacts environnementaux et pour les autres types de planification de l'environnement.

Aux points de vue conceptuel et pratique, le type le plus simple de normes minimales de sécurité est celui des normes que l'on peut appliquer partout. Par exemple, il est possible et souhaitable d'éviter entièrement les risques que présentent pour les humains ou l'environnement les produits chimiques toxiques à l'action persistante (politique de (<dégagements nuls»). Il est toutefois impossible de consommer des combustibles fossiles sans les épuiser, et il est très difficile de préserver l'environnement et le patrimoine que nous voudrions sauvegarder. La destruction irréversible des ressources présente des problèmes d'évaluation particuliers que les économistes ont essayé de résoudre par le recours à des notions comme les valeurs d'«option», de «quasi-option», de «legs» et d'«existence» (Arrow et Fisher 1974; Knetsch et Fisher 1974; Fisher et Krutilla 1974, 1985; Krutilla et Fisher 1975; Freeman 1984, 1985b, 1986; Walsh et coll. 1984; Pearce 1987a).

Stratégies de conservation et de restauration

A l'intérieur d'une gamme de ressources écologiques, il y a donc un choix social inévitable des ressources à conserver et de la quantité à conserver. En outre, ce n'est pas seulement la quantité totale de ressources qui est importante, mais aussi leur répartition géographique. Par conséquent, il faut des stratégies et des plans de conservation coordonnés et cohérents à tous les niveaux géographiques : local, régional, national, continental et mondial (Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources 1980; Environment Council of Alberta 1986; Conseil de la conservation de l'Ontario 1986; Pollard et McKechnie 1986; Société canadienne des biologistes de l'environnement 1987). Les stratégies de conservation exigent des gouvernements qu'ils prennent l'initiative et qu'ils ne se contentent pas de réagir aux problèmes à mesure qu'ils se posent.

Les stratégies de conservation devraient aussi être coordonnées avec les stratégies de l'énergie qui nous accompagneront au-delà de l'épuisement imminent des combustibles fossiles ou de la consommation limitée qu'il faut en faire pour prévenir des changements climatiques mondiaux. (Au sujet de la nécessité des stratégies de conservation et de développement à l'échelle locale, voir par exemple Hall 1984; Ruskin 1986; Laitner 1987). Bien qu'il y ait eu certaines tentatives d'élaborer des stratégies de conservation aux niveaux régional, national et mondial, il est difficile de les qualifier de «coordonnées et cohérentes,,. Il ne semble pas y avoir de principes généralement reconnus sur la nature et la quantité des ressources à conserver. Les principes écologiques (dont la reconnaissance des torts irréversibles dont nous avons fait état) devraient constituer ici les critères de base, et la science économique devrait contribuer à résoudre les questions en suspens. Les stratégies de conservation devraient chercher à maintenir ou accroître la dotation en «capital naturel» (Pearce, Markandya et Barbier 1989; Pearce et Turner 1990), la valeur des ressources et la productivité écologique de l'environnement.

Il sera particulièrement important que ces principes soient clairs lorsque la conservation dépassera, comme cela est souhaitable, la simple protection des ressources pour s'engager dans la restauration de l'environnement. Par exemple, la nouvelle Politique de gestion des habitats du poisson du ministère des Pêches et Océans prévoit **l'accroissement net des habitats** du poisson au Canada, ce qui exige de dépasser la simple protection des habitats existants. Pour décider des montants à investir dans la création de nouveaux habitats, des types d'habitats et de leur emplacement, il faut des analyses économico-écologiques communes.

Planification intégrée des ressources

L'étape qui fait suite aux stratégies de conservation et de restauration est la planification intégrée des ressources. Il ne s'agit pas ici simplement de conserver un stock de ressources, mais plutôt de trouver le moyen de mettre en valeur des ressources afin d'obtenir les plus grands avantages nets possible de façon durable, compte tenu de l'interdépendance écologique entre les ressources. La planification intégrée des ressources peut comprendre la planification de l'occupation des sols ainsi que

la planification de l'utilisation d'autres ressources. Parmi ces ressources, les ressources en copropriété sont implicitement évaluées dans le cadre du processus de planification intégré des ressources, tandis que leur valeur pourrait être négligée ailleurs.

On s'intéresse de plus en plus aux dispositions institutionnelles de conservation et de gestion des ressources en copropriété (Ruskin 1986). C'est là l'objet des travaux du Common Property Resource Management Network (qui est dirige par C.F. Runge, professeur à l'Université du Minnesota) et qui compte maintenant plus de 2 000 membres dans le monde. On réalise aussi au Canada des expériences portant sur des méthodes de planification intégrée des ressources.

Évaluation des impacts environnementaux

Sur le plan économique, l'évaluation des impacts environnementaux constitue un moyen de prévoir et d'empêcher les retombées générées par un projet avant le début de celui-ci. L'ÉIE sera fortement favorisée par l'élaboration de stratégies de conservation et de plans intégrés de ressources. Une grande difficulté des ÉIE a toujours été que les impacts et les coûts environnementaux doivent toujours être évalués «à partir de zéro» à l'intérieur des délais et des budgets très limités consacrés aux évaluations.

Comme nous l'avons déjà laisse entendre, les projets proposés ne peuvent être bien évalués que par rapport à d'autres projets possibles, car, en fin de compte, la mesure appropriée des coûts d'un projet est ce que l'on appelle son «coût d'option,,, c'est-à-dire les avantages nets qu'il empêche de réaliser dans le cadre d'autres projets ou d'autres réalisations.

Pour illustrer le concept du coût d'option, prenons le cas d'un projet de construction d'une piste d'atterrissage qui empiéterait sur un marécage. On pourrait estimer que les avantages attendus de la piste excèdent de beaucoup les avantages attribués aux agréments et aux fonctions du marécage. Par conséquent, on suppose souvent à tort que les «valeurs environnementales» représentées par le marécage doivent toujours «être perdantes), contre les «valeurs de développement), représentées par la piste. Mais même si, dans une évaluation quelconque, les avantages de la piste (par rapport à ses coûts de construction et d'entretien) semblent excéder l'ensemble des avantages attribués au marécage, la question économique ne s'arrête pas là. En effet, les coûts réels économiques de la piste comprennent aussi le coût d'option associé à l'empiétement sur le marécage - c'est-à-dire **tous les avantages possibles du marécage auxquels il faudrait renoncer.** Ainsi, il faut aussi se demander s'il n'y pas moyen d'abaisser le coût d'option et d'accroître les avantages nets, par exemple en installant la piste dans un autre endroit où la perte des valeurs environnementales serait moins grande.

L'applicabilité du concept du coût d'option d'un projet a été démontrée dans plusieurs études résumées par Krutilla et Fischer (1975); ce concept a aussi été appliqué à des projets comme la construction de pipelines par des économistes au Canada et aux États-Unis. De même, il faudrait évaluer les ressources consommées par un projet et les agréments qu'il procure sur le plan du «coût d'option marginal» (Pearce et Markandya 1989a), où «marginal» dans ce contexte signifie le taux d'accroissement des coûts pour des accroissements du taux de consommation.

Avec des stratégies de conservation et des plans intégrés des ressources déjà en place, le coût d'option associé aux impacts environnementaux d'un projet à l'étude dans le cadre d'une évaluation des impacts sera beaucoup plus clair. Les ressources auront déjà été <(affectées» dans ces stratégies et ces plans préexistants, de telle façon que les effets environnementaux d'un nouveau projet seront évidents.

Les stratégies de conservation et les plans intégrés des ressources permettent aussi de s'attaquer à un problème particulièrement contrariant pour les évaluations des impacts environnementaux, c'est-à-dire les impacts cumulatifs. La pratique en matière de stratégies et de plans permettra de savoir quelles mesures de gestion sont nécessaires pour maintenir un niveau donné de productivité de l'environnement et des ressources et, par conséquent, quelle intensification de ces mesures peut être nécessaire, et à quel coût, pour compenser les impacts additionnels.

Évaluation de la technologie

L'évaluation de la technologie porte essentiellement sur les impacts environnementaux et sociaux de chacune des technologies et des pratiques habituelles, tandis que l'évaluation des impacts environnementaux consiste en un examen des impacts de projets entiers. Par exemple, on pourra réaliser une évaluation de la technologie de l'ensemble des impacts environnementaux d'un produit chimique pendant sa durée de vie entière : fabrication, entreposage, transport, utilisation et effets environnementaux. L'évaluation de la technologie devrait permettre de tenir compte des impacts environnementaux des produits pendant leur cycle de vie lors de leur conception et de leur commercialisation et, de préférence,

de voir à ce que les produits soient conçus en vue d'être facilement recyclés. Lorsque la même technologie peut être utilisée dans de nombreux projets, une évaluation générale de cette technologie peut contribuer à la rapidité et à la qualité des évaluations des impacts environnementaux des projets.

Les évaluations de la technologie sont aussi particulièrement pertinentes à l'égard des impacts cumulatifs. Par exemple, on peut réaliser des évaluations de la technologie portant sur les effets environnementaux d'un type de matériel ou de pratique agricole pour la conservation des sols, ou d'un type de matériel ou de pratique sylvicole pour le reboisement. L'évaluation de la technologie peut aussi porter sur les effets sociaux comme l'emploi, les compétences et la distribution des richesses.

Stratégies en recherche et développement

Sur les quelque 800 millions de dollars de financement public annuel total consacré à la R D au Canada de 1975 à 1980 (en dollars US constants de 1975), seulement 12 à 14 millions de dollars (c.-à-d. 1,5 % à 1,75 %) étaient consacrés à la ({protection de l'environnement)) (OCDE 1985d). Toutefois, ces chiffres ne comprennent pas une moyenne d'environ 175 millions de dollars par an pour l'«agriculture, les forêts et la pêche», d'environ 80 millions de dollars par an pour «la production et l'utilisation rationnelle de l'énergie», de 4 millions de dollars par an pour ((l'urbanisme et l'aménagement rural» et de 44 millions de dollars par an pour «la terre et l'atmosphère>), soit un total d'environ 300 millions de dollars, dont une somme inconnue peut avoir contribué à la conservation de l'environnement (OCDE 1985d). En tout cas, il sera d'autant plus facile à l'avenir de répondre aux préoccupations environnementales que l'on se sera assuré que ces travaux de R D et tous les travaux de R D actuels tiennent compte des facteurs de l'environnement et des ressources. Amir propose des mesures de l'interdisciplinarité des programmes de recherche (1985) et des changements dans l'organisation de la recherche (1987) qui pourraient aider à promouvoir une plus grande sensibilisation à ces facteurs.

Kapp (1983) soutient que *chaque* discussion sérieuse sur *la crise actuelle de l'environnement mène tôt ou tard à la question de la possibilité de mettre au point et de lancer de nouvelles technologies* (traduction). Le Conseil des sciences du Canada a aussi mis l'accent sur ces thèmes (Conseil des sciences du Canada 1977; Schrecker 1983). Une bonne partie de la confrontation actuelle entre les industries et les environnementalistes pourrait être orientée de façon plus productive vers ce genre de «discussion sérieuse)). De façon plus générale, étant donné l'effort majeur et soutenu qui sera nécessaire, les industries, les environnementalistes et les pouvoirs publics devraient négocier des plans et des engagements mutuels sur la façon dont le développement économique sera réorienté pour être durable, et sur l'échéancier de ces plans et engagements.

Cadre pour une économie durable au point de vue environnemental

Joutes les approches que nous venons de décrire ont émergé comme des réponses générales à des problèmes particuliers de gestion de l'environnement qui se posent régulièrement depuis vingt ans. Chaque approche vise d'une façon différente à s'attaquer aux dysfonctions de l'environnement causées par les systèmes économiques modernes. Néanmoins, on n'est pas encore entièrement conscient des aspects complémentaires (et des incohérences) de ces approches.

Si on veut que la science économique et les autres disciplines contribuent de façon utile au développement durable, il faut qu'elles offrent un cadre qui y soit propice. La science économique ne peut offrir ce cadre à elle seule, car la nécessité même de ce cadre provient des dysfonctions des économies reposant sur notre science économique actuelle, qui s'est concentrée essentiellement sur les marchés et qui a fait peu de cas des considérations institutionnelles plus vastes portant sur l'environnement (Bromley 1989). Néanmoins, nous avons besoin d'un cadre cohérent pour qu'une nouvelle science économique puisse y apporter sa contribution.

Nous devrions donc chercher à élaborer un cadre cohérent pour une économie durable sur le plan environnemental qui comprendrait les caractéristiques utiles de chacune des méthodes que nous avons décrites. Un tel cadre devrait aller encore plus loin et considérer comme des buts explicites la *remise en valeur durable* de notre environnement et de nos ressources (Regier et Baskerville 1986). Dans les régions où la détérioration écologique est clairement évidente, cet accent offre la plus grande perspective de garantir notre bien-être et celui des générations futures de façon équitable.

4. OUTILS DE PRÉVISION

Comme nous l'avons mentionne dans les chapitres précédents, les principales écoles de la théorie économique contemporaine s'intéressent presque exclusivement à l'économie 1 - l'économie de marché. On comprend moins les interactions de l'économie 1 à l'intérieur de l'économie 2, et encore moins les interactions des deux économies dans l'économie 3 - l'«économie globale» (Figure 1). En général, on comprend peu la façon dont l'économie 3 peut évoluer - c'est-à-dire la coévolution de l'environnement et de l'économie.

Néanmoins, les exercices analytiques du genre ÉIE, qu'ils s'appliquent à des projets ou à des politiques, dépendent en fin de compte des prévisions ou des attentes au sujet des conséquences possibles. Ces prévisions ne devraient pas considérer un seul scénario ou un nombre restreint de résultats, mais devraient explorer toutes les conséquences jugées possibles.

Dans la mesure où ces conséquences peuvent être économiques et environnementales, elles doivent être analysées séparément : celles du premier type à l'aide d'analyses économiques, et celles du deuxième type à l'aide de modèles biophysiques ou d'écosystème. Une autre approche pourrait consister à préciser les amplitudes des changements environnementaux jugés acceptables et à déterminer si le projet ou la politique risque de les dépasser. De même, on peut commencer par définir les objectifs environnementaux qu'on veut atteindre et déterminer dans quelle mesure un projet ou une politique va contribuer ou nuire à la réalisation de ces objectifs.

Même si on a pas encore d'outils complets pour faire des analyses intégrant pleinement l'environnement et l'économie, il y a d'assez bonnes possibilités de développement de tels outils en vue de certaines applications. Nous examinons dans le présent chapitre les possibilités d'élaboration de tels outils à partir des outils d'analyse économique actuels. Les outils actuels peuvent déjà servir dans les EIE, en particulier en ce qui concerne les composantes des impacts socio-économiques, mais leur utilité pourrait augmenter s'ils pouvaient aussi commencer à tenir compte des facteurs environnementaux.

Études d'interdépendance

En science économique, la préoccupation exclusive pour la production et la distribution de biens et services a détourné l'attention des liens d'interdépendance entre les économies et leurs environnements. Comme le montre la figure 1, les études d'interdépendance sont celles qui explorent les liens entre les éléments de l'économie politique (l'économie 2) qui passent par l'environnement et qui reviennent à l'économie politique. Dorcey (1984) propose quatre types d'analyses d'interdépendance *qui donneraient de plus en plus d'information mais, en même temps, seraient de plus en plus difficiles à réaliser :*

> *1. L'analyse des chaînes de conséquences matérielles et biologiques de l'élimination de résidus et de pratiques en matière d'utilisation des ressources, qu'elles soient apparentes, potentielles ou simplement possibles, dans certaines zones géographiques, en vue de déterminer quelles conséquences pourraient jouer un rôle dans l'activité économique ...*
>
> 2. *L'analyse des effets matériels et biologiques qui influent sur les mouvements de trésorerie, soit en modifiant les prix des biens et services, soit en influant sur l'affectation des recettes fiscales . . .*
>
> *3. L'analyse des boucles de rétroaction qui commencent par le rejet de résidus ou par une pratique en matière d'utilisation des ressources et qui ont par la suite un effet sur une ressource ou sur la santé humaine, effet qui a des ramifications économiques . . .*
>
> *4. L'analyse de la vulnérabilité et de la résistance des systèmes économiques et écologiques à l'accroissement du rejet des résidus et aux changements dans les pratiques en matière d'utilisation des ressources . . . (traduction)*

Ces analyses pourraient contribuer à divers degrés aux processus de négociation sur l'environnement et sur les ressources, et pourraient être employées dans la mesure où les parties intéressées reconnaissent les avantages nets qu'elles apportent à la négociation; Dorcey, 1986. D'autres méthodes pertinentes pour l'analyse des liens entre l'environnement et l'économie ont aussi récemment été recensées dans un rapport produit pour le Conseil consultatif canadien de l'environnement (Knowles 1986); nous traitons aussi de certaines de ces

autres méthodes ici.

Modèles économico-écologiques

On fait sans cesse des progrès dans l'intégration des modèles économiques et écologiques. Les premiers de ces modèles était des modèles «bioéconomiques» des ressources renouvelables, particulièrement des pêches, qui tiennent compte des effets contraires de la récolte et de la régénération naturelle des stocks. Wilen (1985) examine la théorie de ces modèles, tandis que Munro et Scott (1985) se penchent sur leurs applications aux pêches. Dans Charles (1988), on propose de modifier ces modèles à l'aide de nouvelles hypothèses de comportement et institutionnelles.

Bernstein (1981) esquisse une partie du potentiel plus large des modèles économico-écologiques pour les études environnementales. Braat et van Lierop (1986, 1987) ont récemment recensé et examiné une large gamme de modèles économico-écologiques et leurs applications pour l'Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués. Van der Ploeg et coll. (1987) ont distingué cinq approches générales en matière de modèles économico-écologiques : l'«extension» des méthodes et des concepts existants, la bioéconomique, les modèles compartimentés, l'approche du cadre des systèmes et l'analyse générale des politiques en matière de ressources. Ils ont constaté que chaque approche présente des problèmes sous certains aspects.

Nombre de ces modèles portent principalement sur la dynamique écologique, avec une rigueur moindre dans l'analyse économique. Néanmoins, l'élaboration conjointe de tels modèles dans un cadre d'atelier s'est révélée très utile pour la collaboration interdisciplinaire entre les scientifiques et pour la communication entre les parties intéressées dans la planification de l'environnement ou l'évaluation des impacts (Braat et van Lierop 1987). Des modèles élaborés en atelier peuvent être utilisés pour vérifier divers scénarios comme dans l'évaluation et la gestion de l'environnement avec rétroaction (Holling 1978; ESSA 1982; Jones et Greig 1985; Regier 1985) ou peuvent être utilisés dans des techniques de jeux opérationnels ou des ((exercices d'élaboration de politiques)) (Clark et Munn 1986).

Isard (1972) a fait l'une des premières démonstrations de l'intégration de l'analyse économique et écologique appliquée à la conception et à la détermination de l'emplacement d'une marina, en tenant compte des avantages et des coûts économiques, y compris la perte de productivité écologique dans un estuaire. Les méthodes d'évaluation mises au point par Kahn et Kemp (1985) pour un écosystème estuarien marquent une amélioration dans le raffinement économique.

Nijkamp et Delft (1977), Nijkamp (1980), Nijkamp et Spronk (1981), Lakshmanan et Nijkamp (1983), Hafkamp (1984) et Hafkamp et Nijkamp (1984a, 1984b) ont proposé des méthodes d'analyse qui considèrent l'environnement et l'économie comme des «couches» différentes (qui comprennent aussi parfois d'autres couches pour l'énergie ou l'emploi, par exemple) en un modèle global.

Hufschmidt et coll. (1983) et Carpenter et Dixon (1985) traitent d'une vaste gamme d'approches visant à inclure des analyses environnementales et écologiques dans la planification des projets, dans le cadre d'une analyse coûts-avantages.

Bien qu'il n'aborde pas une évaluation économique explicite, de Groot (1986, 1987) traite d'une approche de l'évaluation des impacts environnementaux fondée sur les «fonctions» environnementales, approche qui vient compléter de façon utile des approches basées sur les (composantes de l'écosystème auxquelles on attache de la valeur)) (Beanlands et Duinker 1983).

La recherche dans ce domaine est favorisée par la création récente de l'International Society for Ecological Economics (personne-ressource : R. Costanza, professeur au Center for Environmental and Estuarine Studies, Université du Maryland), et son nouveau journal Ecological Economics, qui a commencé à paraître en 1988.

Modèles d'intrants-extrants et d'équilibre des matériaux

L'analyse intrants-extrants a été mise au point initialement pour tracer les flux de produits entre les industries et les secteurs de l'économie, mais le principal auteur moderne de cette approche a aussi perçu le potentiel qu'elle représentait dans l'évaluation des impacts environnementaux de l'industrie (Leontieff 1970). Si on suppose qu'à chaque unité d'un flux inter-industriel est associé un certain niveau de résidus, il est alors possible de déterminer les changements dans les résidus que l'on peut attendre des changements dans la production économique ou dans la structure économique. Emmett (1975) a réalisé une bonne revue de certaines des premières applications environnementales de l'analyse intrants-extrants. (voir aussi Lonergan and Cocklin 1985).

Les modèles d'intrants-extrants en matière d'environnement n'ont pas évolué beaucoup au cours de

la dernière décennie. Les raisons n'en sont pas claires, mais elles peuvent être liées à l'attention insuffisante accordée à l'intégration de ces premières analyses dans la prise de décisions effective en matière d'économie et d'environnement. Les avantages pratiques de ces analyses n'étaient donc pas aussi clairs pour les administrateurs que leurs coûts importants. Dans sa revue, Emmett (1975) conclut ce qui suit :

> [u]*ne question importante est la pertinence du cadre des intrants-extrants pour traiter les interrelations écologiques. Compte tenu des nombreuses non-linéarités et des nombreux seuils que l'on trouve dans les interactions écologiques, on peut penser que certains rapports ne peuvent pas être adaptés au cadre linéaire et doivent être étudiés en dehors du modèle . . . Il faut comparer le caractère complet de l'analyse intrants-extrants ainsi que la compréhension que celle-ci offre des interactions économico-écologiques avec le caractère restreint des hypothèses fondamentales du modèle. Il est cependant impossible de faire une évaluation finale de façon uniquement théorique. La valeur de ces modèles comme outils d'analyse et de prédiction ne peut être établie qu'avec le temps.* (traduction)

Récemment, toutefois, cette approche a été appliquée à l'échelle nationale en Norvège (Forsund 1985). Victor (1972) traite de certaines difficultés d'application de la méthode au Canada et en Grande-Bretagne, et il a démontre qu'elle est applicable à de nombreux projets, particulièrement en Ontario (VHB Research and Consulting, Toronto).

Isard (1972) a employé une sorte d'analyse intrants-extrants étendue qui comprenait des compartiments environnementaux ainsi que des industries, pour son étude que nous avons citée. Isard a aussi indiqué comment appliquer cette approche dans un contexte régional, tout comme Johnson et Bennett (1979, 1981).

A peu près au même moment ou Leontieff proposait l'analyse intrants-extrants pour l'évaluation des résidus, Ayres et Kneese, 1969, (voir aussi Kneese, Ayres et d'Arge 1970) et, ensuite, Kneese et Bower (1979) mettaient au point une méthode similaire d'«équilibre des matériaux)), basée explicitement sur la conservation de la masse des matériaux lorsqu'ils passent par le processus économique. Cette approche a aussi été appliquée à l'échelle régionale (James 1985), et peut facilement être utilisée de concert avec des modèles de systèmes naturels (Basta et Bower 1982).

Whitney (1985), quant à lui, parle de l'application possible de ces approches à l'ÉIE au Canada.

Modèles économétriques et modèles de simulation socio-économique

Les modèles économétriques permettent d'étudier les conséquences de l'épargne et de l'investissement dans divers secteurs de l'économie sur la production, l'emploi, les revenus et d'autres agrégats économiques. Ces modèles permettent donc de vérifier les conséquences du recours à diverses politiques économiques. Beaucoup de modèles de ce genre ont été élaborés au Canada et ailleurs. Nous n'allons considérer ici que quelques-uns des efforts faits récemment pour utiliser ces modèles dans le but d'examiner les conséquences des politiques environnementales.

Hueting (1987) fait état des résultats de l'utilisation de modèles économétriques non pas selon l'approche habituelle ayant pour but d'élaborer des stratégies visant à maximiser la croissance économique, mais plutôt pour simuler les résultats *d'un scénario économique qui donne la grande priorité à la sauvegarde de l'environnement* (traduction). On a constaté que même si elles limitaient la croissance de la production matérielle, des mesures rigoureuses de conservation de l'environnement et de l'énergie pouvaient créer des emplois et produire une distribution plus équitable des revenus.

Informetrica Limited a récemment utilisé son grand modèle économétrique désagrégé de l'économie canadienne pour examiner les conséquences économiques (entendre les conséquences sur le PIB) d'un durcissement des politiques environnementales (Sonnen 1989). Dans un des cas, on prévoit des gains de productivité dans le secteur agricole et dans le secteur forestier.

Au Canada, un outil de simulation socio-économique et de vérification des scénarios a été élaboré par la Division de l'analyse structurelle de Statistique Canada sous la forme du Système cadre socio-économique des ressources naturelles (SSERN). Le SSERN est basé sur une série d'équations comptables mettant en rapport les stocks et les flux de personnes, de capitaux, de ressources, etc. (Mclnnis, 1984a, 1984b; Gault et coll. 1987). Les utilisateurs du SSERN peuvent vérifier les effets des politiques sur la dynamique de diverses «tensions» dans le système cadre sur des horizons temporels de 20 à 50 ans, entre les personnes et l'emploi, par exemple, ou

les personnes et le stock de logements. Diverses études de faisabilité ont été réalisées pour intégrer des facteurs environnementaux au SSERN, y compris un système national de simulation de la pollution résiduelle (Bunnell et coll. 1986). La structure géographique a aussi été intégrée dans le SSERN afin d'étudier des scénarios à l'échelle régionale et à l'échelle des bassins hydrauliques, ainsi qu'à l'échelle nationale. En principe, le SSERN pourrait offrir un outil plus souple d'étude des scénarios du type qui ont été mis à l'essai dans les études économétriques hollandaises dont nous avons fait mention plus haut.

L'approche du modèle d'analyse socio-économique de base du SSERN est maintenant appliquée de façon plus générale par ceux qui l'ont élaboré (ROBBERT Associates, Ottawa). Des chercheurs à l'Université de Waterloo (sous la direction de John Robinson, George Francis et Sally Lerner) travaillent actuellement avec les gens qui ont élaboré le SSERN pour analyser différents scénarios de développement durable au Canada au cours des cinquante prochaines années.

Pinfold (1987) se penche sur l'utilité d'autres modèles économiques canadiens à grande échelle pour l'évaluation des impacts socio-économiques.

5. OUTILS D'ÉVALUATION

En analyse économique, il est parfois difficile de faire la distinction entre les méthodes orientées vers les prévisions et les méthodes visant plus explicitement l'évaluation. La plupart des outils analyses dans le chapitre précédent sont consacrés aux prévisions. Dans le présent chapitre, nous considérons des méthodes, dont les fondements théoriques trouvent leur origine dans l'économie du bien-être, qui sont plus explicitement consacrées à l'évaluation des changements du bien-être économique par rapport à une situation donnée. Ces méthodes sont considérées ici sous les rubriques ((estimation des avantages et des dommages», qui est habituellement appliquée aux politiques globales ou aux résultats globaux, et «analyse coûts-avantages) (appelée aussi parfois analyse avantages-coûts), qui est habituellement appliquée aux projets ou aux programmes individuels.

Estimation des avantages et des dommages

Plusieurs organisations, particulièrement la Environmental Protection Agency et Resources for the Future, aux États-Unis, ont entrepris des efforts majeurs au cours desdernières années pourestimersurle plan monétaire les avantages nationaux et régionaux des politiques en matière d'environnement, particulièrement des stratégies de lutte contre la pollution. Dewees (1980), Feenberg et Mills (1980), Freeman (1979, 1985a), Hershaft (1978), Johannson (1987), Kneese (1984), Maler (1971), McMillan (1975, 1980), OCDE (1978, 1985c), Pearce et Markandya, 1989b; Roberts et Sievering (1977) et Schulze et coll. (1985) ont proposé des méthodes d'évaluation des avantages, qui reposent généralement sur des concepts d'équilibre économique partiel. En particulier, Kneese (1984) énumère 18 rapports d'évaluation détailles des avantages produits pour l'Environmental Protection Aaency et près de 200 autres publications liées à la théorie et à la pratique de l'évaluation des avantages. L'OCDE a aussi un nouveau rapport sur l'évaluation des avantages (Pearce et Markandya, 1989b). Certaines études (OCDE 1985c; Ostro 1980; Peskin et coll. 1981; Rose 1983; Ehrlich et coll. 1985) portent sur des variables macro-économiques comme la croissance et l'inflation, ainsi que les avantages globaux.

En complément des méthodes d'estimation des avantages, diverses méthodes ont été appliquées en matiére d'estimation économique des dommages à l'environnement, particulièrement des dommages directs de la pollution. Gregory et McDaniels (1987), Knetsch (1984), Maler et Wyzga (1976) et Pearce (1978) se sont penches sur l'aspect théorique de l'estimation des dommages. Des études appliquées ont permis d'estimer les dommages économiques des déversements accidentels de pétrole (Grigalunas et coll. 1986; Federal Register 1987), de la pollution terrestre sur les écosystèmes côtiers (Kahn et Kemp 1985; Kahn 1987) et des précipitations acides sur le secteur aquatique canadien (Forster 1985), sur les forêts (Crocker et Forster 1986) et, de façon préliminaire, sur l'agriculture (Forster 1987a), par exemple.

Les économistes ont utilisé diverses méthodes pour estimer les effets épidémiques de la pollution de l'air et de l'eau, en commençant par les travaux de Lave et Seskin (1971). Ces études ne visent pas toujours à quantifier les coûts monétaires de la mortalité et de la morbidité, bien que les coûts des soins pour y remédier sont souvent inclus. Dans un examen récent du recours de la Environmental Protection Aaency des États-Unis à l'analyse coûts-avantages partiellement quantifiée dans l'élaboration des règlements, dans le cadre de son processus d'analyse des impacts de la réglementation, on a constaté qu'une telle analyse était utile pour guider l'élaboration de la réglementation, proposer de nouvelles options, éliminer certaines options, corriger les options et appuyer les décisions (U.S. Environmental Protection Agency 1987).

Analyse coûts-avantages

L'analyse coûts-avantages (ACA) est une méthode élaborée au cours des cinquante dernières années pour évaluer les conséquences socio-économiques relatives globales des projets. Elle peut aussi être employée pour évaluer des politiques ou des programmes. Afin de simplifier, toutefois, nous faisons ici allusion aux «projets», bien que la plus grande partie de ce qui est dit peut être généralisé aux programmes et aux politiques. Ce domaine d'application fait que l'ACA convient particulièrement bien à l'évaluation environnementale, et les résultats de toute analyse intégrant la science économique et l'évaluation environnementale ne devraient pas trop différer des résultats des applications de l'ACA à l'évaluation environnementale.

L'ACA comporte les mêmes points forts et les mêmes points faibles que les méthodes prenant un point de vue économique sur l'environnement, comme on l'a vu dans les chapitres précédents. II est donc particulièrement

important de déterminer où l'ACA peut aider à clarifier les choses et où elle peut, au contraire, les embrouiller quand il s'agit de prendre des décisions sur des questions environnementales.

La méthode de l'ACA consiste à prédire, dans la mesure du possible, toutes les conséquences de diverses options de projet, et à évaluer ces conséquences sur le plan économique (monétaire) en tant qu'avantages et coûts.

Ainsi, la meilleure option sur le plan économique est celle qui donne les avantages nets les plus grands (les avantages totaux moins les coûts totaux). Les références générales sur l'ACA sont nombreuses, et incluent des ouvrages généraux (par ex. Pearce 1983) et des guides officiels (par ex. Conseil du Trésor du Canada 1976).

L'argument décisif en faveur de l'analyse coûts-avantages est que, dans une logique où on recherche des moyens pour réaliser des fins qui ne sont pas mises en cause, cette analyse constitue la seule façon rationnelle d'agir. En ces termes, nous semblons faire face au choix entre «l'analyse coûts-avantages ou le chaos» (Schrecker 1984).

On peut soulever, au sujet de l'application de l'analyse coûts-avantages, deux types de défis, particulièrement dans les situations qui touchent à l'environnement :

- Les défis du premier type concernent les difficultés pratiques et les controverses dans l'application technique de l'analyse coûts-avantages, habituellement en matière de prédiction et d'évaluation de certains types de conséquences (particulièrement les conséquences environnementales). Le recours ultime face à ces défis est que, peu importe la gravité de ces difficultés pratiques, si l'analyse coûts-avantages est la seule façon rationnelle d'agir, nous ne pouvons que travailler à les surmonter de la meilleure façon possible. S'il y a des difficultés de **prédiction,** nous pouvons les résoudre par de meilleurs modèles et les méthodes biophysiques comme ceux dont nous avons parlé au chapitre précédent. Nous accorderons plus d'attention aux problèmes d'**évaluation** de l'analyse coûts-avantages dans la présente section.

- Le deuxième type de défi qui se pose en analyse coûts-avantages, et que nous étudierons dans la prochaine section, concerne le concept de rationalité contenu implicitement dans ses hypothèses de procédure. Dans la procédure que constitue l'analyse coûts-avantages, nous faisons l'hypothèse que la meilleure façon d'articuler l'analyse et les choix sociaux consiste à le faire dans l'optique de l'objectivité supposée d'un observateur détaché qui applique la méthode de l'analyse coûts-avantages. En d'autres termes, la rationalité de l'analyse coûts-avantages est une espèce de rationalité autonome distincte du contexte social auquel elle s'applique. S'il existe un autre type de **rationalité sociale, ou** une rationalité sociale plus large, on pourrait considérer comme plus rationnelles des procédures autres ou augmentées.

Même à l'intérieur de ses propres modalités de prédiction et d'évaluation, la pratique effective de l'analyse coûts-avantages dans des cas mettant en cause l'environnement peut être contestée sous plusieurs aspects :

1. L'analyse coûts-avantages est basée sur le même ((système comptable), que nous avons déjà critiqué. On peut essayer d'y intégrer des «prix fictifs,) pour les biens qui n'ont pas de valeur marchande, mais, en pratique, les analystes ont beaucoup de liberté pour déterminer s'il faut inclure de tels biens et, le cas échéant, pour déterminer quels biens évaluer et comment les évaluer. Bien que les économistes puissent favoriser la réduction de ce degré de liberté et vouloir uniformiser l'ACA, il ne semble pas y avoir de tendance dans cette direction.

2. L'analyse coûts-avantages donne la primauté à une notion d'«efficacité» qui devrait constituer, aux yeux de nombreuses personnes, l'un des objectifs sociaux les moins importants et figurer dans une «fonction sociale de bien-être)) à des fins d'élaboration de politiques publiques (Bromley 1989). Par exemple, l'analyse coûts-avantages ne tient habituellement pas compte de la répartition des coûts et des avantages entre les membres de la société, bien que de nombreuses personnes considèrent qu'une répartition équitable constitue un objectif important (Nash et Pearce 1975). Bien que des méthodes aient été proposées et utilisées pour incorporer des considérations d'équité dans l'analyse coûts-avantages (Pearce 1983), elles ne sont pas couramment utilisées à l'heure actuelle.

3. En outre, l'analyse coûts-avantages est habituel-

lement basée sur la simple ((efficacité statique,) où l'on suppose que les technologies ne changent pas. Elle ne tient habituellement pas compte de l'«eff icacité dynamique), où de nouvelles technologies peuvent apparaître, ou même être encouragées ou entraînées. Au sujet des effets de la réglementation en matière d'environnement sur l'innovation technologique, voir U.S. National Science Foundation (1983).

4. L'analyse coûts-avantages et l'évaluation des risques ne permettent pas d'obtenir de bons résultats lorsqu'il y a incertitude, particulièrement dans les cas où il n'existe pas de relevé statistique des événements à partir duquel on puisse établir des probabilités objectives. C'est souvent le cas des nouvelles technologies auxquelles sont associées des probabilités faibles (mais inconnues) d'événements entraînant des dommages importants (par ex., les centrales nucléaires). Dans de tels cas, l'évaluation doit généralement avoir recours à des probabilités subjectives. Les désaccords sur l'attribution de probabilités subjectives sont difficiles à résoudre.

5. L'analyse coûts-avantages ne permet pas d'obtenir de bons résultats en présence de torts irréversibles; des économistes ont cherché à mettre au point et à appliquer les concepts de valeurs d'option, de quasi-option, d'existence et de legs, mais on peut se demander si ces concepts permettent de révéler des valeurs pertinentes, particulièrement lorsque plusieurs des questions en cause sont également liées à l'équité entre les générations.

6. L'analyse coûts-avantages ne tient habituellement pas compte de l'équité entre les générations. Les tentatives de le faire au moyen de taux d'actualisation n'ont pas été satisfaisantes. L'analyse coûts-avantages classique peut tenir compte de l'«avantage psychique), pour la génération actuelle de ce qu'elle lègue aux générations futures, mais pas des avantages de ce legs pour les générations futures elles-mêmes.

7. L'analyse coûts-avantages ne permet pas de bien évaluer la mortalité et la morbidité. De nombreuses personnes rejettent l'idée selon laquelle la vie humaine peut être évaluée en argent. Nombre de personnes rejetteraient une offre de n'importe quelle somme d'argent en échange de leur vie, ou seraient contre l'idée d'imposer un risque sur la vie d'une personne sans son plein consentement. Les procédures d'analyse coûts-avantages proposées pour l'évaluation de la morbidité et de la mortalité ont donné des résultats très variables.

8. De façon plus générale, l'analyse coûts-avantages ne tient pas compte de la «sous-évaluation)) (Kelman 1981) qui se produit lorsque l'on essaie d'attribuer des valeurs monétaires à des choses «sans prix», comme la vie humaine, d'importants objets culturels ou des sites naturels. Cela peut être une conséquence de la théorie qui veut, comme on le verra à la prochaine section, que ces choses sans prix, et d'autres, peuvent être évaluées différemment selon que l'on est un citoyen ordinaire ou un «consommateur» à la recherche de ses intérêts, comme le prétend la théorie économique (Sagoff 1988). D'une manière ou d'une autre, l'analyse coûts-avantages ne tient pas compte de la possibilité que les citoyens peuvent avoir raison de résister à l'idée selon laquelle on peut obtenir le «droit» de polluer à un certain prix, et choisissent plutôt de stigmatiser la pollution. Bien que cet opprobre puisse être inconfortable pour les pollueurs, il peut contribuer à rallier et à cristalliser la préoccupation sociale en matière de pollution et encourager l'élimination de la pollution à long terme.

9. La pratique courante de l'analyse coûts-avantages ne tient pas compte de la probabilité d'augmentations futures de la valeur des ressources et des agréments par rapport aux produits fabriqués (ou «secondaires»). Ces augmentations relatives peuvent se produire à cause de progrès techniques qui rendent les produits relativement moins chers que les ressources et les agréments, ou à cause de pertes cumulatives de l'offre de ressources et d'agréments, ou encore à cause d'augmentations de la demande de ressources et d'agréments. Des économistes se sont penchés sur ces problèmes (voir Krutilla 1967; Krutilla et Fisher 1975; Howe 1979), mais leurs analyses ne sont pas couramment appliquées dans la pratique actuelle de l'analyse coûts-avantages.

Comme nous l'avons indiqué, nombre de ces problèmes techniques peuvent avoir des solutions théoriques. De nombreux économistes croient qu'il est possible de modifier l'analyse coûts-avantages pour en faire un outil utile en planification de l'environnement, et travaillent à corriger certains de ces défauts (Dorfman 1985). Des progrès dans ce domaine sont évidents dans des travaux

comme ceux de Knetsch et Freeman (1979), Hufschmidt et coll. (1983) et James et Boer (1987). Néanmoins, une solution à un problème particulier peut ne s'appliquer qu'à une ou quelques analyses de «démonstration», et ne pas s'appliquer à la pratique quotidienne de l'analyse coûts-avantages, peut-être parce que les budgets que les administrateurs affectent à l'analyse coûts-avantages ne permettent habituellement pas une analyse plus perfectionnée, ni un examen approfondi.

Malgré les problèmes techniques qui peuvent subsister, de nombreux économistes pensent que l'analyse coûts-avantages constitue encore un outil utile, même dans des situations qui comportent des dimensions environnementales. En fait, certains économistes soutiennent avec raison que le plus grand risque pour l'environnement vient de l'inapplication ou de la mauvaise application de l'analyse coûts-avantages. Si celle-ci était appliquée à de grands projets (comme des projets de voie navigable et d'irrigation) et à de grandes politiques (comme les subventions de mise en valeur des terres), qui ont d'importantes conséquences pour l'environnement, nombre de ces projets et politiques pourraient échouer, même si on n'examine pas tous les coûts pour l'environnement. Krutilla et Fisher (1975) citent plusieurs cas de ce genre (voir aussi les publications du World Resources Institut@

Howe (1979) fait aussi allusion à des cas de mauvaise application de l'analyse coûts-avantages à cause *d'ingérence politique dans les méthodes d analyse techniques* (soulignement de l'auteur) dans lesquelles par exemple, la volonté de promouvoir certains types de projets a entraîné le Congres des Etats-Unis *à inscrire dans la loi des méthodes incorrectes de mesures des avantages du transport par eau» et «à dicter l'utilisation de tauxd'actualisation impropres à de nombreuxprojets fluviaux fédéraux.*

Lorsque l'on reconnaît que le projet ou la politique comporte de multiples critères qui sont difficiles à arbitrer à l'avance, une forme quelconque d'analyse à objectifs multiples (Nijkamp et van Delft 1977; Nijkamp et Spronk 1981; Nijkamp 1989) peut être plus révélatrice que l'analyse coûts-avantages. L'analyse à objectifs multiples est de plus en plus appliquée dans de nombreux pays, particulièrement en matière d'environnement. L'analyse à objectifs multiples permet d'étudier séparément les facteurs économiques et environnementaux, qui ne sont pondérés explicitement qu'à la fin du processus, par les décideurs.

En précisant des objectifs multiples, il devient plus facile de distinguer les problèmes «techniques» des problèmes d'évaluation (c.-à-d. les problèmes normatifs), par exemple l'arbitrage entre l'équité et l'eff icacité, contrairement à l'analyse coûts-avantages, où on a tendance à brouiller de telles distinctions en cherchant à produire une mesure unique (l'avantage net) de la valeur du projet. Dans la mesure où l'on accepte le fait que l'évaluation de l'efficacité d'un projet ou d'une politique à réaliser un objectif donné peut être réduit à un probléme technique, on peut confier de telles évaluations à du personnel technique. Il est alors plus justifié de plaider contre l%ngérence politique)) comme le fait Howe (1979) :

> *Il est clair que l'on doit permettre au personnel technique d'utiliser les meilleures méthodes scientifiques dans les évaluations à objectifs multiples des diverses options de politiques ou de projets. Par ailleurs, il faut exiger des organismes techniques . . . qu'ils fassent des analyses objectives des impacts d'une politique ou d'un projet sur tous les objectifs nationaux. Les organismes deviennent souvent inféodés à des groupes d'intérêt particulier et présentent des analyses économiques, environnementales et sociales fortement biaisées aux décideurs. Les analyses coûts-avantages et les énoncés d'impacts environnementaux deviennent des moyens d'obscurcir les faits et de dissimuler les conséquences du projet. À moins que l'on exige des organismes qu'ils utilisent les méthodes scientifiques les plus appropriées et qu'on leur en donne les moyens, et à moins que la classe politique soit disposée à prendre des décisions en fonction de données non biaisées accessibles au public, les applications de l'analyse coûts-avantages, de l'analyse des impacts sociaux et des énoncés des impacts environnementaux constitueront un trompe-l'oeil.*

ACA et rationalité sociale

Ce que nous venons de dire nous mène à nous pencher de façon plus générale sur les considérations de procédure, compte tenu du contexte socio-administratif de l'analyse économique.

Comme nous l'avons mentionné dans la section précédente, l'analyse coûts-avantages est fondée sur l'hypothèse selon laquelle il est possible et même préférable d'évaluer les choix sociaux dans l'optique d'un observateur impartial qui applique la méthode de l'analyse coûts-avantages. Les modes d'analyse économique dont nous avons parlé au chapitre précédent supposent aussi l'optique d'un observateur impartial, mais ne posent pas immédiatement les mêmes problémes, dans la mesure où elles visent à décrire et à prédire, plutôt qu'à évaluer, comme le fait l'analyse coûts-

avantages.

Cette idée de l'impartialité peut fausser le processus de l'analyse coûts-avantages lorsque se pose le problème, que nous avons déjà mentionné, de l'insuffisance de l'information (qui est coûteuse à obtenir). Comme la théorie économique, la plupart des applications de l'ACA supposent généralement une information parfaite de la part de l'analyste et des acteurs économiques. Lorsqu'il y a insuffisance d'information, une procédure faisant beaucoup plus appel à la participation peut être plus efficace (Maxwell et Randall 1989). Une telle participation permettrait aux analystes économiques, aux scientifiques et acteurs économiques de partager l'information, ce qui pourrait non seulement améliorer l'analyse, mais aussi entraîner directement un comportement plus informe et plus rationnel de la part des acteurs économiques eux-mêmes. Comme l'a fait remarquer Costanza (1990), *les* gens *sont très probablement loin d'être parfaitement informés sur la vraie contribution de l'écosystème à leurpropre bien-être, et sont donc probablement incapables d'estimer directement la valeur des services de l'écosystème*. (traduction) Les scientifiques ont un rôle important à jouer sur ce plan. Ce n'est qu'avec un public informé que les économistes peuvent tirer des conclusions auxquelles ils peuvent donner une quelconque valeur de mandat public.

Quoiqu'il en soit, le problème peut dépasser de beaucoup la simple insuffisance d'information. Des acteurs économiques peuvent aussi avoir des valeurs conflictuelles et confuses. Comme la théorie économique, l'analyse coûts-avantages donne la primauté à la (souveraineté du consommateur)> et accepte sans question les valeurs que des acteurs économiques expriment par leurs choix sur le marché. De telles valeurs peuvent être fortement influencées par la culture, la publicité et la commercialisation de masse, et peuvent entrer en conflit avec les valeurs de l'acteur comme citoyen et comme administrateur de l'environnement et des ressources «en copropriété)) (Sagoff 1989).

Sagoff (1981) distingue les «valeurs individualistes», qui peuvent s'exprimer sur le marché, des «valeurs collectives),, qui ne s'expriment habituellement pas sur le marche, mais plutôt par le biais du processus politique. L'analyse coûts-avantages et la théorie économique sont dans la tradition du libéralisme classique, qui rejetait toute idée de valeurs collectives, compte tenu de l'expérience historique selon laquelle on invoquait souvent de telles valeurs pour cacher des intérêts privés et de l'oppression. Mais cela n'exclut pas la possibilité logique qu'il puisse y avoir d'authentiques valeurs collectives, et que la réalisation de ces valeurs contribue à un aspect du bien-être des humains, tout comme la réalisation des valeurs individuelles contribue à un autre aspect. Bien que les avantages collectifs supplémentaires de certains biens (par ex., l'éducation) sont parfois pris en compte dans l'analyse coûts-avantages grâce à la notion de «biens titulaires)+ les biens environnementaux ont rarement, voire jamais, été ainsi pris en compte.

Du point de vue des environnementalistes, l'ACA peut sembler insatisfaisante parce que, en prenant les valeurs telles quelles, elle ne laisse pas beaucoup de place à l'éducation en matière d'environnement dans le processus de prise de décisions. Les environnementalistes savent depuis longtemps que la tâche de l'éducation en matière d'environnement consiste autant à faire changer les valeurs qu'à donner de l'information, et il faut pour cela concurrencer les promoteurs omniprésents de la consommation manifeste. En outre, l'analyse coûts-avantages exclut la possibilité que les valeurs elles-mêmes puissent être irrationnelles, à la fois dans le sens où elles sont conflictuelles et dans le sens où elles supposent des comportements en matière de production et de consommation qui ne sont pas durables au point de vue écologique.

Parce qu'elles doivent reconnaître que les valeurs ont des racines sociales et culturelles, les procédures de prise de décisions sociales devraient comprendre des modes de délibération pour résoudre ces conflits entre les valeurs individuelles et les valeurs collectives. Parmi les types de procédure dont nous avons parlé ici, la plus prometteuse pourrait être la participation large à l'élaboration et à l'application des stratégies de conservation. La participation du public est nécessaire pour assurer que le public a son mot à dire dans la mise en oeuvre de ces stratégies. Le soutien du public est généralement nécessaire aussi pour obliger les pouvoirs publics et leurs organismes à répondre de leur participation à la mise en oeuvre.

Des stratégies de conservation transformeraient graduellement la priorité économique pour favoriser le droit à des utilisations non destructrices et durables des ressources et défavoriser les droits à des utilisations destructrices et non durables des ressources. Comme changements institutionnels, ces stratégies seraient considérées comme des (<réorientations des possibilités économiques) (Bromley 1989) qui maintiennent l'efficacité économique, tout en permettant de mieux respecter les valeurs environnementales.

La théorie économique propose deux mesures possibles de la valeur d'un droit :

- **la volonté de payer,** c'est-à-dire le montant maximum d'argent que les gens seraient prêts à payer pour obtenir le droit, et

- **l'indemnisation exigée,** c'est-à-dire la somme minimum d'argent qu'ils exigeraient pour renoncer au droit.

Dans l'analyse économique, on a généralement supposé que ces deux mesures sont équivalentes, ce qui fait que la répartition initiale des droits a généralement été considérée comme sans importance, aussi longtemps que les droits pouvaient être échangés librement. En particulier, l'analyse coûts-avantages a habituellement adopté les critères de la «volonté de payer» en pratique.

Malgré tout, on trouve beaucoup de données empiriques (Knetsch 1984; Knetsch et Sinden **1984)** selon lesquelles l'indemnisation exigée peut être plusieurs fois plus grande que la volonté de payer dans des situations courantes (même en l'absence d'effets sur les revenus). Cet élément, si on l'ajoute à l'argument habituel au sujet des coûts de transaction (Coase 1960), donnerait à penser que l'attribution initiale des droits **importe.** En particulier, il importe que nous attribuions les droits pour des utilisations non destructrices et durables des ressources; ou pour des utilisations destructrices et non durables des ressources. A la question «qui devrait avoir les droits initiaux?,), Krutilla et Fisher **(1975)** répondent de façon assez prudente : *La réponse n'est pas évidente, bien que* l'on *puisse probablement soutenir plus facilement qu'il faudrait accorder /a priorité à l'utilisation non destructrice.* (traduction)

L'affectation initiale des droits peut aussi être fondée sur d'autres principes :

- **l'utilisation antérieure, particulièrement dans les cas des peuples autochtones;**

- **l'utilisation de subsistance, par opposition à l'utilisation commerciale, ou**

- **l'utilisation équitable.**

II convient aussi de tenir compte des droits «implicites» et des responsabilités conformes aux normes de la collectivité, tout autant que des droits «explicites» conférés par des institutions juridiques (souvent extérieures) (Regier et Baskerville **1986).** Certains droits peuvent même être considérés comme non transférables et inaliénables.

Nous ne pouvons pas explorer ici ces considérations. Nous en faisons état seulement pour démontrer que les questions de répartition des droits sont fondamentales pour les problèmes environnementaux et, pourtant, ils ne peuvent pas être résolus sans ambiguité par l'analyse coûts-avantages.

La question de la répartition initiale des droits ne peut pas non plus être résolue par la négociation entre les parties en cause. Les partisans des négociations et de la médiation en matière d'environnement glissent parfois sur cette question. Néanmoins, dans les négociations également, les résultats dépendent des droits initiaux qui ont été (explicitement ou implicitement) accordés aux parties par les médiateurs et les parrains des négociations (Amy **1987).** Si les partisans des droits de l'environnement considèrent que ces droits ne sont pas suffisamment reconnus par les autres parties, ils peuvent demander à la société extérieure son appui aux négociations. Même si des individus peuvent sortir gagnants et d'autres perdants d'une nouvelle répartition des droits, le système économique peut continuer de fonctionner quelle que soit la repartition des droits, malgré qu'il puisse être perturbé par les incertitudes qu'entraînent les possibilités de changements imprévisibles des droits. Une source majeure de ces incertitudes est l'énorme discrétion, voir l'arbitraire, des ministères et des organismes gouvernementaux.

Le fort soutien du public canadien à l'égard de la conservation de l'environnement (comme en font foi les sondages d'opinion publique) semble indiquer un soutien potentiel à un renforcement des droits de l'environnement, mais ces droits doivent être codifiés dans une charte des droits de l'environnement afin qu'ils soient efficaces dans les processus juridiques, administratifs et de négociations.

Si l'importance des droits, tant de substance que de procédure, est reconnue, la négociation peut contribuer de façon importante à la gestion de l'environnement. En effet, une bonne partie de la gestion de l'environnement se résume en pratique à la négociation dans tous les cas, que ce soit entre les ordres de gouvernement (dans un système fédéral), entre les pouvoirs publics et l'industrie bu entre tous ces acteurs et d'autres consommateurs de ressources (Dorcey **1986;** Dorcey et Riek 1988). Si les pouvoirs publics représentent les intérêts du public et si toutes les parties reçoivent une information complète dans le processus, les résultats de la négociation ne peuvent être qu'efficaces (ou ((optimaux au sens de Pareto») dans un sens économique. Ces conditions sont facilitées par l'adhésion à la «négociation respectueuse de certains principes convenus, (Dorcey 1984, 1986).

Alors, la négociation peut aussi permettre de dégager des solutions créatrices qui pourraient ne pas avoir été prévues à l'avance.

Par conséquent, lorsque la négociation est possible comme moyen de résolution des conflits en matière d'environnement et de ressources, il serait présomptueux et contre-indiqué d'appliquer l'analyse coûts-avantages pour essayer de deviner et d'anticiper les résultats efficaces que pourraient produire des négociations.

Tout en limitant l'application de l'analyse coûts-avantages dans les domaines de l'évaluation environnementale dans lesquels cette analyse est le moins utile, une approche de négociations pourrait encore faire appel à la théorie économique afin de déterminer les valeurs qui doivent être représentées dans le processus de négociation. Par exemple, il peut être nécessaire que des organismes gouvernementaux ou des ((parties intéressées) nommées représentent les valeurs des non-utilisateurs (valeurs d'option et d'existence) ou (comme il a été proposé antérieurement) les valeurs des générations futures.

L'essentiel du problème bien entendu est de déterminer quelles devraient être les parties dans la négociation, et à partir de quelle répartition des droits elles devraient négocier.

Perspectives de l'analyse coûts-avantages

Cela dit, il y a des formes d'ACA modifiée qui peuvent être appliquées à bon escient à la gestion de l'environnement, et à l'ÉIE en particulier.

L'avantage irrésistible de l'approche de l'ACA, c'est qu'elle demande une minutie et beaucoup d'ordre pour tenir compte des valeurs en jeu pour toutes les personnes touchées par un projet ou une politique. La notion de coût d'option, si elle est bien comprise et bien appliquée, peut aussi faire beaucoup pour régler les conflits environnementaux possibles.

Il peut toujours subsister des désaccords sur la question de savoir si une ACA accorde l'importance qu'il faut ou le bon poids à une valeur particulière, mais au moins l'ACA fournit des critères généraux et clairs permettant de déterminer quelles valeurs doivent être considérées et quelles questions doivent être posées au sujet de la politique ou du projet proposé, de ses effets et des solutions de rechange.

Sans ces critères, des valeurs pertinentes peuvent être oubliées, comme dans le cas du mandat de la Commission d'évaluation environnementale relativement au Projet de raccordement dans le détroit de Northumberland. Dans son rapport (voir annexe sur les questions débordant le mandat de la Commission dans Barnes et coll. 1990), la Commission fait remarquer que

> *des gens ont déclaré qu'il aurait fallu tenir compte des coûts suivants dans le calcul des coûts réels d'un raccordement fixe : dédommagement des* agriculteurs; *dédommagement* des employés [du *service de traversiers] réduits au chômage; programme de développement communautaire pour* ceux qui *seraient touchés* par la *perte du [service de traversiers]; infrastructure routière; augmentation de la charge de travail des services provinciaux; dommages à payer en* cas de *sinistre environnemental, comme un déversement; prestation d'un service de rechange si le raccordement fixe devait suspendre ses opérations; dédommagement à court et à long terme des pêcheurs pour les pertes qu'ils auraient subies.*

Si l'ÉIE avait été faite dans le cadre d'une ACA, ces coûts n'auraient pas été oubliés.

Il peut exister certaines imprécisions sur ce qui peut constituer des coûts (ou des avantages) en ACA, particulièrement si on ne peut catégoriser les droits. Dans le cas qui nous intéresse, les coûts de dédommagement (le cas échéant) afférents à la perte de revenus des employés du service de traversiers dépendent de l'importance des obligations légales et morales que l'on reconnaît avoir envers les travailleurs mis à pied. Les imprécisions prennent une ampleur d'autant plus grande s'il y a des désaccords majeurs sur les droits aux terres et aux autres ressources. Cela peut également revêtir une certaine importance en ce qui a trait aux valeurs d'agrément et aux valeurs essentielles à la survie, pour lesquelles l'attribution de droits est souvent incomplète ou incertaine. En fait, on éprouve des problèmes de nature générale à évaluer ces droits étant donné que leur valeur n'est pas définie.

Quoiqu'il en soit, il peut être intéressant de voir jusqu'où on peut aller dans une ÉIE menée à l'intérieur du cadre d'une ACA sans devoir estimer les valeurs d'agrément et les valeurs essentielles à la survie (fonctions vitales) que l'ACA réussit moins bien à quantifier. Quand ces valeurs jouent un rôle crucial dans le résultat de l'évaluation, alors, comme on l'a déjà indiqué, il est préférable de s'écarter de l'ACA et d'utiliser la négociation et de cher-

cher à obtenir un consensus public et politique. Le recours à ces dernières méthodes est beaucoup plus défendable, quand ces valeurs sont en jeu, que l'utilisation de méthodes d'évaluation fondées sur l'ACA qui, si on se reporte à ce qui a été dit précédemment, doivent être considérées avec beaucoup de scepticisme dans de tels cas.

Quand elles sont menées de cette façon, les évaluations peuvent aider à produire des renseignements généraux sur les valeurs, qu'ils soient indiqués **explicitement** par les techniques d'ACA utilisées ou **implicitement** par les poids attribués manifestement dans la négociation ou l'examen public. Avec cette information sur les valeurs, on pourra être plus cohérent dans l'attribution des poids relatifs dans les ÉIE subséquentes et tenir compte de façon plus efficace de ces valeurs dans les EIE et la gestion de l'environnement en général. Cela vaut non seulement pour les valeurs environnementales, mais aussi pour les valeurs socio-économiques plus larges. Par exemple, beaucoup de projets sont entrepris en partie parce qu'on prévoit qu'ils vont créer de l'emploi; or, on se demande rarement si les valeurs attribuées implicitement de la sorte aux emplois sont uniformesd'un projet à l'autre, d'un programme à l'autre ou d'une politique à l'autre. En l'absence d'une telle uniformité, rien ne garantit que les emplois ainsi créés justifient leurs coûts économiques (et environnementaux).

Si l'on reconnaît que les valeurs défendues en ce moment peuvent encore ne pas bien tenir compte de l'apport de l'écosystème (en particulier des fonctions vitales) au bien-être (Costanza 1990), il faudra peut-être imposer d'autres contraintes aux analyses coûts-avantages et aux négociations, comme exiger qu'il n'y ait pas de perte nette de «capital naturel» (Pearce, Markandya et Barbier 1989; Pearce et Turner 1990; Costanza 1990).

Il s'agit là d'une des plus nouvelle et des plus astucieuse suggestion théorique voulant que l'ACA se transforme en un genre **d'évaluation de développement durable.** Cela dépend en grande partie des **systèmes comptables** qui seront conçus à l'intention du «capital naturel,). En pratique, la conception de tels systèmes peut coïncider avec la formulation de stratégies détaillées de conservation de l'écosystème. On pourrait établir des normes minimales qui n'entraîneraient «aucune perte nette de capital naturel». Toute ACA ou ÉIE faite dans le cadre d'une stratégie de conservation poussée, comme il est préconisé ici, devrait par conséquent être entreprise en accord avec ce principe.

6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Dans l'étude qui précède, nous avons proposé un cadre dont on peut tirer des conclusions dans plusieurs directions. Dans l'esprit de notre document, nous proposons à la discussion les conclusions et les recommandations suivantes, qui concernent particulièrement l'évaluation des impacts environnementaux. Comme nous l'avons dit précédemment, ce qui vaut pour les projets peut aussi être étendu aux programmes et aux politiques.

1. **La seule manière de réaliser correctement l'évaluation économique et environnementale d'un projet consiste à le comparer à d'autres projets possibles en fonction des ressources économiques et environnementales qu'ils exigent et de leur contribution globale à ce qu'on considère comme une économie régionale durable au point de vue environnemental.** Sur le plan économique, la mesure véritable du coût économique et environnemental d'un projet est son «coût d'option)) : la valeur des avantages nets que l'on aurait pu obtenir en affectant aux meilleures autres utilisations possibles les ressources économiques et environnementales que nécessite le projet. Dans le cas des coûts environnementaux, souvent, ces meilleures autres utilisations possibles ne sont pas immédiatement apparentes : elles doivent être révélées par des stratégies globales de conservation et par des plans intégrés des ressources. En d'autres termes, il faudrait mesurer les coûts (ou avantages) réels des projets pour l'environnement en se demandant ce que le projet enlève (ou ajoute) à la réalisation des stratégies de conservation et des plans intégrés des ressources. La nécessité de ces étalons est si fondamentale qu'il faudrait envisager d'imposer des moratoires généraux sur les grands projets dans les régions où des stratégies de conservation ou des plans intégrés des ressources n'ont pas encore été élaborés.

2. Ce **qui précède donne de bonnes raisons de penser que l'analyse coûts-avantages, à son état actuel d'évolution et selon la manière dont elle est appliquée, sous-évalue systématiquement les coûts et les avantages en matière d'environnement.** Néanmoins, de nombreux projets, y compris certains grands projets, dont le caractère durable au point de vue économique et environnemental est douteux, continuent à être mis en oeuvre même si on peut douter que ces projets résisteraient à une analyse coûts-avantages. Ces projets ne sont réalisés qu'au coût d'impottantes subventions gouvernementales et d'une mauvaise affectation de ressources. Par conséquent, tous les projets à mettre en oeuvre à l'aide du financement ou de l'appui gouvernemental devraient faire l'objet, dès l'étape de l'évaluation initiale, d'une ACA et d'une évaluation des impacts environnementaux. Toute analyse coûts-avantages devrait être ouverte à l'inspection du public et sujette à la révision des économistes de l'environnement extérieurs à l'organisation qui a réalisé l'analyse coûts-avantages. Il faudrait prendre des mesures pour que progressent le développement, l'application et l'uniformisation des méthodes d'ACA, notamment en apportant des modifications pour tenir compte des motifs environnementaux indiqués plus haut. Entre-temps, si un projet dont les impacts sur l'environnement sont, dans l'ensemble, perturbateurs, échoue à l'analyse coûts-avantages à cette étape, il devrait être rejeté, bien que s'il réussit l'épreuve de l'analyse coûts-avantages, il devrait encore être soumis à d'autres étapes de l'évaluation des impacts environnementaux. En d'autres termes, la réussite face à l'analyse coûts-avantages devrait être une condition nécessaire, mais non suffisante, pour l'approbation de tels projets. Des projets qui ont pour effet global d'améliorer la qualité de l'environnement (par ex., des usines de traitement des eaux usées et des programmes de prévention de l'érosion), mais qui échouent néanmoins à l'analyse coûts-avantages, devraient être soumis à un nouvel examen afin que l'on puisse voir si leurs avantages pour l'environnement, qui n'ont pas été correctement évalués dans l'analyse coûts-avantages, dépassent leurs pertes pécuniaires nettes déterminées par l'ACA.

3. La **négociation constitue un moyen de résoudre les conflits en matière d'environnement et de ressources qui est compatible avec les principes économiques, et elle devrait devenir la norme à l'égard de conflits de ce genre dans l'évaluation des impacts environnementaux.** En même temps, il faut plus de recherche, d'expérimentation et de pratique pour déterminer quels intérêts devraient être représentés dans les négociations, par qui et quels droits de procédure (ainsi que de substance) chacun devrait se voir accorder dans le processus. La science économique peut nous aider en matière de représentation, selon le système actuel de valeurs de notre société. Dans la mesure où les politiques publiques accordent plus de poids à un système d'éthique ou de valeurs durable, chaque «fonction» environnementale (de Groot 1986) devrait avoir un représentant ou un porte-parole dans les négociations sur l'environnement. Comme une telle représentation n'est probablement pas réaliste si on veut limiter le nombre des **négociateurs à** un niveau maniable, il faudra se demander comment un nombre maniable de rôles de négociation peut être défini

naturellement pour couvrir toutes les fonctions environnementales en jeu. Cet exercice constituerait lui-même un puissant processus d'éducation : il faudrait que les parties intéressées prennent conscience de la manière dont leurs intérêts sont lies à des fonctions environnementales; en effet, leurs intérêts peuvent être liés aux fonctions environnementales de façons qu'ils n'ont peut-être pas envisagées.

4. **Le contenu en information des processus de négociation (ou des autres procédures d'évaluation des impacts environnementaux qui peuvent être employées) pourrait être encore enrichi par l'utilisation de certains des outils d'analyse dont nous avons déjà fait état, comme les modèles économico-écologiques et les modèles intrants-extrants.** La réalisation de tout exercice de modélisation devrait être entièrement conforme à son objectif dans ce contexte, c'est-à-dire qu'il devrait aider à explorer et à prévoir les conséquences indirectes et directes des projets qui peuvent avoir des ramifications économiques et écologiques. II faudrait de plus amples recherches sur la manière dont de tels outils peuvent être incorporés aux processus de négociation et aux procédures d'évaluation des impacts environnementaux en général (Stokoe et coll. 1988). Dans une étude récente des applications de modèles économico-écologiques, Pearse et Walters (1987) concluent que le, *véritable défi consiste maintenant à apprendre comment intégrer le processus de modélisation et ses produits de façon plus efficace dans des cadres complexes de décision. Le meilleur moyen de relever ce défi consistera à consacrer autant d'efforts à l'étude de /a manière dont les modèles sont reçus et utilisés que ceux qui ont été consacrés antérieurement à l'étude de la manière de les construire* (traduction). Le passé donne à penser que les modèles sont le plus utiles dans des contextes de décision où les parties intéressées et les autres utilisateurs de ces modèles participent à leur élaboration.

5. **II faudrait mener les négociations en matière d'environnement en fonction de la recherche et développement (R D) possible qui pourrait être entreprise pour atténuer ou réduire les conflits environnementaux révélés par les négociations.** Même si les résultats d'une telle R D n'arrivaient pas assez vite pour être appliqués au projet à l'étude, ils pourraient quand même être utiles pour des projets ultérieurs similaires. II faudrait mener les négociations en vue d'élaborer une stratégie de surveillance pour les changements environnementaux et économiques qui pourraient être attribuables au projet. II faudrait aussi prévoir une «vérification a posteriori» de l'évaluation économique ainsi que de l'évaluation environnementale du projet. Les frais des négociations, de la R D, de la surveillance, de l'atténuation, de l'indemnisation et de la vérification a posteriori devraient être entièrement à la charge du promoteur du projet.

6. **Les résultats du processus de négociation accroîtraient l'information sur les coûts et avantages environnementaux pris en compte à l'origine dans l'analyse coûts-avantages à l'étape de l'évaluation initiale. Ces** nouveaux renseignements pourraient alors être intégrés à l'analyse coûts-avantages afin de faciliter les décisions finales sur l'approbation du projet par le promoteur du projet et des experts en environnement.

7. **Comme nous le laissons entendre par ce qui précède, les rôles attribués à l'analyse coûts-avantages (et à d'autres techniques) dans le processus d'évaluation des impacts environnementaux devraient être considérés comme provisoires et sujets à un examen rigoureux.** Cet examen devra avoir pour objet de déterminer où l'analyse coûts-avantages produit des résultats trompeurs (pour certaines des raisons que nous avons citées), à la fois pour corriger ces erreurs dans le cas courant et pour améliorer la méthode de l'analyse coûts-avantages en vue d'une application dans des évaluations ultérieures. II faudrait aussi appuyer la recherche et développement de techniques comme l'analyse à objectifs multiples et l'«évaluation de développement durable)), qui pourraient compléter ou remplacer l'analyse coûts-avantages dans certains cas. Les étapes que nous proposons ici dans le processus de l'évaluation des impacts environnementaux lorsqu'on peut détecter des erreurs dans l'analyse coûts-avantages s'insèreraient à la fin des négociations et au cours de la vérification a posteriori. Dans la mesure où l'analyse coûts-avantages et la conduite des négociations s'améliorent, leurs résultats devraient converger et tous deux devraient permettre de prévoir correctement les résultats économico-écologiques effectifs, tels que déterminés par la vérification a posteriori.

BIBLIOGRAPHIE

ABELSON, P. 1979. *Cost Benefit Analysis and Environmental Problems.* Westmead, England: Saxon House.

ACKERMAN, B. et W. HASSLER. 1981. *Clean Coal/Dirty Air. New* Haven and London: Yale University Press.

ADAMSON, V. 1984. *Breaking the Barriers: A Study of Legislative and Economic Barriers to Industrial Waste Reduction and Recycling.* Toronto: Canadian Environmental Law Research Foundation and The Pollution Probe Foundation.

AMIR, S. 1985. On the Degree of Interdisiplinarity of Research Programs: A Quantitative Assessment. *Scientometn'cs* 8(1-2): 117-136.

AMIR, S. 1987. Environmental Research in Israel: On the Need for a Novel Organisational Change. *Research Policy* 16: 17-27.

AMY, D. 1987. *The Politics of Environmental Mediation. New* York: Columbia University Press.

ANDERSON, F. 1979. Ontario Reforestation Policy: Benefits and Costs. *Analyse de politiques 5: 336-47.*

ANDERSON, G. et R. BISHOP. 1986. The Valuation Problem. Dans: Bromley, D., ed. *Natural Resource Economics: Policy Problems and Contemporary Analysis.* Boston: Kluwar, Nijheff Publishing.

ARCHIBUGI, F. 1989. Comprehensive Social Assessment: an Essential Instrument for Environmental Policy-Making. Dans: Archibugi, F., et P. Nijkamp, eds. *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development.* Dordrecht: Kluwer.

ARNDT, H. 1981. Economic Development: A Semantic History. *Economic Development and Cultural Change 29: 457-66.*

ARROW, K. et A. FISHER. 1974. Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics; 88:* 312-l 9.

AYRES, R., et A. KNEESE. 1969. Production, Consumption and Externality. *American Economic Review 59: 282-297.*

BARBIER, E. 1987. The Concept of Sustainable Economic Development. *Environmental Conservation* 14(2): 101-10.

BARBIER, E. 1989. *Economics, Natural-Resource Scarcity and Development: Conventional and Alternative Views.* London: Earthscan.

BARNES, D., I. BEATTIE, C. LIVINGSTONE, C. EDWARD, G. THÉRIAULT et R. LOUCKS. 1990. *Projet de raccordement dans le détroit de Northumberland: rapport de la Commission d'évaluation environnementale.* Rapports des commissions d'evaluation; 34. Hull: Bureau fédéral d'examen des évaluation evironnementales.

BARTON, A. 1979. *Resource Recovery and Recycling. New* York: John Wiley and Sons.

BASTA, D. et B. BOWER, eds. 1982. *Analyzing Natural Systems: Analysis for Regional Residuals-Environmental Quality Management.* Washington, DC: Resources for the Future.

BAUMOL, W. et W. OATES. 1975. *The Theory of Environmental Policy.* Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

BEANLANDS, G., et P. DUINKER. 1983. *Un cadre écologique pour l'évaluation environnementale au Canada.* Halifax: Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, et Bureau fédéral d'examen des évaluation environnementales.

BECKER, R. 1982. Intergenerational Equity: The Capital-Environment Trade-off. *Journal of Environmental Economics and Management; 9: 165-l 85.*

BERNSTEIN, B. 1981. Ecology and Economics: Complex Systems in Changing Environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12: 309-30.

BOND, W., H. BRUNEAU et P. BIRCHAM. 1986. *Programmes fédérauxpouvant influer de facon marquée sur les ressources en terres du Canada.* Ottawa: Direction générale des terres, Environnement Canada.

BOULDING, K. 1981. *Evolutionary Economics.* Beverley Hills, London: Sage Publications.

BOWES, M. et J. KRUTILLA. 1985. Multiple Use Management of Public Forestlands. Dans: Kneese, A., and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics.* Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 2: Chapter 12. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6).

BRAAT, L. et W. LIEROP. 1986. *A Survey of Economic-Ecological Models.* Laxenburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis; CP-85-46.

BRAAT, L. et W. LIEROP, eds. 1987. *Economic-Ecological/ Modeling*. Amsterdam: Elsevier.

BRETON, A. 1989. The Growth of Competitive Governments. Revue *canadienne d'économique* XXII (4) : 717-750. (Comporte un résumé en francais: La croissance des gouvernments compétitifs.)

BROMLEY, D. 1989. *Economic Interests and Institutions: the Conceptual Foundations of Public Policy.* Oxford and New York: Basil Blackwell.

BROMLEY, D. 1990. The Ideology of Eff iciency: Searching for a Theory of Policy Analysis. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(1) : 86-l 07.

BROOKSHIRE, D., L. EUBANKS et A. RANDALL. 1983. Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources. *Land Economics* 59(1): l-l 5.

BUCHANAN, J., et G. TULLOCK. 1975. Polluters' Profits and Political Response: Direct Controls versus Taxes. *American Economic Review* 65: 139-47.

BUNNELL, P., L. GREIG et J. CARLEY (ESSA Ltd. and NEQ Organomics). 1986. *Design Options for a National Residuals Simulation System (NRSS): Final Report.* Submitted to: Statistics Canada Structural Analysis Division and Environment Canada.

BURNS, S. 1977. *The Household Economy: Its Shape, Origins and Future.* Boston: Beacon Press.

CAMPBELL, M. et W. GLENN. 1982. *Profit from Pollution Prevention. A Guide to Industrial Waste Reduction and Recycling.* Toronto: Pollution Probe Foundation.

CAMPEN, J. 1986. *Benefit, Cost, and Beyond: The Political Economy of Benefit-Cost Analysis.* Cambridge: Ballinger.

CANADIAN SOCIETY OF ENVIRONMENTAL BIOLOGISTS. 1985. *Economy and Ecology - The Economics of Environmental Protection.* Alberta: Canadian Society of Environmental Biologists; Symposium Proceedings.

CANADIAN SOCIETY OF ENVIRONMENTAL BIOLOGISTS. 1987. Conservation Strategies in Canada. *CSEB Newsletter/Bulletin* 44(2).

CARPENTER, R. et J. DIXON. 1985. Ecology Meets Economics: A Guide to Sustainable Development. *Environment* 27(5): 6-32.

CHARLES, A. 1988. Fisheries Socioeconomics: A Survey. *Land Economics* 64(3): 276-295.

CHRISTAINSEN G. et T. TIETENBERG. 1985. Distributional and Macroeconomic Aspects of Environmental Policy. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics.* Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 9. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6).

CIRIACY-WANTRUP, S. 1952. *Resource Conservation: Economics and Policies.* Berkeley and Los Angeles: University of California Press.

CIRIACY-WANTRUP, S. et R. BISHOP. 1975. Common Propetty as a Concept in Natural Resources Policy. *Natural Resources Journal* 15: 713-727.

CLARK, J. et W. FURTAN. 1983. An Economic Model of Soil Conservaton/Depletion. *Journal of Environmental Economics and Management* 10: 356-70.

CLARK, W. et R. MUNN, eds. 1986. *Sustainable Development of the Biosphere.* Cambridge: Cambridge University Press.

CLEVELAND, C. 1987. Biophysical Economics: Historical Perspective and Current Research Trends. *Ecological Modelling 38:* 47-74.

COASE, R. 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3: l-44.

COLANDER, D., ed. 1984. *Neoclassical Political Economy: The Analysis of Rent-Seeking and DUP Activities.* Cambridge, MA: Ballinger Publishing Company.

COLEMAN, J. 1986. Norms as Social Capital. Dans: Radnitzky, G., ed. *Economic Imperialism: the Economic Approach Applied outside the Field of Economics. New* York: Paragon.

COMMISSION MONDIALE SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DÉVELOPPEMENT. 1987. *Notre avenir à tous.* Montréal: Éditions du fleuve: Publications du Québec.

CONSEIL ÉCONOMIQUE DU CANADA. 1981. *Pouf une réforme de /a réglementation.* Ottawa: Approvisionnements et Services Canada.

CONSEIL DES SCIENCES DU CANADA. 1977. Le *Canada, société de conservation: les aléas des ressources et la nécessité de technologies inédites.* Conseil des sciences du Canada, rapport no 27. Ottawa: Approvisionnements et Services Canada.

CONSERVATION COUNCIL OF ONTARIO, World Conservation Strategy Project. 1986. *Towards a Conservation Stra tegy for Ontario: An Assessment of Conservation and Development in Ontario.* Toronto: Conservation Council of Ontario.

COSTANZA, R. 1987. Social Traps and Environmental Policy: Why Do Problems Persist when there are Technical Solutions Available? *Bioscience* 37(6): 407-412.

COSTANZA, R. 1990. Assuring the Sustainability of Ecological Economic Systems. Paper presented at the first annual. meeting of the International Society for Ecological Economics: The Ecological Economics of Sustainability; Washington, D.C.; 21-23 May, 1990.

COSTANZA, R. et H. DALY. 1987. Toward an Ecological Economics. *Ecological Modelling* 38: I-8.

COX, *S.* 1985. No Tragedy on the Commons. *Environmental Ethics* 7: 49-61.

CRABBÉ, P. 1985. Option Value and Quasi-Option Value of Natural Resources. Presented at: Fifth World Congress of the Econometric Society; August, 1985; Boston, MA.

CRERAR, A. 1986a. Resource Cost Accounting. *Options politiques* mai 1986: 17-21.

CRERAR, A. 1986b. Anticipate and Prevent. *Options politiques* novembre, 1986: 3-7.

CROCKER, T. et B. FORSTER. 1986. Atmospheric Deposition and Forest Decline. *Water, Air and Soil Pollution* 31: 1007-1017.

CROCKER, T., J. TSCHIRHART, R. ADAMS et B. FORSTER. n.d. Methods Development for Assessing Acid Deposition Control Benefits. Dans: *Methods Developmen t for Environmental Con trol Benefits Assessment.* Washington: Office of Exploratory Research, Office of Research and Development, US EPA.

DALY, H., ed. 1973. *Toward a Steady-State Economy.* San Francisco: Freeman.

DALY, H. 1977. *Steady-State Economics.* San Francisco: Freeman.

DALY, H. et J. COBB. 1989. *For the Common Good: Redirecting the economy toward community, the environment and a sustainable future.* Boston: Beacon Press.

DANSEREAU, P. 1985. Environnement futur: ressources, besoins, désirs et réalités. Exposé présenté au Colloque du Conseil consultatif de l'environnement sur le bilan et la prospective environnementale québécoise; 28 avril 1984; Québec: 105-213.

de GROOT, R. 1986. *A Functional Ecosystem Evaluation Method as a Tool in Environmental Planning and Decision Making.* Agricultural University, Wageningen, The Netherlands: Nature Conservation Department.

de GROOT, R. 1987. Environmental Functions as a Unifying Concept for Ecology and Economics. *The Environmentalist* 7(2): 105-I 09.

DORCEY, A. 1984. Interdependence between the Economy and the Environment: from Principles to Practice. Document préliminaire préparé pour Environnement Canada en vue de la Conférence internationale sur l'environnement et l'économie; 18-21 juin 1984, Paris.

DORCEY, A. 1986. *Bargaining in the Governance of Pacific Coastal Resources: Research and Reform.* University of British Columbia: Westwater Research Centre.

DORCEY, A. et C. RIEK. 1988. Negotiation-Based Approaches to the Settlement of Environmental Disputes in Canada. Dans: Keene, S., ed. *The Place of Negotiation in EIA Processes: Ins titutional Considera tions.* Hull :

Canadian Environmental Assessment Research Council.

DORFMAN, R. 1985. An Economist's View of Natural Resource and Environmental Problems. Dans: Repetto, R., ed. *The G/oba/ Possible: Resources, Development and the New Century. New* Haven: Yale University Press.

DOWNING, P. et L. WHITE. 1986. Innovation in Pollution Control. *Journal of Environmental Economics and Management* 13: 18-29.

DRYZEK, J. 1983. Ecological Rationality. *International Journal of Environmental Studies* 21: 5-10.

DRYZEK, J. 1987. *Rational Ecology: Environment and Political Economy.* Oxford and New York: Basil Blackwell.

ECKHOLM, E. 1976. *Losing Ground: Environmental Stress and World Food Prospects. New* York: Norton and Company.

EHRLICH, E., T. LUTTON et J. THOMASIAN (Congress of the United States, Congressional Budget Office). 1985. *Environmental Regulation and Economic Efficiency*. Washington: U.S. Government Printing Office.

EMMETT, B. 1975. *Environmental Applications of Input-Output Analysis.* Environment Canada Planning and Finance Service Report No. 3. Ottawa: Information Canada.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1984. *Développement soutenu.* Présentation à la Commission royale sur l'union économique et les perspectives de développement. Ottawa: Environnement Canada.

ENVIRONMENT COUNCIL OF ALBERTA. 1986. *Prospectus for an Alberta Conservation Strategy.* Environment Council of Alberta; ECA86-PA/CS.

ENVIRONMENTAL AND SOCIAL SYSTEMS ANALYSTS (ESSA) LTD. 1982. *Review and Evaluation of Adaptive Environmental Assessment and Management.* Canada: Environment Canada.

FEDERAL REGISTER. 1987 (Friday March 20). Part IV: Department of the Interior, Office of the Secretary. 43 CFR Part 11. *Natural Resource Damage Assessments; Final Ru/e.* Washington: U.S. Government Printing Office.

FEENBERG, P. et E. MILLS. 1980. *Measuring the Benefits of Water Pollution Abatement.* San Diego: Academic Press.

FISHER, A. et J. KRUTILLA. 1974. Valuing Long Run Ecological Consequences and Irreversibilities. *Journal of Environmental Economics and Management* 1: 96-1 08.

FISHER, A. et PETERSON, F. 1976. The Environment in Economics: A Sutvey. *Journal of Economic Literature* 14: l-33.

FISHER, A. et J. KRUTILLA. 1985. Economics of Nature Presetvation. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics.* Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 4. (Arrow, K., et M.Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

FORSTER, B. 1984. Economic Impact of Acid Precipitation: A Canadian Perspective. Dans: Crocker, T., ed. *Economic Perspectives on Acid Deposition Control.* Boston: Butterworth Publishers; Ch. 7; 97-121. (Teasley, J., ed. Acid Precipitation Series. Ann Arbor Science Books; 8).

FORSTER, B. 1985. Economic Impact of Acid Deposition in the Canadian Aquatic Sector. Dans: Adams, D.D., et W.P. Page, eds. *Acid Deposition: Environmental, Economic and Policy Issues.* Plenum Press; 409-437.

FORSTER, B. 1987a. Agricultural Impacts of Acid Deposition: Some Issues to Consider. *Canadian Journal of Agricultural Economics 35:* 241-248.

FORSTER, B. 1987b. The Acid Rain Games: Incentives to Exaggerate Control Costs and Economic Disruption. Presented at the Symposium: Acid Rain: The Ecology, The Economics and the Politics of a Problem; October, 1987; Indianapolis.

FORSUND, F. 1985. Input-Output Models, National Economic Models and the Environment. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resoufce and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 8. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

FREEMAN, A. 1979. *The Benefits of Environmental Improvement: Theory and Practice.* Baltimore and London: John Hopkins University Press.

FREEMAN, A. 1984. The Quasi-Option Value of Irreversi ble Development. *Journal of Environmental Economics and Management* 11: 292-295.

FREEMAN, A. 1985a. Methods for Assessing the Benefits of Environmental Programs. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and* Energy *Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 6. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. *6.)*

FREEMAN, A. 1985b. Supply Uncertainty, Option Price and Option Value. *Land Economics* 61(2): 176-l 81.

FREEMAN, A. 1986. Uncertainty and Environmental Policy: The Role of Option and Quasi-Option Values. *Advances in Applied Micro-Economies;* **4:** 153-l 67.

GAULT, F., K. HAMILTON, R. HOFFMAN et B. MCINNIS. 1987. The Design Approach to Socio-Economie Modelling. *Futures* February, 1987: **I-25.**

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1981. The Crisis of Natural Resources. *Challenge* March-April, 1981: **50-56.**

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1976. *Energy and Economic Myths. New* York: Pergammon Press Inc.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1979. Energy Analysis and Economic Valuation. *Southern Economic Journal 45:* 1023-l 058.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1971. *The Entropy Law and the Economic Process.* Cambridge, MA: Harvard University Press.

GILPIN, A. 1986. *Environmental P/anning:A Condensed Encyclopedia.* Park Ridge, NJ: Noyes.

GOELLER, H. et A. WEINBERG. 1976. The Age of Substitutability: What Do We Do When the Mercury Runs Out? *Science* 191: 683-89.

GOELLER, H. et A. ZUCKER. 1984. Infinite Resources: the Ultimate Strategy. *Science* 223: 456-462.

GOODLAND, R. et G. LEDEC. 1987. Neoclassical Economics and Principles of Sustainable Development. *Ecological Modelling* 38: 19-46.

GREGOR, J. **1977.** *Intra-Urban Mortality and Air Quality: an Economic Analysis of the Costs of Pollution-Induced Mortality*. Cornwallis, Oregon: U.S. EPA; July 1977; EPA-600/5-77-009. (Socioeconomic Environmental Studies Series).

GREGORY, R. et T. McDANIELS. 1987. Valuing Environmental Losses: What Promise Does the Right Measure Hold? *Policy Sciences 20:* **1 I-26.**

GRIGALUNAS, T., R. ANDERSON, G. BROWN, R. CONGAR, N. MEADE et P. SORENSEN. 1986. Estimating The Cost of Oil Spills: Lessons from the Amoco Cadiz Incident. *Marine Resource Economics* 2(3): *239-262.*

GRIGALUNAS, T. et J. OPALUCH. 1987. *Assessing Liability for Damages under CERCLA: A New Approach for Providing Incentives for Pollution Avoidance?* Staff Paper Series, College of Resource Development, University of Rhode Island.

GROUPE DE TRAVAIL NATIONAL SUR L'ENVIRONNEMENT ET L'ÉCONOMIE (CANADA). 1987. *Rapport.* **24** septembre 1987; présenté au Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.

HAFKAMP, W. 1984. Economie-Environmental Modeling in a National-Regional System: An Operational Approach with Multi-Layer Projection. Dans: Andersson, A., et W. Isard, eds. *Studies in Regional Science and Urban Economics*; 10. Amsterdam: North Holland.

HAFKAMP, W. et P. NIJKAMP. 1984a. A Multiple-Layer Model for Economie-Environmental-Energy Policy Analysis. Lecture Notes in *Economics and Mathematical Systems* 229: 193-20 **1**.

HAFKAMP, W. et P. NIJKAMP. **1984b.** An Operational Multi-Component Multi-Actor Policy Model for Economie-Environmental Scenarios. Lecture Notes in *Economics and Mathematical Systems* **230: 157-l 82.**

HALEY, D. 1985. The Forest Tenure System as a Constraint on Efficient Timber Management: Problems and Solutions. *Analyse de politiques* 11: suppl.: 315-20.

HALL, C., C. CLEVELAND, et R. KAUFMANN. 1986. *Energy and Resource Quality. The Ecology of the Economic Process. New* York: John Wiley and Sons.

HALL, R. 1984. Solving Environmental Problems in the Main Stream. *Probe Post* October, **1984: 8-l 1.**

HARDIN, G. 1968. Tragedy of the Commons. Science 162: 1243-1248.

HARTWICK, J. et N. OLEWILER. 1988. *The Economics of* Natural Resource Use. New York: Harper and Row.

HERSHAFT, A., ed. 1978. *Critical Review of Estimating Benefits of Air and Water Pollution Control.* Washington: U.S. EPA.; EPA-600/5-78-014.

HIRSCH, F. 1978. *Social Limits to Growth.* Cambridge, MA: Harvard University Press.

HOLLICK, M. 1981. The Role of Quantitative Decision-Making Methods in Environmental Impact Assessment. Journal *of Environmental Management* 12: 65-78.

HOLLING, C. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management. New* York: Wiley.

HOWE, C. 1979. *Natural Resource Economics: Issues, Analysis and Policy. New* York: John Wiley and Sons.

HUETING, R. 1980. New *Scarcity and Economic Growth: More Welfare through Less Production.* Amsterdam: North-Holland Publishing Company.

HUETING, R. 1987. An Economic Scenario that Gives Top Priority to Saving the Environment. *Ecological Modelling* 38: 123-l 40.

HUFSCHMIDT, M., D. JAMES, A. MEISTER, B. BOWER et J. DIXON. 1983. *Environment, Natural Systems and Development: An Economic Valuation Guide.* Baltimore and London: Johns Hopkins University Press.

HUISINGH, D., L. MARTIN, H. HILGER et N. SELDMAN. 1981. *Proven Profits from Pollution Prevention: Case Studies in Resource Conservation and Waste Reduction.* Washington: Institute for Local Self-Reliance.

HYMAN, E. 1981. The Valuation of Extramarket Benefits and Costs in Environmental Impact Assessment. *EIA Review* 2: 227-58.

INGRAM, H. 1985. Information Channels and Environmental Decision-Making. Dans: Kury, C., ed. Enclosing the Environment: NEPA's Transformation of Conservation into Environmentalism. *Natural Resources Journal* Special Issue: 86-l 05.

ISARD, W. 1972. *Ecologic-Economic Analysis for Regional Development. New* York: The Free Press.

JAMES, D. et B. BOER. 1987. *Application of Economic Techniques in Environmental Impact Assessment. Draft Report to the Australian Environment Council. Macquarie University, Australia.*

JAMES, D. 1985. Environmental Economics, Industrial Process Models and Regional-Residuals Management Models. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics.* Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 7. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

JOHANNSON, P.-O. 1987. *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits.* Cambridge: Cambridge University Press.

JOHNSON, M. et J. BENNETT. 1979. An Input-Output Model of Regional Environmental and Economic Impacts of Nuclear Power Plants. *Land Economics* 55(2): *236-52.*

JOHNSON, M. et J. BENNETT. 1981. Regional Environmental and Economic Impact Evaluation: An Input-Output Approach. *Regional Science and Urban Economics* 11: 215-30.

JONES, M. et L. GREIG. 1985. Adaptive Environmental Assessment and Management: A New Approach to Environmental Impact Assessment. Dans: MacLaren, V., et J. Whitney, eds. New *Directions in Environmental Impact Assessment in Canada.* Toronto: Methuen.

KAHN, J. 1987. Economic Damage from Herbicide Pollution in Chesapeake Bay. *Project Appraisal* 2(3): 142-152.

KAHN, J. et M. KEMP. 1985. Economic Losses Associated with the Degradation of an Ecosystem: The Case of Submerged Aquatic Vegetation in Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Economics and Management* 12: 246-263.

KAPP, K. 1983. Governmental Furtherance of Environmentally Sound Technologies as a Focus of Research and Environmental Policies. Dans: Kapp, K. *Social Costs, Economic Development and Environmental Disruption.* England: University Press of America.

KELMAN, S. 1981. *What Price Incentives?* Boston, MA: Auburn House Publishing Company.

KNEESE, A. *1984. Measuring the Benefits of Clean Air and Water.* Washington: Resources for the Future, distributed by John Hopkins University Press, Baltimore and London.

KNEESE, A., R. AYRES et R. D'ARGE. 1970. *Economics and the Environment.* Baltimore: Johns Hopkins University Press.

KNEESE, A. et W. SCHULZE. 1977. Environment, Health, and Economics - The Case of Cancer. *American Economic Association Proceedings* 67(1): 326-32.

KNEESE, A. et B. BOWER. 1979. *Environmental Quality and Residuals Management. Report of a Research Program on Economic, Technological, and Institutional Aspects.* Washington: Resources for the Future, distributed by John Hopkins University Press, Baltimore and London.

KNETSCH, J. et H. FREEMAN. 1979. Environmental and Economic Assessments in Development Project Planning. *Journal of Environmental Management 9: 237-246.*

KNETSCH, J. 1984. Legal Rules and the Basis for Evaluating Economic Losses. *International Review of Law and Economics 4:* 5-13.

KNETSCH, J. et J. SINDEN. 1984. Willingness to Pay and Compensation Demanded: Experimental Evidence of an Unexpected Disparity in Measures of Value. *Quarterly Journal of Economics* 1984 (August): 507-521.

KNOWLES, R. 1986. *Étude des liens entre l'environnement et /'économie.* Rapport du Conseil consultatif canadien de l'environnement; no. 16. Ottawa: Approvisionnements et Services Canada.

KOSMO, M. 1987. *Money to Burn? The High Costs of Energy Subsidies.* Washington: World Resources Institute.

KRUTILLA, J. 1967. Conservation Reconsidered. *American Economic Review* 57(4): *777-786.*

KRUTILLA, J. et A. FISHER. 1975. *The Economics of Natural Environments. Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources.* London and Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

LAITNER, S. 1987. Resource Constraints: The Need for Community Management in Economic Development Strategies. *Ecological Modelling 38:* 159-l *70.*

LAKSHMANAN T. et P. NIJKAMP, eds. 1983. *Systems and Models for Energy and Environmental Analysis.* England: Gower.

LAVE, L. et E. SESKIN. 1971. Health and Air Pollution. Dans: Bohm, P., et A. Kneese, eds. *The Economics of Environment,* London: MacMillan.

LEMESHEV, M. 1983. *Methodological Approaches to the Economic Assessment of Environmental Damage and Cost-Benefit Analysis as a Tool for Environmental Management.* United Nations Economic and Social Council; GE.83-42411.

LEONTIEF, W. 1970. Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *Review of Economics and Statistics* August, 1970: 262-271.

LIEPERT, *C.* 1986. Social Costs of Economic Growth. *Journal of Economic Issues* 20(1): 109-l 31.

MacLAREN, V. et J. WHITNEY, eds. 1985. New *Directions in Environmental Impact Assessment in Canada.* Toronto: Methuen.

MALER, K.-G. 1971. A Method of Estimating Social Benefits from Water Pollution Control. *Swedish Journal of Economics* March, 1971: 121-l 33.

MALER, K.-G. 1985. Welfare Economics and the Environment. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics.* Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 1. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

MALER, K.-G. et R. WYZGA. 1976. *La mesure économique des dommages dans le domaine de l'environnement.* Paris: OCDE.

MALONEY, M. et R. McCORMICK. 1982. A Positive Theory of Environmental Quality Regulation. *Journal of Law and Economics 25:* 99-1 *23.*

MANNING, E. 1986. Vers *une utilisation des terres: une stratégie.* Ottawa: Direction générale des terres, Environnement Canada; avril 1986; Document de travail; no 47. Présente au colloque bilatéral Canada-Chine sue la mise en valeur et la gestion du territoire, Beijing (Chine).

MARKANDYA, A. et D. PEARCE. 1987. *Natural Environments and the Social Rate of Discount.* Discussion Papers in Economics, University of London; 87(27).

MARKANDYA, A. et D. PEARCE. 1988. *Environmental Considerations and the Choice of Discount Rates in Developing Countries.* Environment Department Working Paper No. 3. Washington: The World Bank.

MARTINEZ-ALIER, J. 1990. Ecological Perception, Environmental Policy and Distributional Conflicts: Some Lessons from History. Paper presented at the first annual meeting of the International Society for Ecological Economics: The Ecological Economics of Sustainability; Washington, D.C.; 21-23 May, 1990.

MARTINEZ-ALIER, J. avec K. SCHLUEPMANN. 1987. *Ecological Economics*. Oxford and New York: Basil Blackwell.

MAXWELL, J. et A. RANDALL. 1989. Ecological Modeling in a Pluralistic, Participatory Society. *Ecological Economics* l(3): 233-249.

McALLISTER, D. 1980. *Evaluation in Environmental Planning.* Cambridge, MA: The MIT Press.

McINNIS, B. 1984a. Socio-Economie Simulation Models (SESM) and Data Bases of Technology/Resources. *Computer Physics Communications 33: 257-265.*

McINNIS, B. 1984b. *Executive Summary: The Socio-Economic-Resource Framework (SERF).* Working Paper No. 84-03-01.

McINNIS, B. et K. HAMILTON. 1974. *Economic Environmental Modeiiing: Discussion Paper for a Proposed Residuais Tracking System.* Statistics Canada; Oct. 1974; Working Paper 74-l O-25.

McMILLAN, M. 1975. Measuring Benefits Generated by Urban Water Parks: A Comment. *Land Economics* LI (November): 379-381.

MEADE, J. 1970. *The Theory of indicative Planning.* Manchester, England: Manchester University Press.

MEADOWS, D., D. MEADOWS, J. RANDERS, et W. BEHRENS III. 1972. *The Limits To Growth. New* York: A Potomac Associates Book/Signet Book, Published by the New American Library, Inc.

MISHAN, E. 1971 a. Pangloss on Pollution. Dans: Bohm, P., et A. Kneese, eds. *The Economics of Environment.* London: MacMillan.

MISHAN, E. 1971 b. The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay. *Journal of Economic Literature 9:* 1-28.

MISHAN, E. 1977. Economic Criteria for Intergenerational Comparisons. *Futures 9: 383-414.*

MOLL, R. (Structural Analysis Division, Statistics Canada). 1984. *Simulation and Modeliing with Reference to Ecoiogicai and Socio-Economie Systems.* Ottawa: Statistics Canada; Working Paper # 84-04-09.

MUIR, T. (Canada Centre for Inland Waters). n.d. New *Perspectives on the Socio-Economie Aspects of LRTAP/Acid Rain.* Manuscript.

MUNRO, G. et A. SCOTT. 1985. The Economics of Fisheries Management. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Naturai Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 2: Chapter 14. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

NAKASHIMA, D.J. 1990. *inuit, Eiders and Oii in Hudson Bay: Application of Traditionai Environmentai Knowiedge to Northern Impact Assessment.* Hull: Canadian Environmental Assessment Research Council.

NASH, C., D. PEARCE et J. STANLEY. 1975. An evaluation of cost-benefit analysis criteria. *Scottish Journal of Poiiticai Economy* June, 1975; XXll(2): 121-133.

NEMETZ, P. 1986. Federal Environmental Regulation in Canada. *Naturai Resources Journal* 26: 551-608.

NEMETZ, P, et A. VIVING. 1981. The Biology-Policy Interface: Theories of Pathogenesis, Benefit Valuation and Public Policy Formation. *Poiicy Sciences* 13: 125-138.

NICHOLLS, W. et W. DIXON. 1983. *The informai Economy: Where Peopie are the Bottom Line.* Ottawa: Vanier Institute of the Family.

NIJKAMP, P. 1980. *Environmental Policy Analysis.* Chichester: John Wiley and Sons.

NIJKAMP, P. 1989. Multicriteria Analysis: a Decision Support System for Sustainable Environmental Management. Dans: Archibugi, F., et P. Nijkamp, eds. *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development.* Dordrecht: Kluwer.

NIJKAMP, P., et A. van DELFT. 1977. Multi-Criteria Analysis and Regional Decision-Making. Dans: Nijkamp, P., ed. *Studies in Applied Regional Science,* Vol. 8. Leiden: Martinus Nij hoff Social Sciences Division.

NIJKAMP, P., et J. SPRONK. 1981. *Multiple Criteria Analysis.* Aldershot, England: Gower.

NORGAARD, R. 1985. Environmental Economics: An Evolutionary Critique and a Plea for Pluralism. *Journal of Environmental Economics and Management* 12: 382-394.

NORGAARD, R. 1987. Economics as Mechanics and the Demise of Biological Diversity. *Ecological Modelling 38:* 107-I 22.

NORGAARD, R. 1988. Sustainable Development: a Co-evolutionary View. *Futures* 20(6): 606-620.

NORGAARD, R. 1990. Economic Indicators of Resource Scarcity: A Critical Essay. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(1): 19-25.

OCDE. 1978. *Évaluation macro-économique des programmes de /'environnement,.* Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OCDE. 1985a. *Environnement et économie.* Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OCDE. 1985b. *Politique de /'environnement et changement technique.* Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OCDE. 1985c. *Les incidences macro-économiques des dépenses d'environnement.* Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OCDE. 19854. *Indicateurs de la science et de /a technologie OCDE: ressources consacrées à la R-D.* Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OSBERG, L. 1985. The Idea of Economic Well Being. Halifax, NS: Department of Economics, Dalhousie University; June 1985; Paper presented at 19th General Conference of the International Association for Research in Income and Wealth, Noordwijkerhout, Netherlands, 25-31 August, 1985.

OSTRO, B. 1980. Air Pollution, Public Health, and Inflation. *Environmental Health Perspectives* 34: 185-9.

OSTROM, E. (Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University). 1987. *Micro-Constitutional Change in a Multi-Constitutional Political System.* Presented at: Advances in Comparative Institutional Analysis; October 19-23, 1987; Inter-University Center for Postgraduate Studies, Dubrovnik, Yugoslavia.

PAGE, T. 1977. *Conservation and Economic Efficiency: An Approach to Materials Policy.* Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press.

PASHIGIAN, B. 1985. Environmental Regulation: Whose Self-Interests Are Being Protected? *Economic Inquiry* 23: 551-84.

PASSET, R. 1979. *L'économique et le vivant.* Paris: Payot .

PEARCE, D. 1976a. The Limits of Cost-Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy. *Kyklos* 29(1): 97-I 12.

PEARCE, D. 1976b. *Environmental Economics.* London: Longman.

PEARCE, D. 1977. Accounting for the Future. *Futures* October, 1977; 9(5): 360-365.

PEARCE, D. 1978. *The Valuation of Social Cost.* London: George Allen and Unwin.

PEARCE, D. 1983(second edition). *Cost-Benefit Analysis. New* York: St. Mattin's Press.

PEARCE, D. 1987a. Economic Values and the Natural Environment. Presented at the Cambridge University Department of Land Economy as: The Denman Lecture. Cambridge: Granta Editions; The Ninth Denman Lecture.

PEARCE, D. 1987b. Foundations of an Ecological

Economics. *Ecological Modelling* 38: 9-l 8.

PEARCE, D. 1988a. The Sustainable Use of Natural Resources In Developing Countries. Dans: Turner, R., ed. *Sustainable Environmental Management: Princip/es and Practice.* London: Belhaven and Boulder: Westview.

PEARCE, D. 1988b. Economics, Equity and Sustainable Development. *Futures* 20(6): *598-605.*

PEARCE, D. et A. MARKANDYA. 1989a. Marginal Opportunity Cost as a Planning Concept in Natural Resource Management. Dans: Schramm, G., et J. Warford, eds. *Environmental Management and Economic Development.* Washington: The World Bank.

PEARCE, D. et A. MARKANDYA. 1989b. *The Benefits of Environmental Policy: An Appraisal of the Economic* Value *of Environmental Improvements* and *the Economic Cost of Environmental Damage.* Paris: OECD Press.

PEARCE, D., MARKANDYA, A. et E. BARBIER. 1989. *Blueprint for a Green Economy.* London: Earthscan.

PEARCE, D., BARBIER, E. et A. MARKANDYA. 1990. *Sustainable Development: Economics and Environment in the Third World.* Aldershot: Edward Elgar.

PEARCE, D. et R. TURNER. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment. New* York: Harvester Wheatsheaf.

PEARSE, P. et C. WALTERS. 1987. Perspectives on the Application of Economie-Ecological Models. Chapter 15 Dans: Braat, L., et W. Lierop, eds. *Economic-Ecological Modeling.* Amsterdam: Elsevier.

PELTIER, S. 1984. *Cost-Benefit Analysis in Environmenta/ Impact Assessment.* [M.E.S. Thesis]. Halifax, NS: Dalhousie University; unpublished.

PERRINGS, C. 1986. *Economy and Environment: A Theoretical Essay on the Interdependence of Economic and Environmental Systems.* Cambridge: Cambridge University Press.

PESKIN, H., P. PORTNEY et A. KNEESE, eds. 1981. *Environmental Regulation and the U.S. Economy.* Baltimore: John Hopkins University Press for Resources for the Future.

PEZZEY, J. 1989. *Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development.* Environment Department Working Paper No. 15. Washington: The World Bank.

PIGOU, A. 1960. *Economics of Welfare.* London: MacMillan.

PINFOLD, T. 1987. *An Evaluation of the Utility of Large-Scale Economic Mode/s for Socio-Economie Impact Assessment.* Environmental Studies Revolving Fund Report #067. Ottawa: Government of Canada.

POLINSKY, A. 1978. Controlling Externalities and Protecting Entitlements: Property Right, Liability Rule, and Tax-Subsidy Approaches. *Journal of Legal Studies;* 7: l-48.

POLLARD, D. et M. McKECHNIE (Conservation et protection, Environnement Canada). 1986. *Stratégie mondiale de la conservation Canada: rapport sur les réalisations dans la domaine de la conservation.* Ottawa: Approvisionnements et Services Canada.

REGIER, H. 1985. Concepts and Methods of AEAM and Holling's Science of Surprise. Dans: MacLaren, V., et J. Whitney, eds. New *Directions in Environmental Impact Assessment in Canada.* Toronto: Methuen.

REGIER, H. et G. BASKERVILLE. 1986. Sustainable Redevelopment of Regional Ecosystems Degraded by Exploitive Development. Dans: Clark. W., et R. Munn, eds. *Sustainabie Development of the Biosphere.* Cambridge: Cambridge University Press.

REPETTO, R., ed. 1985. *The G/oba/ Possible. New* Haven and London: Yale University Press.

REPETTO, R. 1988a. *The Forest for the Trees? Government Policies and the Misuse of Forest Resources.* Washington: World Resources Institute.

REPETTO, R. 1988b. *Economic Policy Reform for Natural Resource Conservation.* Environment Department Working Paper No. 4. Washington: The World Bank.

ROBERTS, H. et H. SIEVERING (Project Co-directors, Environmental Management Division, Illinois Institute of Natural Resources). *1977. A Guide to Environmental Benefits Assessment in Economic Impact Studies.* Document No. 77/32. Chicago: Illinois Institute for Environmental Quality.

ROBINSON, J. et C. HOOKER. 1985. *The Necessity of Choice:* An Analysis *of Energy Policy and Energy Forecasting in Canada.* Prepared for: Structural Analysis Division, Statistics Canada.

ROBSON, A. 1980. Costly Innovation and Natural Resources. *International Economic Review* 21(1): 17-30.

ROSE, A. 1983. Modeling the Macroeconomic Impact of Air Pollution Abatement. *Journal of Regional Science* 23(4): 441-59.

RUSKIN, F., ed. 1986. *Proceedings of the Conference on Common Property Resource Management.* Washington: National Academy Press.

RUSSELL, C. 1971. Models for Investigation of Industrial Repsonse to Residual Management Action. Dans: Bohm, P., et A. Kneese, eds. *The Economics of Environment.* London: MacMillan.

RUSSELL, C., W. HARRINGTON et W. VAUGHAN. 1986. *Enforcing Pollution Control Laws.* Washington: Resources for the Future.

SAGOFF, M. 1981. Economic Theory and Environmental Law. *Michigan Law Review 79:* 1393-1419.

SAGOFF, M. 1988. *The Economy of the Earth: Philosophy, Law and the Environment.* Cambridge: Cambridge University Press.

SCHRECKER, T. 1983. *Un regard neuf sur la société de conservation.* Ottawa: Conseil des sciences du Canada.

SCHRECKER, T. 1984. *L'élaboration des politiques en matière d'environnement: un document d'étude.* Ottawa: Commission de réforme du droit du Canada. (Série de la protection de la vie).

SCHULTZ, W., D. BROOKSHIRE et T. SANDLER. 1981. The Social Rate of Discount for Nuclear Waste Storage: Economics or Ethics? *Natural Resources Journal* 2: 811-832.

SCOTT, A. 1973. *Natural Resources: The Economics of Conservation.* Toronto: McClelland and Stewart.

SCOTT, A. 1983. Propetty Rights and Property Wrongs. *Canadian Journal of Economics* 16(4): 555-73.

SCOTT, A., ed. 1985. *Progress in Natural Resource Economics. Essays in Resource Analysis by Members of the Programme in Natural Resource Economics (PNRE) at the University of British Columbia.* Oxford: Clarendon Press.

SCHRAMM, G. et J. WARDORD, eds. 1989. *Evnironmental Management and Economic Development.* Baltimore: John Hopkins University Press for the World Bank.

SIMON, H. 1982. *Models of Bounded Rationality.* Cambridge, MA: MIT Press.

SIMONIS, U. 1989. Ecological Modernization of Industrial Society - Three Strategic Elements. Dans: Archibugi, F., et P. Nijkamp, eds. *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development.* Dordrecht: Kluwer.

SITTIG, M. 1975. *Resource Recovery and Recycling Handbook of Industrial Wastes.* Park Ridge, NJ: Noyes.

SMITH, V., ed. 1979. *Scarcity and Growth Reconsidered.* Baltimore and London: Johns Hopkins University Press.

SMITH, V. et J. KRUTILLA. 1979. Resource and Environmental Constraints to Growth. *American Journal of Agricultural Economics* 61: 395-408.

SMITH, V. et J. KRUTILLA. 1984. Economic Growth, Resource Availability, and Environmental Quality. *American Economic Review* 74(2): 226-230.

SONNEN, C. 1989. *The Environment-Economy Linkage: An Exploration of Issues and Impacts.* April 11, 1989. Ottawa: Informetrica Limited.

SOUTHGATE, D., et D. PEARCE. 1987. *Natural Resource Degrada tion in Developing Countries: A Causal Analysis of Agricultural Colonization.* University College London, Discussion Papers in Economics; 87-26.

SPROULE-JONES, M. et P. RICHARDS. 1984. Toward a Theory of the Regulated Environment. *Canadian Public Policy* 10(3): 305-315.

STEWART, R. et J. KRIER. 1978. *Environmental Lawand Policy - Readings, Materials and Notes.* Indianapolis: Bobbs-Merrill.

STIGLER, G. 1971. The Theory of Economic Regulation. *Bell Journal of Economics and Management* 2: 3-21.

STOKOE, P., P. LANE, R. CÔTÉ et J. WRIGHT. 1988. *Evaluation of Holistic Marine Ecosystem Modelling as a Potential Tool in Environmental Impact Assessment.* Halifax: Dalhousie University School for Resource and Environmental Studies.

STOLLERY, K. 1987. Co-operatives as an Alternative to Regulation in Commercial Fisheries. *Marine Resource Economics* 4(4): 289-304.

SWARTZMAN, D., R. LIROFF et K. CROKE, eds. 1982. *Cost-Benefit Analysis and Environmental Regulations.* Washington: The Conservation Foundation.

TORGERSON, D. 1980. *Industrialization and Assessment: Social Impact Assessment as a Social Phenomenon.* Toronto: York University Publications in Northern Studies.

UNION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE ET DE SES RESSOURCES. 1980. *Stratégie mondiale de la conservation.* Gland, Suisse: Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de ses Ressources.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Office of Policy Analysis, Office of Policy, Planning and Evaluation, Economic Studies Branch. 1987. *EPA's Use of Cost-Benefit Analysis: 1981- 7986.* Washington: U.S. EPA; EPA-230-05-87-028.

U.S. NATIONAL SCIENCE FOUNDATION, Directorate for Scientific, Technological, and International Affairs, Division of Policy Research and Analysis. 1983. *Workshop on Effects of Environmental Regulation on Industrial Compliance Costs and Technological Innovation: Summary and Papers.* PRA Report 83-10. Washington: National Science Foundation; April, 1983.

van der PLOEG, S., L. BRAAT et W. LIEROP. 1987. Integration of Resource Economics and Ecology. *Ecological Modelling 38:* 171-l 90.

VICTOR, P. 1972. *Pollution: Economyand Environment.* Toronto: University of Toronto Press.

VOG EL, D. 1986. *National Styles of Regula tion: Environmental Policy in Great Britain and the United States.* Ithaca and London: Cornell University Press. (Katzenstein, P., series editor. Cornell Studies in Political Economy).

WALSH, R., J. LOOMIS et R. GILLMAN. 1984. Valuing Option, Existence, and Bequest Demands for Wilderness. *Land Economics* 60(1): 14-29.

WARFORD, J. 1986. *Natural Resource Management and Economic Development.* Washington: World Bank; May 22, 1986.

WEINSTEIN, M. 1979. Decision Making for Toxic Substances Control: Cost-Effective Information Development for the Control of Environmental Carcinogens. *Public Policy* 27(3): 333-83.

WHITNEY, J. 1985. Integrated Economic-Environmental Models in Environmental Impact Assessment. Dans: V. MacLaren, V., et J. Whitney, eds. New *Directions in Environmental Impact Assessment in Canada.* Toronto: Methuen; Chapter 4: 53-86.

WHITNEY, J. et V. MACLAREN, eds. 1985. *Environmental Impact Assessment: The Canadian Experience.* Toronto: Institute for Environmental Studies, University of Toronto; Feb. 1985; Pub. No. EM-5.

WILEN, J. 1985. Bioeconomics of Renewable Resource Use. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 2. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

WILSON, K., ed. 1977. *Prospects for Growth: Changing Expectations for the Future. New* York: Praeger Publishers. (Praeger Special Studies in U.S. Economic, Social, and Political Issues).

MEMBRES DU SECRETARIAT DU CCREE

Patrice LeBlanc
Secrétaire exécutif
Téléphone: (819) 997-2253

Ron Manitowabi
Chercheur
Téléphone: (819) 9535244

Hélène Laberge-Jarvis
Réceptioniste/dactylo
Téléphone: **(819) 953-2530**

Robert Roy
Chercheur principal
Téléphone: (819) 953-8591

Chantal Sirois
Adjointe administrative
Téléphone: (819) 953-2395

ADRESSE POSTALE:

1 3e étage, Immeuble Fontaine
200, boulevard Sacré-Coeur
HULL (Québec)
K1A OH3

NUMÉRO DE FACSIMILE:

(819) 953-2534

CONSEILLERS AU SECRETARIAT

Robert Boulden
Chef, Division des sytèmes
des impacts environnementaux
Environnement Canada
15ième étage, P.V.M.
351, boulevard St-Joseph
HULL (Québec)
K1A 0H3
Tel: (819) 953-l 690
Fax: (819) 953-4093

Barry Salder
Directeur
Institute of the North-
American West
1631 Barksdale Dr.
VICTORIA, B.C.
V8N 5A8
Tel : (604) 477-8752
Fax: (604) 477-8752

Robert H. Weir
Directeur, Le service
professionnel environnement
Agence canadienne de
développement international
200 promenade du Portage
Place du Centre, 7ième étage
HULL (Québec) K1A 0G4
Tel: **(819) 997-6731**
Fax: (819) 997-4762

MEMBRES DU CONSEIL

Gordon Beanlands (Président)
School for Resource & Environmental Studies
1312 Robie Street
HALIFAX, Nova Scotia
B3H 3E2
Tel: (902) 494-3632
Fax: (902) 494-3728

Tom Beck
422 33rd Avenue N.W.
CALGARY, Alberta
T2C 0B4
Tel: (403) 277-1363
Fax: (403) 2766032

Nancy Doubleday
141 Aylmer Avenue
OTTAWA, Ontario
K1S 2Y1
Tel: (613) 233-9596

W. Ray Effer
Ontario Hydro
700 University Ave., H 1 OG 1
TORONTO, Ontario
M5G 1X6
Tel: (416) 5925202
Fax: (416) 978-0156

Michel Gariépy
Université de Montréal
5620, avenue Darlington
MONTREAL (Québec)
H3C 3J7
Tel: (514) 343-6386
Fax: (514) 343-2183

Susan Holtz
Stanbrae Road
Ferguson's Cove
Box 49, Site 15
RR5, ARMDALE, Nova Scotia
B3L 4J5
Tel: (902) 477-3690
Fax: (902) 477-5464

Esther Jacko
General Delivery
BIRCH ISLAND, Ontario
POP 1A0
Tel: (705) 285-4335
Fax: (705) 285-4532

David Kiell
Newfoundland & Labrador Hydro
P.O. Box 12400
ST. JOHN'S, Newfoundland
Al A 2X8
Tel: (709) 737-1494
Fax: (709) 737-1790

Henry Lickers
Mohawk Council of Akwesasne
P.O. Box 579
CORNWALL, Ontario
K6H 5T3
Tel: (613) 575-2377
Fax: (613) 575-2181

Luc Ouimet
Ville de Montréal
460, rue Saint-Gabriel
4e étage
MONTRÉAL (Québec)
H2Y 2Z9
Tel: (514) 872-7807
Fax: (514) 872-7849

Louise Roy
3855, avenue Northcliffe
MONTREAL (Québec)
H4A 3K9
Tel: (514) 481-2576
Fax: (514) 481-2576

Robert Walker
Saskatchewan Power Corporation
8th Floor, West Wing
2025 Victoria Avernue
REGINA, Saskatchewan
S4P os1
Tel: (306) 566-2877
Fax: (306) 566-3428