

ORSTOM
32, avenue Henri Varagnat
93143 Bondy Cedex
Tél. 48 02 55 00 - Fax 48 47 30 88

**ÉTUDE
COÛT INCRÉMENTAL ET PROTECTION DE LA BIODIVERSITÉ**

Réalisée à la demande du Fonds Français pour l'Environnement Mondial
-FFEM-

DOCUMENTS DU GROUPE DE TRAVAIL

Rapport provisoire

Catherine Aubertin, Arlène Alpha, Olivier Robert

Février 1996

F 43657

Rédacteurs :

Catherine Aubertin, économiste, ORSTOM
Arlène Alpha, économiste, DIAL
Olivier Robert, agro-économiste, SOLAGRAL

Contributeurs -personne ayant rédigé une contribution :

Fatima Abdesselem, économiste, CEDERS, université d'Aix-Marseille
Martine Antona, économiste, CIRAD-GREEN
Robert Brac de la Perrière, Généticien, SOLAGRAL
Christian Chaboud, économiste, ORSTOM
Pierre Cornut, économiste,
Philippe Cury, hydrobiologiste, ORSTOM
Claude de Miras, économiste, ORSTOM-REGARDS
Georges Dupré, sociologue, ORSTOM-ERMES
Roland Finifter, consultant en économie forestière,
Vincenzo Lauriola, économiste,
Jean-Paul Lescure, botaniste, ORSTOM-Museum
Christine Noiville, juriste
Patrick Point, économiste, CNRS, LARE, GREQUAM
Jean-Michel Salles, économiste, université de Montpellier
Michel Trommetter, économiste, INRA
François Verdeaux, anthropologue, ORSTOM - Museum
Franck Dominique Vivien, économiste, C3ED, université de Reims

Participants aux groupes de travail :

Erik Bernard, géographe, SOLAGRAL
Julien Berthaud, généticien, ORSTOM
Laurent Bonneau, Ministère de la coopération
José Brochier, consultant, agro-écologiste
Carine Camors, économiste
André Charrier, généticien, ENSAM
Marie-Christine Cormier-Salem, géographe, ORSTOM
Marie Hélène Dabat, économiste, université de Montpellier
Laure Empereire, botaniste, ORSTOM-Museum
Charles Gachelin, économiste, ANVAR
Hélène Ilbert, économiste, SOLAGRAL
Francis Laloë, statisticien, ORSTOM
Christian Lévêque, hydrobiologiste, ORSTOM
Stéphane Liévoux, économiste
Guy Meublat, économiste, ORSTOM
Estelle Motte, économiste
Florence Pinton, sociologue, GRS, université de Paris X - Nanterre
Hélène Rey, économiste, université de Montpellier
Laurence Tubiana, économiste, INRA, SOLAGRAL
Gérard Winter, économiste, ORSTOM-DIAL

RÉPONDRE À LA QUESTION...

La demande du Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM) porte sur *une définition opérationnelle et exhaustive de la notion de coût incrémental en biodiversité.*

La création du néologisme *coût incrémental*, issu de l'univers de l'analyse de projet et mis à l'honneur dans le domaine de l'environnement, illustre la difficulté de définir simplement le terme, ainsi qu'une certaine soumission aux thèses anglo-saxonnes régnant dans les organismes internationaux. A travers la littérature qui lui est consacré, bien qu'on ait l'intuition des lourds présupposés théoriques qui le sous-tendent, le concept se montre imprécis et versatile, surtout quand il est rappelé que les coûts incrémentaux doivent faire l'objet de négociation. Son application au domaine de la biodiversité, domaine par excellence de la variabilité et de la complexité, bute sur l'absence de données faisant l'objet d'un consensus scientifique et sur la difficulté de mesurer des facteurs biologiques.

Il reste que l'utilisation de ce terme plaide pour une conservation de la biodiversité moyennant un surcoût aux projets de développement afin de les transformer en projets de développement durable, localement et globalement. Si l'on ajoute que le coût incrémental est employé pour calculer le montant d'une aide spécifique pour les pays du Sud dans un contexte de restriction des crédits, on comprendra alors que sa définition représente un enjeu certain. On comprendra également que le coût incrémental est indissociable des représentations de l'environnement et du développement durable qui justifient son emploi.

Le groupe de travail s'est d'abord essayé à repérer ce que pouvait être le coût incrémental dans les projets soumis au Global Environment Facility (GEF) et au FFEM et dans les opérations de développement auxquelles ses membres ont participé. Très vite, il a fallu reconnaître que cette méthode débouchait sur une impasse. Le concept n'a pas encore la vedette dans la boîte à outils des économistes et ne suscite guère d'intérêt chez les naturalistes.

Aussi, après cette première phase de questionnement du coût incrémental, nous avons adopté une double démarche :

D'abord comprendre dans quelles conditions a été créé le coût incrémental. Une analyse historique et institutionnelle permet de retracer le mécanisme de construction et de justification du concept. L'analyse théorique s'applique à retrouver les hypothèses théoriques sous-jacentes et à mettre en évidence leurs implications. On peut alors s'interroger sur l'adéquation du concept à la biodiversité et aux objectifs du GEF.

Puis, à partir de différentes contributions du groupe de travail sur les problèmes d'érosion et d'utilisation durable de la biodiversité dans différents secteurs, ont été identifiées les actions permettant d'allier développement économique et protection de l'environnement global dans le domaine de la biodiversité et susceptibles d'être financées par le GEF ou le FFEM.

I LES ORIGINES DU COÛT INCRÉMENTAL

1. QUESTIONS AUTOUR DU COÛT INCRÉMENTAL

Le groupe de travail a tout d'abord tenté de cerner ce que pouvait être le coût incrémental dans la littérature qui lui est consacrée par le GEF, en particulier, dans les documents issus du programme PRINCE, dont l'objectif était justement de réfléchir sur cette notion.

Le coût incrémental est une notion économique, mais, dans la mesure où c'est aussi le concept central du fonctionnement du GEF et du FFEM, on ne peut nier les aspects financiers. Ainsi, dans la logique économique, et de manière très simple, le coût incrémental représente le surcoût lié à la mise en oeuvre d'actions de protection de l'environnement global. Mais le coût incrémental correspond également à une règle de répartition du financement d'un projet de développement durable (Dessus et Cornut, 1994 : 1), ce qui revient à dire que le coût incrémental est ce que veut bien financer le GEF-FFEM, ou encore, dans le langage des économistes de l'environnement, son consentement à payer...

Plusieurs questions s'imposent :

- il est nécessaire de déterminer une situation de référence, *baseline*, afin de justifier le caractère additionnel des coûts à financer par le GEF. Dans la plupart des projets du GEF, le projet de base n'existe pas. Comment alors construire une situation de référence, en projetant ce qu'aurait fait le pays sans l'aide du GEF, tout en évitant que le pays ne transfère sur le GEF le coût des interventions qu'il aurait pu mener seul ? Comment faire en sorte que les projets ne soient pas 100% incrémentaux ?

- dans la mesure où les ressources financières du GEF sont limitées, et ne pourront à elles seules couvrir l'ensemble des exigences de la convention, un principe de coût efficacité doit être observé (financer le maximum de projets au moindre coût). On retrouve des critères économiques, mais sont-ils adaptés au domaine incertain de la biodiversité ?

- la correction des distorsions nationales (défaillances du marché, inefficacités bureaucratiques, politiques nationales de surexploitation des ressources ou d'ouverture de fronts pionniers) peut constituer un préalable à l'intervention du GEF, mais on ne peut faire abstraction des problèmes de souveraineté nationale. Qu'est-ce qu'une conservation socialement désirable et politiquement acceptable ?

- qui doit recevoir la compensation ? Qui supporte le coût de la mise en oeuvre ? L'impact social des coûts de la conservation doit être considéré. Comment calculer les coûts d'opportunité privés et publics ?

- l'application du coût incrémental à la protection de la biodiversité bute sur la définition de la biodiversité : qu'est-ce que l'on protège et pourquoi ? Comment en

mesurer l'importance, évaluer le degré de menace, la possibilité d'intervention, comment choisir entre une espèce ou un écosystème ?

- comment estimer qu'une atteinte locale à la biodiversité a des conséquences sur l'environnement global ?

- doit-on déduire de l'aide les bénéfices locaux retirés du projet, distinguer entre coût brut et coût net ? Comment estimer les bénéfices environnementaux invisibles au marché ? On peut considérer que le "bonus" du coût brut aiderait les pays à mieux accepter d'appliquer la convention, mais il constituerait alors un alourdissement des coûts destinés à la biodiversité et s'apparenterait alors à de l'aide.

- quelles échelles de temps et d'espace privilégier ?

- le coût incrémental ne relève en aucun cas d'une définition comptable ou de règles financières, mais répond plutôt à une stratégie politique. Quel est alors le rôle des économistes, des naturalistes dans l'évaluation de ce coût négocié ?

Enfin, pourquoi un organisme comme le GEF, et à sa suite le FFEM, ont-ils choisi de fonder leur action sur un concept qui soulève autant de problèmes de définition et d'application ?

Pour répondre au moins à cette dernière question, et faisant l'hypothèse que la clé des problèmes se situe bien en amont, nous avons recherché les origines du coût incrémental dans la période récente et au sein de la théorie économique.

2. PETITE HISTOIRE DU COÛT INCRÉMENTAL

Autour du berceau du coût incrémental, on trouve plusieurs logiques soutenues par des légitimités différentes.

- une logique environnementale : il faut protéger l'environnement global.

- une logique géopolitique : les pays du Nord doivent aider les pays du Sud à protéger localement leur environnement afin que l'environnement de toute la planète, l'environnement global, soit préservé.

- une logique juridique : il faut donner au pays du Sud les moyens de répondre aux exigences des conventions de protection de l'environnement signées au terme du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro (1992). Le GEF, le FFEM sont des mécanismes financiers de ces conventions;

- une logique économique : la protection, comme la destruction, de l'environnement (de la biodiversité) a un coût.

Ces logiques ont chacune une histoire qui s'enchevêtre avec celle des autres.

2.1. ÉMERGENCE D'UNE PRÉOCCUPATION INTERNATIONALE AUTOUR DE LA BIODIVERSITÉ

Que l'on se souvienne que le mot même de biodiversité a été utilisé pour la première fois en 1986 par des scientifiques (Lévêque, 1994:9). L'opinion s'en est saisi

lors du Sommet de la terre à Rio en 1992. La perte de biodiversité est alors devenue un problème d'environnement perçu par tous. Pourtant quelles sont les personnes qui souffrent directement et qui ont conscience de la perte de biodiversité globale ? Il a fallu un gros effort des médias, à partir de quelques éléments scientifiques et de réelles préoccupations géopolitiques, pour que ce problème arrive à la perception de l'opinion, au point que celle-ci se propose de défendre les intérêts de personnes qui n'ont pas droit à la parole (habitants des pays du Sud ou personnes non encore sensibilisées par le problème) ou qui n'existent pas encore (personnes à naître).

La construction sociale du problème de perte de biodiversité a été parachevée avec la signature de la convention sur la diversité biologique à Rio. Pourtant, les scientifiques ne pouvaient faire état que de leurs controverses. Le débat social n'a pas attendu de disposer de connaissances pour s'engager et les États et organismes internationaux n'ont pas eu besoin des certitudes écologiques pour trouver dans la signature d'une convention un espace de légitimité et la mise en place d'un rapport de force.

Comme le souligne Olivier Godard (1993:155), la construction des problèmes d'environnement naît de la confrontation entre des comportements privés d'usage des ressources et des attachements à des valeurs générales comme la protection de l'environnement. Dans des univers controversés comme celui de la biodiversité, on assiste alors à une bataille de visions du monde dans laquelle la science se trouve mobilisée au service des intérêts stratégiques de chaque groupe.

La notion de développement durable fait ainsi l'objet d'une véritable compétition entre diverses visions du monde et diverses visions du futur, chacune essayant d'imposer sa propre définition de ce que serait le développement, la "durabilité" de ce développement et les théories et outils conceptuels permettant de rendre compte et/ou d'accéder à un tel développement. On a tout lieu de penser que les institutions et mécanismes institutionnels qui se mettent en place pour répondre aux exigences de transition vers le développement durable sont aussi des lieux de débats et d'opposition entre ces mêmes visions du monde et du futur.

La signature de la Convention peut en effet s'interpréter comme un moment-clé dans les affrontements entre les instances internationales *conservationnistes* et *utilitaristes*. Le thème de l'utilisation durable de la diversité biologique apparaît en effet dès 1980 chez les conservationnistes (UICN, 1980), mais il ne concerne que les espèces sauvages (pêches, baleines...) exploitées par l'Homme et non les espèces domestiquées (plantes cultivées et animaux d'élevage). Dès le début des années 1980, deux processus de négociation internationale se déroulent parallèlement. D'un côté, la Commission internationale des ressources génétiques de la FAO est à l'origine, en 1983, de l'Engagement International sur les Ressources phytogénétiques. De l'autre, le PNUE prépare la Convention sur la Biodiversité dans la lignée de la stratégie de gestion de la biodiversité promues par les grands organismes conservationnistes comme l'UICN et le WRI¹. Cette séparation reflète bien deux approches, l'une

¹ WRI, UICN, PNUE, 1992. Global Biodiversity Strategy. Traduction française, 1994; Stratégie Mondiale de la Biodiversité. BRG, Comité français UICN.

utilitariste l'autre *protectionniste*, ou, plus précisément, deux champs de préoccupations, les ressources génétiques d'une part, les espèces sauvages et les écosystèmes d'autre part.

Cependant, pour tous ceux qui abordent la préservation et l'entretien de la diversité du vivant, la frontière entre espèces sauvages et espèces domestiques ou entre écosystèmes "naturels" et agro-écosystèmes est de plus en plus floue. Dans cette perspective, il est clair que la Convention sur la Diversité Biologique, en 1992 marque un rapprochement entre le secteur conservationniste et celui des ressources génétiques. Ils se retrouvent en particulier autour du thème de l'utilisation durable des espèces sauvages et semi-domestiquées et autour de deux concepts fédérateurs, biodiversité et développement durable. Les articles clés de la Convention attestent de cette rencontre (voir encadré). Elle sera le premier accord international à proposer une approche intégrée de la préservation et de l'exploitation soutenable des ressources biologiques de la planète. Elle recouvre donc naturellement des thèmes aussi variés que la conservation *in situ* ou *ex situ*, les espèces sauvages et domestiques, l'utilisation durable des ressources, les ressources génétiques et les biotechnologies, l'accès aux technologies, la biosécurité et les organismes génétiquement modifiés, les aspects financiers, etc.

Mais la mise en oeuvre de cette Convention n'est encore que partielle. Le rapprochement avec la FAO sur les ressources génétiques, est en cours², mais demande du temps. Au delà, les enjeux économiques persistent et, avec eux, les vieux clivages : la FAO et l'IPGRI restent les espaces institutionnels privilégiés pour ce qui touche aux ressources génétiques agricoles. L'UICN, le WRI, le WWF et le PNUE, restent quand à eux, fortement marqués par une sensibilité conservationniste, comme l'atteste d'ailleurs le contenu de l'ouvrage de référence *Global Biodiversity Assessment*, publié par le PNUE en 1995. Toutefois, malgré la persistance de ce clivage, il n'en demeure pas moins que ces deux secteurs ont une référence commune : l'utilisation durable comme fondement d'une stratégie de conservation.

La Convention sur la Diversité Biologique et les ressources génétiques

La Convention sur la Diversité Biologique est un des volets, avec celle sur les changements climatiques, qui structurent les débats internationaux sur l'environnement. On retrouve les ressources génétiques au coeur des articles clés de la Convention, ceux qui traduisent les trois grands axes qui ont structuré les débats lors de la conférence de Rio.

1. Conserver et gérer la biodiversité

"Les objectifs ... sont la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ses éléments et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques, notamment grâce à un accès satisfaisant aux ressources génétiques et à un transfert approprié des techniques pertinentes, compte tenu de tous les droits sur ces ressources et aux techniques, et grâce à un financement adéquat" (Article premier).

²A cet effet, depuis 1994, la Commission des ressources phytogénétiques de la FAO prépare un projet de révision de l'Engagement international de 1983 pour en faire un protocole de la Convention.

2. Principe de souveraineté sur les ressources

"...les États ont le droit souverain d'exploiter leurs propres ressources selon leur politique d'environnement et ils ont le devoir de faire en sorte que les activités exercées dans les limites de leur juridiction ou sous leur contrôle ne causent pas de dommage à l'environnement dans d'autres États ou dans des régions ne relevant d'aucune juridiction nationale" (Article 3).

"Étant donné que les États ont droit de souveraineté sur leurs propres ressources naturelles, le pouvoir de déterminer l'accès aux ressources génétiques appartient aux gouvernements et est régi par la législation nationale" (Article 15, §1).

3. Transferts enjeu pour les pays du sud

"Chaque partie contractante, reconnaissant que la technologie inclut la biotechnologie et que l'accès à la technologie et le transfert de celle-ci entre parties contractantes sont des éléments essentiels à la réalisation des objectifs de la présente convention, s'engage, sous réserve des dispositions du présent article, à assurer et/ou à faciliter à d'autres parties contractantes l'accès aux technologies nécessaires à la conservation et à l'utilisation durable de la diversité biologique (...)" (Article 16, §1).

~~(Source : Brac de la Perrière et al, 1995. pp. 3-4)~~

2.2. UN PEU DE GÉOPOLITIQUE

Le GEF est créé dès 1989 à l'initiative de la France et l'Allemagne. Le GEF, dans lequel interviennent le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et le Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD), est mis sous le contrôle de la Banque Mondiale, où n'a pas cours le principe "un pays - une voix" comme aux Nations Unies.

L'idée à l'origine de la création du GEF est que les pays industrialisés ont la responsabilité première des problèmes d'environnement globaux. Ainsi, pour l'effet de serre, il est reconnu que le degré d'accumulation de gaz à effet de serre dans l'atmosphère est historiquement le fait des pays industrialisés. De même, les pays développés ont conduit à la destruction des forêts tempérées et à la biodiversité. La Convention de Rio reconnaît le travail de conservation de la biodiversité effectué par les communautés traditionnelles. Ainsi, la protection de l'environnement global engendre un surcoût pour les pays du Sud alors qu'ils ne sont pas historiquement les principaux responsables des problèmes d'environnement mondiaux. Dans ces conditions, le principe du GEF, qui estime que les pays industrialisés doivent financer les coûts additionnels engendrés par la protection de l'environnement global dans les pays du Sud, correspond au **principe pollueur -payeur**.

Cependant, de la même façon que les pays en développement sont maintenant responsables de l'accumulation rapide des gaz à effet de serre, l'érosion de la biodiversité se situe dans ces pays. Par ailleurs, les pays industrialisés sont supposés avoir déjà internalisé les surcoûts d'environnement grâce à des systèmes de taxes et de subventions appropriés et avoir les moyens et la conscience nécessaires pour pratiquer un développement durable. En revanche, le système fiscal des pays du Sud est trop faible pour permettre une politique efficace de protection de l'environnement global. L'action du GEF repose alors sur un postulat (que l'on peut trouver discutable) : il y a divergence d'intérêt entre les pays en développement qui surexploitent leurs ressources et les pays développés qui désirent protéger l'environnement global. Le GEF trouve alors sa justification dans la mise en place

d'une logique préventive, conformément au principe de précaution, qui s'apparente également à un principe non plus de pollueur-payeur mais **victime-payeur**. Les pays qui s'estiment, en leur nom, ou au nom de l'humanité, lésés par la perte de la biodiversité aident ceux qui supportent les coûts de conservation.

On retrouve dans les textes du GEF et du FFEM de nombreuses ambiguïtés qui participent à cette mise en scène de conflits d'intérêts. Ainsi, toutes les formules sont utilisées pour éviter l'emploi du terme compensation, pourtant classique en économie. Le coût incrémental ne peut prendre la forme d'une compensation (ce que l'on donnerait en dédommagement à un pays pour qu'il fasse ou ne fasse pas quelque chose), car le terme compensation, dans les conférences internationales, entérine l'ouverture de droits.

Le GEF se propose alors de financer le surcoût que représente la protection de l'environnement global. Cette notion de surcoût ou coût incrémental est utilisée dans le cadre de la protection de la couche d'ozone dans le Protocole de Montréal en 1987 pour aider les pays en développement à l'adoption de nouvelles technologies plus propres, est reprise par le GEF. L'utilisation de la notion de coût incrémental suppose donc que l'on puisse faire la distinction entre problème d'environnement local et global, sachant que le GEF ne doit financer que les problèmes d'environnement globaux. En fait, la mise en place du GEF permet aux pays du Nord d'exercer un certain contrôle sur les projets de développement au Sud et de prévenir les atteintes à l'environnement global. Dans le cas de l'effet de serre, les projets énergétiques du Sud ont ainsi pu être examinés.

Par ailleurs, les fonds de l'aide publique au développement sont en diminution. Une part importante est engloutie pour restructurer la dette ou la mise en œuvre des plans d'ajustement structurel. La marge d'action par ce biais se rétrécit. Dans ce contexte les fonds du GEF permettent davantage de possibilités, et l'on se rend compte qu'ils ont tendance à pallier la diminution de l'aide traditionnelle. Les pays industrialisés tiennent à garder le contrôle de ces nouveaux financements, qui sont des dons et doivent rester bien distincts de l'aide publique au développement.

Le FFEM a été créé en 1994 afin de compléter par une aide bilatérale conséquente (400 millions de francs) la contribution française au GEF (800 millions de francs), avec un meilleur retour. L'idée de départ était aussi de proposer quelque chose d'original par rapport au GEF, critiqué par les pays en développement en raison des conditionnalités de la Banque mondiale (qui détient l'essentiel du pouvoir du GEF face au PNUD et au PNUE). Le FFEM se devait d'être original au regard des projets du GEF qui, au moins au début, se cantonnait à des programmes spécifiques de sauvegarde des espèces, avec l'idée de parcs, de réserves. Le coût incrémental, ainsi que la structure du GEF avec conseil scientifique et comité de pilotage, ont été adoptés.

2. 3. UNE LÉGITIMATION RAPIDE

Lors de la Conférence de Rio en 1992, et malgré la réticence des pays du Sud, le GEF est légitimé pendant sa phase pilote (de 1991 à 1993), comme le mécanisme financier des Conventions sur la Diversité Biologique et sur le Climat. Outre la légitimation (rapide) du GEF, la notion de coût incrémental est inscrite explicitement dans les deux Conventions internationales³. Notons que le GEF est aujourd'hui rentré dans sa phase opérationnelle (1994-1997).

L'utilisation du concept de coût incrémental répond ainsi à un principe de respect des exigences de la Convention sur la biodiversité. "Les parties s'engagent à mettre à la disposition des pays en développement des **ressources financières nouvelles et supplémentaires** pour leur permettre de faire face à l'ensemble des coûts additionnels faisant l'objet d'un consensus, *agreed full incremental cost*, liés à la mise en œuvre des mesures qui satisfont aux obligations de la convention". **Les coûts incrémentaux sont donc les coûts supplémentaires que doit supporter un pays pour mettre ses projets de développement en conformité avec les exigences de la convention.** Ces coûts doivent être financés à partir de ressources nouvelles, différentes de l'aide publique au développement et faire l'**objet d'un processus de négociation** entre pays "hôtes" et pays donateurs.

On comprend alors que le coût incrémental est la justification de l'existence du GEF, puis à sa suite le FFEM sont attachés à ce concept de coût additionnel lié à la protection de l'environnement global.

Comment se présente ce fameux coût incrémental ? Quelle est sa logique économique?

3. LE COÛT INCRÉMENTAL TEL QU'EN LUI MÊME

3.1. PREMIÈRE VERSION...

Des travaux approfondis sur le coût incrémental ont été menés dans le cadre d'un programme, le Program for measuring Incremental Costs for the Environment (PRINCE). Ce programme, lancé en février 1993 a pour but de développer une méthodologie claire permettant de mieux préciser la notion de coût incrémental.

Le coût incrémental étant un concept économique, il s'inscrit au début résolument dans une approche par projet. Le coût du volet protection de l'environnement global d'un projet de développement doit être additionnel, incrémental par rapport à un projet de base, dit "baseline" qui serait pris en charge par l'aide publique au développement traditionnelle. Le coût incrémental est donc un élément identifiable, quelque chose "en plus" du projet de base. Que le GEF ait été créé pour financer le

³La Convention sur la Diversité biologique, comme celle sur le changement climatique, prévoit que le GEF soit "l'entité internationale chargée de l'opération des mécanismes financiers (...) sur une base provisoire" (art. 21§3) destinée à fournir "les ressources financières dont ont besoin les pays en développement pour supporter les coûts additionnels négociés" (art. 4§3).

1
référence

“ plus ” lié à la prise en compte l’environnement global semble partir du constat, réaliste, que développement et environnement ne sont pas encore intrinsèquement liés. Le développement durable est loin d’être une réalité.

Pour être calculés, les coûts incrémentaux doivent donc dépendre d’un projet de base aux éléments chiffrés. Ce projet de base est également supposé être un bon projet, c’est-à-dire optimisé par rapport aux facteurs de production et aux prix prévalants. C’est la définition de ce projet de base (ce que ferait, ce qu’aurait fait, le pays hôte sans aide du GEF) qui va permettre l’ouverture du processus de négociation.

En pratique, les coûts incrémentaux ne sont pas déterminés par rapport à une base de référence; les lignes du budget sont simplement répartis entre l’aide publique au développement et le GEF. La logique est inversée : au lieu de rajouter des coûts à un projet initial, on isole des lignes budgétaires dans des programmes existants, mais sans que ceux-ci aient été nécessairement conçus dans une perspective de développement durable. Le GEF devient ainsi un guichet supplémentaire pour l’ensemble des aides aux pays en développement.

Ainsi, on aurait dû quitter assez vite le domaine de l’économique pour rappeler le politique à ses responsabilités. Mais l’existence du GEF repose sur le cadre analytique donné par le coût incrémental, cadre rationnel et théorique, qui doit permettre d’intervenir indifféremment dans tous les secteurs (effet de serre comme biodiversité) et dans tous les pays, tout en respectant la souveraineté des pays hôtes. Pour tenir cette gageure, les experts du GEF ont dû composer avec la théorie.

3.2. ... ET ADAPTATION

Dans sa phase pilote, le GEF distinguait les projets de type I et II. Les projets de type I, *win-win*, projets rentables économiquement pour le pays en développement et bénéfiques pour l’environnement global, ne donnent pas lieu à des coûts incrémentaux. En revanche, le projet de type II, *lose-win*, projet non rentable économiquement au niveau national alors qu’il participe à l’amélioration de l’environnement global, a besoin de l’aide du GEF pour trouver un équilibre financier.

Ce choix de ne financer que les projets de type II a vite conduit à quelques aberrations et à faire remonter au GEF des mauvais projets, en tout cas les plus coûteux, alors que de bons projets, rentables et respectueux de l’environnement ne trouvaient pas de financement. Ce fut patent pour l’effet de serre. Dans ce domaine, il se trouve que la plupart des technologies propres qui réduisent les émissions de GES sont connues et rentables.

Ce n’est en effet pas parce qu’un projet est rentable pour un pays en développement que celui-ci va systématiquement le mettre en œuvre, en raison d’une série de contraintes institutionnelles ou économiques telles que la difficultés d’accès à l’information, la méfiance des investisseurs... Ainsi, des projets de type I

apparemment rentables au niveau national ne le sont plus dès lors que ces coûts, dits coûts de transaction, sont pris en compte. Le programme PRINCE a alors proposé d'assimiler les coûts de transaction à des coûts incrémentaux afin que les projets de type I deviennent des projets de type II et puissent concourir au financement du GEF. On note que cet assouplissement du concept de coût incrémental pour élargir la gamme des projets éligibles au GEF fait référence à la théorie économique des **coûts de transaction** développée par R. Coase (prix Nobel d'économie en 1992). Nous y reviendrons.

La notion de coût incrémental perd ainsi de sa logique microéconomique de projet et tend à intégrer des contraintes de type macroéconomique. Les politiques nationales d'un pays en développement peuvent très bien aller à l'encontre du développement durable sans que cela empêche le gouvernement de présenter des projets au GEF. Les économistes du GEF expriment alors leur souci croissant pour que l'octroi des fonds du GEF se fasse dans un contexte "normal", ce qui renvoie à la question de la situation de référence et ouvre sur des critères de conditionnalité. Verra-t-on sous peu la mise en place de plans d'ajustement structurel environnementaux, dans le cadre des conditionnalités imposées par les bailleurs de fonds internationaux, comme la Banque Mondiale ? Cette idée est déjà clairement envisagée par K. King dans le cadre du programme PRINCE qui suggère que ces institutions pourraient faire de la protection de l'environnement global une condition pour toutes leurs activités, sans tenir compte du fait que le pays ou l'entreprise concerné accepte l'assistance du GEF pour les coûts additionnels⁴.

Cet élargissement du niveau d'analyse des projets aux politiques nationales amène Pierre Cornut (1994) à distinguer deux approches quant au rôle du GEF et à la notion de coût incrémental : l'**approche marginaliste** et l'**approche volontariste**. La première s'attache aux coûts incrémentaux comme correcteurs de projets de développement économique. Elle est adaptée aux moyens financiers et politiques réduits du GEF qui obligent à privilégier le court terme et l'échelle projet. Dans cette approche au coup par coup, le modèle de développement économique du pays hôte n'est pas remis en cause et le GEF est une institution destinée à perdurer pour corriger le fossé entre la poursuite du développement et la protection de l'environnement.

L'**approche volontariste** correspond non plus à une approche par projet mais à une approche par programme. L'idée est, qu'à terme, les coûts incrémentaux, et donc le GEF, doivent perdre leur raison d'être, leur action de sensibilisation aux problèmes d'environnement ayant été efficace. Les projets financés par le GEF devant intégrer dès le début de leur conception, et non plus après, à la marge, le souci de protection de l'environnement. Cette approche milite pour une application réelle de l'idée de développement durable. Elle assimile les coûts incrémentaux à des coûts d'"apprentissage", entendus ici comme des coûts de formation, d'expérimentation, de renforcement institutionnel. Les programmes d'action doivent pouvoir être

⁴"One role for GEF would be to transform the portfolios of the lending and development institutions. (...) The development institutions could make global environment protection (...) a condition for all their activities, regardless of whether the country or enterprise concerned accepts GEF assistance for the net incremental costs incurred, op. cit., p. 32

reproduits dans le pays ou dans d'autres pays, sous diverses conditions économiques et sociales, pour participer à l'"apprentissage".

Cette approche est sans doute plus réaliste. Les fonds disponibles ne permettent pas de financer des actions de grande efficacité à l'échelle mondiale. Il vaut mieux travailler sur le long terme pour expérimenter et former. Dans un dernier texte du GEF, *Draft operational strategy*, Juillet 1995, cette optique d'intervention par programme favorisant formation et expérimentation se dessine clairement. Le GEF ouvre ainsi la voie à une réelle réflexion sur ce que pourrait être un développement durable.

En partant maintenant à la recherche des racines théoriques du coût incrémental, nous allons retrouver la plupart des questions déjà soulevées lors de l'histoire institutionnelle du coût incrémental. En effet, ces racines théoriques s'organisent en un système cohérent où l'économie, qui devait servir d'outil et de médiation entre le scientifique et le politique, se révèle au contraire un système idéologique; où les relations entre les hommes et les choses priment sur les relations entre les hommes; et qui fait office de modèle politique à part entière.

4. LES RACINES ÉCONOMIQUES THÉORIQUES DU COÛT INCRÉMENTAL

L'utilisation du coût incrémental ne va pas de soi. Si on ne trouve aucune référence à la théorie économique dans la littérature sur le coût incrémental, une grande cohérence théorique se dégage derrière cette notion. Le coût incrémental est apparu dans un milieu d'économistes très libéraux, liés à la Banque Mondiale, et a été forgé sur la base de modèles théoriques néoclassiques. On peut aussi penser que dans ce milieu, la théorie de fond est considérée comme tellement évidente qu'on ne l'explique pas.

Ce positionnement théorique est essentiel à considérer quand on sait que les implications de la notion de coût incrémental ne sont pas neutres. Elles renvoient à une bataille idéologique forte autour du développement durable reflétant des visions du monde très différentes notamment entre Anglo-saxons et Français. Cette partie théorique nous semble très importante, car on retrouve dans son déroulement toutes les premières interrogations du groupe de travail ainsi qu'une mise en lumière d'éléments que l'on croyait relevant uniquement de l'analyse institutionnelle.

Du point de vue de la théorie économique, la procédure dans laquelle s'inscrit cette notion de coût incrémental renvoie à trois types de problèmes classiques dans la prise de décision. Le premier point porte sur le choix de la stratégie susceptible de permettre la mise en place des conditions d'un développement durable. Le second point concerne le choix du mécanisme d'incitation permettant d'aller dans le sens

désiré. Le troisième point, qui fera l'objet d'une section spéciale, porte sur l'évaluation économique.

Les différents aspects théoriques du coût incrémental s'articulent en un ensemble théorique cohérent liant un type de problème à traiter, ses causes et ses conséquences, et les moyens à mettre en œuvre pour le résoudre. La notion de coût incrémental, telle qu'elle a été pensée initialement dans le cadre du GEF, nous semble relever du champ de la "nouvelle micro-économie" (voir, par exemple, Pierre Cahuc (1993)) et plus particulièrement d'une théorie économique de l'environnement bien précise, que l'on qualifiera de "problématique coasienne".

4. 1. UN PROBLÈME DE STRATÉGIE

La création du GEF, comme du FFEM, qui vise à prendre en compte les problèmes d'environnement globaux dans les projets, généralement de développement, est censée contribuer à atteindre ce que l'on appelle le développement durable. Outre les problèmes de définition, on peut dire que la notion de développement durable traduit la volonté de penser autrement les relations entre la croissance économique et l'environnement. Désormais le sort du développement économique est lié à celui de l'environnement et réciproquement. Pour concilier la dynamique du développement économique et celle de l'environnement, il s'agit de trouver des incitations susceptibles de modifier les modes de prise de décision et les comportements des agents économiques.

La réponse habituelle de la théorie économique est de considérer que l'environnement est un coût additionnel que les agents économiques doivent prendre en compte dans la détermination de leurs objectifs. Il faut internaliser les effets externes. La Banque mondiale insiste tout particulièrement sur ce point : les fonds du GEF doivent servir uniquement à couvrir les coûts additionnels de la prise en compte de problèmes globaux d'environnement (et, en l'occurrence, pour ce qui nous intéresse, de la biodiversité). Il convient donc d'opérer une distinction stricte entre ce qui relève du développement proprement dit et de l'environnement. Même si le coût incrémental est lié aux actions concernant exclusivement l'environnement global, et non local, il convient d'insister sur le fait que **le coût incrémental ne correspond en aucun cas à des actions de développement.**

Le coût incrémental relève donc d'une stricte politique de l'environnement. Il s'agit dès lors de considérer les instruments d'incitation susceptibles d'être mis en œuvre dans le cadre d'une politique de l'environnement. Les économistes de l'environnement opposent traditionnellement deux philosophies d'intervention dans le domaine des politiques environnementales. La première est l'approche réglementaire et administrative (la logique du *command and control* comme l'appellent les Anglo-saxons). La seconde est l'approche économique proprement dite, qui consiste à recourir à une procédure marchande (*market-based instruments*) au travers d'un certain nombre d'instruments économiques (taxes, redevances, permis négociables, systèmes de dépôts-consignes, subventions...). Le mécanisme du coût incrémental met résolument l'accent sur la seconde approche. Il repose sur l'idée

qu'une incitation monétaire est nécessaire (et suffisante) pour modifier les comportements dommageables pour l'environnement. Cela veut dire aussi que le mécanisme du coût incrémental met en jeu la rationalité des agents économiques concernés. On notera que cette position est partagée par l'OCDE (1995)⁵, avec cependant une importante nuance quant à l'applicabilité de ce type de mesure dans les pays du Sud.

Le rapport de l'OCDE (1995)⁶ souligne par ailleurs la nécessité de l'existence d'intérêts individuels. Dans quel contexte institutionnel doivent jouer ces intérêts économiques particuliers ? Cela nous amène à notre deuxième point théorique.

4.2. UN PROBLÈME DE NÉGOCIATION

Le coût incrémental semble ressortir d'une problématique de marchandage d'externalités entre deux parties, problématique que l'on peut aussi appeler *coasienne* en référence au nom de son principal théoricien, Ronald Coase (1960). Celle-ci se présente en trois temps : la reconnaissance de l'externalité; les préalables au marchandage; le marchandage proprement dit et la définition de la contrepartie monétaire supposée faire disparaître l'externalité.

4.2.1. La reconnaissance de l'externalité

En théorie économique, on désigne par "effet externe" ou "externalité, un phénomène d'interdépendance entre agents économiques qui n'est pas médiatisé par un échange marchand. Une externalité peut apparaître à l'intérieur même de la sphère économique, elle peut être positive ou négative. Une externalité négative (ce à quoi nous renvoie le présent cas) apparaît ainsi comme un dommage causé à un ou plusieurs agents économiques par l'activité d'un autre agent économique, sans qu'il y ait versement d'une somme d'argent en contrepartie du dommage infligé. On dira qu'une des parties en présence s'estime lésée par l'action ou les projets de l'autre.

Dans notre cas, l'externalité provient de la perte de bien-être subie par le premier agent, représentant de l'intérêt général mondial, du fait de la réduction de la biodiversité. Le premier, le pays donateur, va donc chercher à modifier le comportement du second, le pays hôte. D'un autre côté - et cela montre le caractère bilatéral de la problématique environnementale, un aspect qu'a particulièrement souligné Ronald Coase -, le fait que le pays hôte doive modifier son comportement a aussi des conséquences sur son propre bien-être (coûts supplémentaires et bénéfices locaux moindres liés à la protection de la biodiversité; les bénéfices de cette action de protection étant censés être "globaux" et non locaux). C'est ce coût qu'implique la modification de comportement, ici la soumission aux exigences de la convention, qui

⁵ Voir "The use of economic incentive measures as a strategy for addressing selected biodiversity issues" in OCDE (1995, p. 54). Toutefois, après avoir fait une présentation mettant résolument en avant les qualités incitatrices des instruments économiques, les auteurs de ce rapport sont forcés de reconnaître implicitement certaines limites à cette procédure. Ils notent ainsi : "with the possible exception of Mexico, the instruments which are recorded here are broadly appropriate to all countries of the OECD. The development of instruments for Mexico should be qualified with reference to the traditional (ejido and comunidad) communal land tenure systems in agriculture and forestry" (OCDE (1995, p. 57)).

⁶ "Incentive mechanisms therefore operate in a variety of ways but all basically attempt to harness the beneficial effects of individual self-interest", peut-on lire in OCDE (1995, p. 56).

constituerait le coût incrémental.

4. 2. 2. Les préalables au marchandage

Le marchandage des externalités se présente comme un problème de négociation bilatérale entre deux parties, un pays hôte et un pays donateur, en vue de conclure un échange, chaque partie estimant qu'elle peut retirer un avantage de cet échange. Cette négociation s'instaure - c'est là un autre point essentiel de la démonstration de Coase et de la théorie des droits de propriété - à partir du moment où les droits de propriété sur les ressources concernées sont clairement spécifiés (sous-entendu, on ne peut échanger que ce que l'on possède). Ici, par hypothèse, c'est l'"hôte" qui est propriétaire de la diversité biologique. Il va donc falloir le dédommager pour qu'il renonce, partiellement, à user du droit économique que lui confère la propriété de la ressource.

Il faut également que les coûts de transaction soient nuls. A la suite de Ronald Coase (1937), qui a été un des premiers à en parler, les "nouveaux microéconomistes" - Williamson (1975) notamment - désignent ainsi l'ensemble des coûts liés à l'utilisation d'un système de prix. Contrairement à l'idée du marché concurrentiel walrasien impliquant une "information parfaite" (sur les prix, en particulier), on peut montrer que les agents doivent faire face à des coûts de recherche dans les informations-prix, dans la comparaison de ces prix, des coûts dans la négociation, dans la rédaction, dans la conclusion et la surveillance du respect des contrats, etc. Si ces coûts de négociation et de coordination entre les agents économiques sont trop importants, il peut s'avérer préférable, selon Ronald Coase (1960), d'avoir recours à d'autres moyens de coordination des agents que le libre jeu des intérêts individuels marchands. Le "marché" n'est plus alors la meilleure institution d'allocation des biens et des services, il faut avoir recours à d'autres formes organisationnelles ou institutionnelles. Au besoin, à l'État et à la régulation réglementaire. Pour le problème qui nous intéresse, il est important de souligner que, dans le cas de coûts de transaction trop importants, le choix le plus rationnel, selon Coase, est de ne rien faire.

4. 2. 3. Le marchandage des externalités proprement dit

La négociation entre les deux parties va porter sur le calcul du montant des compensations à verser et à recevoir pour obtenir l'arrêt de l'action dommageable. Les agents sont alors qualifiés de *price-makers*, littéralement des faiseurs de prix. La négociation doit porter sur la définition d'un consentement à payer de la part de l'agent victime de la diminution de la biodiversité, selon le principe victime payeur, et symétriquement d'un consentement à recevoir de la part de l'agent qui inflige le dommage. Dans la version canonique de Ronald Coase, et pour le dire avec le langage des économistes, ce "prix", qui est l'objet du "marchandage", doit correspondre à l'égalisation du coût marginal induit pour la conservation de la biodiversité (coût que supporte le pays hôte) et le consentement à payer marginal de la victime de la réduction de la biodiversité (coût que supporte le pays donateur). Autrement dit, ce prix correspond théoriquement à un juste calcul de coûts/avantages.

Cependant, compte tenu de l'imperfection de l'information dont disposent les participants à la négociation, compte tenu de l'ignorance et de l'incertitude inhérentes à la nature du problème considéré, il est vain de penser que ce marchandage puisse se résoudre en ce jeu, somme toute assez simple, de stricte rationalité - un jeu de "rationalité substantielle", dirait Herbert Simon, de rationalité complète - conforme aux hypothèses de la théorie micro-économique standard. Si l'hypothèse de rationalité est toujours centrale dans la construction de la "nouvelle micro-économie", celle-ci est qualifiée de "rationalité limitée". Plongés dans l'incertitude, les agents économiques savent qu'ils ne savent pas tout, ils savent aussi que les autres négociateurs ne savent pas tout, sans qu'aucun ne sache précisément ce que les autres savent et ce que les autres ignorent. Il est aussi fort probable que l'information dont disposent les agents pour négocier ne soient pas la même. Pour autant, s'ils sont rationnels les agents vont s'évertuer "à faire au mieux". On quitte alors le domaine de la "justice/justesse" du rapport d'échange marchand librement consenti entre des agents rationnels libres, autonomes et égaux (cadre de référence de la théorie économique standard) pour s'engager dans le domaine plus tortueux (mais ô combien plus réaliste !) du déséquilibre des rapports de force, de l'opportunisme, de la manipulation, de l'intimidation et de la tromperie. Il est donc plus que probable qu'une négociation portant sur le financement de la préservation de la biodiversité ouvre la voie aux jeux de stratégies des acteurs concernés.

L'outil mathématique généralement utilisé pour formaliser ces problèmes de stratégies est la théorie des jeux (voir P. Cahuc (1993) et B. Guerrien (1993)). La nouveauté de la théorie des jeux par rapport au modèle micro-économique standard, où les individus s'ignorent superbement les uns les autres, réside dans le fait que les agents dont elle formalise les comportements agissent *en tenant compte des choix des autres individus*. Dans ces conditions, la théorie des jeux peut présenter des vertus heuristiques pour la représentation d'une configuration particulière de négociation. Toutefois, compte tenu du fait que la construction de la matrice des gains requiert une information complète sur l'ensemble des stratégies des agents pour tous les cas considérés, il est fort peu probable que l'on puisse construire, pour le cas qui nous occupe, une théorie générale des jeux stratégiques prévisibles⁷.

Ainsi, on observe un glissement du statut de la notion de coût incrémental qui passe d'objet de rationalité substantielle à celui d'élément de négociation et de stratégie d'acteurs. Selon les documents consultés, le coût incrémental apparaît soit comme l'élément décisif de la négociation, soit comme l'un des éléments importants, soit encore comme un des aspects de la négociation parmi d'autres⁸. Le coût incrémental recouvre alors ce qui est "appréciable" -au premier sens du terme, ce qui

⁷ On peut reprendre là ce qu'en dit Bernard Guerrien (1993, p. 99) : "La théorie des jeux constitue-t-elle donc une panacée universelle, qui fournit de puissants "outils" pour résoudre les problèmes auxquels sont confrontés les chercheurs en sciences sociales ? Sûrement pas. D'abord, parce qu'elle ne dit rien sur l'*origine* du cadre institutionnel dans lequel s'insèrent ses modèles, cadre qui peut prendre les formes les plus diverses. Ensuite, parce que dans la plupart des modèles on se heurte à des problèmes tels que la multiplicité ou la sous-optimalité des équilibres, sans qu'il y ait de "solution" qui s'impose de façon indiscutable. Enfin, parce que l'analyse des interactions des comportements rationnels individuels devient rapidement inextricable dès que l'on sort du cadre ultra-simplifié des présentations habituelles en théorie des jeux."

⁸ On peut lire ainsi dans GEF (1995a, p. 4) : "In general, incremental cost is an important - but by no means the only - consideration in project solution. Other considerations would be the program priority for projects of that type, national goals, equity considerations, the likelihood of success, and the environmental and social acceptability of the project." On peut lire plus loin (op. cit., p. 11) : "Incremental cost is a guide for the amount of financing provided by GEF. It is not the major criterion for project solution."

peut se traduire par un prix - dans la négociation et la prise de décision des différentes parties. Se pose donc le problème de l'évaluation de l'externalité subie et des bénéfices escomptés d'une mesure de protection.

4.3. LE CADRE DE L'ÉVALUATION

La négociation et l'accord entre les agents reposent sur la juste appréciation des coûts supplémentaires qu'induit la conservation de la biodiversité. On rencontre là un problème traditionnel d'évaluation économique. Deux questions se posent alors : qu'est-ce qu'on va mesurer ? comment va-t-on le mesurer ?

La première question renvoie à la définition du contexte à étudier. La notion de coût incrémental implique en effet la comparaison entre deux situations : la situation de référence et la situation après projet. Le problème se présente comme le passage d'une norme à une autre. Partant de la situation "normale", il s'agit en effet d'atteindre un objectif de soutenabilité économique et écologique. La notion de développement soutenable a un contenu éminemment normatif. Elle doit conduire à la détermination d'une norme économique et écologique à atteindre. Nous étudierons plus loin l'épineux problème qui consiste à définir une norme écologique en matière de diversité biologique pour l'application du coût incrémental à ce domaine. Nous ferons simplement ici quelques remarques en ce qui concerne la norme économique.

La seconde question renvoie au passage en revue des différentes composantes de la valeur de la diversité biologique et des méthodes d'évaluation économique disponibles en la matière, ce que nous ferons dans la section cinq de cette partie.

4.3.1. Le coût incrémental vient de l'analyse de projets

La notion de coût incrémental, comme le rappelle Ken King (1995, p. 1), est née dans le champ de l'analyse économique des projets. Ken King insiste par ailleurs beaucoup sur le fait qu'il s'agit d'un concept économique et non financier, dans la mesure où sa définition est totalement indépendante de la façon dont il est financé. Le coût incrémental désigne la différence de coûts existant entre deux options d'un même projet économique. Il ne s'agit pas de comparer deux projets différents mais bien deux schémas de coûts du même projet. Le responsable du projet doit mettre en balance les coûts et bénéfices incrémentaux liés aux deux variantes avant de prendre sa décision d'investissement.

Utilisée couramment dans le domaine de l'environnement depuis les années 60, l'analyse coûts-avantages est une méthode de choix "unicritère" puisqu'elle suppose une évaluation monétaire de l'ensemble des coûts et des avantages liés à un projet. Cette méthode, notent Brigitte Desaignes et Jean-Claude Toutain (1978 : 45), a un statut ambigu. Elle est tiraillée entre sa visée d'étendre au domaine public des objectifs de rentabilité et critères relevant de la prise de décision d'une entreprise privée et son obligation de prendre en compte une rationalité et une légitimité différentes de celles qui caractérisent le domaine strict de l'échange marchand (en particulier, en ce qui concerne le rôle de l'État qui ne peut être réduit à une sorte de

"terrain neutre" où joueraient les intérêts individuels privés).

La meilleure illustration de cette ambiguïté réside dans le fait que les résultats d'une analyse coûts-avantages - et donc, le cas échéant, d'un calcul de "coût incrémental" - sont extrêmement sensibles au choix du taux d'actualisation. Une variation de quelques points de celui-ci induit des variations de valeurs bien supérieures aux ordres de grandeur déterminés par les méthodes d'évaluation proprement dites. Les experts savent bien que n'importe quel projet de développement peut s'avérer rentable sur le papier pourvu qu'on lui accole un taux d'actualisation approprié. Parmi les économistes de l'environnement, d'aucuns estiment que le taux d'actualisation devrait être nul, voire négatif, afin de privilégier le long terme et rendre compte de la préférence pour le futur. Les prêts du secteur privé et de la Banque mondiale sont bien évidemment supérieurs et conduisent à survaloriser le court terme.

Ce recours à un contexte de projets correspond certes à un souci d'opérationnalité, à une volonté de passer du global au local, mais il faut savoir qu'il peut aussi correspondre à une dilution des lieux de négociation et induire une certaine incohérence globale⁹.

4.3.2. Comment évaluer la situation de référence ?

La situation de référence, *baseline*, est la situation dans laquelle la conservation de la biodiversité n'est pas prise en compte, situation à partir de laquelle on doit juger du supplément de mesures de protection nécessaire pour respecter la Convention internationale sur la biodiversité. Notons que la situation de référence, ou le projet de référence qui lui correspond, peut être réalisée ou fictive¹⁰. La situation de référence peut être l'absence de projet, auquel cas le coût initial est nul et le coût du incrémental correspond au coût du projet à mettre en place, autrement dit le projet est 100% incrémental (Pearce et Barrett, 1994). A cet égard, le programme PRINCE souligne que **la situation de référence n'est pas une situation donnée, c'est au décideur de la déterminer**. Elle est affaire de choix, d'interprétation et n'est donc pas unique.

Cependant, la situation de référence correspond généralement à la situation "en temps normal", ce qui aurait été fait par le pays dans un contexte "normal" sans intégrer la protection de la biodiversité (le *with or without principle* de Pearce et Barrett) pour dire que la situation "normale", c'est ce que ferait le pays sans l'intervention du GEF.

Il s'agit donc de déterminer ce qui constitue la norme de départ. Dans l'esprit des commentateurs du coût incrémental, les choses semblent simples puisque cela

⁹ On peut aussi avoir cette crainte en ce qui concerne l'activité globale du GEF puisque la problématique du "développement durable" se caractérise par l'interdépendance des différentes problématiques couvertes par cette institution internationale : un projet de reforestation ou de conservation forestière apparaîtra comme relevant de la protection de la biodiversité, mais aussi, au travers d'une opération de "séquestration" de gaz carbonique, de la lutte contre l'effet de serre.

¹⁰ "Le projet de référence, écrivent Benjamin Dessus et Pierre Cornut (1994, p. 5), n'est pas toujours un projet préexistant (...) Le projet de référence est alors un projet purement hypothétique dont la seule fonction est financière : il s'agit de déterminer qui doit financer quoi."

voudrait dire que le projet de référence se doit d'être économiquement rentable¹¹. Dans le cadre du programme PRINCE, K. King (1993) évoque deux solutions possibles : la situation de référence peut être l'optimum économique, c'est-à-dire la meilleure allocation des ressources possible, ou la situation actuelle. L'inconvénient de la première solution est son manque de réalisme car elle ne prend pas en compte les distorsions économiques. Mais dans le deuxième cas le GEF risque de financer de manière récurrente des projets que des réformes économiques auraient rendu rentables.

Pour essayer d'aller plus loin dans la définition de cette norme initiale de référence, il n'est peut être pas inutile de rappeler ce que la "nouvelle micro-économie" entend par la notion d'"optimum économique". La théorie économique néoclassique définit un optimum collectif grâce à un critère dit de Pareto. Une affectation des ressources d'une économie sera préférée à une autre affectation, selon le critère de Pareto, si celle-ci est préférée par chacun des membres de cette économie (Bernard Guerrien, 1995:71). Une affectation des ressources d'une économie sera un optimum de Pareto s'il n'est pas possible de la modifier sans léser ne serait-ce qu'un seul individu. A partir de ce critère, la théorie néoclassique peut faire des prescriptions normatives en matière de modes de régulation des activités économiques. On peut en effet démontrer mathématiquement qu'il est possible de déterminer un système de prix concurrentiel susceptible d'égaliser les offres et les demandes globales de biens adressées par l'ensemble des agents économiques. L'intérêt du modèle de base dit de "concurrence parfaite" réside dans le lien étroit qui l'unit à l'optimum de Pareto. Ainsi, le premier théorème de l'économie du bien-être dit que tout équilibre concurrentiel est un optimum de Pareto, tandis que, réciproque du premier, le second théorème de l'économie du bien-être dit qu'il est possible d'associer à tout optimum de Pareto un système de prix tel qu'il soit un équilibre concurrentiel. Nanti de cette norme de bien-être collectif, l'économiste peut faire alors des prescriptions : il cherchera à établir un système de prix concurrentiel, assuré ainsi d'atteindre une allocation des ressources optimale au sens de Pareto.

Si elle cherche aussi à atteindre cette norme parétienne, la "nouvelle micro-économie" s'y emploie différemment. Elle rejette en effet l'hypothèse du commissaire-priseur, entité supposée neutre et bienveillante chargée de la coordination des plans individuels, qui permet la réalisation de l'équilibre concurrentiel walrasien. On peut même dire que c'est contre cette hypothèse, contraire à l'inspiration libérale, que s'est construite en grande partie la "nouvelle micro-économie". La coordination des agents n'étant plus assurée de façon extérieure, elle doit être le fait de la négociation d'agents économiques dotés d'une rationalité limitée. Dans ce cas, et compte tenu de l'existence et de la structure des coûts de transaction, la situation présente, entendue comme un statu quo et comme le prolongement des tendances actuelles, sera jugée optimale.

Cela nous permet de caractériser autrement la situation de référence de la littérature du coût incrémental. Du point de vue de la "nouvelle micro-économie", en

¹¹ "Le coût incrémental n'a bien sûr de sens, notent Benjamin Dessus et Pierre Cornut (1994, p. 4), que si son financement permet de réaliser des bénéfices qui viendront s'ajouter à ceux obtenus par la mise en oeuvre de la seule hypothèse de référence."

plus d'être "normale", cette situation est aussi optimale. En effet, dans le cas contraire, les agents économiques rationnels auraient modifié celle-ci en leur faveur. La proposition coasienne relève, en quelque sorte, d'une vision "panglosienne" de la réalité, d'une situation où *tout est bien dans le meilleur des mondes*. Qu'on ne se méprenne pas, cela veut dire que la situation pourrait être améliorée en termes économiques, mais que, compte tenu de l'imperfection de l'information économique caractérisant cette situation, les agents économiques n'ont pas intérêt à modifier leurs comportements. Cela nous amène donc à définir la norme à atteindre.

4.3.3. La norme à atteindre

L'évaluation doit prendre en compte le coût d'opportunité : évaluation des bénéfices dont on se prive du fait de l'application de la politique de conservation; perte de bénéfices provenant de la non exploitation agricole de terres, par exemple. En toute rationalité, il faut aussi déduire les bénéfices exclusivement locaux des bénéfices globaux retirés du projet soutenu par le GEF. Sinon le pays hôte gagne "doublement" aux projets de développement subventionnés de façon complémentaire par le GEF - des aides financières s'ajoutant à des bénéfices locaux. Or, les auteurs sont catégoriques, les fonds du GEF ne doivent servir qu'à compenser les coûts supplémentaires - entendons, les manques à gagner - liés à la mise en place de mesures visant à la protection de la biodiversité. Procéder autrement, c'est prendre le risque de confondre les objectifs de développement local et les objectifs globaux de protection de la biodiversité; ce qui revient à enfreindre une des règles d'or et la légitimité du GEF.

Pour remédier à cette distorsion entre les coûts et les avantages, il convient donc de déduire les avantages locaux des avantages globaux. Comme le rappelle P. Cornut (1994), un enjeu déterminant du programme PRINCE (1993 b) était de savoir dans quelle mesure les bénéfices nationaux doivent être déduits du coût incrémental pour parler de coût incrémental net. Il est intéressant de constater que la conclusion de PRINCE est de ne pas retirer les bénéfices environnementaux locaux. Le délicat problème de l'évaluation des bénéfices de la biodiversité et de l'environnement en général, est ainsi évité. Les bénéfices environnementaux sont donc laissés dans les coûts incrémentaux comme des incitations pour la participation des pays receveurs, alors que les bénéfices financiers sans risque devraient être entièrement soustraits du coût incrémental.

En d'autres termes, si le pays hôte gagne à voir la réalisation de son projet de développement, celui-ci ne gagne pas plus à voir la diversité biologique protégée. La situation confine presque alors au paradoxe puisque cela revient à dire que, d'un point de vue financier, la mise en œuvre de la politique de protection de la biodiversité est *indifférente* pour le pays hôte ! Nous voilà donc bien éloigné de l'idée, reprise par nombre d'auteurs, que de nouvelles règles éthiques doivent être liées à ce que serait un "développement durable" ! On est en droit de s'interroger sur le caractère stratégique de la notion de coût incrémental et si les pays en développement ne seraient pas plus sensibles à une incitation financière qu'à un bénéfice environnemental...

On peut remarquer que l'acceptation de ce jeu de stricte rationalité rend possible

l'opération inverse de celle que nous avons considérée jusqu'à présent : la logique économique dit en effet qu'il est parfaitement rationnel que la victime de la perte de biodiversité se fasse dédommager monétairement pour cette perte de bien-être par le pays hôte. Si le calcul de coûts-bénéfices est exact, toute perte ou gain de bien-être ayant sa juste traduction monétaire, le choix quant au sens de la transaction est dès lors parfaitement indifférent pour les deux agents concernés. On pourrait alors imaginer tel pays du tiers monde, aidé par une tierce puissance financière qui y aurait des intérêts économiques, détruire sciemment sa diversité biologique et en dédommager les victimes selon leur consentement à recevoir !

A l'encontre de cette première idée, on notera que des conditions autres que la rentabilité financière sont présentées comme critères de sélection des projets susceptibles de trouver dans le GEF un soutien financier : il faut que celui-ci puisse répondre à des buts de développement national, qu'il soit techniquement réalisable, qu'il soit politiquement et socialement supportables. Mais nous reviendrons sur ces critères de sélection dans la partie deux.

Les commentateurs soulignent aussi que les coûts de transaction doivent figurer dans le calcul du coût incrémental. La "nouvelle micro-économie" considère que de nombreuses situations économiques sont caractérisées par l'existence de tels coûts, qui empêchent le libre jeu des intérêts individuels. Dans ce cas, l'intervention d'une instance supérieure à l'individu - l'État, par exemple - peut s'avérer nécessaire. Mais, souligne Ronald Coase (1960), cette intervention ne doit pas être automatique, elle doit obéir à une règle économique, elle doit être décidée au terme d'une analyse coûts-avantages. Cela revient à dire, d'un certain point de vue, que le politique doit se dissoudre dans l'économique. Et de fait, la "nouvelle micro-économie" - qui se qualifie parfois, comme le rappelle Pierre Cahuc (1993 : 16), de "nouvelle économie institutionnaliste" - ne voit la raison d'être des organisations et des institutions que dans l'existence de coûts de transaction. On peut aussi repérer une telle volonté d'extension des règles économiques au détour de certaines phrases de la littérature traitant du coût incrémental. On y souligne ainsi régulièrement que les distorsions économiques¹² (tout ce qui n'est pas du ressort de la régulation marchande) doivent être éliminées. Par exemple, les fonds du GEF ne doivent pas servir à contrer des programmes nationaux de subvention à telle ou telle activité économique. Il s'agira donc au préalable de rendre concurrentiels des secteurs qui ne le sont pas.

Nous avons choisi de consacrer une partie entière aux méthodes d'évaluation. Les méthodes d'évaluation participent de la construction du référentiel théorique du coût incrémental. Elles illustrent bien les tentatives acharnées pour donner un prix à ce qui n'en a pas. Bien que nous ne préconisons pas leur usage pour le calcul du coût incrémental, nous les passons ici en revue pour que les décideurs soient bien conscients des acrobaties qui ont été nécessaires pour leur fournir les chiffres dont ils sont si friands.

¹² Voir, par exemple, Benjamin Dessus et Pierre Comut (1994), p. 7.

5. VALEURS ET MÉTHODES D'ÉVALUATION DE LA BIODIVERSITÉ

Comme en témoigne l'expression, l'aspect "coût" constitue le point central de la mise en œuvre du mécanisme de financement du GEF. Cependant, dans le cadre de l'analyse coûts-avantages dont il relève, ce coût est opposable à l'évaluation des bénéfices attendus de la protection de la biodiversité. Il convient donc de rappeler les notions, hypothèses et présupposés théoriques de cette évaluation économique des avantages procurés par la nature. Par ailleurs, la théorie économique standard explique la surexploitation des ressources par le fait que le marché envoie des signaux prix qui ne reflètent pas leur "vraie valeur"¹³. Si l'on veut proposer des solutions pour la préservation de ressources comme la biodiversité, une réflexion sur son évaluation se justifie donc. Enfin, si l'on veut pouvoir calculer des coûts incrémentaux nets des bénéfices locaux tirés des projets, la question de l'évaluation distinctes des bénéfices globaux et locaux en matière de biodiversité doit se poser.

La présentation retenue ici est celle de l'École de Londres (voir, par exemple, David Pearce et R. Kerry Smith (1990)). Non pas que celle-ci soit la seule ni la meilleure qui soit, mais elle forme la base théorique de littérature économique standard de l'environnement émanant des institutions internationales (voir OCDE (1995) par exemple) et, à la suite de David Pearce et Scott Barrett (1993), de la littérature traitant du coût incrémental.

La théorie économique néoclassique est construite à partir d'une théorie de la valeur qualifiée habituellement de *subjective*, entendu que la valeur d'une chose ne prend de sens que par rapport à l'agent économique considéré et que, par ailleurs, chaque individu est considéré comme étant le meilleur juge de ses préférences. Découlant directement de cette hypothèse, nous allons voir que les différentes composantes de la valeur se présentent alors comme autant de relations différentes dans le temps entre l'individu et les autres.

Le Global Biodiversity Assesment (GBA, 1995) rappelle pourtant à juste titre que la valeur d'un bien pour une société est culturellement définie; chaque société a sa perception de la biodiversité et lui accorde une valeur particulière. Cependant, dès lors que la valeur sociale de la biodiversité, expression des préférences collectives, est supposée résulter de l'agrégation des préférences individuelles, on retombe dans une construction sociale qui s'enracine dans l'individualisme méthodologique. Ce qui ne va pas sans poser de redoutables problèmes (cela implique en particulier que la valeur de l'argent est la même pour tous).

Autre caractéristique de l'évaluation économique, celle-ci se fait par le biais d'une expression monétaire. En effet, selon l'orthodoxie économique, une valeur économique doit correspondre nécessairement à un prix et à un consentement à payer. On se situe donc toujours dans un cadre marchand.

Cependant, il est reconnu que le marché peut être inefficace en matière

¹³Where pricing or other policies fail to close the gap between private and social value, economists tend to refer to policy failure. Together, market and policy failure are the main underlying causes of biodiversity loss, Global Biodiversity Assesment (GBA), p. 11

d'environnement et que les ressources naturelles peuvent être sous-estimées, voire non estimées. On parle de défaillance de marché, *market failure*. Ainsi, concernant la biodiversité, force est de constater qu'au regard du nombre total d'espèces, bien peu font l'objet d'un commerce. Le problème de la dégradation de la biodiversité est donc clairement (mais pas exclusivement) un problème de mauvaise ou d'absence d'évaluation.

Partant de ce diagnostic, les économistes orthodoxes donnent une définition de ce que représente la valeur de la biodiversité et proposent comme solution d'estimer cette valeur en recourant soit à des "marchés contingents" soit à des "marchés de substitution".

5.1. LA VALEUR ÉCONOMIQUE TOTALE ET SES COMPOSANTES

Les économistes de l'École de Londres (Barbier, 1989; Pearce, 1994), tenants de l'économie dite orthodoxe, ont donc développé un certain nombre de notions censées représenter ce qu'ils qualifient de "valeur économique totale" de la biodiversité. Cette notion comprend trois types de valeur : la valeur d'usage, la valeur de legs et la valeur d'existence.

5.1.1. La valeur d'usage, comme son nom l'indique, est la valeur qu'un individu retire de l'usage de la biodiversité. Cet usage peut être présent ou futur. Cet usage peut être direct ou indirect. On distingue alors :

- la **valeur d'usage direct** de la biodiversité liée à une activité économique (de production ou de consommation),

- les **valeurs d'usage indirect** liées aux fonctions écologiques de la biodiversité (drainage, épuration...) qui permettent le maintien des conditions de vie des hommes.

- pour intégrer les usages futurs de la biodiversité, il faut tenir compte de la **valeur d'option** (Weisbrod, 1964). On peut la définir comme étant ce qu'un individu est prêt à payer pour préserver ses choix futurs, que ceux-ci portent sur des usages directs ou indirects. Même si elle devrait intégrer notamment la probabilité de disposer de ce bien futur, cette valeur d'option se résume, dans la plupart des études, à l'évaluation du consentement à payer de l'individu pour préserver l'option d'user dans le futur de ce bien.

- ajoutons à cela, bien que celle-ci ne relève pas uniquement de l'usage de la biodiversité, la **valeur de quasi-option** constituée par la valeur du gain d'information qu'apporte le temps (Arrow & Fisher 1974, Henry 1974, Fisher & Hannemann 1983).

5.1.2. La valeur de legs (Krutilla, 1967) est la valeur de la satisfaction morale qu'un individu attache à une valeur d'usage dont bénéficieront les générations futures.

5.1.3. La valeur d'existence (Krutilla 1967, Pearce et Turner 1990) est la valeur qu'un individu attache au fait que la diversité biologique existe. Il s'agit là, comme on l'écrit parfois, d'une sorte de "valeur intrinsèque" attribuée à la biodiversité. Cette valeur d'existence recouvre le "concernement", la satisfaction morale, éthique de

l'individu interrogé, sans rapport aucun avec l'usage de la biodiversité, ni pour lui-même, ni pour les autres.

Il est à noter que si le GBA répertorie les mêmes types de valeur, il en donne une autre présentation. Il établit une grande distinction entre valeurs d'usage, dans lesquelles on retrouve les valeurs d'usage directes et indirectes, et de non usage (ou usage passif). La valeur de legs peut alors être assimilée à une valeur d'usage ou de non usage selon que l'on considère le futur ou le présent.

Concernant la biodiversité, le GBA souligne que la valeur de la biodiversité est nécessairement indirecte : les ressources biologiques ne sont pas directement consommées mais rentrent dans la production de ressources consommées. Par ailleurs, la valeur de la biodiversité reflète, entre autres, l'importance du rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes. Dans la mesure où elle permet de maintenir les services écologiques fournis par les écosystèmes face à des perturbations du milieu, la valeur indirecte recouvre le concept physique de résilience écologique¹⁴. Lorsque la biodiversité diminue, la résilience est réduite et la vulnérabilité du système face à la variabilité des conditions environnementales plus grande.

5.2. LES MÉTHODES D'ÉVALUATION

Les différentes méthodes d'évaluation économique de l'environnement, conformément au principe d'internalisation des effets externes, constituent des procédures de monétarisation visant à rendre explicite, à travers un consentement à payer, une valeur implicite. Si le GBA souligne que l'on ne peut faire abstraction des préoccupations éthiques ou morales dans l'évaluation de la biodiversité, le consentement à payer des agents et leurs comportements sont censés refléter ces préoccupations. En effet, certains agents prétendent n'accorder aucune valeur à la biodiversité alors que l'observation de leurs comportements montre qu'ils n'y sont pas indifférents et lui accordent en réalité une valeur monétaire.

Les économistes ont ainsi défini deux méthodes d'évaluation :

1 - Construire un "marché fictif" : un enquêteur, après avoir fait une offre relative à une certaine qualité d'environnement (scénario), recueillera ce qu'il supposera être la demande individuelle adressée à cette qualité d'environnement. Cette méthode portant sur des comportements potentiels, sur des signes avant-coureurs de rationalité, elle est qualifiée d'ex ante. Dans la mesure où l'on demande directement aux individus de révéler leurs préférences, cette méthode est également appelée méthode *directe* de révélation de préférences.

2 - Observer les comportements, les dépenses des individus sur des marchés déjà existants dont on peut penser qu'ils reflètent une offre et une demande pour une certaine qualité d'environnement: approches des coûts de transport, des prix hédoniques, des fonctions de production. Dans ce cas, la méthode porte sur des comportements ou des faits observés, donc sur des coûts connus. Elle intervient

¹⁴(...) resilience has a very particular meaning. It is a measure of the magnitude of disturbance that can be absorbed before the system changes its structure (...), op. cit., p. 28

après coup et peut être qualifiée d'ex post et de méthode de révélation *indirecte* des préférences.

Chacune de ces deux grandes méthodes regroupent plusieurs techniques que nous nous proposons simplement de passer en revue. Il serait trop long et hors de propos de détailler les avantages et inconvénients de chacune d'entre elles. Nous nous contenterons donc de répertorier rapidement celles indiquées dans le GBA, auquel on peut se référer pour plus de précision.

5.2.1. Les méthodes *ex ante* ou de révélation directe des préférences :

L'évaluation contingente

Dans le cadre d'une enquête, les enquêteurs proposent aux individus des scénarios sur la qualité de la biodiversité. Leurs réponses, sous la forme d'un consentement à payer ou d'un consentement à recevoir, est l'expression de leurs préférences en matière de biodiversité. La qualité de ces enquêtes est conditionnée par trois éléments essentiels : informer l'enquêté sur la quantité, qualité et durabilité des changements environnementaux; choisir un "instrument de paiement" (contribution à un fond, augmentation d'une taxe, augmentation du prix du bien...); choisir une méthode de questionnement (questions ouvertes ou choix dichotomique).

Concernant ce dernier point, notons qu'il est plus difficile, parce que cela demande plus d'informations, de répondre à une question ouverte (montant maximum qu'un individu est prêt à payer ou minimum qu'il est prêt à recevoir) qu'à un choix dichotomique (l'individu est-il prêt ou non à payer x FF pour un maintien ou une modification de l'environnement). L'expérience montre par ailleurs que les montants proposés par les enquêtés avec des questions ouvertes sont presque toujours moins élevés que les montants donnés par l'enquêteur en cas de choix dichotomique. Cependant, le fait de suggérer des chiffres influence nécessairement la réponse de l'enquêté et la rend moins spontanée.

Le classement contingent

L'idée est de proposer à l'enquêté un "menu" de différents scénarios qu'il doit ranger selon ses préférences. Cette méthode est beaucoup moins utilisée que l'évaluation contingente. Il semble pourtant plus facile de classer deux scénarios que de lui faire correspondre une valeur monétaire, mais dès que le nombre d'alternatives augmente, cette méthode perd de son intérêt.

5.2.2. Les méthodes *ex post* ou de révélation indirecte des préférences :

La méthode des coûts de transport (Wood & Trice (1958), Clawson & Knetsch (1966))

Cette méthode d'évaluation économique, une des plus anciennes, consiste à déduire la valeur d'un site des dépenses de transport effectuées par des individus pour visiter ce site. Une relation statistique entre le nombre de visites observées et le coût de la visite est donc établie et utilisée pour construire une courbe de demande, à

partir de laquelle le surplus du consommateur par jour de visite peut être mesuré.

Le modèle de coût de transport hédoniste (Brown & Mendelsohn (1984), Englin & Mendelsohn (1991)) est une variante du précédent. Sa principale originalité est de répertorier les caractéristiques physiques en termes de niveaux (pourcentage de conifères, d'arbres à grandes feuilles dans une forêt...) pour chaque site visité. On prend également en compte la zone d'origine des visiteurs afin d'intégrer des variables socio-économiques dans l'estimation de la courbe de demande réalisée pour chaque caractéristique des sites visités.

Les méthodes des fonctions de production

Ces méthodes procèdent en deux temps. Il s'agit tout d'abord de déterminer les effets d'une variation au niveau des ressources biologiques ou des fonctions écologiques sur l'activité économique. Dans un deuxième temps, les dommages environnementaux sont évalués en termes monétaires à partir des changements observés sur le bien marchand de l'activité économique.

Par ces méthodes, la ressource biologique ou la fonction écologique est traitée comme un input de l'activité économique. Comme tout input, sa valeur peut être estimée à partir de son impact sur la productivité de l'output. Ces méthodes requièrent toutefois une connaissance précise des impacts des changements de la ressource sur la production, donc des informations sur les chaînes d'impact physiques. En outre, les valeurs des ressources biologiques ainsi estimées sont influencées par les conditions du marché et les politiques de régulation qui déterminent les conditions d'accès et le taux d'utilisation des ressources. Dans le cas d'un écosystème à multiples usages (lorsqu'une fonction écologique sert de support à plusieurs activités économiques, ou que plusieurs fonctions sont déterminantes pour l'activité économique), l'application de ces méthodes pose également problème. En particulier celui du double comptage de certaines fonctions écologiques et du risque de surestimation de la valeur si on agrège les valeurs de fonctions substituables.

Par ailleurs, il est à signaler que nombre de méthodes de révélation indirecte des préférences font référence à la notion de coût d'opportunité (valeur des bénéfices perdus suite à un choix).

La méthode du changement de productivité

Les services fournis par une ressource environnementale à une activité économique sont évalués à travers les changements qu'une dégradation (ou amélioration) de la ressource provoque sur la productivité de l'activité économique. Par exemple, si les forêts, par leur biodiversité, contribuent à la productivité de l'agriculture, alors la déforestation aboutira à une baisse de la productivité agricole. Le coût d'opportunité de la déforestation (valeur de la production agricole perdue) peut alors constituer une mesure de la valeur de la biodiversité pour l'agriculture.

La méthode du changement de revenus

Une dégradation de l'environnement peut être estimée à travers les revenus : si des travailleurs perdent des jours de travail à cause des dégradations de l'environnement ou indirectement de leur santé, on peut utiliser les revenus perdus

comme une mesure de la valeur de cette dégradation.

La méthode des dépenses préventives

Les services écologiques offerts par un milieu naturel sont évalués en observant combien les individus dépensent pour se protéger d'une dégradation de ce milieu. L'adoption du système de cultures en terrasse par les agriculteurs pour se prémunir de l'érosion du sol, ou la construction de digues pour éviter les inondations peuvent être révélateurs de la valeur d'un milieu naturel. Une telle méthode repose sur des hypothèses fortes. Il est supposé notamment qu'aucune contrainte budgétaire n'empêche les individus de se protéger des dégradations de l'environnement.

La méthode des coûts de remplacement

En observant combien les individus dépensent pour remplacer la perte des services fournis par une forêt par exemple (achat de fertilisants pour compenser la perte de fertilité du sol) ou pour se relocaliser, on a une idée (et même une mesure monétaire) de la valeur de ces services. Cette méthode ne révèle qu'une valeur d'usage minimum, ne rend pas compte des valeurs d'option ou d'existence et reste donc d'une méthode limitée.

La méthode de substitution ou proxy

A défaut d'observer les comportements sur le marché de la ressource, c'est le marché du plus proche substitut qui est étudié. La valeur du bois de feu peut être estimée à partir du prix du kérosène; la valeur de la fertilité du sol est approchée par le coût des fertilisants.

La méthode du projet ombre

Un service écologique fournit par une forêt est évalué sur la base du coût que représenterait un projet consistant à fournir ce service en cas de déforestation. Une plantation, un zoo, un parc, une banque de gène sont des exemples de projets ombres. L'inconvénient majeur de cette méthode est de supposer qu'il est toujours possible de remplacer des services environnementaux dégradés et de faire ainsi l'impasse sur les problèmes d'extinction des espèces.

La méthode du coût de compensation

Avec cette méthode, le projet ombre n'est pas simplement un mécanisme d'évaluation, mais sert réellement comme mécanisme de compensation. On ne se réfère pas uniquement à l'analyse économique mais également à l'analyse financière. Cependant, le projet de compensation est susceptible d'entraîner lui-même des impacts environnementaux qui doivent être pleinement évalués et compensés.

Les transferts de bénéfices

L'idée est d'utiliser les résultats d'études économiques déjà réalisées sur l'évaluation ("études de cas") pour les besoins des politiques et programmes économiques; ce qui nécessite de s'assurer que les caractéristiques des études de cas et celles des politiques économiques sont similaires pour les problèmes de biodiversité.

En fait, force est de constater que chacune des méthodes d'évaluation proposées

par la théorie économique possède son lot d'avantages et d'inconvénients et qu'aucune ne fait l'unanimité parmi les économistes (sans compter ceux pour qui une évaluation monétaire de la biodiversité n'a pas de sens). Il est à noter notamment que toutes ces méthodes d'évaluation supposent que l'environnement apparaît dans la fonction d'utilité de la même manière que les autres biens. Les individus peuvent faire des arbitrages entre des modifications de la qualité de l'environnement et d'autres biens.

Sans énumérer les critiques (nombreuses) adressées à ces méthodes, il est bon de rappeler que les méthodes d'évaluation contingentes sont souvent critiquées sur l'idée même de déduire une valeur d'un simple consentement à payer. Rien ne dit que les enquêtés paieront effectivement ce qu'ils ont annoncé. De plus, le consentement à payer varie nécessairement en fonction de la richesse des individus : le consentement à payer d'un individu riche sera toujours différent de celui du pauvre, même s'ils accordent la même valeur à la biodiversité.

Les méthodes d'évaluation indirectes ont l'avantage de s'appuyer sur des marchés et des comportements réels. Elles sont aussi plus simples à mettre en œuvre et sont d'ailleurs les plus utilisées par les économistes. Toutefois, les problèmes d'application n'en restent pas moins nombreux et les hypothèses controversées. En particulier, les valeurs estimées dans la méthode des coûts de transport sont des valeurs d'usage basées uniquement sur les visites des touristes (de même que la plupart des études utilisant les méthodes d'évaluation contingente interrogent les touristes). Elles ne peuvent rendre compte des préférences des populations locales et des services fournis par les écosystèmes en termes de stabilisation, résilience, assimilation des nuisances, utilisation actuelle ou potentielle pour la pharmacopée... Ces méthodes s'appliquent uniquement aux écosystèmes qui ont une vie sauvage suffisamment spectaculaire ou attractive pour les visiteurs. Si un site inaccessible ou non remarquable, pour le visiteur, n'est pas visité, il est censé n'avoir aucune valeur selon cette méthode.

De plus, comme le souligne Michel Trommetter (1995) notamment, une grande partie des valeurs attachées à la biodiversité - ou à d'autres problèmes d'environnement - dépendent des représentations du futur. Dans ces conditions, le recours à des méthodes d'évaluation *ex ante* s'avère absolument nécessaires. Cela n'est sûrement pas pour rien dans la vogue actuelle que connaît la méthode dite d'évaluation contingente. Les études utilisant les méthodes d'évaluation contingente sont maintenant très nombreuses (plus de 2000 dans le monde selon le GBA).

Enfin, il faut souligner que la distinction *ex post/ex ante* n'est pas que formelle. Elle pose la question du véritable rôle joué par l'évaluateur dans ces procédures de "révélation" des préférences individuelles. On peut se demander en effet si l'évaluateur est un médiateur ou un acteur ? Dans le premier cas, l'économiste se contente de mettre en relation des éléments disjoints : la valeur est préexistante à son travail d'enquête, celui-ci ne fait que la recueillir et la transmettre au décideur. Dans le second cas, l'économiste joue un rôle actif dans la construction même de la valeur. Celui-ci *oblige* l'individu à la constitution d'une valeur monétaire. Par là même, il fera un tri parmi les valeurs de l'individu interrogé, mais aussi parmi les individus

interrogeables, et ce, bien souvent sans avoir besoin d'aborder l'épineux problème du mode d'appropriation des ressources en question. Faut-il s'étonner dans ces conditions que les tenants de l'École de Londres aient mesuré la valeur de l'éléphant au Kenya à l'aide des seules préférences des touristes occidentaux ?

Le calcul du coût incrémental ne peut relever de la seule boîte à outil de l'économiste. Pour cela, il faudrait que soit résolue l'internalisation des externalités, c'est-à-dire que les problèmes d'environnement, une fois reconnue leur existence sociale, soient décomposés en autant de marchandises faisant l'objet d'échange sur des marchés. Nous en sommes loin. L'application du coût incrémental à la biodiversité, univers incertain et controversé s'il en est, fournit de nombreuses occasions de perplexité. Si le marché est défaillant pour donner le prix d'un écosystème (d'un gène, d'une espèce, d'un processus de régulation biologique), faut-il en conclure que cet écosystème n'est pas performant et laisser faire les dures lois du marché qui oeuvreront à sa disparition ? Faut-il créer un marché ou un arsenal juridique spéciaux pour le protéger ? Se posent alors les questions lancinantes : sait-on comment faire pour protéger un écosystème et quel en est le coût ?

II POUR UNE DÉFINITION OPÉRATIONNELLE...

Après avoir mis en évidence le contexte institutionnel et la théorie économique dont relève le coût incrémental, il convient maintenant de voir les implications des fondements théoriques de celui-ci, les difficultés de sa transposition au domaine de la biodiversité, et les contraintes propres au fonctionnement du GEF et du FFEM. Nous pourrions ainsi approcher d'une définition opérationnelle du coût incrémental.

Nous espérons avoir montré que les fondements et certaines évolutions du sens de la notion de coût incrémental reposent sur un soubassement théorique précis. Il s'agit selon nous du champs de la "nouvelle micro-économie" et plus particulièrement d'une théorie économique de l'environnement que l'on qualifie de *problématique coasienne*. On comprend mieux alors la cohérence de la construction et l'on en voit aussi plus clairement les présupposés idéologiques, à savoir l'omniprésence de l'univers marchand et l'affirmation constante du primat de l'économique. Même si beaucoup d'experts et d'économistes s'y réfèrent systématiquement, il convient de rappeler que la problématique coasienne, tant dans la construction sociale du problème d'environnement qu'elle met en scène que dans la solution qu'elle propose, ne correspond pas au cas général, et pas davantage au cas particulier qui nous occupe.

Le fait que la prise en compte de l'environnement coûte quelque chose peut paraître une position pragmatique. Il faut cependant avoir conscience que ce "bon sens", couvre une adhésion à des hypothèses lourdes. En effet, en soutenant l'hypothèse que l'existence de surcoûts liés à la protection de l'environnement est la raison permettant d'expliquer la destruction de l'environnement, on ne considère que ce qui est rentable au départ, on quête les consentements à payer, on entend recourir le plus possible aux procédures marchandes, on est susceptible de juger du cadre institutionnel et politique à l'aune de l'efficacité à composer avec les coûts de transaction...

Nul doute que la notion de coût incrémental est porteuse d'une norme économique qui dépasse très largement le problème de la gestion des problèmes globaux de l'environnement. **Le danger réside alors dans l'expression d'une volonté qui cherche à centrer rapidement les débats sur l'instrumentalisation, tant économique qu'écologique, de cette notion** (qui consistera, par exemple, à donner dans l'expertise la priorité aux problèmes d'évaluation économique de la diversité). **Cette volonté a de lourdes conséquences. Elle légitime de facto la notion de coût incrémental et, d'autre part, elle omet qu'il existe, au sein même de la théorie économique de l'environnement, une autre expertise des problèmes et d'autres propositions de réponse.**

C'est ce point que nous étudierons plus précisément ici en essayant de montrer quelles sont les difficultés auxquelles on s'expose en voulant appliquer exclusivement le coût incrémental à une politique globale de protection de la biodiversité.

1. L'INADAPTATION DU RÉFÉRENTIEL THÉORIQUE AUX PROBLÈMES D'ENVIRONNEMENT GLOBAUX...

Le coût incrémental, tel qu'il est présenté dans le cadre du GEF, s'inscrit dans une problématique théorique générale d'inspiration libérale (pour ne pas dire ultra-libérale). Le cadre de référence est le cadre marchand, tant dans la définition de l'externalité, dans la mesure de celle-ci et de sa contrepartie, que dans la procédure de coordination employée. La matrice théorique coasienne, que l'on a mis en lumière dans le concept du coût incrémental, met l'accent sur l'idée d'une négociation directe entre agents économiques. Elle autorise une certaine souplesse d'actions puisqu'elle peut renvoyer soit à une norme rationnelle soit à un jeu de stratégies. On trouve là, inscrite au cœur même de la "nouvelle micro-économie", une des raisons de la plasticité et du glissement de sens qu'autorise la notion de coût incrémental. Il s'agit là, en quelque sorte, d'une ambiguïté positive et fertile du concept de coût incrémental.

Nous voudrions maintenant montrer que la notion de "coût incrémental" contient aussi une ambiguïté négative et regrettable. Il nous semble que la part essentielle du flou et de l'ambiguïté de la notion de coût incrémental tient d'abord aux divergences existant entre les caractéristiques institutionnelles et environnementales du référentiel théorique coasien et celles dans lesquelles prennent place les problèmes du développement durable et de la diminution de la biodiversité. Le modèle coasien est, en effet, un modèle historiquement daté, bâti dans les années 60, à une époque où les problèmes d'environnement que les économistes étaient chargés de gérer étaient perçus d'une manière très différente de celle qui prévaut aujourd'hui. On peut en effet y relever des différences notoires, portant sur les intérêts pris en compte et sur la nature même du problème d'environnement.

1.1... PARCE QUE LES INTÉRÊTS EN CAUSE SONT DIFFÉRENTS

La première différence porte sur les agents concernés. Mettant en scène une confrontation entre un éleveur et un maraîcher, la négociation coasienne fait intervenir un nombre très restreint d'agents, de petite taille (supposant qu'aucun ne peut faire pression sur l'autre), dotés d'une rationalité économique. On trouve là les hypothèses traditionnelles de l'individualisme méthodologique de la théorie économique néoclassique.

Le financement du GEF couvrant les coûts incrémentaux peut être demandé par des gouvernements, des agences internationales (Banque Mondiale, PNUD, PNUE), des ONG ou des intérêts privés; les projets doivent être entérinés par les pays hôtes. Quelle que soit la configuration envisagée, le contexte coasien ne peut donc être strictement respecté. Même s'il est possible que des intérêts privés soient en jeu, ceux-ci devront nécessairement négocier avec un autre type d'entité : un État, une organisation internationale ou une ONG. Ainsi, le plus souvent, les rapports de force entre les agents seront-ils asymétriques et les rationalités en présence différentes.

La situation institutionnelle qui se rapprocherait le plus du référentiel coasien est celle de la négociation entre deux États. C'est probablement la raison pour

laquelle ce schéma est celui qui est habituellement retenu par la littérature spécialisée. Cette focalisation se trouve renforcée par le fait que, comme le soulignent David Pearce et Scott Barrett (1993), il y a déjà eu des précédents de négociation environnementale entre États riverains (Trail Smelter arbitration entre les États-Unis et le Canada en 1941, Colombia River Treaty en 1961, avec parfois l'intervention d'un tribunal, ce qui laisse entendre l'existence de coûts de transaction). Dans ce cas, la contrainte coasienne d'un nombre restreint d'agents est respectée, nous nous trouvons bien dans le cadre d'une négociation bilatérale. Mais vouloir rendre compte des actions des États à l'aide d'une logique et d'outils micro-économiques (censés traduire le comportement économique d'un Robinson Crusoe) ne va absolument pas de soi. Cela oblige à faire des hypothèses extrêmement fortes sur la spécification et le respect des droits de propriété (notamment, que se passe-t-il si des droits de propriété privés sont concernés dans ces accords entre États ?). Cela oblige aussi, d'une part, à supposer qu'un État (ou une organisation internationale) "ne parle que d'une voix" et, d'autre part, à confondre rationalité et raison d'État. On notera, sans grande surprise, que cette hypothèse est précisément celle que retiennent les tenants de l'école du Public Choice - des auteurs idéologiquement proches de Ronald Coase - qui considèrent l'État comme une sorte de "marché", c'est-à-dire comme le simple reflet d'un jeu de rationalités et d'intérêts individuels¹.

Il reste un autre aspect à considérer. La négociation coasienne concerne deux agents *présents*, directement touchés par le problème d'environnement, qui cherchent la maximisation de leur profit ou de leur utilité. Rappelant en cela l'idée de "main invisible" d'Adam Smith, l'efficacité de la solution coasienne tient au fait que les deux agents négocient *directement*. Là encore, les choses se déroulent différemment dans le problème qui nous occupe. La diminution de la diversité biologique concerne un très large spectre d'intérêts. Parmi ceux-ci, il faut tenir compte en particulier des "tiers absents" de la négociation, c'est-à-dire de l'ensemble des intérêts de l'humanité présente (des autres pays), des intérêts des générations futures et de ceux des espèces naturelles considérées pour elles-mêmes. Dans le cas d'une négociation bilatérale entre deux pays ou entre un pays et un privé, rien ne garantit qu'il n'y aura pas un hiatus entre l'intérêt du donateur et l'intérêt général mondial. De même, pour internationale qu'elle soit, il n'est pas certain qu'une institution comme le GEF soit la garante des intérêts de tous.

1.2. ... PARCE QUE LA NATURE DU PROBLÈME D'ENVIRONNEMENT EST DIFFÉRENTE

La seconde différence porte sur la nature du problème d'environnement considéré. Dans le problème d'environnement traité par Ronald Coase, le dommage occasionné est simple, local et bien identifié, perçu directement par les agents concernés, comme nous venons de le voir, techniquement contrôlable et aisément évaluable en termes marchands (il s'agit d'un arbitrage entre l'achat d'une barrière pour protéger les cultures maraîchères ou le dédommagement de ces cultures à leur prix de vente). Cette problématique et les résultats qui lui sont

¹ Voir Luc Weber (1990) "Intervention publique", in *Encyclopédie économique*, I, Paris, Economica, pp. 1141-1184. "Pour saisir correctement le comportement des hommes politiques et des fonctionnaires, explique cet auteur, il importe de réaliser qu'ils ne cherchent pas en priorité le bien commun ou l'intérêt général; à l'instar des individus et des entrepreneurs, ils s'efforcent au contraire de toujours tirer le meilleur parti de leur propre situation dans l'exécution de la fonction qui leur est confiée."

associés relèvent de ce que Olivier Godard (tableau 1) appelle un **univers stabilisé** : les agents concernés disposant d'une information parfaite sur la nature du problème, sur les causes et conséquences de celui-ci, sur la technique disponible, sur la spécification des droits de propriété (autrement dit, sur les droits et les obligations de chacun), sur la rationalité et les comportements économiques prévisibles des différentes parties en présence, on comprend que la solution socialement la plus efficace soit de laisser faire ces agents pour qu'ils s'entendent et internalisent spontanément l'externalité.

Le problème de la diminution de la biodiversité est tout autre. C'est un problème global et complexe, représentatif de ce que Olivier Godard (tableau 2) appelle un **univers controversé**. L'incertitude² et la controverse y sont présentes à tous les niveaux : sur tous les aspects du problème écologique d'abord (controverse sur ce qu'est la biodiversité, sur la mesure de sa diminution, sur les causes et les conséquences, dommageables ou non, de celle-ci), sur le nombre, l'identité et la responsabilité des agents concernés ensuite, sur l'information (scientifique ou autre) et les techniques disponibles pour répondre au problème enfin. Ajoutons à cela que, pour la plupart des agents concernés (parmi ceux des générations vivant actuellement), la perception de la réduction de la biodiversité n'est pas directe. La construction sociale et politique du phénomène se fait essentiellement par la médiation de l'expertise scientifique, le plus souvent relayée par les médias. L'irréversibilité fondamentale (les espèces disparues le seront à jamais) dans une dynamique engageant le long (voire le très long) terme est une autre caractéristique importante du problème de la diminution de la biodiversité qui n'existe pas dans le modèle de référence coasien.

Dans ces conditions, il serait illusoire de penser que les procédures habituelles de prise de décision - le jeu de la rationalité individuelle et l'analyse coûts-avantages - et les actions qui jouent dans le modèle coasien d'internalisation des externalités puissent être appliquées au domaine de la biodiversité. Les calculs et les actions des agents coasiens ne peuvent être mis en oeuvre que dans le contexte objectif qui est le leur. Plus fondamentalement même, comme le soulignent Olivier Godard et Olivier Beaumais (1994, p. 145), la notion de développement durable (et la préservation de la biodiversité qui y est liée) met précisément l'accent sur le fait que la traditionnelle procédure d'internalisation des externalités n'est plus opératoire. Pour le dire plus prosaïquement, la prise en compte du long terme est précisément ce que ne sait pas faire le "marché" (puisque, en particulier, les générations futures ne peuvent y exprimer leurs préférences).

² Il convient, comme le fait Olivier Godard, de rappeler la différence existant entre la notion de "risque" et la notion d'"incertitude". La première renvoie à une situation où le calcul de probabilités est applicable. La seconde, liée à l'idée de "nouveau" ou de "surprise", renvoie à une situation où le calcul des probabilités est inapplicable.

Tableau 1
Prise de décision en univers stabilisé

Les agents ont une perception directe des effets externes ou des biens collectifs Leurs préférences sont bien informées
Seuls les intérêts ou préférences des agents présents sont directement pertinents
Ces agents disposent de procédures sociales adéquates pour exprimer leurs préférences : marchés, votes, manifestations et protestations, conflits...
La connaissance scientifique s'est stabilisée sur les aspects des problèmes pertinents pour l'action : - chaînes causales élucidées - dommages bien constitués - imputation des responsabilités dénuée d'ambiguïté
Les phénomènes en cause sont réversibles : on peut attendre un développement suffisant des connaissances pour pouvoir prendre des décisions conformes aux exigences du modèle de la rationalité substantielle (analyses coûts-avantages)
Les connaissances scientifiques stabilisées constituent un monde commun pour tous les acteurs, de façon préalable à l'action
L'enjeu de la situation : l'efficacité économique et l'équité, sur la base d'intérêts bien constitués

Tableau 2
Prise de décision en univers controversé

Prédominance de la construction scientifique et sociale des problèmes sur la perception directe par les agents
La représentation séparée des intérêts de tiers absents est en cause : générations futures, autre pays, espèces naturelles, biosphère (?)...
Ils ont des porte-parole contradictoires
La connaissance scientifique est encore controversée sur des aspects essentiels du problème pertinent pour l'action
Du fait de l'irréversibilité potentielle, et du caractère majeur des enjeux, certains acteurs estiment qu'il faut agir immédiatement, sans attendre la stabilisation des connaissances
Les théories scientifiques, les "visions du monde et du futur" deviennent des variables stratégiques donnant naissance à de nouvelles formes de compétition
L'enjeu de cette compétition : la formation de communautés épistémiques et la fixation de conventions d'environnement

2. QUELLES SONT LES DIFFICULTÉS D'APPLICATION DU COÛT INCRÉMENTAL POUR LA BIODIVERSITÉ ?

2. 1. CONTRAIREMENT À L'EFFET DE SERRE, LA BIODIVERSITÉ SE PRÊTE MAL À LA MESURE

Comment le programme PRINCE aborde-t-il la protection de la biodiversité ? PRINCE reconnaît que les agences du Protocole de Montréal ont déjà fourni des définitions opérationnelles pour les coûts incrémentaux dans le domaine de la couche d'ozone. Si le fonctionnement du Fonds multilatéral du Protocole nécessite quelques améliorations, les principes de coûts additionnels ont déjà été bien explorés dans ce domaine. De fait, le travail pour l'effet de serre s'en trouve largement facilité dans la mesure où sa problématique se rapproche le plus de celle de la couche d'ozone. Il s'agit pour ces deux domaines de problèmes dus à l'émission de certains gaz, et des progrès peuvent donc être réalisés à court terme. C'est pourquoi PRINCE a décidé de généraliser le travail effectué sur la couche d'ozone au domaine de la réduction du changement climatique. Malgré tout, la lutte contre l'effet de serre reste dans le cadre des problèmes de pollution atmosphérique et l'on conçoit qu'elle puisse être traitée de la même façon, selon la même méthodologie et les mêmes principes. Si l'emploi du coût incrémental n'a guère été facile (Dessus, Cornut, 1994, Cornut, 1994), les économistes ont pu proposer quelques modèles et chiffrages aidant à la prise de décision. En revanche, PRINCE reconnaît que l'application du principe de coût incrémental à la préservation de la biodiversité ne sera pas facile et c'est pourquoi elle représente une priorité secondaire. **En d'autres termes, PRINCE reconnaît son incapacité immédiate à traiter le sujet de la biodiversité...**

Le domaine de l'effet de serre se prête effectivement mieux que celui de la biodiversité à l'application du coût incrémental essentiellement pour plusieurs raisons :

- si les incertitudes persistent sur les conséquences de l'effet de serre, au moins les causalités ne sont pas remises en question et il y a accord sur l'objectif de stabiliser les émissions de gaz,
- il s'agit d'un problème d'accumulation,
- on sait identifier les gaz à effet de serre, les mesurer, les convertir en équivalent carbone,
- une émission locale de gaz à effet de serre a une influence sur l'accumulation de ces gaz au niveau de la planète,
- on connaît des techniques économes en émission de gaz, l'action peut consister en un changement de techniques déjà identifiées. L'action du GEF est d'arbitrer entre différentes techniques selon les méthodes coûts-avantages qui lui conviennent par rapport à l'objectif quantitatif et/ou financier retenu. La suite est une problème politique d'arbitrage entre les intérêts des différents agents, dont les intérêts des industriels.

On peut alors considérer que le cadre de l'univers stabilisé est donné au moins en partie. Il est en tout cas suffisant pour le jeu de la modélisation : on définit sans peine les objectifs physiques à atteindre en termes de réduction d'émissions de gaz, de seuils à ne pas dépasser selon les horizons désirés. Il n'y a pas

d'interrogation sur le rapport local-global, car toute émission de gaz a un impact global.

Pour l'effet de serre, il est très difficile de monétariser le bénéfice global d'une diminution d'émissions de gaz. Aussi, le GEF, au cours de sa phase pilote, a privilégié une approche quantitative plutôt que monétaire. Pour la biodiversité, non seulement il est impossible de monétariser, mais il est également impossible de quantifier.

2.2. LES PROBLÈMES SPÉCIFIQUES DE LA BIODIVERSITÉ

Une telle démarche apparaît bien hasardeuse concernant la biodiversité.

2.2.1. Que sait-on de la biodiversité ?

Concernant la biodiversité l'incertitude est le maître mot. La définition même de la biodiversité pose problème. Ses fonctions, les liens de causalité qui détermineraient son érosion, son maintien ou sa réhabilitation sont encore mal connues. Il n'y a guère que sur l'utilité de la biodiversité, en général, que l'on trouve un consensus.

L'utilité de la biodiversité ne se réduit pas à son importance écologique mais trouve également des intérêts économiques, scientifiques, récréatifs, esthétiques. Elle offre paysages, espèces animales et végétales, qui participent d'une certaine image de la nature et servent de support à l'organisation domestique et politique des hommes.

L'usage productif de la biodiversité se révèle à travers ses applications nombreuses dans les domaines de l'agriculture, l'élevage, la santé (plantes médicinales, pharmacopée traditionnelle), l'industrie (foresterie, cosmétiques...). Les ressources génétiques en particulier, constituent la matière première qu'emploient les sélectionneurs de plantes et d'animaux et les spécialistes des biotechnologies pour produire de nouvelles variétés et races (FAO, 1993).

La biodiversité joue un rôle essentiel dans la régulation des écosystèmes naturels et des systèmes sociaux. Ses fonctions (régulation des eaux, pollinisation des cultures, lutte contre l'érosion, maintien de la qualité des sols... mais aussi fondements et résultats des systèmes de production, des représentations culturelles, de l'organisation politique...) sont essentielles à l'homme. Pour la sécurité alimentaire, cette diversité des ressources génétiques a plusieurs fois montré dans l'histoire son aptitude à résister aux maladies, aux insectes ravageurs, aux risques climatiques (sécheresses, inondations...). On peut énumérer ces fonctions bien qu'on connaisse mal leurs dynamiques et leurs interactions.

On connaît tout aussi mal les impacts et les évolutions des activités humaines sur la biodiversité. On constate simplement que le développement économique qui ne se soucierait pas de la protection de la biodiversité, concourt à sa destruction.

L'homme est au centre de la dynamique de diversification biologique : certes il a détruit une multitude de choses très rapidement, mais il a également façonné les paysages, les agro-écosystèmes, domestiqué des espèces et sélectionné des cultivars, il en vient même à travailler les gènes. Un champ de blé en Beauce, au delà de sa très faible diversité génétique qui conditionne son efficacité technique et économique, est en réalité le résumé d'une très grande biodiversité si l'on inclut l'ensemble du matériel génétique (toujours conservé dans des banques) qui a été utilisé pour aboutir à la variété cultivée.

Nous ne reviendrons pas sur les acrobaties des économistes chargés de trouver des valeurs aux composantes de la biodiversité qui ne se trouvent pas déjà sur le marché. Quant aux chercheurs des sciences de la nature, ils sont pour l'instant dans l'incapacité de donner des indicateurs normatifs et précis sur l'état de la biodiversité qui pourraient servir de support à la politique économique. Contrairement aux facteurs physiques, les facteurs biologiques sont difficilement mesurables. L'important est moins le stock d'espèces, qui peut être mesuré par un inventaire, que la capacité à évoluer du système, à échanger des gènes, à provoquer des changements. Le flux des gènes est beaucoup plus difficile à mesurer. Ainsi, le fait même de réaliser une réserve crée une perturbation des flux de gènes.

2.2.2. Conserver... la capacité de résilience

Contrairement à l'effet de serre, il n'y a pas de choix techniques ou d'activités additionnelles et de substitution qui permettent de répondre le problème d'érosion de la biodiversité. La biodiversité ne relève pas d'un domaine industriel dans lequel priment les choix technologiques.

La conservation a été la première approche du problème de l'érosion de la biodiversité. Mais quoi et comment conserver ?

Sachant que la protection de la biodiversité coûte cher (à court terme) à la collectivité, est-il indispensable de tout préserver, même ce que l'on ne connaît pas ? Car, avant de conserver, il faudrait d'abord connaître. Or, faire l'inventaire de la biodiversité est une tâche délicate. Il existe quelques programmes de recherche qui cherchent à inventorier exhaustivement un hectare de forêt amazonienne depuis 10 ans... Si l'inventaire des mammifères est en voie d'achèvement, le domaine des micro-organismes semble à peine effleuré. L'inventaire, s'il est nécessaire, ne permet pas de répondre à la question clé : comment cela fonctionne-t-il ?

Il est acquis que la grande variabilité et hétérogénéité des habitats est le moteur de l'évolution. Les espèces doivent en effet se diversifier pour exploiter au mieux les ressources disponibles ou pour s'adapter aux différentes conditions écologiques qui leur sont offertes et qui évoluent dans le temps (C. Lévêque, 1994). Bien que les écosystèmes contiennent des milliers d'espèces en interaction, un consensus croissant émerge pour dire que le système repose sur un petit nombre de variables biotiques et abiotiques, dont les relations déterminent les équilibres entre espèces. On distingue alors espèces "motrices" et "passagers"; certaines espèces "passagers" pouvant occasionnellement et sous des conditions particulières devenir "motrices"

La disparition de certaines espèces peut n'avoir quasiment aucun effet sur le fonctionnement d'un écosystème, alors que celle d'autres espèces peut engendrer des transformations profondes, un passage d'un type d'écosystème à un autre (savanisation, désertification). Si certaines espèces individuelles et familles ont plus de valeur écologique que d'autres, on ne peut conclure que les autres espèces n'ont aucune valeur ou sont redondantes. L'importance de la diversité des espèces dans la résilience des écosystèmes tient précisément au fait que des espèces peuvent être passagers dans un certain état de la nature et avoir un rôle structurant dans d'autres états. Malheureusement, il n'existe pas suffisamment d'études de long terme permettant de se prononcer sur les conséquences de la présence ou l'absence d'espèces rares sur la structure ou la fonction des écosystèmes³.

Un accord semble se faire sur l'*objectif de maintenir la capacité de résilience*. La résilience des écosystèmes, c'est-à-dire le maintien d'interactions fondamentales développées par les "espèces clés" des écosystèmes face à la variabilité de l'environnement, semble dépendre de la diversité des espèces animales et végétales qui garantit une meilleure adaptation aux changements des conditions environnementales (C. Lévêque, 1994). Cette résilience mesure le degré de turbulences qui peut être absorbé par le système; c'est une mesure de la résistance aux perturbations et de la vitesse du retour à l'équilibre⁴. Il ne s'agit pas nécessairement du retour aux conditions initiales.

L'érosion de la diversité génétique entraîne une perte d'adaptabilité, une perte du potentiel d'innovation. Or celui-ci est essentiel dans une perspective de destruction-crédation⁵ où la société humaine cherche à repousser toujours plus loin les limites que lui impose la biosphère. En définitive, la plus grande valeur de la biodiversité réside dans les opportunités qu'elle fournit à l'humanité pour s'adapter aux changements locaux et globaux. Ce large éventail de gènes, espèces, écosystèmes est une ressource qui peut être utilisée en fonction de l'évolution des besoins et des demandes de l'humanité. C'est là une des dimensions essentielles de l'utilisation soutenable de la biodiversité.

La relation entre diversité fonctionnelle et résilience de l'écosystème est étroite : en maintenant la résilience de l'écosystème, la biodiversité fonctionnelle est un moyen de minimiser le risque lié aux fluctuations des conditions environnementales. Cela dit, on ne sait guère comment maintenir cette résilience, ni comment traduire cette exigence dans un projet de développement.

2.2.3. Quels objectifs pour la biodiversité ?

Faut-il insister sur le fait que la biodiversité n'est pas un concept technique, mais une construction sociale?

³There are insufficient long-term studies to show whether the presence or absence of rare species may causes slower more subtle shifts in ecosystem structure or function, op. cit. p. 14

⁴(...) resilience has a very particular meaning. It is a measure of the magnitude of disturbance that can be absorbed before the system changes its structure (...), op. cit., p. 28

⁵Passet, 1992

Les scientifiques renaissent à donner une définition quantifiable de la biodiversité. Il est évident par ailleurs que **la biodiversité des scientifiques n'est pas celle des développeurs, ni même celle de la Convention signée à Rio**. Pour les chercheurs des sciences de la nature, la biodiversité ne peut s'apprécier à l'échelle du temps d'un projet de développement et ne peut être liée uniquement à cette partie du vivant qui peut être utilisée, dans une optique de rentabilité économiques, par le développement.

Personne ne se risque encore à définir un hypothétique seuil au delà duquel un écosystème ou une espèce serait en danger. De plus, **le seuil des économistes n'est pas le seuil des biologistes**. La pérennité d'une ressource s'apprécie en fonction de critères situés à l'interface de l'économique et de l'écologique (accessibilité, productivité de l'espèce exploitée, coût d'exploitation...). La ressource disparaît comme ressource, c'est-à-dire qu'elle est abandonnée, quand elle n'a plus d'intérêt économique. La pérennité de l'espèce, soit sa présence à des seuils compatibles avec son maintien et sa reproduction, s'évalue selon des critères biologiques et écologiques.

Quels sont alors les objectifs que le GEF doit se fixer alors que la biodiversité, patrimoine commun de l'humanité, est devenue à l'occasion du Sommet de la Terre un potentiel économique sur lequel chaque État revendique sa souveraineté ?

Aussi, nous nous proposons de partir des usages qui sont fait de la biodiversité et des opérations de développement qui s'en réclament. Sur quelles composantes de la biodiversité les acteurs du développement ont-ils prise ? **La biodiversité apparaît alors comme un médiateur des systèmes, écologiques et sociaux, pour aborder la mise en valeur des espaces et la gestion des ressources.**

Le domaine de la biodiversité est généralement décliné en gènes, espèces et écosystèmes. Dans une logique d'action et de protection, cette typologie ne semble pas bien adaptée. Les développeurs privilégient les écosystèmes qui correspondent à l'échelle d'intervention du projet de développement, ne serait-ce que parce qu'il implique les activités humaines. En revanche, de longue date, les ressources génétiques font l'objet d'intérêt commerciaux de la part d'acteurs institutionnels spécifiques : les secteurs de la sélection végétale et de la pharmacie.

Dans les projets de développement, l'écosystème est bien autre chose que l'habitat des espèces. La biodiversité d'un écosystème est alors assimilée à la fourniture d'une série de services. La valeur d'usage des espèces de l'écosystème reflètent le maintien de cette série de services. L'écosystème peut être conceptualisé comme une fonction de production dans laquelle les espèces individuelles de l'écosystème seraient les inputs de la production de biens et services, et la valeur des espèces serait déduite de la valeur des biens et services. Le maintien des services écologiques rendus par l'écosystème face à des changements dans les conditions environnementales, les fonctions non marchandes de l'écosystème sont alors considérés comme une valeur indirecte. *La valeur indirecte correspond en fait à la valeur de la résilience écologique.*

2.2.4. Quels choix de société ?

Le problème crucial est alors de décider, sur une base rationnelle, à quelle échelle les écosystèmes doivent être gérés. Une échelle nationale permet de poser les questions en termes de planification. Une échelle micro-régionale renvoie à une logique de projets. La destruction d'un écosystème rare localement peut être toute relative dès lors que l'on agrandit l'échelle d'observation au pays voisin. Comment évaluer la perte de diversité globale due à une action locale ? La question risque de rester longtemps sans réponse fondée scientifiquement. **Ce problème de choix d'échelle relève en fait de décisions de politique publique, liés au modèle de développement adopté, aux anticipations faites sur le progrès technique. Il n'est donc pas déterminé par l'information scientifique,** laquelle est imprécise et incertaine et ne peut indiquer la taille minimum critique d'une population et de son habitat permettant d'éviter son extinction (Holl & Tisdell, 1993)⁶.

La définition d'une biodiversité "souhaitable", globale comme localisée, est en effet une gageure. Devant la croissance démographique prévisible, l'artificialisation des écosystèmes ne pourra que se poursuivre. Imagine-t-on un monde dont le fonctionnement serait "entretenu seulement par l'homme, les micro-organismes et les invertébrés"⁷ ? Peut-on assurer que, dans ce cas, les équilibres globaux ne seraient pas en danger ? Ces questions se posent précisément au GEF quand il s'agit de choisir quoi protéger dans la biodiversité : l'ensemble des écosystèmes forestiers amazoniens, les cultivars de céréales traditionnelles des Alpes ou des Andes, le panda de Chine ou les phoques d'Alaska, des plantes inconnues pour des usages inconnus... ? Dans la mesure où les ressources financières sont généralement limitées, qu'il n'est pas toujours justifié de dépenser des sommes considérables pour la protection d'espèces écologiquement marginales. Le choix de protéger des espèces qui renvoient à une charge affective (éléphants, baleines...) ne peut reposer sur des critères économiques.

L'appréciation subjective ou institutionnelle est alors primordiale. Comment l'opinion publique réagirait-elle, comment le GEF justifierait-il sa légitimité s'il fallait entreprendre des actions tenant compte du fait que les milliards de micro-organismes présents dans un m³ de sol sont plus impliqués que les girafes ou les baleines dans les conditions de survie de la planète ? Comment le FFEM pourrait-il refuser de soutenir un projet de coopération avec l'Afrique francophone sous prétexte que la biodiversité menacée ici est abondante dans le reste du monde ?

Les décisions politiques concernant la conservation de la biodiversité sur le long terme doivent obligatoirement intégrer des considérations éthiques. Ce sont des choix de société. Or, la société choisit d'adopter un mode de vie, non pas parce qu'il résulte d'un modèle rigoureux de choix social, mais simplement parce que les individus sont intimement convaincus que c'est la bonne solution (Bishop & Ready, 1991).

⁶The 'scale' choice problem is in fact a public policy decision and as such is undetermined by the mere provision of scientific information.(...). Biodiversity conservation, for a considerable time to come, will have to include ethical considerations, op. cit. , p. 32

⁷ Biodiversité et environnement. Académie des Science, juin 1995, Rapport n° 33, p. 60

Pour autant, les objectifs restent entièrement à définir, et ce d'autant plus que les causalités ne sont pas connues, c'est-à-dire que les actions à entreprendre ne sont pas identifiées..

2.2.5. Le principe de précaution

Les connaissances scientifiques permettent cependant de faire l'hypothèse que la biodiversité est étroitement liée aux équilibres globaux de la biosphère. Or dans l'état actuel des connaissances, l'homme n'est pas en mesure de gérer des déséquilibres à cette échelle, lesquels pourraient mettre péril la survie de la biosphère. Dans cette perspective, il apparaît donc très imprudent d'hypothéquer l'avenir en prenant des décisions "irréversibles".

Face aux risques, mal connus, mais aussi à "l'incertitude dans laquelle on se trouve pour savoir quel gène nous sera utile dans 10, 15 ou 20 ans pour enrayer telle ou telle maladie (...), il faut conserver l'inconnu pour des usages inconnus" (Chauvet, 1993). La conservation de la biodiversité peut être considérée comme un moyen de gérer l'incertitude⁸ (GBA, 1995). A cet égard, Trommetter (1995) rappelle la distinction faite par la FAO, dans des travaux de 1994, entre valeur de portefeuille -préserver en vue de minimiser des risques connus (notion de risque), valeur d'option -préserver des plantes connues pour un usage inconnu (notion d'incertitude)- et valeur d'exploration -préserver des plantes inconnues pour des usages inconnus. On retrouve ici le principe de précaution qui est à l'origine de la rédaction de la Convention sur la biodiversité.

Il y a nécessité de l'action. Les dynamiques d'accumulation et les risques d'effets de seuil qui caractérisent les problèmes globaux d'environnement font précisément qu'on ne peut attendre la certitude de leur réalisation pour agir. D'autant plus, répétons-le, qu'il est loin d'être admis que les décisions de politique économique et de choix de société doivent nécessairement se prendre sur des bases scientifiques. La FAO (1994) rappelle qu'"**aucun moyen scientifique ne permet de déterminer objectivement ce qui est acceptable pour la société et ce qui ne l'est pas**".

Pour la biodiversité, nous sommes dans un univers controversé et il n'y a d'autres recours que le principe de précaution pour légitimer des contraintes imposées au développement économique. Faut-il dès lors renoncer à l'idée que la prise de décision puisse se penser dans la sphère du raisonnable ? C'est là le défi qui est lancé aujourd'hui aux économistes de l'environnement.

2.2.6. Pour une autre économie de l'environnement

La nécessité de choix de société qui reposent sur des considérations éthiques et politiques, le recours au principe de précaution, remettent en cause la théorie d'où est issue le coût incrémental. Concernant la biodiversité, il y a **incertitude généralisée** : on ne sait pas la définir et donc on peut difficilement mesurer son évolution. Si l'on s'inquiète de la baisse de diversité biologique, il est difficile

⁸Biodiversity conservation may be thought of as a means of managing uncertainty, op. cit. , p. 29

la perte de biodiversité sans agir sur les causes de ces pertes, liées souvent à l'absence ou à l'inadéquation des politiques de développement".

Compte tenu de l'ampleur des objectifs, le FFEM dispose d'une enveloppe budgétaire réduite. La dotation du FFEM est de 440 millions de Francs sur trois ans (1994/97), alors que la contribution française au GEF s'élève à 807 millions de Francs. Le GEF, fonds multilatéral, dispose pour sa phase opérationnelle (1994/97) de moyens trente fois supérieurs à ceux de l'aide bilatérale française, à savoir deux milliards de \$.

On comprend que cette modicité des fonds oblige le FFEM à procéder d'abord à une sélection rigoureuse des projets, puis, pour chaque projet, à ne financer qu'une partie des coûts.

3.2. LES CRITÈRES D'ÉLIGIBILITÉ DES PROJETS

Les critères d'éligibilité des projets ont été définis sur le mode de ceux établis par le GEF; ils comprennent des critères généraux et des critères spécifiques à chaque domaine d'intervention.

3.2.1. Les critères généraux

Tout projet présenté au financement du FFEM doit présenter deux caractéristiques :

1. Le projet doit **être clairement lié à un projet de développement**, être en priorité une des composantes du projet de développement afin d'assurer une meilleure intégration des questions d'environnement global dans les secteurs du développement.

2. Le projet doit avoir un **intérêt scientifiquement reconnu pour l'environnement global**, c'est-à-dire répondre aux priorités et critères généraux des conventions internationales et aux conditions d'intervention du GEF. Les considérations d'environnement local (mise en péril local de la faune ou de la flore sans incidence claire sur leur protection au niveau régional ou mondial par ex.) ne peuvent en aucun cas être financés par le FFEM.

De plus :

3. Le projet doit être **reproductible** à l'intérieur du pays à une échelle plus vaste et/ou dans d'autre pays.

4. Le projet doit assurer sa **pérennité financière** : pouvoir vivre après l'arrêt du financement FFEM.

5. Le projet doit présenter un **caractère innovant et exemplaire** dans sa démarche. L'innovation n'est pas nécessairement technique, mais doit plutôt se situer au niveau des conditions de mise en oeuvre du projet (gestion, implication des populations locales, incitations...).

6. Le projet doit présenter un **coût additionnel clairement attribuable à la prise en compte de l'environnement global**. Ce coût additionnel peut être la couverture financière du risque engendré par l'adoption d'une innovation dont la rentabilité est calculée a priori. Sont privilégiées les actions dont le surcoût n'est pas récurrent ou qui diminue, voire s'annule dans le temps, sous l'effet de

d'en déterminer les causes de façon homogène et exhaustive, mais également de connaître ses effets à moyen et long terme. Rien à voir donc avec les pollutions d'origine industrielles ou l'externalité triviale de Coase (une vache broutant les salades du voisin).

Nous ne sommes pas devant une logique d'internalisation. Un quelconque "plus" financier ne peut résoudre le problème d'environnement posé et c'est pourquoi la logique liée à l'application du coût incrémental est particulièrement mal adaptée.

Si la régulation marchande n'est pas pleinement opérante, il y a donc obligation de définir des critères stratégiques additionnels pour concilier développement économique et environnement. D'autres valeurs doivent alors être avancées pour justifier la conservation : le risque d'une perte d'utilité à plus ou moins long terme, que cette utilité soit effective ou potentielle, mais aussi l'affirmation d'une valeur existentielle (de nature religieuse, culturelle, patrimoniale...).

Dans l'état actuel du débat, notent Olivier Godard et Olivier Beaumais (1994 : 149), il paraît difficile d'extraire directement des principes abstraits avancés des recommandations opératoires pour conduire des politiques et mettre en place des dispositifs de gestion économique.

La référence au développement durable ne permet donc pas de faire l'économie de la formulation de critères de "second rang"⁹ reflétant les incertitudes qui demeurent : "principe de précaution", "gain de temps d'apprentissage", "robustesse" des options, stratégie de "moindre regret". Il s'agit alors au travers de la fixation d'un "régime commun", d'une sorte de planification "indicative"¹⁰, de déterminer un certain nombre de compromis sur des options à moyen terme qui ne compromettent pas les évolutions futures et d'assurer, sinon la coordination, du moins la convergence des anticipations et des comportements des agents. S'il doit être un élément d'incitation et d'apprentissage¹¹ concourant à modifier les comportements, c'est, pensons-nous, dans une telle optique de stratégie collective de prévention contre des risques environnementaux globaux qu'il faut reconsidérer le mécanisme de financement des coûts incrémentaux.

Dans une optique de développement durable, la compensation des surcoûts de prise en compte de l'environnement n'apparaît pas décisive pour influencer les comportements. D'autres **critères** - équité, intérêt général, acceptabilité sociale - doivent être poursuivis. Or, nous avons vu, d'une part, que l'optique micro-économique de projet de développement paraît peu opératoire avec ces objectifs et, d'autre part, que, comme le souligne Ronald Coase, la procédure de marchandage des externalités n'est censée répondre qu'à un problème d'efficacité

⁹ Le critère de premier rang est celui émanant de l'optimisation du calcul économique rationnel.

¹⁰ Voir, par exemple, Jacques Weber et Denis Bailly (1993) "Prévoir, c'est gouverner", *Natures, Sciences, Sociétés*, 1, (1) : 59-64.

¹¹ Une telle conception soulève, entre autres, des questions quant au sens et au contenu de l'apprentissage (celui-ci devant reposer tout autant sur les savoirs vernaculaires que sur les connaissances scientifiques), quant au temps requis d'apprentissage et quant à la répartition de la charge financière de cet apprentissage.

allocative des ressources (et non à un problème d'équité, autrement dit, il n'est pas tenu compte initialement des effets redistributifs de cette action).

Le rapport PRINCE se fait d'ailleurs, très rapidement, l'écho de cette analyse. Il indique que sa mission est bien d'aider le GEF en lui donnant les différentes interprétations du coût incrémental et leurs implications, mais *in fine*, il suggère que la détermination de la politique financière du GEF doit aller au-delà de ces considérations techniques pour prendre en compte le contexte légal et politique plus large.

Pour nous, le GEF doit effectivement s'éloigner de la logique du coût incrémental pour être opérationnel. Une solution simple est de s'attacher à respecter la mission du GEF et à mettre en oeuvre les critères de sélection des projets déjà définis.. Mission et critères que nous présentons maintenant.

3. LA MISSION DU GEF ET LES CRITÈRES D'ÉLIGIBILITÉ

Après avoir exposé les ambiguïtés de la notion de coût incrémental et l'ampleur des incertitudes et des controverses scientifiques qui pèsent dans le domaine de la biodiversité, il convient maintenant de chercher comment le GEF et, plus spécialement le FFEM, peut remplir sa mission en fonction des modalités et les spécificités des financements et des contraintes qui en découlent. Nous avons surtout porté la réflexion sur le contexte propre au FFEM, pensant qu'il était important que la France puisse élaborer une politique originale.

3.1. LA MISSION

La mission du FFEM, comme du GEF, entre clairement dans une optique de développement durable. La France s'efforce à travers le FFEM de financer des projets **exemplaires s'intégrant dans des programmes plus larges de développement durable**. Ce fonds a l'ambition de **catalyser** l'aide française dans les domaines du climat, de la biodiversité, de la couche d'ozone en lui donnant des moyens d'intervention nouveaux.

Les projets doivent appuyer des actions de gestion et de protection des écosystèmes de préférence in situ, mais également ex situ en préservant la diversité biologique des espèces et du matériel génétique. Le FFEM entend agir sur les trois niveaux de biodiversité (écosystèmes, espèces, gènes) de préférence conjointement dans une même zone, à défaut séparément si la nature des pressions sur le milieu l'impose ou si un intérêt économique majeur le justifie.

Le FFEM se donne pour objectif "d'exercer un **effet de levier dans les politiques de développement, et à terme, induire des modifications de stratégies dans les pays en développement** et au sein des agences d'aide. Il serait en effet vite incohérent et contre-productif de financer des actions permettant de lutter contre

l'apprentissage (par effet de série, meilleure information, formation es hommes, diminution des risques...).

7. Le projet doit faire état de **partenariats** (promoteurs, institutions...)

8. Le projet doit favoriser le **développement des compétences locales** (capacity building").

9. Le projet doit impliquer au maximum les **partenaires locaux** (populations, autorités, entreprises).

10. Le projet doit prévoir les moyens de suivi et de l'**évaluation** ex post lorsqu'il arrive à son terme

11. Le projet doit prévoir l'**étude de son impact sur l'environnement local** ou d'autres composantes de l'environnement global.

3.2.2. Les critères spécifiques

Le dernier document du FFEM à notre disposition (CFD/FFEM, août 1995) indique que les projets éligibles au titre de la biodiversité s'appliquent aux zones :

- comprenant des écosystèmes fragiles (terrestre, aquatique, côtier...)
- richement pourvues en espèces,
- dotées d'espèces endémiques,
- susceptibles de fournir des exemples de gestion durable de la biodiversité,
- menacées de destruction, dégradation ou transformation.

Un document du FFEM de mars 95 indique explicitement dans cette énumération les zones visées par des traités, lois, accords et conventions internationaux (RAMSAR, CITES...). Il souligne que, dans le domaine de la biodiversité plus que dans les autres domaines, une importance particulière doit être accordée à la formation et à la sensibilisation des populations concernées.

Le FFEM définit trois types de projets éligibles :

- **actions à effets directs sur la préservation des écosystèmes.**

Il s'agit de **rationaliser le rapport coût / efficacité** de la protection de la biodiversité par des techniques innovantes (appui technique), par une modification de l'organisation, des processus décisionnels (appui institutionnel).

ex : plan de gestion d'aires protégées (aménagement, valorisation...); réhabilitation d'aires protégées dégradée; actions spécifiques sur des espèces phares.

- **actions limitant les dommages causés à la biodiversité par la pratique de certaines activités économiques et par la pression anthropique sur ces milieux.**

Ces actions doivent être menées à **titre pilote** dans les zones où les activités humaines menacent directement un patrimoine de biodiversité à intérêt global.

Elles peuvent s'appliquer à des activités économiques basées sur des modes d'utilisation des ressources naturelles qui peuvent conduire à leur épuisement et à la conquête de nouveaux milieux présentant une biodiversité d'intérêt global.

ex : favoriser l'apprentissage de techniques durables plutôt que l'aspect technique de l'innovation; sensibiliser les populations (éducation environnementale).

- **actions favorisant la valorisation durable de la biodiversité** : accent sur l'apprentissage et la création de bénéfices au niveau local.

Il s'agit de **renforcer la valeur économique de la biodiversité** en créant des revenus au niveau local afin, sinon de générer des fonds pour financer des actions de conservation, du moins contribuer à **justifier l'intérêt pour le pays de la préservation** et de l'utilisation rationnelle de la biodiversité à l'échelle locale. Ces projets insistent sur le développement de méthodes participatives et responsabilisantes.

ex : développement de l'écotourisme, utilisation des animaux (élevage de faune sauvage, chasse sportive...), utilisation des plantes (diversification, juste retour des bénéfiques à partir de l'industrie cosmétologique, pharmaceutique...)

Il est à noter que dans ses critères d'éligibilité, le GEF insiste peut-être davantage sur le fait que les projets doivent s'inscrire dans le contexte d'un programme cohérent concernant l'environnement national et régional, et permettre le développement à travers l'éducation, la formation et la recherche.

3.3. SPECIFICITÉS DES FINANCEMENTS DU FFEM et du GEF

On s'aperçoit que ces critères, où se mêlent appréciations quantitatives et qualitatives, soucis de long terme et de court terme, permettent beaucoup de souplesse pour l'appréciation des projets et poursuivent bien les objectifs de la mission confiée au FFEM.

On peut s'étonner alors de l'attachement au concept de coût incrémental et du contenu des projets retenus. Cela se comprend mieux si l'on examine les contraintes, financières et institutionnelles, dues aux spécificités du FFEM. Elles nous renseignent sur certains problèmes qui se sont posés lors de l'appréciation des premiers projets.

3.3.1. Entre contraintes financières...

Le rapport coût-efficacité et/ou l'apprentissage comme règle de sélection des projets

Le FFEM a pour mission d'aider les pays du Sud à satisfaire aux exigences de la Convention sur la biodiversité et à prendre ainsi en charge les coûts relevant de l'environnement global. Les fonds alloués sont bien sûr insuffisants pour remplir cette mission de manière exhaustive.

Compte tenu de ces contraintes financières, les critères d'éligibilité ne suffisent pas à sélectionner l'ensemble des projets présentés aux deux organismes, il faut encore les comparer et les hiérarchiser. Du point de vue économique, le principal critère de comparaison et de sélection des projets sera d'observer le rapport coût-efficacité. Or, le rapport coût-efficacité implique un raisonnement en termes quantitatifs, qui nous l'avons vu, est difficilement applicable au domaine de la biodiversité¹², bien que conforme aux fondements théoriques du coût incrémental.

¹²Dans le domaine de l'effet de serre, il est toujours possible de s'accorder sur l'objectif d'un maximum de réductions d'émissions de gaz pour un investissement minimum.

Cependant, le recours au rapport coût-efficacité n'atteint qu'à une efficacité de court terme. Une autre façon de répondre à la contrainte financière du FFEM est de considérer l'efficacité du FFEM sur le long terme. Dans ce cas, il s'agit moins de garantir l'efficacité de chacun des projets que celle du FFEM lui-même, faire en sorte que les financements du Fonds s'amenuisent progressivement dans le temps. En effet, l'action du GEF doit contribuer à modifier les politiques de développement. Pour viser l'efficacité à long terme, le GEF doit replacer l'analyse coût-avantage dans des actions de long terme, en mettant en oeuvre une politique d'"apprentissage". On retrouve l'**idée d'apprentissage**, alternative proposée par B. Dessus dans le cadre de ses travaux effectués au sein du STAP, et qui est inscrite dans les documents du Conseil Scientifique et Technique (CST). Cette rareté des fonds oblige, pratiquement, à n'appuyer que des projets novateurs et reproductibles afin de servir de modèles, d'exemples et permettre d'économiser les coûts de mise en oeuvre de projets ultérieurs, par effet d'apprentissage, de changement de comportement.

Ainsi, le Comité scientifique et technique du FFEM propose de privilégier trois notions principales :

- **la dynamique d'apprentissage de la synergie développement-environnement global,**

- **l'expérimentation et l'innovation** institutionnelles, sociale et financières des conditions d'adoption et d'appropriation de techniques généralement matures, ou proches de l'être, propres à assurer à la fois le développement et une meilleure préservation de l'environnement global

- **le caractère exemplaire et reproductible** des techniques et surtout des méthodes d'adoption de ces techniques dans le pays hôte et dans d'autres pays, c'est-à-dire dans des conditions géographiques, économiques et sociales différentes".

S'il y a accord sur le fait que l'utilisation exclusive d'un critère économique pour juger de l'efficacité des projets de protection de la biodiversité et pour en faire le tri apparaît insuffisant, il n'en reste pas moins que la logique financière est primordiale. Dans la mesure où le coût incrémental constitue la somme que le FFEM doit déboursier, on comprend son attachement à cette notion et que l'intérêt de son calcul est essentiellement financier.

L'identification du coût incrémental

Les projets soumis au financement du FFEM doivent être financés par ailleurs et il doit y avoir un partage des coûts. C'est là que la notion de coût incrémental, et par extension le GEF et le FFEM, trouvent leur justification. Le GEF et le FFEM ne financent que les coûts incrémentaux qui correspondent aux coûts de mise en oeuvre du volet "protection de l'environnement global" des projets. Ainsi, les documents du FFEM (inspirés de ceux du GEF) soulignent que "les ressources du FFEM doivent être distinctes et additionnelles par rapport aux ressources allouées par le budget de l'État. Le FFEM ne prend en charge que les coûts additionnels. Ceci implique que l'essentiel du financement des projets soient assuré en dehors du FFEM. Le FFEM doit adopter un **principe de cofinancement** ou de financement parallèle. Il faut éviter de faire du FFEM un instrument financier déconnecté de l'aide publique au développement classique : il n'en a ni les moyens, ni la vocation".

Dans la théorie, on a vu que les coûts incrémentaux étaient censés se détacher aisément des coûts du projet de développement dans la mesure où ils correspondaient au volet de la prise en charge de l'environnement global. On a également mentionné qu'en pratique, c'était la démarche inverse qui avait cours : on isole dans la structure des coûts d'un projet de développement les lignes budgétaires liés à la protection de l'environnement global et qui peuvent correspondre à des coûts additionnels. Il revient donc au FFEM d'identifier lui-même les coûts incrémentaux, c'est-à-dire ce qu'il veut bien payer (Cornut et Dessus, 1994 : 1). Dans la mesure où les ressources financières sont réduites, on peut être fondé à penser que le FFEM va tenter de prendre le moins possible de coûts à sa charge...

3.3.2... contraintes "incrémentales"

Une autre caractéristique des fonds du GEF et du FFEM est le recours à la notion de coût incrémental, qui est une façon de spécifier les coûts susceptibles d'être couverts et qui conduit à préciser deux points. D'une part, la situation de référence, qui, en pratique, peut difficilement être définie autrement que par ce que ferait le pays sans cet appui financier spécifique, c'est-à-dire la situation actuelle de gestion des ressources de la biodiversité. D'autre part, il convient de fixer des limites au surcoût, de convenir de ce qu'il inclut. S'il comprend les coûts indirects et les coûts d'opportunité ou des coûts récurrents, il peut s'étendre sur le long terme, bref, le surcoût peut être en partie permanent... C'est pourquoi les surcoûts pris en charge par le FFEM ne peuvent correspondre qu'aux coûts des actions finalisées à court et à moyen termes, c'est-à-dire à l'échelle d'un projet (maximum 5 ans). Les coûts récurrents, de fonctionnement, la compensation des coûts d'opportunité, etc. ne peuvent être couverts, tout au moins indéfiniment.

Par ailleurs, la notion de coût incrémental conduit à celle d'*activité additionnelle* par rapport à la situation de référence. Rappelons que la notion d'*activité* ne va pas de soi. Le type d'action qu'elle comprend dépend étroitement de la nature du problème d'environnement que l'on aborde, de ses causes directes et indirectes. Or si l'érosion de la biodiversité est un phénomène particulièrement complexe et controversé d'après les études des biologistes, il a surtout une forte dimension socio-économique et politique.

Dans ces conditions, il est difficile de raisonner en termes d'activités singulières ou spécifiques, susceptibles d'avoir un impact, direct ou indirect, significatif sur le problème. Il paraît donc opportun, voire indispensable, d'élargir le niveau d'analyse du projet au programme, d'**envisager plutôt un ensemble cohérent d'activités** et non des actions isolées. Mais, la complexité du problème impose aussi de **raisonner sur une stratégie globale et cohérente de gestion des ressources**.

L'analyse doit autant porter sur les limites techniques des moyens mis en oeuvre que sur les difficultés relevant de l'accès aux ressources (libre accès, appropriation privée...), de la répartition des bénéfices liés à la valorisation des ressources ou encore de la structure et du fonctionnement des marchés liés à ces ressources.

3.3.3. les enseignements des projets

De la même façon que PRINCE se propose d'étudier les estimations opérationnelles du coût incrémental en utilisant le portefeuille de projets de la phase pilote comme source, nous pensons pouvoir tirer des enseignements de l'analyse des projets GEF ou FFEM. Il est évident que cette analyse ne pourra servir de modèle dans la mesure où les projets financés ou en cours de financement n'ont pas été construits avec une idée précise de ce que devait être le coût incrémental sur le plan opérationnel; et pour cause, le FFEM lui-même reconnaît que l'identification des "coûts additionnels" reste complexe et comporte une part d'arbitraire.

Il s'agit simplement ici de faire ressortir les difficultés ou limites que pose l'utilisation opérationnelle du coût incrémental à la biodiversité en s'appuyant sur certains exemples instructifs. Dans la troisième partie, nous reviendrons plus en détail sur certains projets GEF ou FFEM dont la problématique se rapproche de celle étudiée par le groupe de travail.

Les premiers projets sélectionnés, par le GEF ou le FFEM, ont montré que ce n'était guère les critères scientifiques qui primaient. Le coût incrémental a beau se réclamer d'une logique scientifique et économique, il n'en reste pas moins vrai, comme nous l'avons déjà souligné, que le contexte politique est déterminant.

Il est à noter d'emblée que, contrairement au FFEM qui limite son financement à 50 %, le GEF finance quasiment entièrement ses projets. Même si d'autres bailleurs de fonds interviennent dans le financement des projets, on ne peut pas vraiment parler de co-financement. Si le passage en revue des projets GEF à notre disposition est loin d'être exhaustif, il semble que par le choix des régions, les projets répondent tous au critère d'éligibilité quant à leur intérêt global. Qu'il s'agisse des espèces ou des ressources génétiques, les zones des projets sont caractérisées par un fort taux d'endémisme, une reconnaissance internationale de l'importance de leur biodiversité. Si pour le projet concernant les Galapagos, le niveau exceptionnel de biodiversité apparaît évident, aux Philippines, il a été fait appel à une équipe de scientifiques pour démontrer le caractère d'importance globale de la biodiversité dans les zones choisies.

L'intervention du GEF dans les régions choisies ne se justifie pas seulement parce que la biodiversité y est d'importance mondiale, mais aussi parce qu'elle est sérieusement menacée. L'identification des causes majeures d'érosion de la biodiversité apparaît alors primordiale pour pouvoir lutter efficacement en faveur de la protection de la biodiversité.

Lorsque les acteurs dont le comportement a été identifié comme responsable de l'érosion de la biodiversité (par exemple les communautés rurales autour des aires protégées), les actions envisagées par le GEF mettent l'accent sur la nécessité d'impliquer ces communautés dans la gestion des aires protégées. La participation des populations locales passe par un effort d'identification de leurs intérêts et de leurs besoins. Le projet aux Philippines se veut à cet égard un projet original puisqu'il va jusqu'à reconnaître les droits ancestraux des groupes

indigènes résidant dans les aires protégées, en leur garantissant un régime foncier et en leur donnant un rôle de leader dans la gestion.

Enfin, comme mentionné plus haut, les projets GEF s'inscrivent dans la mise en place d'une politique nationale de conservation de la biodiversité. Ainsi, dans les projets de conservation des aires protégées aux Philippines et en Equateur, un programme gouvernemental de gestion des aires protégées (mise en place d'un système de gestion ou restructuration du système déjà en place). L'action d'GEF consiste alors à aider le gouvernement dans le bon déroulement de son programme. La situation de référence correspond à la situation actuelle, à savoir une protection non effective des aires protégées, faute de moyens, de personnel, de structures de contrôle... Concernant les ressources génétiques, le raisonnement est le même dans la mesure où la situation de référence sera identifiée comme la situation antérieure au projet, situation de non-coordination des activités de conservation.

Le portefeuille du FFEM est en cours de constitution. Sur des projets dont il s'agit de financer les études de faisabilité, il est difficile de calculer quoi que ce soit. Cependant, le choix des projets semble déterminé par quelques considérations :

- un équilibre entre les différents écosystèmes (forêts, écosystèmes côtiers, zones humides).
- un équilibre entre les intérêts des différents bailleurs de fonds¹³, chacun aura à coeur de soutenir ses projets pour un cofinancement.
- un équilibre géopolitique : si le FFEM affirme sa volonté de ne pas avoir une répartition prédéterminée des fonds et de couvrir le maximum de régions (CST, déc. 94), le Ministère de la Coopération indique en même temps que les projets devront accorder la préférence à l'Afrique. Celle-ci devrait représenter environ 40 % du portefeuille de projets¹⁴. On peut penser que le caractère exemplaire soit alors surtout le lien privilégié de la France avec l'Afrique.
- la contribution du FFEM ne doit pas dépasser 50% du financement total d'un projet.
- certains domaines sont pris en charge par d'autres services de l'administration. Ainsi des projets concernant des plantes comme le riz, prises en charge dans le cadre de filières agricoles, ne peuvent être pris en considération au titre de l'environnement.
- l'aide française se concentre généralement sur des projets de développement. On trouvera alors surtout des projets concernant la protection des écosystèmes in situ et moins spécifiquement la diversité spécifique et génétique.

3.3.4. Adaptations et déviations

Les contraintes financières et institutionnelles, ainsi que la référence au coût incrémental, pèsent très lourd. Et l'on observe alors des biais dans le processus d'élaboration et de sélection des projets. Certaines questions, escamotées, vont à l'encontre des buts recherchés. Nous en énumérons quelques

¹³ Le FFEM est constitué des représentants de cinq ministères : Économie, Affaires étrangères, Coopération, Environnement, Recherche, ainsi que de la Caisse Française de Développement.

¹⁴ Le Ministère de la Coopération et l'environnement, avril 1995

unes ici afin de permettre de mieux cerner le cadre dans lequel doivent être appréciés les critères d'éligibilité.

Présenter un projet idéal

On remarque à l'examen des projets une soumission suspecte à la plupart des critères d'éligibilité. Les critères d'éligibilités, que l'on pouvait considérer comme des recommandations pour monter des projets sont devenus autant d'objectifs à remplir. Les projets essaient d'embrasser le maximum d'actions et de répondre ainsi à des préoccupations écologiques, comme sociales et économiques. Ils ont la caractéristique d'être très complets, exemplaires, à l'image d'un "projet idéal". Avant même l'étude de faisabilité, comment juger de ces bonnes intentions ? En particulier, l'implication des populations locales, chaque fois mentionnée, apparaît bien souvent très vague. L'imprécision à ce niveau peut amener quelques doutes quant à la collaboration bienveillante des populations ou leur passivité, et donc au succès des projets.

Distinguer opérations de développement et de protection de la biodiversité

La distinction est normalement fondamentale puisqu'il est clairement stipulé que les fonds du GEF ou du FFEM doivent être différents de l'APD traditionnelle. Pourtant, très souvent les domaines de préoccupation du secteur agricole, de l'aménagement du territoire sont proches de ceux de la biodiversité, et il est difficile de faire la part des choses.

Démontrer le caractère global de la biodiversité

Il s'agit là aussi d'un critère d'éligibilité clé des projets qui doivent être financés par le GEF ou le FFEM. De nombreux projets semblent avoir un intérêt pour eux-mêmes (projet GEF Éthiopie...), leur point faible apparaît bien sûr quand il s'agit de justifier leur participation à l'environnement global.

La présentation des écosystèmes à gérer, comme celle des espèces à protéger, est alors effectuée de manière suffisamment convaincante pour que l'intérêt de la planète à appuyer les projets de gestion et de protection soit indéniable. A cet égard, il est à noter que la majorité des projets concernent des aires déjà protégées : réserves de faune, parcs, réserves de biosphère et/ou classés patrimoine mondial par l'UNESCO; l'intérêt global ne peut alors être remis en cause...

Le caractère "global" des écosystèmes ou espèces protégés semble également justifié par l'intérêt qu'ils représentent pour les touristes... mais ici nous trouvons une autre préoccupation : la rentabilité de l'environnement.

Concilier développement durable et coût incrémental

Le développement durable est une idée neuve, soumise à de nombreuses critiques. La mission du FFEM s'inscrit dans la volonté de concilier environnement et développement. Or, élaborer des projets qui concilient dès leur conception protection de l'environnement global et développement exige une remise en cause des modes de développement et d'abord des modes de conception des projets. L'approche par projets ne facilite pas les choses.

On doit se garder de deux tendances :

- se contenter d'ajouter un volet environnement à un projet de développement sans tenir compte des déterminants historiques et sociaux qui

jouent contre la biodiversité, sans adopter une démarche plus générale de planification

- présenter un projet environnemental sans lien clair avec le développement économique et social du pays. En étant coupés des objectifs de développement, les projets présentent le risque d'être 100% incrémentaux. On est alors fondé à se demander dans quelle mesure ces projets ne pourraient pas être financés tout simplement par des institutions s'occupant de projets uniquement environnementaux, ou de recherche.

Les projets de développement conçus dès le départ sans préoccupation environnementale, locale comme globale, et auxquels on adjoint un "plus" environnement après coup sont critiquables car éloignés de l'idée de développement durable. Mais au moins est-il possible de repérer facilement et de calculer les coûts incrémentaux puisqu'ils sont ex post. Cette facilité est sans doute pour beaucoup dans la "mise en vert" de projets de développement déjà existants.

Dès lors que les projets sont conçus dès le départ dans un esprit de développement durable, intégrant véritablement des objectifs de développement et d'environnement, la démarcation entre coûts de développement et d'environnement est beaucoup plus diffuse. C'est pourtant ce type de projet qui apparaît le plus intéressant et le plus conforme à la mission du FFEM. Mais dans ce cas, l'identification des coûts incrémentaux apparaît ardue et l'on retombe sur le problème du caractère approprié, adapté ou non de la notion de coût incrémental.

Rentabiliser l'environnement

L'évocation insistante de l'écotourisme comme élément important des projets, justifiant à la fois le caractère global du projet et sa possibilité de pérennité, peut paraître étrange. Cette déviation est due au fait que la protection de l'écosystème doit être capable de dégager les bénéfices garantissant sa pérennité. Or, comment obtenir une rentabilité reconnue, sur le marché et à court terme, du maintien d'un écosystème ? Dans cette logique marchande, seuls les touristes manifestent leur consentement à payer pour la conservation de la biodiversité en venant surplace...! Ils garantissent ainsi la non pérennité du financement FFEM. Actuellement, la protection de la biodiversité ne semble pouvoir être rentabilisée que par le tourisme. L'écotourisme est considéré comme nécessairement positif et la réflexion sur ses dangers dans les milieux fragiles est bien faible.

La situation de référence

La situation de référence peut prendre une infinité de formes. De sa détermination découlera la contribution du FFEM :

- la situation de référence peut correspondre au projet de développement durable "classique" (l'aménagement classique s'il s'agit d'aménagement, le zonage classique...). Dans ce cas, la contribution du FFEM est d'apporter une autre façon de procéder qui prend mieux compte les aspects environnementaux concernant la communauté internationale.

- la situation de référence peut être la situation actuelle : les aires protégées sont généralement mal contrôlées et mal gérées faute de moyens financiers et humains suffisants de la part des États mais aussi des agences internationales (UNESCO). Devant ce constat, le FFEM a alors pour rôle d'apporter des fonds afin d'assurer un contrôle effectif et une meilleure gestion de l'aire protégée. Ce complément de fonds permet de renforcer la capacité institutionnelle du pays.

- la situation de référence peut être un projet qui met en place des actions de protection de la biodiversité dans une zone particulière. Dans ce cas, le FFEM prend en charge une partie du projet censée être de son ressort: la partie aire protégée de la zone, la partie faune d'un projet de mise en valeur durable d'un terroir, la partie implication et sensibilisation des populations locales, le volet valorisation touristique...

- la situation de référence peut être également une situation zéro. Il convient alors de mettre en place des opérations pilotes (création sur sites pilotes de modèles de protection et gestion, opérations pilotes de politiques foncières), indépendamment de tout projet. Même si l'on ne peut pas parler de projet 100% incrémental dans la mesure où le financement FFEM est un cofinancement, le principe d'additionnalité par rapport à un projet de développement ne semble en tout cas pas respecté.

- enfin, le FFEM peut intervenir en amont d'un projet de développement, pour promouvoir au sein des populations locales des modes de gestion durables, mieux les impliquer dans le projet de développement, afin d'éviter une future pression de ces populations sur l'aire protégée. Il s'agit véritablement ici d'une action de prévention des risques potentiels de perte de biodiversité.

La multiplicité des situations concernant l'identification de situation de référence est symptomatique de la difficulté à dissocier ce qui relève des prérogatives des bailleurs de fonds traditionnels et ce qui correspond aux missions du FFEM. Cette multiplicité rend sans doute encore plus difficile la détermination d'éléments de décision objectifs.

3.4. UNE DÉFINITION OPÉRATIONNELLE DU COÛT INCRÉMENTAL POUR LA PROTECTION DE LA BIODIVERSITÉ

Ce qui est important c'est de déterminer les actions que le GEF peut mettre en oeuvre pour être le plus efficace. A priori, le GEF sera plus efficace en réalisant des actions de long terme plutôt que de court terme.

de l'importance du bon diagnostic des causes, de la bonne identification des acteurs responsables, ou coupables ==> cf de Miras

Pour résumer, rappelons que la biodiversité n'est pas un concept technique et qu'il peut paraître illusoire de demander une définition opérationnelle du coût incrémental, concept non adapté aux problèmes d'environnement globaux, à un domaine non défini et qui se prête mal à l'action. Enfin, la distinction entre local

et global ne peut être affirmée, les scientifiques ne peuvent se prononcer. La diversité, par définition, concerne la confrontation de situations locales.

Dans les faits, on ne voit pas comment les coûts incrémentaux pourraient être autre chose qu'une étiquette collée sur des coûts qui ne correspondent pas nécessairement à cette problématique du coût additionnel couvrant ce moment où le bienfait pour l'environnement local devient bienfait pour l'environnement global....

Pour sortir de cette impasse nous nous proposons, d'assimiler le coût incrémental aux dépenses occasionnées pour aider les pays hôtes à prendre conscience de l'importance de l'environnement local et global. Nous pouvons reprendre à notre compte la proposition de Benjamin Dessus d'évaluer le coût incrémental comme un coût d'apprentissage.

Cette approche par le coût d'apprentissage, rejoint la politique du programme LIFE, mécanisme financier pour l'environnement de l'Union européenne (DGXI), dont le soutien porte essentiellement sur des actions de préparation, d'incitation, d'assistance technique, de démonstration et de sensibilisation.

Si la mission assignée au FFEM est ambitieuse compte tenu des contraintes liés au budget limité et à la notion de coût incrémental, il semble que les critères d'éligibilité et de sélection des projets soient suffisamment bien conçus pour permettre de remplir cette mission. Aussi, **plutôt que de revenir sur l'application du coût incrémental, il paraît plus judicieux de rendre opérationnels les critères d'éligibilité du GEF, critères qui ne prêtent pas à tant de controverses.**

Le but du FFEM devrait être d'essayer de placer, à court terme, les éléments de base d'une stratégie, plus globale et à plus long terme, qui tienne compte des déterminants socio-économiques de l'érosion de la biodiversité. Il conviendrait d'essayer dans des contextes très divers de mettre en place les conditions d'une renversement de la tendance à l'érosion de la biodiversité. Il est indispensable pour cela de raisonner sur le long terme, quitte mettre en place des actions de court terme, du moment qu'elles vont dans le sens, et non à contre courant, des objectifs et de la dynamique que l'on souhaite voir se réaliser à long terme. Il faut considérer une échelle de temps et d'espace réduite. Les fonds disponibles ne peuvent permettre de financer des actions à l'échelle mondiale. Il faudrait identifier des actions pilotes, exemplaires, les critères d'éligibilité parlent d'"utilité démonstrative". Cela doit permettre aussi que les projets soient reproductibles. Enfin, il faut privilégier les actions, méthodes ou techniques alternatives et innovantes par rapport à ce qui prévaut dans le pays et permettrait de renverser les comportements qui dégradent la biodiversité.

Le coût de la mise en oeuvre de ces objectifs, c'est-à-dire de l'application des critères d'éligibilité, au sein des grandes composantes de la biodiversité pourrait constituer le coût incrémental, appelé par ailleurs coût d'apprentissage, de formation ou de construction de capacité institutionnelle...

Pour évaluer ces coûts, il importe de formuler des critères économiques dits de "second rang", qui tiennent compte des préoccupations éthiques et politiques.

Il importe d'appliquer le principe de précaution et de se garder, dans l'univers controversé de la biodiversité, d'importer des outils scientifiques provenant d'autres univers afin de déterminer ce qui est bon ou non pour la société. On peut toutefois essayer de préciser l'éventail d'actions supplémentaires recommandées par les différents acteurs. La sélection des actions et coûts à inclure dans les financements est ensuite du ressort de la négociation entre le FFEM et les bénéficiaires.

III QUELLES ACTIONS POUR PROTÉGER LA BIODIVERSITÉ ?

Nous avons vu quelques uns des multiples usages de la biodiversité. Ces usages ne peuvent être répertoriés dans leur totalité : la plupart d'entre eux ne reposent pas sur des transactions commerciales et sont très difficiles à évaluer monétairement; certains ne sont connus que de leurs utilisateurs locaux alors que d'autres sont revendiqués par des groupes n'en ayant pas d'usage immédiat, mais des représentations éthiques. L'identification des usagers (les générations futures, les citoyens, les paysans...) est en effet problématique. Nous avons vu aussi qu'il n'existe pas vraiment de méthodes éprouvées et universelles pour protéger la biodiversité dans la mesure où les scientifiques ne se risquent pas à identifier formellement des interactions entre des effets et des causes. Les problèmes d'échelles d'espace (où intervenir pour un résultat ici ?) et de temps (quand enregistrer un éventuel résultat ?) sont loin d'être résolus.

La question qui nous est posée : **"comment évaluer le coût de la protection de la biodiversité globale attaché à la réalisation d'un projet de développement local ?"** s'inscrit dans un contexte de développement économique. C'est donc de cette biodiversité mise en oeuvre dans le développement que nous allons traiter.

Aujourd'hui, les projets de développement sont censés prendre en compte l'environnement pour assurer un développement durable. De fait, les projets qui se réclament d'une action sur la biodiversité reprennent les formes et les pratiques classiques du développement en milieu rural :

- la constitution de réserves ou de parcs : il s'agit de préserver des milieux réputés primitifs, autrefois sans considération pour les besoins des populations environnantes, maintenant en insistant sur les retombées économiques potentielles pour les populations autochtones, et les moyens de les impliquer dans la gestion.

- les inventaires et l'identification des ressources génétiques : il s'agit de constituer des banques de données susceptibles de servir au développement des biotechnologies, dans une perspective agricole le plus souvent.

- la gestion des stocks des ressources biologiques : il s'agit de tendre vers une gestion du capital naturel qui garantisse une rente maximale (exemple la pêche).

- la réhabilitation de zones dégradées : il s'agit de restaurer un environnement pour une activité humaine plus soutenable.

- les innovations sociales et institutionnelles : il s'agit de mettre en oeuvre des systèmes de gestion de ressources qui garantissent la pérennité de celles-ci avec si possible la participation des populations locales.

- etc...

Chaque type d'action renvoie à des conceptions économiques, écologiques et éthiques différentes, ainsi qu'à des durées de réalisation et à des critères d'appréciations très variables.

Peut-on affirmer que ces actions constituent des réponses à des menaces de destruction de la biodiversité ? Autrement dit, peut-on mettre en relation un type d'usage menacé (ou menaçant) et un type d'action ? Ce n'est bien sûr pas si simple et les contraintes institutionnelles de l'intervention pour le développement poussent à des opérations où la marge de manoeuvre est faible.

Méthodologie

Il apparaît nécessaire de prendre connaissance de l'avancement de la réflexion des études de cas du programme PRINCE et des travaux du GEF sur l'estimation des coûts incrémentaux dans sa phase opérationnelle.

Puis, pour nous déterminer par rapport à ces travaux, nous avons sollicité de nombreux chercheurs. Ceux-ci ont exposé dans les grands domaines des ressources biologiques (ressources génétiques, biotechnologies, eau, forêts,) ce qui leur semblait en rapport avec la biodiversité. Nous avons vu à cet égard qu'il était peu opératoire de distinguer entre gènes, espèces et écosystèmes. Nous avons donc préféré faire part de nos réflexions à partir de ce qui est dit dans la Convention. Il s'agit de protéger la diversité biologique, l'utilisation soutenable de ses composantes et de partager équitablement les bénéfices provenant de l'exploitation des ressources génétiques. Il nous semble que l'on peut distinguer deux grandes préoccupations dans le domaine de la biodiversité : celle de la **conservation**, qui concernera les écosystèmes; et celle de l'**utilisation, ou exploitation durable** des ressources qui peut concerner tout aussi bien les ressources génétiques, que les espèces animales et végétales. Les objectifs stratégiques du portefeuille du GEF dans le domaine de la biodiversité sont également calqués sur ceux de la Convention : d'une part protéger et gérer de manière soutenable les écosystèmes et, d'autre part, intégrer la conservation et les utilisations soutenables de la biodiversité dans les plans et les politiques de développement soutenable national (Draft operational strategy, 1994).

Il nous apparaît important de souligner qu'étudier la biodiversité, c'est étudier un ensemble de ressources qui se combinent en une infinité de situations localisées. Préciser alors chaque combinaison est essentiel quand il s'agit de définir des stratégies de conservation et d'utilisation durable : **les problématiques, les moyens et les acteurs, mais également les enjeux ne sont pas identiques**. Il va sans dire que les suggestions d'intervention faites au GEF, et donc le coût incrémental, seront fonction de ces divers aspects.

Nous n'avons pas la prétention ici de traiter toutes les combinaisons possibles des ressources biologiques, ni toutes les actions envisagées pour protéger la biodiversité, nous nous appuyerons donc sur les études qui ont été développées par les chercheurs de notre groupe de travail. Nous proposons cependant un nombre et une diversité d'exemples qui permettent de balayer largement les différents aspects de l'érosion et de l'usage durable de la biodiversité. Ainsi, nous

étudierons particulièrement le problème de la forêt tropicale et celui des Galapagos, représentatifs des questions posées autour de la conservation d'un écosystème local qui concerne également la planète; des ressources aussi variées que les ressources halieutiques, les ressources forestières, les ressources génétiques et tous les enjeux commerciaux et stratégiques internationaux autour du brevetage du vivant.

Nous nous attacherons, pour chaque problématique, à suivre le questionnement suivant :

1. - **Quels sont les problèmes ?** Quelle est la ressource ou le domaine de biodiversité en question ? Réalités économiques et représentations. Notre propos sera ici de préciser les termes du débat : **de quoi parle-t-on** quand on évoque, à propos de la protection de la biodiversité, les écosystèmes forestiers tropicaux ou les ressources génétiques par exemple ?

2. - **Quelles sont les menaces** identifiables qui pèsent sur la biodiversité ? Quelles sont les causes mises en évidence ?

Ces deux premières séries de questions visent en fait à "contextualiser" le problème, à le comprendre et sont un préalable nécessaire avant d'envisager des actions pour protéger la biodiversité, et de quelle façon elles peuvent répondre aux critères d'éligibilité.

3. - **Quelles sont les méthodes ou les interventions classiques mises en oeuvre ?** Comment se concilient-elles avec le développement économique poursuivi ? Quels sont leurs avantages et leurs limites ? Quelles sont leurs évolutions d'application dans le temps et selon les pays ? Il ne s'agit pas de répertorier tous les modes de gestion possibles mais de faire état de ce qui, pour les professionnels et les acteurs concernés, constituent les priorités.

4. **Quelle pourrait être l'action du FFEM ?** Quel est le coût de l'intervention ? Comment peut-on l'évaluer ?

Au préalable et sachant que le GEF est maintenant rentré dans sa phase opérationnelle, il convient de s'intéresser aux recommandations qui apparaissent dans les documents GEF quant à l'identification et l'évaluation des coûts incrémentaux. Nous proposons donc dans une première partie de rappeler les instructions du GEF. Certaines propositions nous paraissent particulièrement intéressantes, notamment la volonté de créer une synergie entre la conservation de la biodiversité et le développement soutenable.

1. LES INSTRUCTIONS DU GEF POUR LA PHASE OPÉRATIONNELLE

1.1. LES ÉTAPES DE L'ÉVALUATION

Pour sa phase opérationnelle, le GEF, selon le document *Incremental Cost and financing policies*, maintient les grandes lignes de sa phase pilote (voir encadré). L'analyse coût incrémental consiste à comparer un projet de référence et une alternative en termes de coûts, mais aussi de bénéfices domestiques et de bénéfices globaux car on suppose que l'alternative offre des bénéfices au moins équivalents à ceux du projet de référence. La différence entre les coûts de mise en oeuvre du projet de référence et du projet du GEF est le coût incrémental.

Instructions du GEF pour la présentation des projets

Un projet soutenu par le GEF devra donc répondre à la présentation suivante :

- identification des objectifs de développement,
- définition du projet de référence qui doit satisfaire cinq propriétés (être un projet de développement, techniquement faisable, rentable, respectueux de l'environnement local, financièrement réaliste),
- détermination de l'influence du projet sur l'environnement global par rapport au projet de référence,
- estimation du coût incrémental, qui dépend beaucoup de la détermination du projet de référence, et bien sûr du projet "alternatif" puisqu'il s'agit de comparer les deux. L'alternative doit également fournir au pays hôte des bénéfices domestiques au moins équivalents à ceux du projet de référence,
- analyse de tous les changements que le projet va causer (coûts et bénéfices domestiques additionnels compris),
- identification des bénéfices additionnels domestiques apportés par le projet, supérieurs ou inférieurs à ceux apportés par le projet de référence.
- estimation des coûts : le coût incrémental sera donc la différence entre le coût du projet et celui du projet de référence. Mais le document insiste pour que soient pris en compte tous les coûts incrémentaux, conformément à la Convention biodiversité qui parle de *agreed full incremental cost*. Les coûts doivent être estimés en valeur actualisée; les hypothèses sur le taux d'actualisation, l'horizon temporel... doivent être spécifiées.
- présentation des résultats préliminaires, résumés et présentés dans une matrice qui montre les coûts, les bénéfices domestiques et les bénéfices d'environnement global associés au projet de référence et au projet GEF. Le coût incrémental est la différence entre le projet de référence et le projet du GEF.
- spécification de la façon dont on compte atteindre l'accord, c'est-à-dire le consensus entre les parties techniques compétentes et les autorités.

On peut douter du réalisme de ce schéma, qui demande à l'auteur du projet de fabriquer le projet de référence, d'estimer les bénéfices globaux, les impacts financiers et environnementaux... C'est à l'auteur du projet de rendre crédible ce schéma sans avoir à préciser sa méthode ni à tester la validité de ses résultats.

Le GEF, dans son document *Draft operational strategy*, indique qu'il convient de soutenir des actions de long terme et préventives, comme des actions de court terme et urgentes, basées sur la meilleure connaissance scientifique disponible et la technologie respectueuse de l'environnement, et dans le cadre d'un développement soutenable global. L'accent mis sur le long terme permet d'affranchir les programmes les plus stratégiques du couperet du rapport coût-efficacité et par conséquent de financer de la *capacity-building*, du renforcement

institutionnel, de la collecte et de la diffusion d'information. Cependant, des actions à court terme restent justifiées lorsque les causes les effets et les solutions sont bien connues.

Le document *Draft operational strategy* distingue quatre types d'action pour le GEF dans chaque domaine d'intervention. Dans celui de la biodiversité les quatre actions sont les suivantes :

- les actions de base,
- les mesures de long terme,
- les mesures de court terme,
- la recherche.

Les actions de base

Elles recouvrent les actions de collecte de l'information disponible afin d'aider le pays receveur à une meilleure compréhension de la nature et de l'importance de sa biodiversité, des menaces qui y sont liées, et des modes de gestion et de conservation qu'il peut mettre en place.

Ces actions s'inscrivent dans des programmes opérationnels de plus grande ampleur et de long terme, et nécessiteraient donc relativement peu de fonds. Elles peuvent par exemple fournir la base d'un programme opérationnel qui s'attacherait à développer la *capacity-building* du pays receveur.

Les mesures de long terme

Les mesures de long terme sont justifiées par le fait qu'un projet additionnel en biodiversité n'aura pas d'effets durables sur un écosystème à moins qu'il lutte contre toutes les menaces de l'écosystème en même temps¹. Les actions de long terme visent à lutter contre les causes fondamentales de pertes et de détérioration de la biodiversité.

les écosystèmes

Dans la mesure où il est difficile d'avoir un portefeuille représentatif de la biodiversité globale, le GEF recommande de prendre un éventail le plus large possible. Le document précise qu'il n'y a pas de classification qui fait l'objet d'un accord universel pour établir l'importance globale des écosystèmes à protéger. Cependant, un certain nombre de références permettent d'identifier de tels sites comme les Conventions RAMSAR, les réserves de biosphères de l'UNESCO, les centres de diversité des plantes de l'UICN....

les mesures

Trois types d'actions se renforçant mutuellement sont envisagés :

1 - l'identification des déterminants économiques et politiques fondamentaux de l'érosion de la biodiversité.

Cependant, le document reconnaît que cela va au-delà du mandat et des ressources financières du GEF que de lutter contre toutes ces causes; beaucoup d'actions visant à lutter contre ces causes dépassent en effet la conservation de la biodiversité. Ainsi, le document précise que le GEF n'a pas à financer des programmes de réduction de la pression démographique ou de lutte contre la pauvreté...². La mise en oeuvre de politiques économiques et sociales appropriées (la suppression des distorsions économiques, incitations économiques favorables à la biodiversité...) permettrait de mettre en place des solutions de long terme "coût-efficaces" pour la protection de la biodiversité.

2 - les actions visant à créer des synergies et renforcer les interrelations entre la conservation de la biodiversité et les pratiques de développement soutenable dans les principaux secteurs productifs, en particulier l'agriculture et la foresterie.

¹"(...) a single project in biodiversity may have no lasting effect on an ecosystem unless all the threats to that ecosystem are addressed simultaneously", op. cit., p. 11

²"(...) it is unlikely that GEF would fund population programs, direct anti-poverty interventions, or potable water schemes even if these were identified as causal factors affecting the deterioration of biodiversity. Such programs would be of the highest national priority and would normally be an integral part of national economic and social development plans and policies, op. cit., p.38

Certains secteurs économiques comme la foresterie, l'agriculture, les pêches sont liés ou utilisent les actifs de la biodiversité. Le GEF doit intervenir pour intégrer l'utilisation soutenable de telles ressources. Les interventions doivent comprendre en particulier :

- . l'intégration de la conservation et de l'utilisation soutenable de la biodiversité dans la gestion de la terre,
- . la mise en oeuvre de programmes qui visent à construire une structure légale pour minimiser ou améliorer l'impact des activités commerciales sur l'utilisation des ressources naturelles,
- . des systèmes de gestion basés sur l'utilisation soutenable des produits naturels comme les produits forestiers non-ligneux, les parents sauvages des espèces domestiquées, l'agro-biodiversité,
- . le développement de systèmes de commercialisation pour les plantes sauvages et les produits animaux,
- . le développement et la mise en oeuvre de régimes d'exploitation soutenable,
- . le développement d'un tourisme de vision soutenable.

3 - les actions qui renforcent la gestion de la conservation in situ de la biodiversité.

L'accent au départ doit être placé sur les activités à l'intérieur et à proximité des aires protégées. Les activités de conservation seront liées non seulement à des interventions de gestion directes mais aussi à la promotion d'alternatives de développement économique pouvant garantir que les moyens de subsistance sont maintenues dans et autour des aires protégées. Les activités des programmes opérationnels devraient comprendre en particulier :

- . la démarcation, l'officialisation et le renforcement des aires protégées,
- . l'établissement de mécanismes de financement de long terme, afin d'assurer que les coûts récurrents seront bien financés,
- . des projets de conservation et de développement intégrés (ICDPs) autour des aires protégées.
- . des systèmes permettant de promouvoir la gestion soutenable des ressources naturelles par les communautés locales, les groupes indigènes et autres secteurs de la société,
- . les projets pilotes proposant des moyens de subsistance pour les communautés locales et indigènes compatibles avec la conservation de la biodiversité.

Le document indique que ces mesures de long terme peuvent se placer à l'échelle politique nationale (économiques, sociales, législatives), à l'interface de la gestion privée comme publique et également porter sur les ressources humaines allouées à la conservation de la biodiversité au niveau local, national et régional.

Les mesures de court terme

Il s'agit des mesures qui sont jugées "trop urgentes" ou "trop bonnes" pour ne pas être mises en oeuvre. Il ne serait en effet pas raisonnable de rejeter de tels projets sous le seul prétexte qu'ils ne font pas partie d'un plan ou d'un programme de long terme qui a fait l'objet d'un accord, surtout lorsque les coûts sont relativement bas, les résultats sans risque et leur urgence et/ou leur priorité patente.

Ces activités peuvent concerner : les activités à l'intérieur des écosystèmes sur des espèces menacées ou en danger lorsque la population atteint des niveaux critiques, la restauration et la réhabilitation d'habitats uniques dans des régions de forte diversité ou d'endémismes, actions visant à réduire les menaces immédiates sur des espèces migratoires...

La recherche

L'élaboration du programme opérationnel dans ce domaine est en cours. Toutefois, le document précise qu'il serait justifié de limiter l'aide du GEF à des efforts de recherche très ciblés. Cela devrait concerner les applications technologiques pour l'utilisation soutenable des ressources; les dimensions sociales des aires protégées; l'aide aux institutions de recherche et de contrôle.

Enfin, le document conclut que ce sont les mesures de long terme qui doivent mobiliser la plus grande partie du financement GEF consacré à la protection de la biodiversité.

1.2. ÉTUDES DE CAS PRINCE

La réalisation d'études devait permettre au programme PRINCE de tester sa méthodologie. Le travail initial de PRINCE concernant la biodiversité a consisté à identifier les sites potentiels et les institutions pour des études de cas au Mexique. Des discussions ont également eu lieu pour les zones humides en Asie et pour l'Afrique.

Au Mexique, un des sites qui fait l'objet d'un projet de mise en réserve, est caractéristique de la problématique de front pionnier en forêt tropicale humide d'altitude.

Concernant les zones humides en Asie, K. King (1995) souligne que les sites des études de cas n'ont pas été choisis en fonction de l'importance de la biodiversité ou de la menace, mais sur la pertinence des questions méthodologiques soulevées. La disponibilité des données et les compétences des chercheurs sont également des critères de sélection.

Un premier site a ainsi été sélectionné (côte ouest de la péninsule malaysienne). Les objectifs en termes de développement liés à ce site sont définis comme la **production forestière** qui doit être gérée conformément à l'idée de rendement ligneux soutenables. Le coût incrémental correspondrait à la prise en compte de la protection de la diversité globale tout en répondant aux nécessités du développement économique.

Pour le second site (Indonésie), l'objectif de base est de maintenir le rôle et la fonction d'**écosystèmes uniques**. Ces écosystèmes faisant l'objet de pressions diverses (commerciales, agricoles...), les coûts incrémentaux correspondraient aux coûts de transition vers un mode de gestion durable du milieu qui intègre ces contraintes et un objectif de protection.

Dans la troisième étude de cas (Vanuatu) la problématique est celles des espèces sauvages (tortues), exploitées commercialement et menacées d'extinction (surexploitation et destruction des habitats). Les coûts incrémentaux comprendraient les coûts de mesures concernant les barrières tarifaires, la modification de pratiques forestières à l'origine de la dégradation des habitats des tortues.

Le quatrième site (côte ouest de la péninsule Malaysienne) s'attache à analyser les conséquences d'une relocalisation d'espèces sur un site autre que l'habitat d'origine. Une telle décision a certainement engendré des coûts incrémentaux pour la Malaisie, mais également des bénéfices (écotourisme, études scientifiques, éducation...).

Il convient de préciser que ces études PRINCE sont en cours. **Nous ne pouvons donc pas encore en tirer des enseignements sur l'applicabilité du concept de coût incrémental à la biodiversité. En revanche, ces études de cas illustrent bien les questions qui se posent en matière de conservation de la biodiversité.**

2. LA PROTECTION DES ÉCOSYSTÈMES

Quand on parle de protection de la biodiversité, on pense immédiatement à la mise en défens ou aux aires protégées (mise sous cloche, sanctuaire de la nature). Mais la conception et la conduite des aires protégées a largement évolué pour prendre en compte les différentes activités humaines liées aux écosystèmes. La conservation des écosystèmes dépasse donc largement la simple protection pour intégrer toute une problématique socio-économique. Nous proposons d'étudier, à partir des expériences des membres du groupe de travail, deux exemples pour lesquels cette problématique est très spécifique : le cas des forêts tropicales et de l'archipel des Galapagos.

Il apparaît important au préalable de rappeler le débat qui anime la question des aires protégées et de mettre en évidence les orientations actuelles.

2.1. LES AIRES PROTÉGÉES EN QUESTION

Les aires protégées, sont des écosystèmes que l'État a jugé bon de distinguer du reste de l'espace national pour en assurer officiellement la conservation. Les aires protégées sont alors confiées à des institutions sous contrat avec l'État. Par aires protégées, on entend actuellement un large éventail de situations qui va de la mise en réserve stricte d'où les activités humaines sont totalement exclues, à des formes d'autogestion mises en oeuvre par les populations locales.

En réalité, la conception des aires protégées a beaucoup évolué. Initialement conçues comme des sanctuaires de la nature excluant toute activité humaine, qui se concrétisent par une "mise sous cloche" de la nature, elles sont aujourd'hui largement remise en cause (McNeely, 1994). En effet, on observe que, dans la plupart des cas, les écosystèmes ne sont pas vierges, mais qu'ils sont déjà *occupés* par des populations humaines. Dès lors, leur exclusion et la mise en défens de l'espace entraînent des coûts sociaux excessifs. Elles exigent également des moyens humains et logistiques hors de portée des administrations publiques responsables de la gestion des parcs et réserves. On trouvera de nombreux décalages entre les déclarations de principes des États et la mise en oeuvre de leur politique. **La remise en cause du rôle de l'État dans la gestion des aires protégées est alors un point central de la discussion.**

On observe aujourd'hui un certain consensus pour gérer les aires protégées en association avec les populations locales, qu'elles soient riveraines ou établies au sein des réserves. La notion "d'occupation humaine" fait place progressivement à celle de "co-évolution" entre sociétés locales et écosystèmes, laquelle conduit aux principes de "cogestion" et de "participation locale" (Pimbert, Pretty, 1995). Les aires protégées doivent prendre en compte des populations locales traditionnellement établies sur l'espace à conserver. Leurs systèmes techniques de mise en valeur (agro-systèmes, agro-forêts, chasse, cueillette, et exploitation du bois) sont alors souvent considérés comme parties intégrantes des écosystèmes

naturels. C'est notamment le cas des forêts tropicales. Cette situation correspond aussi fréquemment à celle de populations autochtones ou *indigènes* et on observe de plus en plus un recoupement entre la délimitation des territoires indigènes et celle des aires protégées. Un autre facteur de *pression* humaine sur les aires protégées est l'avancée des frontières agricoles, qui peut être étroitement liée à une dynamique d'exploitation forestière.

Ces différentes situations ne sont donc pas toutes synonymes d'une co-évolution *équilibrée* entre les acteurs et leur environnement naturel et conduisent de fait à envisager divers schémas de co-gestion. Plus généralement, les stratégies de conservation *in situ* sont amenées à prendre en compte l'ensemble des acteurs locaux et à concevoir de nouvelles relations entre les populations locales et leur milieu. Cela exige de concevoir des modes d'exploitation durable des ressources et des écosystèmes.

Cette nouvelle conception des aires protégées ne résulte pas seulement de la difficulté à rendre effective une protection excluant les populations locales. Elle témoigne plus généralement d'une évolution de la science de la conservation qui intègre désormais les relations sociales entre l'Homme et son environnement. Dans cet esprit, il est désormais admis qu'une stratégie moderne de conservation repose sur l'association de la protection et de "l'utilisation durable" de la biodiversité (WRI, PNUE, UICN, 1992). Cette stratégie intègre notamment les coûts d'opportunité liés à la création d'aires protégées. Cette approche, déjà mise en avant par l'UICN depuis les années 80 (UICN, 1980), a été reconnue par la communauté internationale en devenant un des axes centraux de la Convention sur la Diversité Biologique en 1992. A cet égard on peut noter que le GEF (Draft Operational Strategy, 1995) reconnaît l'importance de la dimension sociale de la conservation de la biodiversité et de son utilisation. La conservation et l'utilisation des ressources sont un aspect à part entière du processus social dans lequel les communautés locales et indigènes jouent un rôle vital dans la gestion et la protection de la biodiversité.

En réalité, depuis les années 70, les réserves de biosphère impulsées par le programme *Man and Biosphere* de l'UNESCO, ont été des précurseurs dans cette orientation. Le zonage, caractéristique de ce type de réserve, a été une des premières tentatives visant à concilier protection et activités humaines. D'une part, une exploitation durable des écosystèmes est tolérée au sein des espaces protégés (zones tampon), d'autre part, le développement économique est soutenu en périphérie des réserves. Dans cette optique, se sont multipliés de nombreux Projets Intégrés de Conservation et de Développement (PICD).

Cependant, ce modèle n'a pas été appliqué sans difficulté. Le zonage de l'espace a du être adapté selon les situations locales et a donné lieu à de nombreuses variantes (réserves en grappes...). Quant aux PICD, ils ne peuvent être considérés que comme des projets pilotes et comme un des éléments d'une stratégie globale de conservation. En particulier, l'appui au développement dans les zones périphériques a rarement réussi à impulser une dynamique de gestion durable des ressources et de l'espace. Or c'est précisément cette dynamique qui était supposée garantir la viabilité de la conservation.

Malgré ses difficultés, la stratégie moderne de conservation *in situ*, fondée sur la notion d'utilisation durable de la biodiversité reste aujourd'hui largement acquise au niveau international. Cette utilisation durable de la biodiversité recouvre cependant des réalités très diverses, que ce soit pour une exploitation de ses ressources, ou une valorisation de sa richesse patrimoniale.

Les écosystèmes forestiers tropicaux sont des exemples d'écosystèmes multi-ressources qui sont l'objet d'enjeux économiques et par conséquent de conflits entre différents acteurs. Par ailleurs, il s'agit d'écosystèmes particulièrement riches en termes de biodiversité. Outre les conflits entre acteurs, le conflit entre enjeux économiques et enjeu biodiversité est également considérable.

Dans le cas des Galapagos, la problématique est moins de rendre compatible les différents usages dans une volonté de protection de l'écosystème, que de conserver en l'état un patrimoine naturel exceptionnel tout en permettant le développement d'un tourisme dit écologique.

2.2. DES ÉCOSYSTÈMES MULTI-USAGES : LES FORÊTS TROPICALES

2.2.1. Biodiversité et forêt tropicale : le mythe du paradis perdu ?

Les scientifiques s'accordent aujourd'hui pour reconnaître que plus de 50% des espèces végétales et animales du globe sont concentrées dans les forêts tropicales.

L'expression la plus visible de la biodiversité est sans doute la forêt. Le rattachement de l'homme à la nature passe par la forêt pour la plupart des civilisations, même si cette forêt se réduit à quelques épineux dans les zones menacées de désertification. Par ailleurs, chacun semble à même de constater dans son habitat immédiat le recul de la forêt. Les images fortement médiatisées de l'Amazonie en flammes ont ému le monde occidental qui a liquidé depuis longtemps sa forêt primaire.

Dans notre imaginaire, la forêt révèle des peurs et sert de refuge aux personnages des contes et légendes. Maintenant que les plages lointaines et les cocotiers sont devenus accessibles aux charters aériens, l'Indien et le Pygmée ont remplacé le bon sauvage et il est devenu "politiquement correct" de défendre la forêt. Le maintien de l'écosystème et la conservation de la biodiversité apparaissent souvent comme une autre formulation des paradis perdus.

Aussi, les mythes modernes concernent "le poumon vert de la planète" ou une improbable stabilité de la forêt, alors que les forêts tropicales humides d'Afrique et d'Amazonie ont connu des transformations considérables au cours de leur histoire du fait des fluctuations climatiques ou des mouvements tectoniques.

Il n'est peut-être pas inutile de rappeler qu'on ne peut parler de biodiversité originelle dès lors que l'homme pénètre dans la forêt et l'utilise, que même quand on ne fait rien dans une forêt, les arbres meurent et celle-ci évolue continuellement. L'utilisation d'un écosystème forestier donné, entraîne certains changements dans sa structure et sa composition et sa durabilité ne se résume pas à la reproduction identique de l'écosystème dans son état d'origine. Il en va de même de la conservation génétique d'une forêt donnée qui ne saurait être maintenue comme telle (F.A.O. - 1991 cité par R.Catinot).

2. 2. 2. La "déforestation"

Les guillemets s'imposent quand on parle de déforestation. Cette notion renvoie implicitement à une situation de référence, la forêt à l'état de nature, dont la définition et la pertinence pour évaluer les situations présentes sont toutes deux sujettes à caution.

En Côte d'Ivoire, la relativité de cette "déforestation" est illustrée par l'origine paradoxale des approvisionnements en grumes des usines de transformation au début des années 1990 : seulement 20% des livraisons proviennent du "domaine forestier permanent" qui est censé regrouper le principal des (vraies) forêts, les 80% restants sont extraits des forêts réputées résiduelles et dégradées. Par ailleurs,

la "déforestation" est la représentation négative d'un phénomène d'expansion des activités agricoles longtemps générateur de croissance économique et caractérisé par des cultures "arbustives" (cacao, café, hévéa, palmier).

Les statistiques prétendant rendre compte de la déforestation s'appuient sur des définitions hétérogènes et de outils mal adaptés. L'agroforesterie est-elle une activité incompatible avec le statut de forêt ? Comment comptabiliser les plantations forestières? Y a-t-il encore des forêts primaires ? Au Brésil, l'Amazonie légale est une construction administrative qui recouvre aussi bien des zones de forêts tropicales, des zones de forêts inondées et des zone de savanes.

On ne peut cependant nier la réalité de la diminution des massifs forestiers tropicaux. En Côte d'Ivoire, pays possédant le triste record du taux de déforestation le plus rapide au monde, la forêt dense humide recouvrait au début du siècle près de 15 millions d'hectares. Au milieu des années cinquante cette surface était ramenée à 9 millions. Selon les dernières estimations (1993) les forêts "résiduelles" occupent désormais moins de 3 millions d'hectares et continueraient de connaître un recul devant les fronts pionniers agricoles (café et cacao principalement) y compris dans le "domaine forestier permanent" de l'État. Trois millions de personnes ont migré en Amazonie entre 1970 et 1991. D'après la Banque mondiale, 10% des 4 millions de km² de la forêt amazonienne auraient été défrichées pendant cette période, alors que des centaines de milliers de kilomètres de routes ont été ouverts. On estime qu'entre 1978 et 1988, une moyenne annuelle de 20.300 km² de forêt tropicale ont été détruits par le feu (Fearnside, 1995).

L'importance de la forêt dépasse largement la simple production de bois. Si la forêt fournit des produits ligneux aux utilisations variées : bois d'oeuvre, bois de feu, pâte à papier, biomasse, elle offre également des produits non ligneux : fourrages, fibres et gommés, huiles essentielles, fruits, produits pharmaceutiques, produits cynégétiques, des sols neufs et fertiles pour l'agriculture... En outre, la forêt fournit des services tels que la protection des sols contre l'érosion, la régularisation du débit hydrique, la régularisation du micro climat...

Enfin, les forêts tropicales constituent un écosystème de composantes végétales (arbres, arbustes, lianes graminées), animales, climatiques (humidité, température) et inertes (litières, sols). Chacune de ces composantes exerçant une influence sur les autres, cette interaction permanente constitue un équilibre écologique très fragile.

2.2.3. Les causes de la dégradation

Le GEF (Draft operational strategy, 1995) distingue des causes directes et indirectes à l'origine des pertes de biodiversité. Il reconnaît que ces causes découlent d'interactions complexes entre facteurs démographiques, sociaux,

écologiques, économiques et politiques³. Trois niveaux de causalité peuvent alors être identifiés : les causes immédiates (lorsque les actions humaines comme les défrichements agricoles impliquent directement des pertes de biodiversité); des causes intermédiaires (inadéquation du mécanisme des prix), et les causes profondes (combinaison de la croissance de la population et des faibles niveaux de vie qui augmentent la pression sur les ressources naturelles).

2.2.3.1. Les causes immédiates

Les causes immédiates sont souvent liées à l'usage productif de la forêt. Pourtant, les activités forestières (exploitation du bois, fabrication du charbon de bois, utilisation des terres pour l'agriculture, cueillette,...) ne vont pas toutes à l'encontre d'une utilisation durable de la forêt.

Outre le problème de la consommation de bois de feu et d'exploitation forestière, nous nous proposons de mettre plus particulièrement l'accent sur l'étude du comportement des paysans à partir des exemples de la forêt tropicale ivoirienne et de l'Amazonie brésilienne et bolivienne.

Demande de bois de feu et de bois d'oeuvre

Les prélèvements en bois sur les massifs forestiers se partagent en deux groupes relativement équilibrés:

- la récolte de bois de feu pour le chauffage ou la carbonisation est difficile à estimer, mais serait de l'ordre de 1,9 milliards de m³, selon les estimations de la F.A.O.
- la production de bois ronds industriels de l'ordre de 1,6 milliards de m³.

La production de bois de chauffe et de charbon de bois est le prélèvement le plus important effectué sur les réserves forestières du globe. 80% de ce prélèvement est effectué dans les pays en voie de développement. Contrairement aux idées reçues, ce ne sont pas les besoins de l'industrie qui menacent les forêts, mais bien le sous développement.

Il est frappant à cet égard que les plus grandes productions de bois ronds industriels soient effectués dans les pays industriels, c'est-à-dire là où les forêts sont gérées. Les États Unis et le Canada représentent le tiers de la production de bois rond industriel, l'Europe 15%, et l'ex URSS 20% environ.

L'Afrique avec moins de 60 millions de m³ représente moins de 4% de la production mondiale. En revanche, dans les pays d'Asie du Sud-Est, c'est sans doute l'exploitation forestière qui est la cause principale de la déforestation

Demande de terres agricoles : les fronts pionniers

En Amérique latine, comme en Afrique, les fronts pionniers constituent un des principaux facteurs de déforestation.

³"Biodiversity loss occurs through direct and indirect causes (...). They stem from complex interactions of demographic, social, ecological, economic and political factors, op. cit., p. 22

La "déforestation" répond, *entre autres*, à une rationalité économique. F. Lévêque propose une interprétation de ce "système pionnier de mise en valeur" en ayant recours au concept de rente (1986). En effet, les caractéristiques propres à chaque parcelle ou gisement de ressources du système pionnier, entraînent des différences de coût d'extraction, à conditions techniques données et investissement équivalent. La préférence des agriculteurs pour les terres forestières est générale. F. Ruf (1988) parle de **rente différentielle forêt** pour signifier que d'un point de vue agronomique la forêt procure, sans apport d'intrants, des rendements significativement plus élevés que les terres anciennement mises en culture.

En Côte d'Ivoire, le moteur de la dynamique extensive de l'économie de plantation à l'origine de la déforestation provient de la disponibilité et de l'échange de deux facteurs de production : la "forêt" et la main d'oeuvre. C'est l'échange de ces deux facteurs de production qui va impulser la dynamique de frontière. Outre ses avantages agronomiques, la forêt présente un intérêt sociologique. Détenir de la forêt ou de contrôler son accès est le moyen d'accéder au second facteur de production, la force de travail, car cette dernière est partiellement rémunérée en terre. Ce mode de rémunération tient moins à l'absence de capital numéraire de l'initiateur (il existe des formes de métayage) qu'à la motivation de la main d'oeuvre migrante pour qui la fonction de manoeuvre agricole est une condition provisoire. Elle prend place dans un cursus social donnant accès à la propriété de la terre. La perpétuation et la généralisation du système passe alors par de nouveaux défrichements. La reproduction du système pionnier a ainsi abouti, sur une quarantaine d'années, à la colonisation de la fraction occidentale de la zone forestière.

En Amazonie, les ouvriers agricoles et paysans sans terre trouvent un double intérêt à défricher des terres en libre accès. Ils bénéficient de la fertilité de la biomasse pour une production de grains essentiellement destinée à l'auto-consommation et aux dépenses de consommation courante. Ils peuvent ensuite revendre la parcelle défrichée, après un ou deux cycles de cultures.

Au Brésil, les paysans colons, mal encadrés dans un milieu qu'ils ne connaissent pas, se trouvent réduits à pratiquer une agriculture de subsistance sur brûlis. Notons que **le feu est, pour les petits colons comme d'ailleurs pour les grands éleveurs, le moyen le plus rapide et le moins coûteux pour s'approprier et pour valoriser à court terme la ressource productive fondamentale : la terre.** La plantation de pâturage pour l'élevage est la reconversion souhaitée. Par ailleurs, la tentation est forte de revendre le lot pour réaliser le capital qui permettra de payer les dettes, d'aller plus loin sur la frontière ou de rejoindre la ville. Ces stratégies ne s'apparentent pas à une agriculture "durable", qui maintiendrait la fertilité des sols et dont le déboisement serait proportionnel aux capacités de mise en valeur et aux besoins de terres agricoles, mais à une exploitation prédatrice de la forêt amazonienne. Elles constituent cependant les meilleures réponses aux contraintes du milieu, de la force de travail disponible, du manque d'infrastructures et de ressources financières (Léna, 1992).

La conquête pionnière de la forêt ne saurait résulter uniquement des propriétés dynamiques des systèmes de production. Elle relève également des

choix politiques généraux qui ont suscité, permis ou amplifié certaines des conditions de fonctionnement de ces systèmes.

2.2.3.2. Les causes ultimes

Le diagnostic classique : la croissance démographique

Parmi les causes ultimes de l'érosion de la biodiversité, le GEF (Draft operational strategy, 1995) fait explicitement référence à la pression démographique. L'ampleur des impacts humains sur la biodiversité augmenterait exponentiellement à cause de la hausse rapide de la consommation et de la croissance démographique⁴. Ce diagnostic apparaît comme une explication classique des problèmes d'environnement en général. On le retrouve clairement exprimé à l'OCDE (1995) ou dans le Global Biodiversity Assessment (PNUE, 1995). Pour la forêt, l'idée est donc très répandue que c'est la "pression démographique" qui constitue l'explication fondamentale des défrichements agricoles.

Un autre diagnostic : les déterminants historiques et institutionnels

En réalité, on peut montrer que la pression démographique sur l'environnement n'est bien souvent elle-même que l'effet d'une dynamique de nature socio-politique. Après avoir mis en évidence la rationalité économique des paysans, il s'agit de montrer ici que leur comportement est lié à des déterminants historiques et économiques qui expliquent les **tendances lourdes** de la dégradation de la forêt contre lesquelles il est difficile et illusoire d'opposer des actions ponctuelles et additionnelles. La difficulté de proposer des mesures de conservation de la biodiversité en matière de forêt vient également du fait que les **processus** expliquant la déforestation sont **complexes**. Les catégories d'acteurs en jeu ont chacune leur logique. L'appauvrissement massif de l'environnement forestier résulte toujours d'un long processus de mise en valeur articulant de façon cohérente des dynamiques économiques, sociales et politiques.

Il est nécessaire de resituer l'opposition apparente paysans-forêt, d'apprécier en quoi elle a été dans une large mesure induite et pourrait se révéler réversible.

La colonisation de l'**AMAZONIE** a été encouragée par l'État. On parle d'intégration nationale et de désenclavement pour traduire la préoccupation des pouvoirs militaires devant d'immenses étendues non contrôlées et situées aux frontières des États (Aubertin et Léna, 1986; Lévêque, 1986; Uztarroz, 1990; Albert, 1990). Occuper l'Amazonie est ainsi une **ambition géopolitique** que l'on retrouve tout au long de l'histoire du Brésil. Le programme d'intégration nationale (le PIN, promulgué en 1970) s'appuie sur la construction de grandes routes qui désenclavent le pays. La création de la route Transamazonienne s'accompagne

⁴"The scale of human impacts on biological diversity -in its three forms (genes, species, and ecosystems)- is increasing exponentially due to rapidly increasing consumption and growth in human population", op. cit., p. 17

d'un plan social de colonisation. Plus tard, en 1981, le projet Polonoroeste prévoit l'installation, sur une aire d'action d'1 million de km², de colons provenant en majorité du sud du pays. La Bolivie n'échappe pas à ce phénomène et les gouvernements militaires concevront un plan ambitieux de connexion de tout le Nord amazonien à l'espace national : l'ouverture de pistes est conçue comme le support d'une colonisation agricole et de l'exploitation forestière (Rojas, 1986).

Mais l'intégration nationale répond également à un objectif de modernisation nationale. Au Brésil on parle de "**projet de modernisation**" de l'État, destiné à accélérer les transformations économiques pour sortir du sous-développement (Léna, 1992). En Bolivie, cet objectif sera atteint par la colonisation et le développement agro-industriel de la région de forêts tropicales de Santa Cruz, au sud et reliée au bassin du Rio de La Plata. On favorise les cultures d'exportation et les projets agro-industriels (cane à sucre et raffinerie). Par ailleurs l'exploitation des bois précieux comme l'acajou est encouragée par l'octroi de concessions à des entreprises forestières (Rojas, 1986). En revanche, au Brésil, l'aspect productiviste des opérations est marginal. Il y a bien introduction de nouvelles cultures : cacao, poivre, réintroduction de l'hévéa... mais la production est faible et la méconnaissance de l'écosystème amazonien patent. Les centres de recherche spécialisés pour la zone tropicale humide n'ont pas travaillé sur des systèmes de production ou sur des espèces conciliables avec l'écosystème amazonien.

La colonisation des forêts amazoniennes a constitué un moyen de résolution des crises économiques et sociales. Au Brésil, l'ouverture des routes en Amazonie a soulagé les conflits fonciers dus à la modernisation du sud du pays. Il faut rappeler qu'entre 1970 et 1980, le Parana, ancien front pionnier du café, a perdu 1.200.000 des habitants composant sa population rurale... Les fronts pionniers amazoniens peuvent aussi s'analyser comme un formidable **substitut de réforme agraire**. En Bolivie, la très grave crise économique des années 80 qui va conduire à la fermeture de la plupart des mines (étain essentiellement) dans les Andes provoque un afflux de chômeurs, de longue tradition syndicale et qui avaient été à l'origine de la révolution de 1952. La colonisation des plaines orientales a donc joué le rôle d'un véritable **exutoire social et politique** (CESA, 1985).

Toutefois, cette dynamique nationale bolivienne s'intègre dans une politique plus ancienne de colonisation dirigée des piémonts andins qui a débuté dans les années 60. Au Brésil, c'est dès 1940 que retentit l'exhortation à la Marche vers l'Ouest, puis en 1970, on promet "**des terres sans hommes aux hommes sans terre**". La colonisation s'inscrit dans une entreprise nationale chargée de valeurs patriotiques, mais aussi d'une ambition de modernisation et de *civilisation* liée à des **déterminants culturels** très profonds. La *civilisation*, en Bolivie, concerne bien entendu les peuples autochtones, tant sur le plan culturel (sédentarisation, alphabétisation...) que technique (nouveaux systèmes de culture et mise en valeur). Cette *civilisation* se réfère aussi à cette nature peu docile, voire agressive, la forêt qu'il faut dompter parfois au prix de sa vie. Le colon, le défricheur, le *bandeirante* est présenté comme un héros, voire un utopiste. Au Brésil, la forêt, l'Indien, sont perçus comme des emblèmes de cette Nature que le colonisateur doit soumettre. L'immensité du territoire à occuper a sans conteste constitué le

ciment d'un consensus social où la promesse d'une vie meilleure est garantie à tous les Brésiliens par une migration toujours plus à l'Ouest.

Ainsi ces projets nationaux de colonisation s'appuient sur de longues **traditions de migration** vers les vallées et plaines tropicales, en Colombie, vers l'Ouest, au Brésil. Si c'est bien l'État qui a déclenché le processus d'occupation spatiale, les populations vont au delà des plans.

Au Brésil, la distribution officielle des modules de 100 hectares dans les PIC (projets intégrés de colonisation) ne suffit pas à répondre à la demande, et, très vite l'action de l'INCRA (Institut National de la Colonisation et de la Réforme Agraire) se cantonne à légaliser les invasions de terre. Pourtant, la population dans sa grande majorité ne parvient pas à vivre décemment de la terre. Les dégâts écologiques sont importants, en particulier du fait que les subventions et les droits définitifs de propriétés étaient liés à la constatation de la mise en valeur du lot, mesurée par l'étendue du défrichement.

Parallèlement à l'ouverture des fronts de colonisation pour des petits paysans, le gouvernement brésilien mène une politique destinée aux industriels désireux d'investir dans l'élevage et offre de conséquents **avantages fiscaux** pour l'ouverture de champs. La Surintendance de développement de l'Amazonie (SUDAM) pouvait offrir à l'industriel du Sud désireux d'investir en Amazonie des exonérations fiscales représentant jusqu'à 75% de l'investissement (fonds de roulement compris). A cette "aide" s'ajoutait l'octroi de crédits à taux bonifié par les banques de développement locales et par les divers programmes de développement industriel. De grandes propriétés peu productives où l'élevage prédomine se sont ainsi multipliées et si le gouvernement militaire a envoyé des agriculteurs conquérir le territoire, c'est l'élevage bovin qui accapare l'espace.

En **CÔTE D'IVOIRE**, une analyse historique met en évidence les fondements socio-politiques de la dynamique pionnière. Il apparaît clairement que la politique de l'État en particulier en matière de législation foncière, main d'oeuvre, agriculture joue un rôle déterminant dans l'avancée du front pionnier.

L'immigration a été organisée initialement (années 1920-1930) de façon coercitive dans le cadre de la "**mise au travail des indigènes**", afin de fournir en main d'oeuvre les chantiers forestiers et ce, en raison du "sous-peuplement" de la région forestière. Les désertions de cette main-d'oeuvre au profit des planteurs du Sud-Est amorcent les premiers mouvements migratoires spontanés. L'accès libre à la main d'oeuvre obtenu par le syndicat des planteurs au lendemain de la seconde guerre se traduit par des accords entre le représentant des planteurs du Sud et les chefs traditionnels du Nord (organisation de l'émigration de main d'oeuvre) qui constitueront l'axe privilégié des alliances politiques pré et post indépendance. Des groupes originaires du centre et du nord, jusque là davantage fournisseurs de main d'oeuvre, peuvent ainsi se lancer dans la colonisation des forêts des régions "sous-peuplées" de l'ouest et du sud-ouest. Plus généralement, cette politique fait bénéficier le plus grand nombre, sans distinction de statut ou d'origine des avantages du système. L'appel à la main-d'oeuvre extérieure

individualise les producteurs et les émancipe de pouvoirs tutélaires qui continuaient de régenter les anciens rapports sociaux statutaires. Les hiérarques locaux sont désormais, pour le pouvoir central, autant d'interlocuteurs affaiblis. Symboliquement et pratiquement l'"indépendance" correspond bel et bien à un **processus d'intégration nationale**.

La pérennité du système de production de plantation dépend aussi étroitement du libre accès au territoire forestier. C'est ce **régime foncier** qui va susciter un déplacement de la main d'oeuvre vers la zone forestière occidentale. A cet égard, l'incitation explicite du même premier des planteurs, devenu entre temps chef de l'État, à s'approprier la terre par le travail complétée d'une mesure par défaut, la non-promulgation du code foncier, sont des choix éminemment politiques.

Par ailleurs, ce système a été encouragé par l'**établissement de prix garantis aux producteurs de café et cacao**. Les intérêts de l'État et des catégories dirigeantes se rejoignent. La croissance continue de la production qui fait du pays le premier producteur mondial de cacao, des cours mondiaux longtemps élevés, enfin, le contrôle de la mise en marché procurent des moyens confortables pour la gestion publique et autorisent des largesses clientélistes facilitant la régulation politique.

On observe ainsi que l'action publique, plus pragmatique que volontariste dans le cas de la Côte d'Ivoire est constamment guidée par des objectifs politiques. Elle a surtout consisté à accompagner l'articulation entre des logiques sociales, politiques et économiques, afin d'en optimiser les effets et déboucher sur un certain optimum collectif. Ce **lien entre politique publique et déforestation** est encore plus manifeste quand on reprend l'histoire ivoirienne à l'entre deux-guerres (voir encadré).

Dans l'entre-deux-guerres, c'est la politique coloniale qui contribue largement à façonner le rapport des sociétés locales à la forêt. L'administration coloniale affirme son contrôle sur le territoire en commençant par son domaine. Une politique de concessions forestières et d'**avantages fiscaux** crée une niche de marché réglementaire que vont investir des entreprises capitalistiques alors que jusque là ce sont les populations locales qui assurent une exploitation et une commercialisation artisanale des produits de la forêt. Les "coupeurs de bois" traditionnels, n'ont d'autre option que de devenir paysans-planteurs alors que la plantation était jusque là le fait de colons européens.

Cet équilibre socio-politique est radicalement modifié après la seconde guerre mondiale, là encore, par des interventions décisives de l'État qui libèrent les deux facteurs limitants l'expansion de la frontière agricole. Dans un premier temps, l'abolition du "travail forcé", en 1947, libère la force de travail. Avec l'indépendance et le slogan "**la terre est à celui qui la travaille**", prononcé par nouveau président, c'est le deuxième facteur limitant qui est lâché, l'accès à l'espace. Ces deux mesures ont sans conteste ouvert la voie à une accélération du mouvement pionnier dans toute la moitié ouest de la forêt ivoirienne.

Encadré : l'historique de la mise en valeur forestière en RCI

L'agriculture de plantation débute tardivement en Côte d'Ivoire (1920-1930). Antérieurement, ceux là même qui deviendront "planteurs" exploitent et commercialisent les produits de la forêt (latex sauvage, palmistes et bois pour l'essentiel). Installées sur la côte, les maisons de commerce européennes se contentent de drainer ces produits en passant alliance ou contrat avec des hiérarques locaux ou des traitants indépendants. Les "coupeurs de bois" émergent progressivement comme catégorie socio-professionnelle spécialisée à partir de 1907. La profession, qui s'inscrit désormais dans une filière de commercialisation autonome, restera composée majoritairement de ressortissants locaux jusqu'en 1920-1925. Les plantations arbustives (café, palmiers, cacao et premières tentatives sur l'hévéa) sont quasi exclusivement le fait de colons européens et, jusqu'en 1920, leur production demeure anecdotique.

La mutation qui s'opère entre les deux guerres se traduit par une réduction des activités forestières à deux secteurs de production, le bois et l'agriculture de plantation (cacao puis café) dont les trajectoires se croisent. L'exploitation forestière passe entièrement entre les mains d'entreprises européennes, tandis que la production cacaoyère, en dépit de l'installation de nouveaux colons européens, devient massivement le fait de planteurs villageois. Cette division du travail dans la "mise en valeur" de la zone forestière s'est prolongée jusqu'à nos jours. L'agriculture caféière et cacaoyère a été étendue à l'ensemble de la région forestière par une petite paysannerie pionnière et la filière bois reste l'exclusivité d'entreprises dont les capitaux comme le personnel dirigeant sont d'origine européenne ou libanaise.

Cette bi-partition de la forêt entre usages totalement disjoints et réservés chacun à une catégorie sociale naît, à l'origine, de la conjonction de deux séries de facteurs indépendants. La première série d'éléments déterminants est la prise de contrôle effectif du territoire par l'administration coloniale. L'État s'affirme initialement en prenant possession de son "domaine" (contrôle et réglementation de l'accès aux terres "vacantes et sans maître", monopole des ressources ligneuses sur pied) et en distribuant les droits d'usage de la forêt en fonction de ses objectifs de mise en valeur et d'une perception très normative des acteurs adéquats. La seconde série de facteurs réside dans une évolution défavorable des cours des principaux produits forestiers et dans la restructuration du circuit de commercialisation du bois qui prive les coupeurs indépendants des clients, essentiellement anglais, qui les préfinançaient. Les sociétés rurales, du Sud-Est principalement, les anciens traitants ou les coupeurs de bois se voient contraints à une reconversion économique vers la cacaoculture. Dans le secteur forestier, quelques entreprises nettement plus capitalistiques qu'auparavant viennent investir la niche réglementairement préparée à leur intention en matière de concessions forestières et d'avantages fiscaux.

Les "paysans-planteurs" le sont donc devenus en défrichant une forêt dont le contrôle autant que l'exploitation leur a échappé entre 1914 et 1925, au profit de nouveaux intervenants, l'État et les entreprises forestières. La conquête de la forêt est la résultante de la concurrence entre catégories protagonistes de la mise en valeur; catégories et concurrence induites, dans une large mesure, par l'action publique laquelle était explicitement justifiée par la nécessité de "rationaliser" l'exploitation de la forêt dans le cadre de la politique de "mise en valeur".

La période qui s'ouvre après la seconde guerre mondiale est marquée par des modifications radicales des rapports de force politiques qui se répercutent sur les relations mutuelles entre les deux catégories d'utilisateurs de la forêt. L'abolition du "travail forcé" et du code de l'indigénat (1947) libère le premier facteur limitant des systèmes de production agricoles, la force de travail. La main d'oeuvre agricole étant partiellement rémunérée en terre, la perpétuation et la généralisation du système passe, à plus ou moins long terme, par de nouveaux défrichements. Les terres agricoles sont tout naturellement conquises sur une forêt qui n'a plus aucune autre "valeur" pour les paysans : avant comme après l'indépendance, l'administration a le monopole des arbres sur pied et leur exploitation est, dans la pratique, réservée à la catégorie concurrente dans l'appropriation de l'espace forestier. L'accélération de la conquête forestière qui s'opère après l'indépendance a été encouragée au plus haut niveau de l'État (1964). La ruralisation relativement rapide de toute la moitié ouest de la zone forestière a pour point de départ cette levée à la fois symbolique (un slogan, "la terre est à celui qui la travaille" a tenu lieu de nouveau code foncier) et pratique du dernier facteur limitant pour les sociétés rurales, le "cantonement" spatial. Faut-il s'étonner, compte tenu de ce qui a précédé, que la forêt ait été le lieu d'expression privilégié de l'émancipation du rapport colonial ? Quel meilleur gage de changement les responsables de l'État nouvellement indépendant pouvaient-ils fournir à leur base politique ? Pendant près de 25 ans, la légitimité du nouveau pouvoir, l'accroissement et la redistribution des richesses et, par là, l'intégration de sociétés locales disparates à une économie désormais "nationale" ont été assises sur l'extension de l'agriculture de plantation.

On voit donc que le terme de "déforestation" qui, dans le cadre de la protection de la biodiversité, supporte une connotation très négative n'est pas forcément perçu comme tel ni par les usagers locaux, ni par leurs gouvernements. Cette déforestation est à l'origine du "miracle ivoirien" fondé sur l'exportation du café, du cacao et du bois. Pour le Brésil et la Bolivie, la mise en valeur de l'Amazonie, a également été le moteur de l'intégration nationale, un moyen de soulager les conflits sociaux et fonciers, tout en renforçant la cohésion nationale.

En conclusion, on peut faire remarquer que l'érosion de la biodiversité par destruction de la forêt a ici la même origine : les acteurs ont tous eu intérêt à cette ponction sur les ressources forestières et il est difficile de nier que c'était le comportement le plus rationnel, tant sur le plan microéconomique (optimisation des facteurs de production) que sur le plan macroéconomique. On se rend compte alors qu'une politique de conservation des écosystèmes forestiers tropicaux devra lutter en particulier contre des incitations économiques fortes.

2.2.4. LES MODES DE MISE EN VALEUR "DURABLES"

2.2.4.1. L'exploitation forestière durable par les aménagements forestiers ?

Depuis quelques années l'exploitation de la ressource bois connaît une évolution qui tend à prendre de plus en plus en compte les aspects environnementaux. Ainsi, depuis le dixième Congrès forestier mondial en 1991 à Paris, et le Sommet de la Terre en 1992 à Rio, l'exploitation des bois d'œuvre a été reconnue comme une des voies permettant de concilier protection de la forêt et développement économique (création d'emplois, offre sur les marchés nationaux et internationaux).

Dans les faits, l'exploitation forestière n'est pas encore de nature à assurer la protection des écosystèmes forestiers tropicaux. Seul 1% des forêts tropicales serait pour l'instant géré de façon durable, et il est trop tôt pour en tirer des enseignements. Encore faudrait-il s'entendre sur ce que recouvre la notion de gestion durable des forêts.

Une multitude de critères pour la gestion durable

La gestion forestière durable est définie selon l'Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OIBT), comme étant : *L'aménagement de forêts permanentes en vue d'objectifs clairement définis concernant la production soutenue de biens et de services désirés sans nuire à leur valeur intrinsèque ni compromettre leur productivité future, et sans susciter d'effets indésirables sur l'environnement physique et social.*

Cette définition est largement interprétée. Chaque organisation professionnelle, chaque ONG, voire chaque entreprise forestière ou centre de recherche possède ses propres critères (voir encadré). Cette prolifération d'initiatives d'origines diverses (Institutions Internationales, Groupement de pays producteurs, ONG, entreprises privées...) et l'absence de consensus sur les normes de gestion forestière durable ne contribuent pas à la clarté du débat. Notamment en ce qui concerne la notion d'aménagement qui, si historiquement se référait à la réglementation des coupes, est devenue aujourd'hui une exigence de rationalisation sous la pression des préoccupations écologiques et recouvre une multitude de pratiques.

A chaque organisme ses critères de gestion durable...

L'Organisation Africaine des Bois (OAB) a défini ses critères propres pour la gestion des forêts, lors de la table ronde des experts de l'OAB sur l'institution d'un label vert en avril 1994 .

A savoir :

- la constitution d'un domaine forestier permanent
- une démarcation physique de la forêt affectée à des fins de production
- la réalisation d'inventaires d'aménagement
- l'existence d'un plan d'aménagement comportant entre autres:
 - * l'inventaire d'exploitation
 - * les coupes annuelles autorisées
 - * des dispositions relatives à la fermeture de l'exploitation
 - * le marquage des arbres semenciers et des arbres à abattre
 - * le contrôle après exploitation
 - * l'assistance à la régénération

Le Conseil de Gestion des Forêts, une Organisation non gouvernementale, a pour sa part défini ses propres critères qui ont aidé au débat dans un document de 1991 intitulé Forest Stewardship Standards (Code de Bonne Conduite) mais son caractère excessif (52 critères) le rend difficilement applicable.

L'OIBT a déterminé 11 critères pour la gestion "durable". Le Tropenwald, en Allemagne, autre organisme de recherche aurait retenu 31 critères. Aux Pays Bas, le Tropendos poursuit ses études de terrain au Cameroun, au Surinam ou à Guyana.

Des organismes privés dans le même temps élaborent leurs propres critères et s'autoproclament "écologiquement corrects". Demerara Timber Ltd à Guyana, s'est donné une Charte Verte en 10 points. Le Groupe Isoroy invente l'Eurokoumé. La Société Générale de Surveillance (SGS) et divers bureaux d'études délivrent des attestations et des labellisations pour les négociants et le grand public.

Les aménagements forestiers sont souvent envisagés comme un élément fondamental d'une gestion durable de la forêt. Il est vrai que les aménagements ne suppriment pas les fonctions de la forêt autres que l'offre de ressources ligneuses. Mais qu'en est-il vraiment de la prise en compte de ces autres fonctions? Quels enseignements tirer des expériences d'aménagement à travers le monde ?

Évolution des expériences des aménagements forestiers.

Dès le début du XXème siècle on trouve les bases des politiques forestières telles qu'on les envisage aujourd'hui¹ :

- exploitation rationnelle par des grands groupes,
- industrialisation sur place,
- recherche d'une meilleure valorisation,
- valorisation de toutes les essences commercialisables,
- souci de préserver l'avenir par une gestion "durable".

Il faudra néanmoins attendre quelques dizaines d'années pour que le souci d'une exploitation rationnelle, et d'une gestion durable de la forêt vienne au premier plan des questions concernant la forêt tropicale et que celle-ci soit considérée comme un "patrimoine". Le congrès forestier mondial de 1991 avait pour thème : "La forêt, patrimoine de l'avenir".

Considérer la forêt comme un patrimoine, c'est la traiter en bon père de famille, qui souhaite léguer à sa descendance un bien protégé, enrichi, productif. Cette attitude est ancienne en Europe, elle est plus récente à l'égard des forêts en zone tropicale, mais ce n'est pas une nouveauté, comme le montre l'encadré ci-dessous qui passe en revue les différentes expériences d'aménagement à travers le monde.

Il est à noter qu'en Europe, si le souci du maintien et l'accroissement des surfaces forestières est à la base des politiques, ce n'est pas tant pour des raisons écologiques que pour garantir une sécurité économique ou politique.

¹En 1905, le botaniste Auguste Chevallier écrivait : " Il n'est pas exagéré d'affirmer que l'acajou exporté depuis une douzaine d'année(...) représente à peine l'équivalent de ce qui a été abandonné après avoir été abattu en pure perte. " Quelques années plus tard, en 1912 le Gouverneur Angoulvant déclarait devant la Chambre de Commerce de Grand Bassam : " J'entrevois, pour notre domaine forestier, de grosses entreprises déliées de l'exploitation des intermédiaires, pourvus de scieries puissantes, exportant toutes les espèces et reconstituant les peuplements au fur et à mesure de leur coupe. " (Verdeaux, 1994).

Malgré son rôle de pionnier, l'Asie du Sud Est n'a pas permis de formuler une doctrine définitive en matière d'aménagement, car aujourd'hui encore les systèmes de réglementation des coupes sont en phase probatoire (pas de secondes coupes). En Amérique tropicale, il ne semble pas y avoir eu davantage de système de référence².

En Afrique tropicale, le passage en revue des diverses expériences montre qu'à l'heure actuelle, aucun projet digne de ce nom n'est opérationnel. Les plus avancés des projets ont à peine trois ans et sont encore dans une phase d'observation qui doit répondre à la question : Que se passe-t-il dans une forêt primaire après un premier passage?

Dans les zones simplement livrées à l'exploitation, les impératifs commerciaux l'emportent sur la conservation. L'exploitation forestière sélective conduit à parcourir des surfaces importantes afin d'assurer les niveaux d'approvisionnement des installations industrielles et de ce fait, la rotation risque d'être trop courte.

Au maximum un million d'hectares sont concernés par les aménagements en comparaison des 30 à 60 millions d'hectares de forêts denses humides en Afrique Centrale et de l'Ouest. En dehors de la RCI, tous les projets sont en phase préparatoire marquée par des négociations difficiles avec les populations installées illicitement dans les forêts du domaine de l'État.

En Europe, même si on a trouvé trace d'un règlement édicté par Charles V en 1378, pour une forêt de futaie (la forêt de Roumare), on peut considérer avec M. Catinot que c'est au XVII^e siècle que sont apparus en France les premiers règlements d'exploitation destinés à sauvegarder l'avenir. En 1730, un arrêt du Conseil du Roy prescrit le premier aménagement en futaie jardinée. Le premier Code Forestier est publié en 1827. Au XX^e siècle le Fonds Forestier National sera décisif pour l'accroissement des surfaces forestières et permettra de revenir à 15 millions d'hectares, soit plus qu'au XVI^e siècle.

En Asie, dès le début du XX^e siècle, et sous l'impulsion de forestiers anglais et hollandais, les premières tentatives de régénération et d'aménagement de la forêt sont réalisées.

Quatre systèmes de réglementation des coupes furent mis en place. Les spécialistes les considèrent comme difficiles à réaliser ou à vérifier pour des services forestiers jeunes et de peu d'expérience. Certains soulignent que la brièveté du cycle liée à l'absence d'intervention sylvicole pour accélérer l'accroissement des diamètres moyens, ainsi qu'une méconnaissance des effets provoqués par un fort prélèvement, risquent d'entraîner des dégâts lors de l'abattage et par érosion.

* La gestion sélective ou Selective Management System (SMS) a été appliquée dans des forêts riches. Elle compte uniquement sur les espèces commerciales de diamètre moyen (30 à 50 cm), laissées sur pieds par une coupe pratiquée tous les 25 ou 30 ans. Aucun travail sylvicole n'est effectué. C'est un système peu coûteux mais dangereux pour l'avenir de la forêt car tous les arbres de diamètre moyen ne sont pas des sujets d'élite. La croissance de la forêt peut être compromise par une proportion importante d'arbres "surcimés" qui ne pousseront plus et l'absence de lumière peut compromettre les arbres d'avenir.

* Le Malaysian Uniform System (MUS). Tous les 50/60 ans intervient une coupe de toutes les espèces commerciales à partir d'un diamètre uniforme de 45 cm. Des interventions sylvicoles ultérieures visent à supprimer toutes les espèces non commerciales d'un diamètre supérieur à 15 cm de manière à dégager les jeunes plants d'espèces commerciales. Ce système a été appliqué en Malaisie péninsulaire dans un premier temps, puis au Sabah et au Sarawak ensuite.

²Dans un rapport pour l'OIBT, R. Schmidt écrivait en 1987 : " le consultant n'a identifié aucun cas d'aménagement durable de bois dans les pays membres de l'OIBT, à l'exception de Trinidad et Tobago. "

* Le Tebang Pilig Indonesia (TPI). Conçu au début des années 70 ce système est basé sur une exploitation tous les 35 ans des arbres d'espèces commerciales d'un diamètre supérieur à 50 cm et le maintien sur pied de ceux qui ont un diamètre inférieur. La catégorie 20 à 50 cm devant être exploitée lors du passage suivant.

* Le Tebang Pilig Tanam Indonésia (TPTI). Issu du TPI, ce système vient le compléter, l'expérience ayant montré que la moyenne requise de 25 arbres de diamètre 20/50 faisait souvent défaut. Le TPTI prévoit des plantations complémentaires et des travaux sylvicoles de dégagement et d'éclaircie.

En Amérique Tropicale, M. Catinot estime dans un document élaboré pour l'ATIBT, que deux des systèmes élaborés en Amérique tropicale sont dignes d'intérêt :

- L'Open Range System à Trinitad. Il s'agit d'essais en vraie grandeur basés sur le système sélectif. Issu de ce système une variante a été substituée, le Periodic Block System with Sylvicultural Marking, qui prévoyait dans le cadre de rotations de coupes de 25 à 30 ans la désignation par l'administration forestière d'un certain nombre d'arbres.

- Le Celos Management System a démarré au Surinam en 1982 sur une surface expérimentale de 600 ha dans une concession forestière de 65 000 hectares. L'expérience a été arrêtée en 1986 en raison de la situation politique du pays. Le Celos Management préconisait un système polycyclique sur 20 ans, prévoyant après exploitation trois éclaircies successives. La production escomptée étant de 40 m³/ha dont la moitié aurait été exploitée, soit 1m³/ha et par an.

En Afrique anglophone, les premiers forestiers anglais provenaient d'Asie et ont tenté d'adapter les techniques de la régénération naturelle appuyées sur le système de Gestion Sélective.

Après les avoir abandonné dans les années 60 en raison d'un appauvrissement des peuplements et d'une rotation jugée trop courte, le **Ghana** a repris ces dernières années une politique d'aménagement en liaison avec la recherche.

Également sous l'influence des forestiers venus d'Asie du Sud Est, le **Nigeria** a essayé jusqu'en 1939 un système dénommé Uniform System qui a été remplacé en 1944 par le Tropical Shelter Wood System. L'objectif était de provoquer une régénération peu coûteuse par une ouverture graduelle du couvert, afin d'installer de jeunes tiges de valeurs nombreuses et bien conformées sous les arbres commercialisables *avant l'exploitation de ceux-ci*. Faute de résultats homogènes à la mesure des moyens déployés l'expérience a été abandonnée en 1966.

Dans l'ancien **Congo Belge** vers les années 1950, il a été préconisé une régénération naturelle par la méthode dite Uniformisation par le haut. L'objectif était de supprimer les plus grosses tiges (à l'exception des commercialisables), de maintenir un étage d'arbres moyens riche en espèces d'avenir et d'améliorer l'éclairage au sol destiné à favoriser la régénération. Les premiers comptages ont indiqué que les passages d'une catégorie à l'autre s'effectuaient régulièrement pour les espèces précieuses. L'évolution historique du Zaïre n'a pas permis la poursuite de ces travaux.

En Afrique francophone, le choix initial des forestiers français, à partir de 1925/1930, s'est porté sur la régénération par plantation. La faible importance du prélèvement sur la forêt (1 à 3 pieds/ha) et le nombre limitée d'espèces recherchées peuvent expliquer cette différence d'appréciation par rapport aux méthodes d'origine anglo-asiatiques. La production forestière a pendant longtemps été sélective. La forêt a davantage subi les agressions des paysans, qui empruntaient les pistes ouvertes par les forestiers et déclenchaient des incendies pour ouvrir des champs.

Dans cet esprit, des mesures de sauvegarde ont été prises très tôt, par les pouvoirs publics avec la publication dès les années 20 des premiers codes forestiers, pour faire face aux menaces qui pesaient sur les massifs forestiers :

- réglementation des conditions d'attribution
- réglementation des diamètres minimum de coupes
- contingentement
- fermetures de zones
- rotations

Parallèlement à ces mesures, des programmes de plantations étaient lancés. Le coût élevé de ces programmes de plantation a conduit à envisager parallèlement des opérations d'aménagement forestier.

A l'instigation de la F.A.O., le Comité du Développement des Forêts sous les Tropiques lançait pour la période 1967/1974 une opération d'aménagement concertée à laquelle trois pays seulement ont répondu : la république Centrafricaine, le Congo Brazaville, le Cameroun.

La République Centrafricaine a mis en place un nouveau code forestier. Les intentions de ce code était de permettre une production industrielle de bois et de maintenir la ressource en définissant des permis d'exploitation et d'aménagement. Ces permis se caractérisent par une durée longue, une superficie qui assure la reconstitution de la forêt par les systèmes d'alternative des zones exploitées et d'ouverture des nouvelles zones, un cahier des charges.

Au Congo Brazzaville, dès 1974, le code forestier inclut des conditions d'aménagement. Des Unités Forestières d'Aménagement (UFA) sont créées pour répondre aux objectifs de conservation et d'exploitation. Elles sont gérées sur la base de Volumes Maximum Annuel exploitables (VMA).

Au Cameroun, dès les années 64/66 un inventaire est réalisé dans la forêt de Deng Deng en vue de mettre en place un projet d'aménagement sur une zone d'une superficie de 300 000 hectares. Cette forêt servait de base à un projet industriel dans le cadre d'une société d'économie mixte la SOFIBEL. Plusieurs documents d'aménagement ont été successivement produits entre 1979 et 1986 tandis que la société exerçait en fait sans contrainte et dans un contexte de gestion qui devait aboutir au bout de dix ans à l'arrêt de toute activité dans une forêt considérée comme "épuisée".

Il est frappant que pendant toute cette période la Côte d'Ivoire se soit tenue à l'écart. La réglementation forestière a été modifiée de nombreuses fois pour aller dans le sens d'une garantie d'approvisionnement pour les industries de transformation, mais quelles que fussent les bonnes volontés, la priorité a toujours été donnée au développement agricole, aux plantations villageoises ou aux plantations industrielles. La diversité des productions agricoles de la Côte d'Ivoire est là pour témoigner de cette réussite. Le maillage routier appuie la circulation des produits et l'aménagement forestier est longtemps resté en arrière plan. Au début des années 90, sous l'impulsion des bailleurs de fonds et notamment de la Coopération française, de nouvelles orientations ont été données aux opérations d'aménagement.

En Côte d'Ivoire, à partir d'une expérimentation du CTFT, l'opération de Yapo, sur 8000 hectares, un plan sectoriel forestier a pu être défini. Il porte sur la période 1988/2015, et vise l'aménagement de 700 000 hectares de forêts denses. L'appui des entreprises forestières et industrielles est recherché et des conventions d'aménagement exploitation portant sur 300 000 hectares ont semble-t-il déjà été signées.

Par ailleurs, deux mesures, dont l'une connaît un début d'application et la seconde n'attend plus que la définition d'un cahier des charges, concernent des zones forestières dégradées ou menacées. Elles ont chacune un double objectif : maintenir et/ou reconstituer, d'une part, les réserves de ressources ligneuses pour l'industrie du bois et, d'autre part, un minimum de couvert forestier en tant qu'il constitue un élément d'équilibre environnemental nécessaire à l'agriculture de plantation (régimes hydriques, protection contre l'érosion, maintien ou reconstitution de la fertilité des sols ...)

a) L'aménagement des forêts classées (inventaire des ressources ligneuses, rotations de coupe, jardinage-enrichissement, replantations complémentaires) passe par des accords de partenariat entre les industriels du bois et un organisme public spécialisé, restructuré à cet effet. Ces projets d'aménagement sont perturbés et leur application retardée en raison de la présence, inégale selon les forêts, de planteurs au degré de clandestinité variable.

-a) Les zones boisées du domaine rural doivent prochainement être réparties en périmètres d'aménagement concédés pour une longue durée à des entreprises industrielles du bois. A charge pour ces dernières de gérer le couvert forestier et son exploitation en association avec les communautés rurales et les planteurs qui y sont installés. Les conditions réglementaires de ces concessions ne sont pas encore arrêtées. Quant aux modalités d'intéressement réciproque des paysans et des industriels à cette gestion durable, elles restent dans une large mesure à inventer et à négocier entre les parties (redevances au profit des paysans ou des collectivités locales, aide à l'intensification des cultures, achat-fourniture de travail ou de service pour des travaux de sylviculture ...?).

En Guinée Conakry, il existe un projet, le projet PROGERFOR (Banque Mondiale et KfW) vise l'aménagement des deux derniers grands massifs de forêts denses (160 000 ha).

Au Gabon, dès les années 30, la forêt de la Mondah, à proximité de Libreville a fait l'objet d'études et a été considérée comme un terrain d'expérimentation de l'École de Eaux et Forêts. Cette forêt a depuis été largement livrée aux exploitants agricoles et aux projets immobiliers. Plus récemment, une étude a été lancée sur l'aménagement de forêts des lacs du Nord, elle porte sur un massif de 35 000 hectares.

En Afrique francophone, il semble que l'on se heurte constamment au monde paysan et à la dynamique pionnière de son agriculture de plantation. Aussi, en s'appuyant sur le double constat de l'impossibilité de résoudre les problèmes de la déforestation par des plantations et sur la nécessité d'impliquer profondément les populations locales dans la recherche et l'application des solutions pour assurer la pérennité des actions entreprises, de **nouvelles orientations** ont été données qui privilégient l'appui institutionnel, la possibilité d'assurer une gestion durable, l'implication des usagers (forestiers, industriels, agriculteurs). Dans le cadre de cette nouvelle politique on notera les expériences mentionnées ci-dessous.

Les Aménagements pilotes intégrés (API). Dans leur conception la plus large, les API comportent trois composantes, l'importance respective de ces composantes variant suivant le contexte naturel et social :

- une composante d'aménagement forestier visant à la mise en place d'un système de gestion durable de la ressource forestière dans le cadre d'un plan d'aménagement débouchant sur un contrat d'aménagement-exploitation signé entre l'exploitant ou les collectivités rurales et l'autorité forestière.
- une composante de développement rural dans les zones périphériques visant principalement à stabiliser par le développement de systèmes agro-forestiers l'agriculture sur brûlis.
- éventuellement une composante de protection visant, dans certaines zones d'intérêt écologique particulier, à préserver la biodiversité.

Ce troisième volet s'assortit généralement de parcs ou de réserves dans certaines zones sélectionnées en fonction de leur intérêt écologique ou de la non possibilité d'usage alternatif.

Au **Cameroun** : L'aménagement de Dimako, élaboré dans le cadre d'un Aménagement Pilote Intégré (API) qui associe aussi bien la dimension forestière du projet que les impératifs de stabilisation de l'agriculture dans la région du projet. Le projet mis en oeuvre depuis 1992 porte sur une superficie de 400.000 hectares en collaboration avec une des principales entreprises de transformation du Cameroun, la SFID (Groupe Rougier) qui exploite deux sites industriels et emploie plus de 700 personnes.

En **République Centrafricaine**, sur des bases identiques à l'API de Dimako, un autre projet d'aménagement pilote a été mis en place en 1994 dans la région de Sangha Mbaere sur une surface de 100 000 hectares et avec la collaboration d'une entreprise forestière et industrielle, la SESAM. Le projet est encore dans une phase d'installation et de démarrage consistant essentiellement dans la conduite des inventaires d'aménagement.

Un autre projet qui s'intègre dans une opération plus vaste portant sur plusieurs pays de la cuvette congolaise a été lancé en 1992 dans la forêt de Ngoto, le projet ECOFAC lancé en 1992. Ce projet donne l'impression d'avoir une connotation essentiellement conservationniste fortement appuyée sur l'idée d'une conservation intégrale des ressources génétiques. Il porte sur 45 000 ha, le partenaire industriel forestier n'a pas encore été choisi. Seule une entreprise fonctionne à proximité. Cette opération étant encore en phase d'inventaire, il est difficile d'en tirer des leçons.

Le Plan d'Aménagement des Ressources Naturelles (PARN). Par ailleurs, très en amont des opérations d'aménagement, ont été conduites en RCA et au Cameroun deux opérations d'inventaire portant sur la totalité des massifs forestiers. Il s'agit de ce que l'on qualifie d'inventaire d'affectation. Réalisés au 1/1000, ils permettent au niveau de l'aménagement du territoire l'affectation des terres entre les activités, mais sont trop imprécis pour être utilisés dans le cadre d'opération d'aménagement-exploitation.

L'évolution ainsi observée dans la conduite des aménagements montre que l'**aspect social et humain** des aménagements forestiers prend une importance grandissante. A cet égard, la non prise en compte de cet aspect, qui traduit une insuffisante volonté politique et une approche inadaptée de l'aménagement, explique sans doute en grande partie les échecs passés.

De même, la **dimension environnement** semble de plus en plus considérée. Ainsi, en Côte d'Ivoire, les projets d'aménagement sus-mentionnés (encadré) visent à mettre en congruence enjeux locaux de développement et gestion des ressources et des milieux naturels. Leur conception repose sur l'inversion du paradigme qui avait conduit au développement séparé et antagoniste des deux secteurs de la mise en valeur forestière (exploitation forestière et agriculture). Leur cohérence théorique

réside dans la prise en compte simultanée et la tentative de rendre compatibles les intérêts de l'État, des paysans et des professionnels du bois. La mise en oeuvre de ces projets se heurte aux séquelles de la redistribution patrimoniale (déclassements de forêt, attributions de permis d'exploitation forestière et de quotas d'exportation au profit d'une clientèle politique) et, plus généralement, à la résistance au réajustement de ce type de régulation politique.

En réalité, la durée suffisante manquant, il est difficile de se prononcer sur les avantages et les inconvénients de chaque expérience et de préconiser des méthodes en toute certitude scientifique.

On peut simplement noter que tous ces projets ont en commun d'avoir été réalisés avec un encadrement compétent insuffisant, une absence quasi générale des services forestiers et des cahiers des charges mal définis. Comme par ailleurs les impératifs de plein emploi des hommes et des machines prévalent, les objectifs de préservation s'estompent. Cependant, les Aménagements Pilotes Intégrés (API) semblent convenir à cette volonté d'associer exploitation forestière et les impératifs de la préservation de la biodiversité.

Les recommandations sont souvent faites "par défaut", et les principes de précaution semblent l'emporter : "Au moins cela ne peut pas faire de mal".

Les éléments et les coûts de l'aménagement

Après avoir montré que la conduite de l'exploitation forestière tendait à intégrer de plus en plus les aspects sociaux et environnementaux, il convient de voir quels sont les éléments qui distinguent ces nouveaux types d'aménagement des aménagements plus conventionnels. De cette comparaison des variantes d'aménagement, pourront être déterminés la situation de référence, les activités additionnelles nécessaires à la prise en compte de la biodiversité et donc le coût incrémental.

L'objectif principal des aménagements tels qu'ils sont conçus actuellement, c'est-à-dire encore conventionnels, est seulement de faire en sorte que la ressource ligneuse perdure, sans se préoccuper des autres ressources et services offerts par la forêt.

Si on a mis en évidence les incertitudes quant à une définition précise d'un aménagement forestier, il existe toutefois un élément commun : la nécessité de procéder à un inventaire de l'existant. De ce fait ce poste relativement facile à quantifier prend une importance considérable. Encore faut-il s'entendre sur le type d'inventaire jugé nécessaire.

On peut en distinguer trois sortes :

- l'**inventaire d'affectation**, en général à la charge des États ou des bailleurs de fonds, il appuie la politique d'affectation des sols et le classement des forêts;
- l'**inventaire d'aménagement** tente de fournir une connaissance plus détaillée de l'existant. Ces inventaires doivent non seulement prendre en compte le volume exploitable à court terme, comme les inventaires traditionnels, mais aussi les tiges jeunes au bénéfice desquelles seront réalisées les futures interventions sylvicoles. C'est ce type d'inventaire que l'on trouve dans les opérations décrites plus haut.

- **l'inventaire d'exploitation** : indispensable à l'entreprise forestière il précède l'exploitation et ne s'intéresse qu'aux espèces commercialisables. Il est strictement à la charge de l'entrepreneur.

D'autres éléments interviennent dans les coûts d'aménagement et les travaux que nous mentionnons ci après en donnant le détail. Aucun toutefois ne semble avoir pris en compte les coûts de la régénération, les périodes d'observation n'ayant pratiquement jamais atteint la totalité des cycles jugés nécessaires.

L'étude la plus récente en la matière, réalisée par le bureau d'études Environmental Strategies, en mai 1995 a estimé le coût de l'aménagement à partir de différents projets existant en Afrique Centrale et en Afrique de l'Ouest, déjà mentionnés plus haut. Ces données n'ont pour l'instant qu'une valeur indicative et ne semblent pas toujours se recouper avec des données recueillies par ailleurs.

Coûts unitaires d'aménagement en Afrique		FrF/ha			US\$/ha		
		inférieur	myen	supérieur	inférieur	myen	supérieur
Estimation de type							
A	DEPENSES D'INSTALLATION	50,9	96,6	191,6	10,19	19,32	38,33
A1	DEPENSES D'EQUIPEMENT DE L'AMENAGEMENT	12,5	29,5	77,5	2,50	5,90	15,50
A11	Études et cartographie	5,5	9,5	12,5	1,10	1,90	2,50
	Études morphopédologiques	2,0	2,5	3,0	0,40	0,50	0,60
	Recensement socio-économique	1,0	3,5	5,0	0,20	0,70	1,00
	Cartes	1,0	1,5	2,0	0,20	0,30	0,40
	Photoplans	1,5	2,0	2,5	0,30	0,40	0,50
A12	Inventaires d'aménagement	5,0	10,0	15,0	1,00	2,00	3,00
	frais complémentaires	5,0	10,0	15,0	1,00	2,00	3,00
A13	Délimitation du massif et des blocs et parcelles	2,0	10,0	50,0	0,40	2,00	10,00
	layons/pistes périmétraux	2,0	10,0	50,0	0,40	2,00	10,00
A2	DIVERS DEVELOPPEMENT RURAL	1,0	5,0	25,0	0,20	1,00	5,00
A3	DEPENSES DE MISE EN PLACE DES SERVICES	37,4	62,1	89,1	7,49	12,42	17,83
A31	Mise en place des services	35,0	57,5	80,0	7,00	11,50	16,00
	logement du personnel	15,0	30,0	45,0	3,00	6,00	9,00
	bureaux et locaux	5,0	7,5	10,0	1,00	1,50	2,00
	matériel et équipement	15,0	20,0	25,0	3,00	4,00	5,00
A32	Frais de sièges (5% des frais totaux d'installation)	2,4	4,6	9,1	0,49	0,92	1,83
B	DEPENSES ANNUELLES DE FONCTIONNEMENT	12,9	23,3	35,1	2,58	4,66	7,02
	Rémunération du personnel	5,3	10,5	15,6	1,06	2,10	3,12
	Entretien des bâtiments	1,0	2,0	3,0	0,20	0,40	0,60
	Entretien et fonctionnement des véhicules	2,0	3,5	5,0	0,40	0,70	1,00
	Entretien du matériel et des équipements	0,5	0,8	1,0	0,10	0,16	0,20
	Fonctionnement "divers"	2,0	3,0	4,0	0,40	0,60	0,80
	Amortissement des véhicules	2,0	3,0	4,0	0,40	0,60	0,80

Entretien des limites et pistes	0,1	0,5	2,5	0,02	0,10	0,50
---------------------------------	-----	-----	-----	------	------	------

Il ressort des tableaux ci-dessus que le **coût d'aménagement des forêts en Afrique de l'Ouest et en Afrique Centrale serait compris entre 10 et 40 US\$/hectare de forêts aménagées**. Alors que l'inventaire d'affectation (PARN) aurait coûté, selon les affirmations des responsables en RCA environ 2,5\$/ha (sur 3,5M d'ha). Une autre estimation faite dans le cadre du suivi du projet API de Dimako estimait le coût des inventaires réalisées par l'ONADEF au Cameroun à 3,5 Frf/ha.

Par ailleurs, la large marge d'amplitude lorsque cette estimation est ramenée au prix Fob des grumes montre bien que l'incidence en définitive du **coût d'un aménagement forestier, donc d'une gestion durable, est extrêmement variable selon la nature de la forêt, la densité du prélèvement opéré, donc de la proximité des lieux de commercialisation**. Les coûts les plus élevés concernent les forêts proches des ports, soit les forêts les plus menacées par la pression démographique.

Il nous semble également que le **Coût global sylvicole** ne peut s'apprécier que dans la durée, et que la relative jeunesse de toutes les expériences mentionnées, laisse subsister de nombreuses interrogations. Pour autant, M. Catinot (étude pour l'ATIBT) estime ce coût à **7 à 20% du prix FOB des grumes**.

Une étude a été menée en Côte d'Ivoire, par un organisme d'État la Sodefor. Elle a porté sur une forêt type de 100 000 hectares, sur des bases identiques à celles du tableau mentionné plus haut. Cette étude indique pour les dépenses d'installation un coût de 95 Frf/ha et pour les dépenses annuelles un coût de 25 Frf/ha. Ce qui situerait cette estimation dans la moyenne des aménagements d'Afrique Centrale et de l'Ouest.

A titre de comparaison, on peut noter que l'aménagement de la forêt naturelle est moins onéreux que les plantations dont le coût d'installation est estimé (en Côte d'Ivoire) entre 3 000 et 5 000 US\$/hectare. Dans le même ordre d'idée la réglementation européenne instituant un régime d'aides communautaires et d'aides aux mesures forestières en agriculture prévoit des montants forfaitaires de 4 000 écus/hectare, soit environ 5 200 US\$/ha. L'aménagement de la forêt tropicale peut donc être qualifié de bon marché quand on le compare aux coûts des plantations ou lorsqu'on le compare à ce que l'Europe est prête à dépenser pour convertir des terres agricoles en plantation forestière. Par ailleurs ce même coût d'aménagement ramené au volume de bois commercialisable produit (de l'ordre de 10 m³/hectare) se traduit par une incidence relativement modeste (1 à 4 US\$/m³ de grumes extraite).

Mais il ne s'agit là que des coûts d'aménagement, le coût de la régénération doit, lui, être calculé et l'absence d'observation sur une période suffisante (40 ans) ne permet encore aucune conclusion. On peut y trouver une explication de la grande marge d'appréciation entre les multiples travaux d'étude.

Quand bien même le coût des aménagements forestiers est délicat à définir et le détail des coûts présenté ci-dessus ne serait pas complet, il est toutefois vraisemblable que le coût d'un aménagement, s'il peut être élevé à court terme, se

révèle rentable à long terme. En effet, il y a de fortes probabilités quand on travaille proprement et rationnellement, pour que cela s'avère moins coûteux que de travailler sans méthode. En outre, on peut supposer, plus par intuition que par démonstration, que le coût d'une gestion durable présente pour le gestionnaire de la forêt suffisamment d'avantages pour qu'en définitive le supplément de coût trouve sa contrepartie dans des gains de productivité, de pérennité, ou de qualité. Enfin, on peut remarquer que le coût d'aménagement tel qu'il se pratique aujourd'hui ne représente que 5 à 20 % de la valeur marchande du bois bord route, qui ne représente lui-même que 10% du coût final au consommateur. Il devrait donc être facilement absorbé par le marché.

Que peut financer le GEF ?

Il paraît nécessaire de trouver une définition de ce que doivent être les aménagements forestiers dans une perspective de gestion durable, d'appliquer des critères identiques à un panel d'expérience ou d'entreprises fonctionnant de manière rationnelle et d'aboutir à déterminer l'incidence réelle de cette politique jugée indispensable sur l'économie de la filière bois.

Si la rentabilité à long terme de l'aménagement comme mode de gestion durable de la forêt peut être supposée, il n'en reste pas moins vrai que la mise en oeuvre de l'aménagement engendre des charges supplémentaires par rapport à une exploitation forestière sans aménagement. ~~Ces charges peuvent difficilement être supportées par l'opérateur privé, forestier ou industriel.~~

Par ailleurs, dans la mesure où le financement du GEF doit se distinguer de l'aide Publique conventionnelle (APD), il importe de voir dans la structure des coûts de l'aménagement ce qui peut relever de l'APD et ce qui est du ressort du GEF. La part financée par le GEF, représentant le coût incrémental, doit correspondre aux activités additionnelles à mettre en oeuvre pour protéger la biodiversité.

Cependant, on a fait remarquer que l'objectif principal des aménagements étant seulement de faire en sorte que la ressource ligneuse perdure, il apparaît nécessaire de remettre au premier plan les notions de biodiversité à conserver. ~~Il apparaît que c'est l'objet principal de nombreux programmes actuels dits d'aménagement.~~

Aussi, le coût des éléments de l'aménagement visant à prendre en compte la biodiversité, **éléments additionnels**, pourrait correspondre au **coût incrémental**. Ces éléments sont dit additionnels par rapport à l'aménagement forestier classique et les frais d'exploitation commerciale de la forêt, sur 30 ou 40 ans. Cet aménagement classique, lui, pourrait correspondre à une définition de la **situation de référence**.

Concrètement, quels seraient ces éléments additionnels et finançables par le GEF ?

- au niveau de l'inventaire, il s'agirait d'opter pour l'inventaire d'aménagement, qui on l'a vu, est beaucoup plus détaillé qu'un inventaire ~~conventionnel~~. Les dépenses d'un inventaire complémentaire, destiné à mesurer la diversité biologique, constitueraient des coûts additionnels à l'aménagement forestier.

d'exploitation

- le financement des mesures de délimitation des zones d'exploitation ~~ou la~~ réhabilitation des terres oscille toujours entre les Plans d'Action Forestiers Tropicaux et les plans d'aménagement rural notamment. Il est même habituel de considérer ces charges extrêmement élevées comme liées aux politiques de développement. On peut y voir le signe de la difficulté de distinguer entre l'APD qui prendrait en charge tout ce qui est développement et GEF pour ce qui relève des questions d'environnement global.

- dans la mesure où l'on a fait remarquer que pour tous les projets d'aménagement effectués jusqu'à présent, l'encadrement compétent était insuffisant et les services forestiers absents, Le GEF pourrait assurer une meilleure formation et organisation des services forestiers.

En résumé, on peut proposer que le coût incrémental recouvre les mesures visant à prendre en compte les fonctions de la forêt autres que celles concernant exclusivement l'offre de bois. Le coût de ces mesures à prendre, après que la recherche les aient définies, peut alors être assimilé à un coût incrémental.

Comme l'indique la Caisse française de développement³, les projets API, par leur volet concernant la protection de zone écologique majeure en matière de biodiversité, peuvent constituer une illustration du type de projets finançable par le GEF en matière d'aménagement (voir encadré). Par ailleurs, le volet "aménagement-exploitation" proprement dit, contribue à maintenir l'essentiel d'un écosystème forestier quelque peu simplifié mais globalement intact et sa mise en œuvre contribue à la protection de la faune en permettant un contrôle aux accès de la forêt.

La CFD signale que la mise en œuvre des API est une opération coûteuse (30 à 50 millions de FF par opération) non rentabilisable à court terme, qui implique des coûts additionnels importants par rapport à une exploitation traditionnelle :

- nécessité d'inventaires d'aménagement sur de très grandes surfaces et beaucoup plus détaillé qu'un inventaire traditionnel.
- nécessité de réaliser des travaux sylvicoles post-exploitation
- effort de recherche/développement coûteux pour mettre au point des techniques agricoles permettant la stabilisation de l'agriculture et importance de l'assistance technique indispensable à la promotion de ces nouveaux systèmes agricoles.
- coût du gardiennage des aires mises en réserve.

Cependant, la rentabilité commerciale ou la viabilité économique de tel schéma de mise en valeur de la forêt n'est pas seulement assurée lorsque qu'un "plus" financier vient compléter le budget de l'entreprise ou l'APD. Elle repose également sur des conditions préalables qui ne sont pas toujours acquises :

- stabilité de la concession sur une aussi longue période,
- étendue de la surface considérée,
- stabilité socio-économique locale et/ou absence de populations locales...

³Note sur l'éligibilité des projets d'Aménagement Pilote Intgré (API) au GEF, GOB/T1B/EM, F. Jullien, in typologie des projets éligibles au GEF et critères de sélection, Caisse Française de Développement, avril 1993, Annexe 3

Est-ce que le GEF ne serait alors pas plus efficace en oeuvrant en priorité à la mise en place de ces conditions ?

Enfin, il semble que l'aménagement ne puisse pas prendre compte tous les usages possibles de l'écosystème forestier et des modes de mise en valeur correspondants, et assurer à lui seul une gestion durable de la forêt. Les actions touchant à la valorisation et à la protection des autres biens et services fournis par la forêt pourraient, elles aussi relever d'un coût incrémental, par rapport à l'aménagement. Ces actions pourraient concerner par exemple le soutien à l'extractivisme, l'appui aux populations locales (autochtones ou pionnières). C'est pourquoi nous nous proposons d'étudier plus en détail l'extractivisme de produits forestiers non ligneux (PFNL) et l'agroforesterie.

2.2.4.2. Les activités extractivistes

Les activités extractivistes, un mode de mise en valeur respectueux de la biodiversité ?

Depuis quelques années, le terme extractivisme est largement utilisé dans les discussions portant sur la mise en valeur et la conservation des forêts tropicales et particulièrement de la forêt amazonienne. Il désigne une pratique universelle dans l'espace et le temps, celle de l'exploitation à des fins commerciales des ressources naturelles. Popularisé par les luttes sociales des collecteurs de caoutchouc de l'Amazonie brésilienne (*seringueiros*), il évoque plus particulièrement des milieux forestiers tropicaux et des ressources biologiques. Et si dans sa langue d'origine, le portugais, il a d'abord désigné toute exploitation de ressource naturelle de quelque nature que ce soit, il s'adresse aujourd'hui à l'exploitation commerciale des ressources biologiques, connues sous le nom de produits forestiers non ligneux (PFNL).

Ceux-ci ont longtemps été appelés les produits mineurs de la forêt, ce qui les opposait aux grands produits traditionnellement reconnus par les services forestiers occidentaux, que constituent le bois et ses dérivés industriels (sciages, contreplaqués et agglomérés, pulpe), tous produits largement commercialisés, taxés, et engendrant des flux monétaires quantifiables. Le fait que les autres produits fournis par la forêt ne soient plus aujourd'hui qualifiés de mineurs reflète leur prise en compte récente dans les milieux du développement, alors que la littérature anthropologique et ethnobotanique en avait souligné l'importance de longue date.

Dans le cas brésilien, outre la forêt tropicale, il importe de préserver un ancien mode de production et les populations qui en vivent. Ce qui importe, c'est de présenter un mode non destructeur de mise en valeur de la forêt par l'exploitation traditionnelle des produits non ligneux. La biodiversité est ici représentée comme une relation entre les hommes et leur milieu. On parle d'ailleurs de conserver la socio-diversité amazonienne (Indiens, *seringueiros*...) quand on met en avant le "peuple de la forêt" jugé le plus à même de sauvegarder son habitat.

L'exploitation commerciale des PFNL a longtemps reflété une image négative. Elle renvoie en effet au pillage des ressources, à la destruction des écosystèmes, à

l'acculturation des peuples forestiers voire à l'ethnocide. Jusqu'à ces dernières années, l'extractivisme est resté perçu comme une activité économiquement non rentable, écologiquement destructrice, socialement désastreuse et dont les bénéfices ne profitèrent qu'à la fortune passagère de quelques grands commerçants.

On assiste aujourd'hui à un étonnant retournement qui permet à cette activité de retenir soudain l'attention de la communauté internationale et d'apparaître à certains comme la meilleure stratégie pour valoriser la forêt tropicale et la biodiversité qu'elle abrite tout en les conservant, et développer ainsi les régions forestières tropicales.

Mais qu'en est-il réellement de cet aspect conservationniste ? Les activités extractivistes ne sont pas en soi associées à des pratiques de conservation. Les faibles impacts des activités extractivistes observées aujourd'hui en Amazonie centrale (Empeaire et Lescure, 1996) ne sauraient par eux-mêmes démontrer l'innocuité de ces activités et l'exemple de l'exploitation du palmier *Mauritia* en Amazonie péruvienne (Padoch, 1988; Vasquez et Gentry, 1989) nous rappelle que les cas de surexploitation existent bel et bien.

Les activités extractivistes ne peuvent être pratiquées sans que ne soit posée la question de seuils d'exploitation. En ce sens, force est de constater le peu d'études disponibles actuellement sur ce sujet pourtant essentiel à l'évaluation de la durabilité des activités extractivistes.

Si les collecteurs sont généralement de bons observateurs de la nature et potentiellement de bons gestionnaires des ressources, il ne faut pas oublier qu'ils sont avant tout des producteurs pauvres à l'affût du moindre revenu, vivant, par force, dans le court terme. Il est donc essentiel de définir des modes de gestion qui puissent engager l'intérêt des collecteurs qui peuvent alors percevoir favorablement les actions de formation et d'encadrement qui s'avèrent nécessaires pour éviter les éventuelles tendances à la surexploitation.

Quelles actions pour éviter la surexploitation ?

L'encadrement des activités extractivistes par un cortège de règles de gestion spécifiques à chaque produit est une nécessité, de même que leur acceptation. La mise en place de ces règles doit prendre en compte les intérêts des différents intervenants. En Amazonie, et particulièrement dans le cas de l'exploitation du caoutchouc, les activités extractivistes ont, jusqu'à ces dernières années, été contrôlées étroitement par des patrons dont les contremaîtres étaient chargés de faire respecter les règles d'exploitation limitant la pression sur la ressource. Mais ces règles ne prenaient en compte que les bénéfices du patron. Les collecteurs autonomes d'aujourd'hui, comme ceux qui vivent dans les réserves extractivistes, peuvent être tentés d'augmenter leur production en saignant trop fréquemment les hévéas, comme l'attestent des cas observés récemment. Ils doivent maintenant apprendre à ajuster leur intérêt individuel à l'intérêt collectif et apprendre le jeu démocratique de la recherche d'un consensus

Pour beaucoup de produits extractivistes, la qualité de produit naturel permet d'envisager une **politique de commercialisation basée sur l'idée de marché vert**. Mais ces marchés restent fragiles. De plus, l'organisation de ces nouveaux marchés

est actuellement prise en charge essentiellement par des ONG et quelques firmes spécialisées comme la Body Shop ou Cultural Survival Enterprise, qui deviennent les interlocuteurs privilégiés des producteurs. Il y a là un risque réel de voir de nouveaux acteurs se substituer au traditionnel patron pour monopoliser le marché et le couper d'une intégration régionale. Il faut également noter que ces entreprises, en se posant comme acheteur exclusif, maintiennent une dépendance des collecteurs qui leur est défavorable

Les **circuits de commercialisation** passent trop souvent par l'asservissement pour dette et le clientélisme. La réorganisation de ces circuits afin de favoriser un accès direct aux marchés, au moins pour les produits d'importance régionale, est une nécessité. Les collecteurs doivent apprendre à s'organiser. La voie de la coopérative est généralement choisie par les collecteurs amazoniens. Celle-ci reste fragile et peut montrer de graves dysfonctionnements, certains dirigeants étant tentés d'en prendre le contrôle pour, finalement, se substituer aux traditionnels patrons. Il y a là un risque évident de reproduction du système traditionnel.

La commercialisation est largement freinée par les difficultés de transport des marchandises. **L'amélioration des réseaux de communication**, bien qu'il présente le danger de favoriser également des activités de production à fort impact sur les milieux (exploitation sauvage du bois par exemple), est néanmoins une nécessité pour toute politique de développement, y compris les activités extractivistes.

Les activités extractivistes constituent pour les collecteurs des stratégies choisies annuellement en fonction de multiples facteurs: prix des produits, facilités de commercialisation, risques agricoles, main d'oeuvre disponible pour les travaux agricoles, etc. L'accès aux ressources est un facteur clé de la prise de décision et ne peut être réglé que dans le cadre d'un **statut foncier clair**. Les réserves extractivistes sont des réponses locales mais ne concernent qu'un faible fragment de la population de collecteurs. D'autres solutions visant à garantir la maîtrise foncière aux collecteurs doivent être envisagées pour d'autres zones.

En conclusion, les facteurs limitants des activités extractivistes sont essentiellement d'ordre socio-économiques : accès aux ressources et à la terre, marchés et chaînes de commercialisation, absences d'aides fiscales et de prise en compte dans les politiques de développement. Quant à la réputation "écologique" de l'extractivisme, on ne peut nier son caractère conjoncturel idéologique. Elle tient surtout au fait que l'activité est liée à la faible pression démographique sur la forêt, qu'elle n'a recours qu'à la seule force de travail humaine et qu'elle est éloignée des routes et des marchés.

Que peut faire le GEF ?

Les activités extractivistes ne bénéficient généralement pas d'aides de l'État, le cas aujourd'hui révolu du soutien du prix du caoutchouc naturel au Brésil étant assez exceptionnel. Les aides fiscales ont été orientées sur des projets d'agriculture ou d'élevage. Ce choix politique des responsables du développement pourrait être infléchi au profit des activités extractivistes non prédatrices, l'État prenant ainsi en charge la **rémunération de la conservation** liée aux activités extractivistes.

Le GEF pourrait également intervenir pour soutenir les activités extractivistes en oeuvrant pour éviter les risques de surexploitation.

La situation de référence peut correspondre simplement à la situation actuelle, la réalité locale, le coût des mesures de soutien à ces activités représentant le coût incrémental.

2.2.4.3. L'agroforesterie

Comme les activités extractivistes, l'agroforesterie jouit de la bienveillance de la communauté internationale. En effet, les agroforêts semblent être des systèmes de production qui concilieraient particulièrement bien la préservation de la biodiversité et les activités humaines.

Cependant, là encore, cette conciliation est conditionnée par l'existence d'un certain nombre de facteurs : accès au marché, taille du marché, législation, fiscalité... C'est dans la mise en place de ces facteurs que le soutien du GEF sera probablement le plus efficace.

2.2.4.4. Le coût incrémental lié à ces modes de mise en valeur

Dans l'absence de données chiffrées pour chacune de ces activités, nous ne mettrons pas l'accent sur le montant des coûts qu'impliquent leur réalisation, mais plus sur la nature de ces coûts.

On a vu à quel point les causes profondes des pertes de biodiversité en milieu forestier pouvaient relever de mécanismes complexes faisant intervenir différentes rationalités. Le renversement de la tendance en faveur de la biodiversité exige une politique de longue haleine, s'attaquant de front à toutes ces causes. Toute tentative de geler ou de freiner, au nom d'un intérêt écologique global (significatif à échelle planétaire), le processus de mise en culture de nouvelles portions de forêt y compris classées, impliquerait un coût additionnel considérable. Celui-ci aurait alors tendance à se fondre dans le coût (en grande partie politique) d'un changement d'orientations d'ensemble. L'imbrication des multiples dimensions d'un processus au demeurant toujours d'actualité, non seulement rend techniquement délicat l'évaluation de ce coût, mais elle illustre surtout combien il tend à se confondre avec le prix de l'inacceptable.

S'il est bien évident que les moyens du GEF, comme du FFEM, ne permettent pas au seul GEF de mettre en place un changement d'orientation d'ensemble, l'intérêt bien compris pour l'environnement "global" ne devrait-il pas consister à accompagner et à faciliter l'évolution des **conditions** locales favorables à une telle transition plutôt qu'à rechercher des effets immédiats ? L'intervention qui se donnerait pour objectif exclusif d'ajouter aux projets un "supplément de biodiversité" pourrait se révéler peu ou contre performante.

- Soit, cet ajout de biodiversité immédiate est localement acceptable parce qu'anecdotique. Ses effets à terme pour l'environnement global comme ses coûts ont

de bonnes chances d'être marginaux. Seule exception, la participation au maintien hors jeu des parcs et réserves existants.

- Soit, le même supplément est plus conséquent et ne s'impose qu'après une coûteuse négociation qui risque fort de devenir permanente (celle avec l'État étant en général suivie d'autres avec les acteurs locaux). Ce type d'intérêt "forcé" pour la biodiversité ne serait pas seulement inadapté aux réalités locales et sa viabilité à terme, douteuse; il pourrait aussi s'avérer dangereux s'il remplissait les mêmes fonctions et avait le même statut que les classements de forêt de l'époque coloniale, par exemple. En devenant synonyme d'arbitraire, l'action en faveur de la biodiversité aurait des effets inverses de ceux recherchés par les projets de développement en prolongement desquels elle est censée se situer.

Confrontés à des situations imprévues ou à des comportements nouveaux, les projets en question peuvent requérir ponctuellement des moyens additionnels. Ainsi, en Côte d'Ivoire, certaines conditions de réversibilité du rapport de la société ivoirienne à sa forêt semblent émerger. La crise des finances publiques incite l'État à recentrer son dispositif dans ce secteur, sur la gestion économiquement équilibrée de son seul domaine forestier permanent, au détriment de son utilisation patrimonialiste et de ses droits éminents sur l'ensemble du domaine forestier. Les fluctuations défavorables des cours des produits agricoles l'amènent à reconsidérer l'option tout-cacao et à revaloriser les sources de diversification existantes dont, au premier chef, la filière bois. Les entreprises du secteur, confrontées à la baisse de disponibilité et à de mauvaises conditions d'accessibilité des ressources ligneuses prônent désormais l'association des paysans à la gestion-valorisation des dites ressources. Les paysans enfin qui, suite à l'abandon de fait du système de prix garantis, ont également intérêt à diversifier leurs sources de revenu, semblent développer, par endroit, de nouvelles stratégies foncières et agro-techniques incluant la gestion du couvert forestier, voire, des mises en réserve forestières.

Chaque méthode de mise en valeur réputée bonne pour la biodiversité ne peut apparaître que sous certaines conditions et ne peut effectivement être respectueuse de la biodiversité que si un certain nombre de facteurs sont réunis. C'est sans doute à la mise en place de ces facteurs que doit travailler le GEF. Si l'on peut identifier des pratiques d'exploitation de la forêt qui sont sans doute plus respectueuses de la biodiversité que d'autres, il semble que la conservation de la biodiversité ne puisse faire l'économie d'une protection plus explicite.

2.2.5. LA PROTECTION DES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

2.2.5.1. Le classement des massifs forestiers

L'exemple de la Côte d'Ivoire peut là encore être une bonne illustration de cette problématique. En effet, nous avons mis en évidence le rôle des choix stratégiques de l'État dans l'avancée des fronts pionniers dans ce pays. Cependant, l'État a également mis en place des mesures visant à freiner la dynamique de déforestation.

La politique coloniale a opposé des limites à l'extension de l'agriculture villageoise, et donc à la déforestation. D'une part, elle a restreint l'accès à l'espace forestier (classement de nouveaux massifs), d'autre part, elle a réduit la main d'oeuvre villageoise agricole disponible en imposant des prestations obligatoires de travail au profit de l'administration. Au fur et à mesure de l'extension de l'agriculture villageoise cette politique s'est également traduite par des restrictions en matière d'accès à l'espace forestier, en particulier par de nouveaux classements de forêts. Cohérentes et appropriées, d'un point de vue technique et administratif ces dernières mesures prenaient une toute autre signification pour les ruraux dans le contexte politique de l'époque. Dépossédées du contrôle de l'accès à la forêt par la mise en place d'un pouvoir central, puis exclues de son exploitation par l'évolution défavorable des marchés et la toute puissance de nouveaux opérateurs (bois), les sociétés locales bien que reconverties, comme souhaité par l'autorité, à l'agriculture de plantation, ne s'en trouvent pas moins doublement "cantonnées". L'accès à l'espace forestier leur est chichement compté et elles doivent renoncer à une partie de leur main d'oeuvre (prestations obligatoires de travail au profit de l'administration).

L'administration forestière ivoirienne a depuis modifié sa politique envers les paysans installés dans les forêts classées : des campagnes de déguerpissement on serait passé à une volonté de dialogue. La création des Commissions Paysans Forêt (CPF) en 1992 sont la concrétisation de cette ouverture. Cependant, cette concertation qui était destinée à gérer les conflits liés aux défrichements dans les forêts classées, en pratique s'est simplement limitée à une consultation sans une véritable implication des paysans dans les prises de décision.

2.2.5.2. Les réserves extractivistes

Les réserves extractivistes répondent avant tout à une revendication sociale et corporatiste, celle des *seringueiros* de l'Acre luttant pour la conservation de leur outil de travail. Elles constituent une forme expérimentale de règlement de la question foncière, localement admise en Amazonie brésilienne et éventuellement applicable à d'autres situations. Mais ces territoires ne coïncident pas toujours avec les espaces naturels les plus intéressants du point de vue de la biodiversité qu'ils abritent et de leur intérêt écologique. En aucun cas la notion de réserves extractivistes ne peut donc se substituer totalement à celle de réserve naturelle.

Il ne faut pas oublier que les activités extractivistes se pratiquent largement en dehors des réserves extractivistes. Ainsi, on soulignera que les activités extractivistes peuvent être des voies de valorisation de zones à fortes contraintes écologiques, inaptées à l'agriculture, généralement couvertes de forêts dites oligarchiques caractérisées par une faible diversité spécifique et une forte présence de quelques espèces, souvent utiles. Zones inondables portant des grandes populations de palmiers tels que les *buritis* ou les *açaís*, pour ne prendre que ces exemples, ou forêts de sables blancs totalement inaptées à l'agriculture, en sont des exemples amazoniens. Mais dans ce cas le rôle conservacionniste des activités extractivistes reste discret : d'une part ces zones sont peu menacées du fait de leur inaptitude aux activités agricoles, et d'autre part, leur pauvreté en espèces n'en fait pas des zones particulièrement intéressantes pour la biodiversité.

Elles peuvent également être développées dans les zones tampons (qualificatif auquel certains préfèrent celui de périphérique) d'unités de conservation. Par les revenus qu'elles autorisent elles peuvent motiver les populations locales pour les actions de conservation qui ne seraient alors plus seulement perçues comme une contrainte. Elles peuvent également permettre de valoriser des zones forestières protégées dans les espaces périurbains et qui remplissent essentiellement des fonctions culturelles de loisirs et d'éducation.

En résumé, on constate qu'il peut être difficile de concevoir des aires protégées sur la base des activités extractivistes. Si par nature, elles ne peuvent se pratiquer qu'au sein d'écosystèmes forestiers plus ou moins anthropisés, leurs impacts peuvent être importants pour certains peuplements et doivent être limités par un ensemble de règles de gestion qui doivent être discutées cas par cas.

2.2.5.3. Le coût incrémental lié à la protection de la forêt

De la même façon que l'on a comparé la nature des coûts correspondants aux différentes méthodes de mise en valeur, il s'agit ici de comparer les coûts des activités additionnelles dans le domaine de la protection de la forêt.

Il semble qu'en matière de protection de la forêt par les aires protégées, les coûts de concertation avec les différents acteurs locaux tendent à devenir les plus importants. Cette concertation engage nécessairement des coûts techniques, d'infrastructures pour donner aux différents acteurs un local permettant le dialogue.

En Côte d'Ivoire, on a vu que la difficulté de concertation avec l'Administration forestière lorsque pendant longtemps elle a représenté la bête noire des paysans et qu'elle est aujourd'hui censée donner une autre image. Dans ces conditions, il apparaît au minimum indispensable de former ses représentants à la négociation.

Les coûts additionnels concerneraient également les coûts de la surveillance, du contrôle, qu'il s'agisse de coûts purement techniques ou en personnel.

2.3. LA NATURE-PATRIMOINE : LES GALAPAGOS

2.3.1. L'enjeu des Galapagos

«Le rapport entre développement économique et protection de la nature revêt aux Galapagos une importance particulière : leur extraordinaire histoire naturelle inspira à Darwin la théorie de l'évolution, et dans l'imaginaire collectif mondial, la référence à un sanctuaire exceptionnel, naturel et scientifique, reste toujours fortement attachée à l'évocation de ces îles. Pourtant le contraste entre cette représentation figée et largement diffusée, et l'évolution réelle de l'archipel, maintenant peuplé par plus de 12000 colons et sillonné annuellement par 40.000 touristes, ne peut plus être ignoré.»¹

Si, au plan international, on feint d'ignorer la mystification qui est en train de s'établir aux Galapagos autour de leur caractère protégé et contrôlé, cet exemple emblématique du Projet Man And Biospher et considéré comme Patrimoine Mondial de l'Humanité (1979), va glisser peu-à-peu vers la catégorie des "aires protégées en danger" compte de la pression démographique et touristique et de leurs conséquences en termes de recul de l'endémisme, d'invasion d'espèces introduites, de pollution et de prédation. Ne doit-on concevoir de nouveaux outils pour une gestion concertée et maîtrisée du rapport entre biodiversité et anthropisation ; à travers des formes rénovées d'appuis et de financements internationaux, il devrait être possible d'endiguer la double dégradation écologique et sociale qui maintenant les caractérise. Mais à la différence du GEF ou de l'Union Européenne qui financent des institutions équatoriennes, ce sont des instruments et objectifs tangibles qui doivent être ciblés.

Le renouvellement de la problématique d'une conservation du patrimoine naturel s'appuyant sur un équilibre socio-économique suppose, au moins dans le contexte des Galapagos, deux préalables :

- l'un, abordé ici brièvement, qui rappellera d'une part que la reconstitution des conditions de sauvegarde de la biodiversité est d'autant plus complexe et coûteuse qu'elle est retardée. D'autre part, au delà de coûts croissants, la réhabilitation du milieu naturel deviendra biologiquement impossible (modification du biotope, disparition d'espèces endémiques, rupture de chaînes biologiques naturelles). On dispose donc d'une "fenêtre" limitée dans le temps pour concevoir et mettre en oeuvre de nouveaux choix de gestion.

- l'autre préalable consiste en un diagnostic destiné à démontrer les mécanismes qui rendent inefficaces —voire contreproductives— les orientations successives mises en oeuvre jusqu'ici. Le problème est donc non seulement de concevoir un autre mode de gestion de la biodiversité dans le contexte des Galapagos, mais de déconstruire la logique de l'édifice actuel, devenu un facteur de résistance à la recherche d'un nouvel équilibre de cet exceptionnel écosystème insulaire.

C'est à ce diagnostic que nous nous livrerons ici avant de proposer en prolongement quelques orientations opérationnelles.

¹Les Galapagos : du mythe d'un espace vierge au partage disputé de la rente. C.Grenier et C.de Miras. ORSTOM. Cahiers des Sciences Humaines. 30 (4) 1994 : 645-666.

2.3.2. Quelles sont les menaces ?

Les menaces qui pèsent sur les Galapagos sont de deux ordres : une anthropisation non régulée (à la fois par colonisation et tourisme) et une absence totale d'internalisation du coût de protection du milieu naturel.

2.3.2.1. Pas de limite publique à la pression démographique de colonisation et touristique

A. Évolution démographique 1950-1990

Année	Population Galapagos	Taux de croissance démographique des Galápagos	Taux national de croissance démographique
1950	1346		
1962	2391	4.79%	3.00%
1974	4037	4.54%	3.02%
1982	6119	4.91%	2.81%
1990	9785	5.90%	2.21%

Sources: Análisis de los resultados definitivos del V censo de Población y Vivienda 1990. Provincia de Galápagos. INEC. Agosto de 1992.

On peut observer que la croissance démographique de la population évolue à taux croissant selon une évolution exponentielle.

Si l'on considère le taux moyen de croissance démographique entre 1950 et 1990 (5.1%) et si on le projette dans l'avenir, on parvient, toute chose égale par ailleurs à un doublement de la population tous les 14 ans (mais en considérant les dernières tendances mises en évidence par le dernier recensement de 1990, c'est un doublement en 12 ans qui doit être retenu).

Année	Population théorique
1991	10.000
2003	20.000
2015	40.000
2027	80.000

Pour contenir la colonisation humaine, le seul rempart fragile tient à la zonification "rural/urbain" mais :

- mais là où la densité démographique est forte (Puerto Ayora), les tentatives d'invasion vers le Parc national se multiplient et la révision des limites est à l'ordre du jour.

- cette zonification n'est que réglementaire et permet pour l'instant de contenir la pression humaine sur le Parc mais, par contre, les autres espèces importées, animales ou végétales, colonisent sans retenue les zones administrativement protégées. De même, les déchets, autres ordures et eaux usées se répandent progressivement dans le milieu marin et terrestre.

- parallèlement à une pression démographique croissante, se multiplient les prédations furtives (petite pêche domestique, coupe de bois, enlèvement de sable et pierre, chasse de tortues) et les pratiques ouvertes (surexploitation du milieu marin par pêche artisanale : langouste, *bacalao*, holothurie),

- la dégradation des conditions de vie sur le continent et particulièrement dans la principale zone d'émigration (région de Guayaquil) et la hausse continue des résultats du tourisme aux Galapagos, largement promue dans la presse et par une vaste publicité nationale et internationale, constituent deux facteurs de renforcement de la migration que rien ne semble pouvoir endiguer (excepté un changement de statut de l'archipel mais difficilement concevable quand on sait le fonctionnement particulièrement tortueux du Congrès, et si l'on considère le fond de commerce que constitue pour des politiciens populistes le mécontentement social aux Galapagos).

B. Évolution du flux touristique

Considérant les données officielles disponibles (Service National du Parc Galapagos), on dispose de la série suivante :

Année	Nationaux	Étrangers	Total	Indice
1979	2226	9539	11765	100
1980	3980	13465	17445	148
1981	4036	12229	16265	138
1982	6067	11056	17123	146
1983	7254	10402	17656	150
1984	7627	11231	18858	160
1985	6279	11561	17840	152
1986	12126	13897	26023	212
1987	17769	14826	32595	277
1988	17192	23553	40745	346
1989	15133	26766	41899	356
1990	15549	25643	41192	350
1991	14815	25931	40746	346
1992	12855	26655	39510	336
1993	10136	36682	46818	398

Le taux de croissance annuel du flux touristique sur la période correspond à 11.5%, ce qui signifie que, toute chose égale d'ailleurs, les entrées de touristes doublent tous les 6 ans.

Année	Flux touristique théorique
1991	41000
1997	82000
2003	164000

Bien entendu, on pourrait être tenté d'affirmer que le nombre limité d'embarcations autorisées à effectuer des croisières de quelques jours aux Galapagos doit stabiliser ce flux. En réalité, on observe une évolution dans la composition de cette flottille : les embarcations se modernisent, sont plus spacieuses, plus rapides et donc le nombre de voyages effectués plus important. Une amélioration de leur

productivité va donc permettre d'accroître le nombre de touristes sans modifier le nombre de bateaux.

Mais à côté de la hausse de productivité, on observe en plus une nette tendance à augmenter subrepticement le nombre d'embarcations et aussi le nombre de places à bord.

Dans ce sens, on peut évaluer la marge encore disponible pour augmenter le nombre de touristes sans octroyer aucune autorisation supplémentaire. Il existe actuellement 1274 places disponibles selon les textes. Si les embarcations tournent 275 jours par an (ce qui est loin d'être le cas aujourd'hui pour les petites embarcations) avec des croisières de 3 jours, on obtient 116.783 passagers, soit le double des entrées actuelles. Ce chiffre pourrait être atteint théoriquement en 2001 sans accorder la moindre autorisation supplémentaire. En attendant le seul facteur limitant se situe du côté de l'offre de transport continent/Galapagos selon le nombre de sièges disponibles dans ces vols intérieurs (2 aéroports et bientôt 3 ; 2 compagnies, 2 à 3 vols quotidiens, sans compter les vols dits logistiques de l'armée et les affrètements spéciaux).

Ainsi, ni du côté de la colonisation humaine ni du côté du tourisme n'apparaissent de facteurs limitants actifs à la pénétration humaine.

Cela n'empêche de découvrir la diffusion de contrevérités à usage externe : par exemple, sur le Minitel au 3615 Équateur on pouvait lire un message qui laisse supposer qu'aux Galapagos le peuplement humain serait minime et très contrôlé, et l'accès aux touristes serait strictement contingenté ² :

"Les Iles sont toujours un observatoire pour la communauté scientifique internationale. Afin de préserver cet archipel dans un but écologique, la République de l'Équateur a dû limiter la présence humaine sur ces îles. Néanmoins, si vous avez la chance de les visiter, nous vous demandons d'y respecter la nature".

Ou encore sur Internet (serveur <<http://www.ecnet.ec/ecovent>> lecture du 6/02/96) où il est affirmé abusivement que :

"As part of our expedition, you can explore this hidden refuge ... and discover the exotic flora and fauna abiding in its Marine Reserve and National Park, open to a limited number of visitors." (souligné par nous)

De plus, il faut signaler qu'il n'existe pas un système d'observatoire qui permettrait de dimensionner et de localiser les formes et les intensités de l'impact de la présence humaine (sites de visites, zones urbaines, rurales, zones protégées, etc.). Cette étonnante absence permet à n'importe qui de dire n'importe quoi : les instances chargées de la protection peuvent affirmer que leur rôle est efficace, la population prétendre que sa présence ne porte pas atteinte au milieu naturel, les pêcheurs faire croire que leurs activités halieutiques ne sont pas prédatrices et les opérateurs

² Réseau Minitel. Messagerie de la Représentation de l'Équateur en France (3615 Équateur). Août 1994.

touristiques claironner qu'ils développent une activité d'écotourisme, soucieuse avant tout de l'environnement.

Pourtant, les scientifiques naturalistes observent chacun dans leur domaine, et avec plus ou moins d'intensité, un recul de l'endémisme, une pénétration des espèces importées toujours plus active, et globalement une dégradation du milieu naturel. Mais pris isolément, leurs observations sectorielles restent à peu près sans effet. De même, la population locale ne manque pas de signaler la disparition ou le recul de certaines espèces autour des agglomérations ; les touristes qui ont déjà effectué plusieurs visites aux Galapagos témoignent, en le regrettant, de l'augmentation du nombre de visiteurs et d'habitants, en en déplorant les effets évidents sur le milieu naturel.

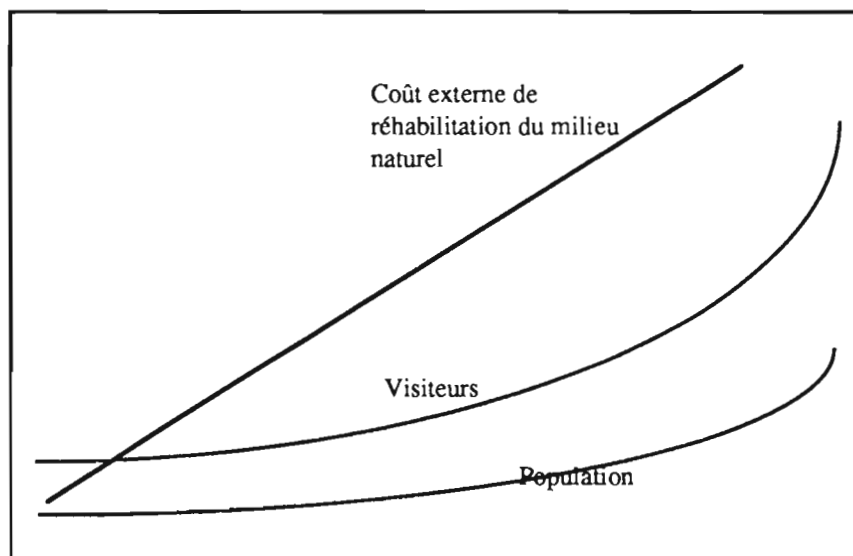
2.3.2.2. Pas d'internalisation des coûts externes

Non seulement rien ne semble devoir contenir la pression humaine sur les Galapagos, mais il faut maintenant considérer qu'il n'existe aucun processus d'incorporation des coûts externes de cette présence humaine dans les processus économiques à l'échelle des unités économiques en activité aux Galapagos (informelles ou enregistrées), des instances locales (Municipio, Conseil Provincial) ou nationales .

Ces coûts externes peuvent être assimilés, en première approximation, aux coûts de fonctionnement et d'investissement induits par les mesures de protection ou de reconstitution du milieu naturel (campagne d'éradication des chèvres, arrachage des plantes introduites, mise en place d'un système de quarantaine pour les importations de produits secs, contrôle phytosanitaire au débarquement de marchandises, contrôle des bagages à main des voyageurs, contrôle des embarcations de pêches, nettoyage des zones périurbaines, des plages, décontamination des eaux usées, etc.).

Il n'existe pas de taxe ou impôt, ni sur la population, ni sur les touristes, ni sur les entreprises de quelles qu'activités que ce soit, dont la destination serait le financement des opérations de protection ou de reconstitution du milieu naturel. La taxe d'entrée au Parc (80 USD) repart sur le continent pour financer l'administration qui a en charge la gestion des Parcs au niveau national (INEFAN).

Des opérations de protection du milieu existent mais elles sont essentiellement financées sur des fonds internationaux (subvention, rachat de la dette, etc.). Mais le problème porte moins sur l'origine du financement que sur les besoins de protection en constante augmentation compte tenu d'une anthropisation croissante et d'une efficacité décroissante des mesures financées, sachant l'expansion et de la diversification des formes de pénétration humaine. L'absence de limite à la colonisation humaine et touristique, l'accès brutal aux ressources marines, l'essaimage des effets de l'anthropisation font que l'externalisation des coûts de protection et de conservation est de plus en plus lourde techniquement et financièrement.



Même sans être en mesure de préciser le niveau exact de ces financements internationaux, il est certain qu'à terme ils ne correspondront plus aux besoins de financement qui ont toutes les chances de croître de façon rapidement exponentielle (alors qu'au niveau international, il n'est plus question de financer en continu des opérations de protection de la biodiversité).

Il apparaît que la dynamique qui est actuellement à l'oeuvre aux Galapagos est condamnée. Les logiques conservationnistes, commerciales et de colonisation sont devenues contradictoires et il est temps de concevoir et de mettre en oeuvre d'autres modalités de développement si l'on souhaite qu'il ait un caractère durable. Mais une telle perspective se heurte à des obstacles de taille dont les intérêts économiques en jeux ne sont pas des moindres.

A partir de 1970, on pouvait croire que les Galapagos étaient entrées dans un système viable en combinant conservation, science, souveraineté, colonisation et exploitation touristique, puisque l'archipel se trouvait dans une phase de transition entre un écosystème naturel venu du fond des âges (10 millions d'années d'existence) et presque intact, et une anthropisation encore balbutiante. Ce passage progressif d'une logique naturelle vers une logique d'exploitation a pu laisser croire —de façon en peu hâtive et commode— que l'on avait trouvé aux Galapagos un modèle de développement durable avant la lettre.

C'est cette pseudo-exemplarité dont les instances de conservation ont fait leurs choux gras en y trouvant une puissante justification de leur fonction institutionnelle : existence de facteurs de dégradation du milieu liée, selon eux, essentiellement au peuplement permanent des Galapagos, mais au bout du compte, conservation maîtrisée grâce à leurs actions (repeuplement des espèces endémiques, éradication des espèces introduites, éducation des populations humaines, etc.).

2.3.3. Limites des interventions classiques en matière de protection de la biodiversité

On peut considérer que les Galapagos ont bénéficié jusqu'à présent de trois formes successives de relation entre l'Homme et le milieu naturel.

La **première** que l'on pourrait dire "naturelle", dépendant de leur isolement géographique mais aussi historique par rapport aux courants de mise en valeur coloniale puis de formation nationale. Mais cet isolat, enjeu de la souveraineté équatorienne, a peu à peu acquis une valeur d'usage d'abord scientifique puis, pour une petite élite, elle est devenue l'objet d'un tourisme non conventionnel. Compte tenu de l'explosion du tourisme à l'échelle mondiale de la mise en exploitation de tous les gisements touristiques possibles (écologique, aventure, sexuel, etc...), la valeur commerciale de cet espace est devenue proportionnelle au caractère mythique "d'espace vierge".

D'où la nécessité d'une **seconde forme de protection** instrumentalisée : la protection institutionnelle ancrée dans une problématique conservationniste.

Mais il est patent que celle-ci a été largement dépassée par la vague déferlante de l'exploitation humaine multiforme de l'archipel. Une des caractéristiques de cette protection à base réglementaire publique est qu'elle est —était— éminemment nationale, l'État étant l'inspirateur et le bras séculier de cette seconde étape de protection.

La faiblesse technique, administrative et politique de l'État, les compromissions —à base économique— entre les grands intérêts touristiques et les instances de conservation, la cécité dont ont fait preuve les naturalistes pour comprendre la nouvelle donne sociale qui se mettait en place *in situ* non seulement autour d'eux mais, directement ou indirectement, à cause de leur propres contradictions, ont réduit à néant cette forme de gestion administrative du rapport Homme/Nature.

Face aux échecs de cette seconde étape, on est entré, au début des années 90, dans une **troisième étape** caractérisée par une régulation organisée par le binôme "conservation/grands opérateurs touristiques", en contournant une puissance publique défaillante. Deux niveaux d'action ont été privilégiés : l'un formel à travers l'éducation et l'autre plus fondamental, au niveau de d'une réduction de l'accès des populations locales à la manne touristique.

L'éducation des populations locales est destinée, très classiquement, à "changer les mentalités". Mais sans détailler les diverses modalités de cette recherche de sensibilisation (radio, enseignement, campagne d'information, etc.), on en retiendra le caractère totalement décalé : comment impliquer des populations dans une discipline de protection du milieu naturel quand elles ont de moins en moins accès aux retombées économiques de l'activité touristique? Cela revient à grever le coût d'opportunité que devront supporter les populations locales sans leur proposer aucune forme de compensation pour ce renoncement volontaire. Il va sans dire que dans l'hypothèse d'un changement de mentalité et de comportement des insulaires, le bénéfice irait d'abord aux instances de conservation et aux opérateurs touristiques.

Le choix d'un tourisme dit sélectif visait à limiter le plus possible l'effet d'entraînement du tourisme sur la colonisation. En réduisant la part de la valeur ajoutée abandonnée localement par le tourisme, il s'agissait implicitement de réduire les opportunités de revenus que les colons ou migrants pouvaient espérer en retirer directement ou indirectement (vente d'artisanat, petite restauration, transports, cabotage touristique, etc.). Sur les quelques 50 millions de dollars US que draine le secteur touristique aux Galapagos, seulement 5 millions restent sur place. Cette ressource devait être réduite pour briser la relation entre croissance du tourisme et peuplement des Galapagos. Il ne s'agissait plus d'interdire réglementairement mais de marginaliser voire d'exclure économiquement la population locale sous couvert d'un tourisme devenu vertueusement "écotourisme".

En affichant parallèlement une orientation vers un écotourisme (jamais nettement défini), les grands opérateurs se rapprochaient encore davantage des instances conservacionnistes pour dénoncer ensemble une présence humaine incompatible avec la "capacité de charge" de l'Archipel. A cet égard, on doit se demander si cet écotourisme est autre chose qu'un partage organisé d'un rente, compte tenu des interrelations étroites entre les deux logiques conservacionnistes et commerciales qui travaillent sur le même fond de commerce sous la forme d'une entente au sens d'un mode d'organisation particulier de la concurrence, les conservacionnistes appuyant et protégeant les intérêts de l'écotourisme et réciproquement.

L'antagonisme entre population locale d'une part et opérateurs touristiques et instances de conservation d'autre part, a nettement mis en évidence le conflit d'usage qui caractérise maintenant les Galapagos.

Dans un contexte de baisse des transferts publics, l'orthodoxie conservacionniste et de l'absence d'autres perspectives économiques, le secteur touristique est la seule option qui s'offre à la population locale, particulièrement à Santa Cruz et dans une moindre mesure à Isabella. Ainsi la population locale voyant se réduire son accès à la distribution de la manne touristique, appuie toute initiative qui permettra l'accroissement du nombre de visiteurs aux Galapagos (cas des croisières internationales).

Une autre réaction de la population à cette exploitation écotouristique sélective pousse à la multiplication de ses pratiques prédatrices à l'égard du milieu marin (pêche expérimentale aux holothuries, incendie) ou terrestre (abattage de tortues) et même à la montée de la délinquance.

L'échec de cette troisième phase tient sans doute au poids démographique et politique qu'ont acquis les populations locales rendant leur marginalisation *in situ* totalement contreproductive : les tensions sociales s'accroissent, les actions destabilisantes se multiplient (routes barrées, intervention de l'armée, incendies dans le Parc, etc.), les pratiques prédatrices se multiplient en mettant en question le mythe d'un espace vierge et inaccessible. Les conservacionnistes n'ont pas compris que la population insulaire n'est plus un ensemble démographique réduit et inerte mais est devenu une composante virtuelle du circuit économique et acquiert une épaisseur politique soit à travers son poids électoral soit par les risques de destabilisation qu'elle peut générer volontairement en agressant délibérément le milieu naturel ou en entravant l'activité touristique. Le rejet par les populations locales de cette

troisième forme de gestion des Galapagos a aussi à voir avec le principe d'une mise en coupe réglée des Galapagos par des entités privées, hors de la régulation publique.

Ainsi, après avoir reconstitué l'évolution des formes de gestion du rapport entre anthropisation et milieu naturel, on peut affirmer que le système Galapagos est parvenu à un niveau de contradiction dont l'approfondissement passe par une dégradation de plus en plus marquée du milieu naturel, une instabilité sociale locale croissante et une crispation sans issue des thèses et des instances conservationnistes.

Il y a donc lieu de concevoir une sortie possible à une situation socialement et écologiquement en voie de dégradation, si l'on prétend **sauver la biodiversité et, par voie de conséquence, l'équilibre social aux Galapagos.**

2.3.4. Perspectives d'actions pour le FFEM

Localement, il existe une logique économique générale de prédation qui peu ou prou considère le capital naturel comme inépuisable : soit ce dernier est faiblement altéré par ces activités dites d'écotourisme, soit il fait l'objet par processus itératif de prédatons successives d'espèces biologiques —bacalao, langouste, holothurie—. A l'échelle locale, dans une problématique d'accès concurrentiel imparfait au milieu naturel et de conflit d'usage, la préférence va donc au revenu immédiat ou, au mieux, de moyen terme.

Au niveau des instances internationales, au contraire se développe une problématique de long terme qui cherche à affecter une valeur future à un capital naturel dont l'accès n'est pas efficacement réglementé ou encore dont la mise sur le marché n'obéit pas encore à des règles économiques rationnelles compte tenu de sa valeur virtuelle future. Il y a donc à l'évidence deux logiques juxtaposées dont il s'agirait de trouver une éventuelle compatibilité.

L'absence d'une propriété clairement énoncée est peut-être un élément central de l'ambiguïté. Comment articuler :

- la prédation locale d'un bien en accès libre donc sans valeur en tant qu'input dans la fonction de production des agents locaux,
- la problématique d'une gestion de biodiversité appréhendée comme capital marchand futur auquel on attache aujourd'hui une valeur économique positive, mais non définie et sans base juridique du point de vue de la propriété.

Pour les agents nationaux les aires protégées sont soumises aux conditions suivantes : accès libre, logique de prédation, souveraineté nationale sur l'aire protégée, État mou. Est-il réaliste de considérer que dans ce contexte, il soit possible de concevoir un mécanisme micro-économique qui aurait de nombreuses vertus : internalisation des déséconomies externes, maintien de la rentabilité économique, acceptation des agents, préservation voire reconstitution de la biodiversité, renforcement de l'équilibre social, etc.

Ne touche-t-on pas ici à la limite insurmontable qui oblige à considérer qu'il y a antagonisme entre les logiques de court terme économiques individuelles ou d'entreprises et des objectifs de long terme de protection et de valorisation de la biodiversité. Ne s'agit-il pas de deux logiques marchandes correspondant à deux stades économiques :

- du point de vue local, c'est une logique partiellement marchande qui est à l'oeuvre, l'aire protégée n'étant pas du tout considérée comme un capital économique, mais comme un réservoir réputé inépuisable pouvant être amputé (pêche par exemple) ou commercialisé (tourisme) sans que son existence ne soit menacée. A ce postulat s'ajoute d'une part le corollaire d'une logique itinérante de prédation. Par exemple en Amazonie, mais la tendance est prise aux Galapagos, les opérateurs touristiques abandonnent sans vergogne les sites épuisés par la charge touristique : sentiers trop larges, fuites des animaux, dégradation de la flore, réactions d'hostilité des communautés humaines autochtones, et ouvrent de nouvelles traces dans l'immensité de la forêt... pour recommencer ailleurs leurs opérations commerciales sans se soucier de savoir si les sites abandonnés se reconstituent à l'identique ou pas du tout. Les pêcheurs des Galapagos fonctionnent sur le même mode. En outre, la division du travail qui est à l'oeuvre fonde totalement ce refus de considérer le milieu naturel comme un capital à gérer : les nationaux développent les activités économiques et la charge de la préservation du milieu est laissée à la responsabilité des financements et institutions internationales. En fait de division du travail, c'est plutôt une logique de rente qui s'est clairement installée au Galapagos (dont la distribution localement n'est d'ailleurs pas sans problème).

- du point de vue international, c'est au contraire une logique de capitalisation du milieu naturel qui opère et qui tente de donner une valeur économique à l'environnement. Au Nord, on ne peut que constater le caractère encore exploratoire d'abord de cette tentative de formalisation et maintenant de recherche d'opérationnalité de cette perspective marchande.

Ainsi la difficulté est double : non seulement la méthodologie est loin d'être au point au Nord, mais on en recherche l'application au Sud, dans des contextes qui sont mus fondamentalement par d'autres ressorts.

Le tableau que nous avons dressé précédemment montre que la première logique est en train de submerger les Galapagos si rien ne vient l'entraver. Mais en retenant une approche inductive, on peut proposer un certain nombre de pistes d'action pour l'endiguer.

- L'internalisation des coûts externes : il n'est pas impossible d'exercer une certaine pression sur les opérateurs touristiques nationaux si l'on retient l'idée de labelisation de l'écotourisme. Il n'est plus tolérable de laisser se développer hors de tout contrôle des entreprises touristiques qui définissent elles-mêmes le caractère écologique de leurs activités. Le GEF, le FFEM, les organisations écologiques mondiales, les scientifiques, les fédérations internationales du commerce touristique devraient s'engager dans la définition de l'écotourisme et en faire bénéficier les firmes qui présentent des produits touristiques compatibles avec la préservation de la biodiversité mais aussi qui contribuent à la mise en oeuvre d'un développement

durable (recherche d'intégration des populations locales aux activités non prédatrices).

- Dans le sillage du point précédent, il faut réorienter les activités locales génératrices de revenus pour les populations riveraines des aires protégées hors des pratiques informelles par définition incontrôlables. Non seulement l'internalisation y est impossible mais totalement contraire à la logique profonde de l'informel qui est basée sur la surexploitation du milieu social autant que naturel. Il faut donc donner accès aux populations locales à une manne touristique stabilisée et contrôlée dans la perspective de son participation à la protection de la biodiversité.

- Le recours à la responsabilisation et l'éducation n'aura de sens et d'efficacité que si la population locale trouve une cohérence forte entre son insertion économique et la responsabilité qu'on lui fait endosser. Il faut banalement que droits et devoirs soient articulés.

- Il y a aussi sans doute des actions à mener au Nord, du côté des grands intérêts multinationaux (USA, Europe, Japon) qui incitent activement à la dégradation de la biodiversité au Sud. Que ce soit en matière de tourisme, de pêche, ou de chasse, toutes ces activités, en dernière instance sont impulsées par la demande finale du Nord et mises en oeuvre par des commanditaires du Nord. Une recherche de cohérence au Nord entre prise en compte de la biodiversité comme capital de long terme et sa valorisation immédiate tous azimuts est d'abord une contradiction au sein même de la logique économique entre un capitalisme éclairé (écologique) et un capitalisme mercantile (profit maximum immédiat). C'est ce dernier qui, une fois projeté au Sud, avance à peine masqué derrière des acteurs locaux difficilement contrôlables par le Nord.

- Conditionnalité de l'aide internationale pour obliger les États à contrôler les flux migratoires. Définition d'une zone de peuplement contrôlée, périphérique aux aires protégées (au lieu de définir des zones-tampons dans les aires protégées, c'est à l'extérieur de celles-ci que doivent être instaurées une ou des couronnes d'amortissement du peuplement). Il n'est pas possible d'une part d'améliorer le sort des populations locales pour réduire leurs pressions sur le milieu naturel et de l'autre laisser un accès libre aux zones de peuplement. Mais la faiblesse de coercition publique et le manque de moyens fait que cet aspect relève directement d'une aide internationale reliée à la conditionnalité de l'APD. Cette pression exercée à la fois sur les populations locales et les États nationaux doit être fondée sur une amélioration de la situation actuelle pour eux et un gain additionnel à partager.

- Il est important que tout octroi d'aide pour la protection de biodiversité ne prenne pas la forme d'un chèque en blanc donné aux institutions écologiques publiques ou privées, nationales ou internationales, qui oeuvrent depuis longtemps sur des sites réputés protégés. Elles sont certes souvent incontournables et ne peuvent donc pas être tenues à l'écart d'une nouvelle politique de protection de la biodiversité. Mais leur longue présence sur des sites souvent éloignés des centres d'expertise et de décision, mal connus dans leurs évolutions naturelle, humaine et institutionnelle, constitue un véritable écran à l'indispensable transparence. S'en remettre exclusivement à ces institutions revient plus à assurer leur reproduction bureaucratique ou à leur reconnaître une chasse gardée qu'à construire un

développement durable. Et quand ce ne sont pas les compromissions locales qu'il faut craindre avec ce type d'interlocuteurs, ce sont les points de vue passésistes d'un conservationnisme orthodoxe que l'on soutient avec les risques de confrontation sociale croissant qu'ils génèrent —sans doute malgré eux—.

- Il y a donc lieu de concevoir des moyens de contrôle efficace pour éviter que les fonds alloués soient reversés —en vertu des clauses contractuelles— à des entités d'études nationales ou étrangères choisies exclusivement par le bénéficiaire local des conventions de financement. Ses réseaux —locaux comme étrangers— fonctionnent alors efficacement pour se mettre certes en accord avec la lettre des accords signés (recours à des experts indépendants, des ONG locales, à des instances universitaires étrangères, etc.) mais retournent les objectifs des financements internationaux dans le sens exclusif du renforcement de son existence institutionnelle à travers sa capacité de redistribution.

Cet indispensable encadrement de l'aide internationale doit s'attacher à fournir une connaissance préalable exacte, une évaluation de l'efficacité des mesures prises et un suivi des effets réels de l'aide sur l'équilibre social et naturel. C'est donc au moins autant une méthodologie de définition des montants d'aide que d'un dispositif d'encadrement et d'évaluation de son impact qui doit être pensé et évalué préalablement.

2.3.5. Adaptation des critères d'éligibilité

Type de projet

Les Galapagos pourraient être un exemple de recherche d'un équilibre stable entre la préservation de la biodiversité et une anthropisation maîtrisée.

Situation de référence

Nous avons montré que la situation de référence actuelle est caractérisée par une croissance exponentielle et non régulée de la colonisation et du tourisme affectant gravement l'équilibre écologique et social.

Projet clairement lié à un projet de développement

En l'occurrence, le cas les Galapagos ne peut coïncider avec un tel critère puisque par définition dans cette aire protégée, la dynamique économique et sociale doit prendre en compte une pondération particulièrement élevée du facteur "biodiversité" et de sa conservation.

Intérêt scientifiquement reconnu pour l'environnement mondial

La participation des Galapagos au projet Man and Biospher et sa qualité de Patrimoine Mondial de l'Humanité sont l'expression de l'intérêt scientifique de ce biotope, mis en évidence par Charles Darwin dès 1835.

Reproductibilité du projet

C'est toute la problématique d'un développement durable autour des aires protégées qui est en question aux Galapagos de façon emblématique.

Pérennité financière

La contribution majeure du GEF devrait viser ici à la stabilisation et à l'internalisation des coûts de protection du milieu naturel en concevant, au moyen de la fiscalité, un système permanent de transferts des agents (opérateurs touristiques, touristes, administration, pêches semi-industrielles, migrants, etc.) qui appuient leur activité commerciale ou extractive sur ce fond de commerce naturel vers des actions de conservation.

Caractère innovant et exemplaire

La mise en place d'observatoires naturels et sociaux, l'appui à un système efficient de contrôle migratoire continent/archipel, la conception d'un système de labellisation de l'écotourisme, la promotion limitée de micro-projets locaux (artisanat, activités aquatiques, petite hôtellerie et restauration, reliés à un véritable écotourisme, constituent un ensemble de projets à mener conjointement pour promouvoir un nouvel équilibre démo-économique compatible avec un environnement mieux contrôlé.

Coût additionnel clairement attribuable à la prise en compte de l'environnement mondial

Plutôt que de financer internationalement à coûts croissants une impossible réhabilitation du milieu naturel insulaire (compte tenu de l'absence de régulations fondamentales), il faut s'orienter vers des actions qui doivent faire baisser ces coûts tout en les transférant sur les acteurs responsables directement de la dégradation observable.

Partenariats, compétences locales, partenaires locaux

Il convient de relier toutes les participations locales (institutions, agents, ONG, etc.) à une obligation de résultat et à des objectifs qui devraient être fixés préalablement dans le cadre de projets négociés (nombres de visiteurs ou de migrants à respecter, nombre d'embarcations de tourisme, de pêche ; part des ressources touristiques à réinjecter localement, etc.).

Évaluation ex-post et impact sur l'environnement mondial

Ces points essentiels ne peuvent être envisageables que si des objectifs précis et même quantitatifs ont été fixés initialement, en termes de régulation écologique et sociale. On observera que dans les projets GEF et de l'Union Européenne dont ont bénéficié des institutions équatoriennes en 1994, le principe de cette clause n'est pas mentionné.

Pérennité financière

La contribution majeure du GEF devrait viser ici à la stabilisation et à l'internalisation des coûts de protection du milieu naturel en concevant, au moyen de la fiscalité, un système permanent de transferts des agents (opérateurs touristiques, touristes, administration, pêches semi-industrielles, migrants, etc.) qui appuient leur activité commerciale ou extractive sur ce fond de commerce naturel vers des actions de conservation.

Caractère innovant et exemplaire

La mise en place d'observatoires naturels et sociaux, l'appui à un système efficient de contrôle migratoire continent/archipel, la conception d'un système de labellisation de l'écotourisme, la promotion limitée de micro-projets locaux (artisanat, activités aquatiques, petite hôtellerie et restauration, reliés à un véritable écotourisme, constituent un ensemble de projets à mener conjointement pour promouvoir un nouvel équilibre démo-économique compatible avec un environnement mieux contrôlé.

Coût additionnel clairement attribuable à la prise en compte de l'environnement mondial

Plutôt que de financer internationalement à coûts croissants une impossible réhabilitation du milieu naturel insulaire (compte tenu de l'absence de régulations fondamentales), il faut s'orienter vers des actions qui doivent faire baisser ces coûts tout en les transférant sur les acteurs responsables directement de la dégradation observable.

Partenariats, compétences locales, partenaires locaux

Il convient de relier toutes les participations locales (institutions, agents, ONG, etc.) à une obligation de résultat et à des objectifs qui devraient être fixés préalablement dans le cadre de projets négociés (nombres de visiteurs ou de migrants à respecter, nombre d'embarcations de tourisme, de pêche ; part des ressources touristiques à réinjecter localement, etc.).

Évaluation ex-post et impact sur l'environnement mondial

Ces points essentiels ne peuvent être envisageables que si des objectifs précis et même quantitatifs ont été fixés initialement, en termes de régulation écologique et sociale. On observera que dans les projets GEF et de l'Union Européenne dont ont bénéficié des institutions équatoriennes en 1994, le principe de cette clause n'est pas mentionné.

3. LA CONSERVATION ET L'UTILISATION DURABLE DES RESSOURCES

3.1. LES RESSOURCES HALIEUTIQUES

3.1.1. Notions de ressources et de biodiversité marines

3.1.1.1. Au sens des biologistes halieutes

Les biologistes halieutes considèrent comme ressources l'ensemble des poissons et autres organismes marins exploités ou potentiellement exploitables par la pêche³. Cette définition est différente de celle des écologistes qui ont une définition beaucoup plus large englobant l'ensemble des composants de l'écosystème consommés par des organismes et dont la disponibilité conditionnent les taux de croissance (Tilman, 1982)⁴.

3.1.1.2. Au sens des économistes

Pour les économistes les ressources naturelles sont avant tout le support d'activités de production, c'est leur valeur d'usage en tant qu'intrant (facteur de production) qui est déterminante. Ainsi une ressource biologique peut ne pas être considérée comme une ressource économique en l'absence de marché ou de technologie pour son exploitation. Un exemple bien connu est celui du Krill antarctique (*Euphrosia superba*) dont les énormes biomasses avaient fondées de faux espoirs quant à la possibilité de produire des protéines à faible prix. A l'inverse des ressources économiques ont disparu à la suite de l'évolution des marchés et ne sont plus aujourd'hui que des ressources biologiques. La synthèse chimique de la vitamine A a ainsi supprimé une grande partie de l'intérêt économique à l'exploitation du requin profond (*Centrophorus spp*) au Sénégal alors que cette pêcherie était florissante jusqu'au début des années cinquante. La disparition d'Afrique de l'Ouest des flottes hauturières des ex-pays socialistes et l'inexistence d'un marché à l'exportation pour les abondantes ressources pélagiques de la Mauritanie a stoppé l'exploitation de ces ressources et on se questionne sur la possibilité d'un usage économiquement viable de ces stocks dans le moyen terme. A l'inverse le développement des échanges internationaux des produits halieutiques confère le statut de ressource économique à des ressources qui ne l'auraient pas dans le contexte des économies locales ou nationales. La collecte des ailerons de requins, des holoturies pour le marché asiatique est un bon exemple.

3.1.1.3. Problématique de la biodiversité marine

Les thèmes de la richesse (nombre d'espèces) et de la diversité (qui prend en compte le nombre d'espèces et leur abondance relative) spécifiques sont abordés en priorité. Il concerne à la fois des questions de conservation mais aussi de gestion durable d'activités économiques. L'identification des espèces de poissons marins fut l'objet de travaux anciens (XIX^{ème} et du début du XX^{ème} siècle) et la biodiversité marine peut être considérée comme relativement bien évaluée même si les faunes de certains écosystèmes, comme par exemple les grands fonds marins restent encore

³ En toute rigueur il faudrait ajouter « et de la chasse des animaux aquatiques » puisque l'exploitation (aujourd'hui en grande partie prohibée) des mammifères marins et notamment des baleines est une activité halieutique.

⁴ In : BARBAULT (R.), 1990.-Ecologie générale, structure et fonctionnement de la biosphère, Masson : 56.

mal connus. Cependant il faut ajouter que pour le cas des organismes non exploités il semble que de nombreuses espèces ne soient pas encore décrites (vers marins, mollusques, ...). La diversité génétique est principalement abordée pour mieux comprendre la structure des populations exploitées ou bien encore l'effet de l'introduction d'espèces aquacoles sur les espèces autochtones. Cette question prendra de l'importance dans l'avenir avec le développement d'activités aquacoles marines ou saumâtres et l'importance à considérer les stocks de poissons exploités comme des entités hétérogènes.

Ces exemples illustrent que la diversité du milieu marin est perçue essentiellement au travers les usages qui en sont faits notamment par la pêche et l'aquaculture. Il ne s'agit pas d'une vision naturaliste de la diversité mais d'une vision d'exploitant. En cela, elle ne décrit pas des états mais plutôt des processus et des dynamiques.

3.1.1.4. Méthodes et difficultés d'évaluation des ressources halieutiques:

Deux types d'évaluation permettent de juger de l'état des ressources halieutiques à travers :

Les évaluations scientifiques directes qui permettent sur la base de procédures d'échantillonnage d'évaluer la biomasse (échointégration) et la diversité spécifique (campagnes scientifiques d'échantillonnage). Les méthodes acoustiques sont les plus adaptées pour les espèces présentes dans la colonne d'eau (espèces dites pélagiques). Elles visent également à estimer la variabilité spatiale de la répartition de la biomasse. Les chalutages dits expérimentaux sont destinés à l'estimation de la richesse spécifique et de l'abondance des espèces démersales présentes sur le fond. En raison des incertitudes dans la collecte, le traitement et l'interprétation des données, et de la nécessité de mettre en évidence des évolutions, il est nécessaire de répéter ces opérations coûteuses. C'est ainsi que des campagnes scientifiques sont régulièrement réalisées depuis les années soixante au large des principaux pays pêcheurs d'Afrique de l'Ouest avec le support indispensable, pour des raisons de coût, d'organismes de recherche et de bailleurs de fonds étrangers.

Les évaluations indirectes sont obtenues au moyen du suivi statistique des débarquements des pêcheries commerciales, industrielles et artisanales. Les systèmes de statistiques de pêche, présents dans la plupart des pays où les activités halieutiques sont significatives, sont avant tout destinés à estimer les prélèvements réalisés sur les stocks exploités et à mesurer l'intensité des activités de pêches (effort de pêche) exercées sur ces stocks. Elles visaient à l'origine à permettre la « gestion rationnelle » des ressources, c'est à dire à autoriser le développement de la pêche jusqu'au seuil où les prélèvements sont égaux à la capacité naturelle de renouvellement biologique (ce qui assurerait la durabilité de l'activité)⁵. Ces évaluations permettent :

- de suivre la composition spécifique des débarquements et d'en tirer des conclusions sur les tendances de la richesse et de la diversité spécifiques des peuplements (ensembles de populations) exploités.
- d'estimer l'évolution de l'abondance des populations exploitées en mettant en relation les débarquements et les moyens mis en oeuvre par les pêcheurs. On fait

⁵ Pour être plus précis, il s'agit là de l'optimum biologique. Les travaux des bioéconomistes ont montré que le niveau économique optimal se situe pour un prélèvement et une activité moindres, déterminés par l'égalité du revenu marginal et du coût marginal de la pêche.

l'hypothèse d'une relation négative entre les rendements de pêche et l'abondance des ressources exploitées.

Ces deux types d'évaluation fournissent des informations sur la biodiversité marine et son évolution, cependant il est clair que les réponses apportées par ces méthodes sont partielles et biaisées.

- elles ne concernent qu'une partie des espèces présentes dans les écosystèmes marins.

- les données issues de la pêche sont biaisées: les débarquements ne peuvent représenter d'une part des captures réelles (en raison des rejets des espèces de faible valeur commerciale), les pêcheurs peuvent orienter leur activité vers la recherche d'espèces cibles particulières.

3.1.2. Les menaces identifiées sur les ressources et la biodiversité marines

Le discours dominant actuel, tel que repris par la FAO, considère que les 100 millions de tonnes actuellement débarquées représente un seuil maximum. De nombreux stocks halieutiques seraient largement surexploités, biologiquement et économiquement (surinvestissement), et les politiques de gestion des ressources et d'aménagement des pêches n'ont pas produit les effets attendus. Des exemples parmi les plus couramment cités sont les pêcheries de morue de l'Atlantique Nord, de hareng de la mer Baltique, du golfe de Thaïlande et de certaines zones des Philippines. Le temps de la conquête de nouvelles zones géographiques de pêche est révolu. Le nouveau droit de la mer (création des ZEE⁶) a certes permis un meilleur contrôle des pays côtiers sur les ressources, mais n'a pas arrêté la dynamique de la surpêche. Parallèlement à ce discours de portée générale de vives critiques sont portées contre certaines formes de pêches considérées comme particulièrement néfastes pour l'environnement et le maintien de la biodiversité. Un document récent de la FAO sur la « pêche responsable » pose les jalons d'une nouvelle démarche en matière de gestion des pêches, s'inspirant largement du principe de précaution⁷.

Les menaces les plus souvent mentionnées sur la biodiversité marine concernent la raréfaction d'espèces, voire des risques de disparition d'espèces au niveau global (ce qui est plutôt rare) ou dans des écosystèmes locaux (cas plus général).

Le discours sur les atteintes à la biodiversité marine est d'abord concerné par des espèces que l'on pourrait qualifier d'emblématiques.

On notera, sans ironie majeure, que les espèces emblématiques sont avant tout des mammifères et des espèces autres qui ont largement alimenté le discours naturaliste et conservationniste à destination du grand public. Ce discours évolue certes (on notera le changement actuel du regard porté sur les requins). Il n'en reste pas moins

⁶ Zone Economique Exclusive s'étendant à 200 milles marins au large des côtes. Les ressources biologiques et fossiles présentes dans cette zone sont la propriété des Etats côtiers. S'ils ne peuvent les exploiter, les Etats peuvent négocier des accords de pêche avec des pays étrangers.

⁷ FAO, 1995.-Precautionary Approach to Fisheries. Part 1 : Guidelines on the Precautionary Approach to Capture Fisheries and Species Introductions. FAO Technical Paper, 350, 47 pages.

que la disparition de la sardine de Californie ou la forte diminution des stocks d'anchois du Pérou n'ont pas alimenté les mêmes frayeurs du grand public.

Les mammifères marins

Les mammifères marins (baleines, dauphins, phoques) ont été pendant longtemps au centre des débats concernant les risques de disparition d'espèces ou de populations marines. Ce sont celles qui ont fait l'objet des mesures de protection internationales les plus anciennes, puis de moratoires sur leur exploitation (baleines, phoques). Plus récemment les débats concernant les captures de dauphins associées aux captures de thons à la senne tournante dans certains océans, ont débouché sur un embargo commercial américain sur les importations provenant de pays ne prenant pas de mesures pour limiter les captures accidentelles de dauphins. Cette mesure a eu de graves conséquences sur l'industrie thonière mexicaine qui a perdu son principal débouché extérieur. Plus récemment une polémique sur les mortalités de dauphins causées par l'usage de filets maillants dérivants à thons a conduit à interdire ce type de pêche dans certaines régions où à la limiter dans d'autres et ceci sans consensus au sein de la communauté scientifique des halieutes sur cette question⁸.

Tortues et requins

Certaines espèces de tortues marines sont considérées comme menacées et sont incluses dans la liste des espèces protégées par la convention de Washington. Un projet d'élevage de tortue à l'île de la Réunion, qui prélevait des juvéniles sur le milieu naturel a dû stopper ses activités, bien qu'il ait été démontré que la méthode de collecte de juvéniles étaient sans effet notable sur le stock naturel⁹. Plus récemment les groupes environnementalistes ont mis l'accent sur les risques pesant sur les requins, espèces menacées indirectement par les pêches palangrières visant d'autres espèces (captures accessoires de requins) ou directement par le développement des captures de requins pour la collecte des ailerons destinés au marché asiatique.

Plus récemment ce discours s'est modifié, considérant que c'est l'ensemble des espèces concernées par un type de pêche peu respectueux de la biodiversité qui est désormais prise en compte.

L'ensemble des espèces marines vivant au sein des écosystèmes exploités par la pêche subissent directement ou indirectement l'impact des activités halieutiques. Ainsi des communautés d'espèces seraient menacées par le développement de procédés de capture basés sur l'usage de systèmes agrégatifs (DCP¹⁰). Ici aussi la grande pêche thonière qui utilise de plus en plus cette technique faite figure de

⁸ Cf ANTOINE (L.), 1993.-Les mamifère marins, la pêche et l'homme. Recherches Marines, N°5 : 4-8. L'auteur, chercheur à l'Ifremer, propose une analyse claire des arguments favorables ou contraires aux formes de pêche présentant des risques pour les mamifères marins. Il rapporte non sans humour les termes de rapports scientifiques français ou américains d'avant-guerre présentant les dauphins comme des espèces nuisibles (grands prédateurs et détruisant les engins de pêche) et appelant à un effort accru dans le contrôle de ces populations.

⁹ Les juvéniles étaient prélevés au moment où ils étaient l'objet d'une prédation maximale par les oiseaux.

¹⁰ Dispositifs de Concentration de Poissons.

grand accusé¹¹. La pêche chalutière crevettière tropicale peut rejeter jusqu'à 80 % d'espèces de faible valeur (Cas des pêcheries de la Côte ouest de Madagascar). Ces rejets qui s'expliquent par des contraintes de rentabilité (il est impossible de remplir des cales avec des poissons de valeur marchande très faible, voire nulle) concernent un nombre d'espèces élevées et une biomasse importante (une estimation approximative de 20 à 25 000 t/an dans l'exemple précédent). L'exploitation de fonds sous marins, véritables îlots au milieu des océans, possèdent leur propre faune associée, de par cette structure isolée des peuplements ils se révèlent être très sensibles à toute exploitation intense.

Face au discours précédent sur les risques de raréfaction et de disparition d'espèces marines, il est possible d'user d'un discours plus nuancé et moins accusateur pour les activités de pêche.

L'histoire récente des pêcheries met en évidence la possibilité de disparition, aux conséquences économiques et humaines catastrophiques, d'espèces dans un écosystème donné.

Deux exemples peuvent être rappelés:

- la disparition de la sardine de Californie dans les années cinquante (il n'y a pas eu de réapparition de l'espèce depuis au sens halieutique du terme, c'est à dire qu'il persiste toujours dans l'écosystème des sardines mais en très faible quantité) ;
- l'effondrement de la pêcherie d'anchois du Pérou en 1973, depuis quelques années le stock semble progressivement se reconstituer et des captures à nouveau importantes sont enregistrées.

Bien qu'il y ait eu indéniablement une dynamique de surexploitation halieutique dans les deux cas, des conditions environnementales particulières ont largement contribué à ces dynamiques (El Nino, intensification du régime des alizés). Ces deux exemples aux conséquences économiques catastrophiques sont bien documentés mais peu repris dans la littérature militante sur le thème de la biodiversité marine.

Le plus souvent il apparaît que la relation entre pêche et biodiversité est plus nuancée : Dans la plupart des cas les atteintes à la biodiversité concernent plus la diversité (abondance relative) que la richesse spécifique (nombre d'espèces).

- la biodiversité est le support de certaines pêcheries plurispécifiques qui constituent l'essentiel des pêcheries artisanales des PED. Pour l'essentiel ces pêcheries sont intégrées dans l'économie de marché. Dès lors la baisse d'abondance d'une espèce a des conséquences directes sur la rentabilité de son exploitation et entraîne des reports d'activité en direction d'autres espèces cibles. Un réel danger subsiste lorsque la hausse des prix au producteur compense les effets de la baisse d'abondance, cas rare mais non irréaliste (langoustes).

- l'évolution de la biodiversité, d'origine naturelle ou autre, a des effets inattendus et parfois positifs, pour les populations locales. Un exemple désormais bien connu

¹¹ GREENPEACE, 1993.-Dans la course au thon les dauphins ne sont pas les seuls sacrifiés. Les impacts de la pêche thonière sur commerciale sur les océans, la faune marine et communautés humaines, 24 pages.

est l'invasion « biologique » du poulpe au large des côtes mauritanienne et sénégalaise. L'hypothèse actuelle est le remplacement des sparidés (surexploités ?) par le poulpe. Cette évolution de la biodiversité a eu comme conséquence l'essor d'une des pêcheries (artisanale et industrielle) les plus lucratives d'Afrique de l'Ouest. A l'inverse elle peut avoir des effets néfastes sur l'activité de la pêche, ainsi l'explosion du stock de baliste le long des côtes ouest-africaines dans les années soixante, espèce peu commercialisée, a considérablement perturbé pendant de nombreuses années l'exploitation des ressources démersales.

- les formes de pêche les plus spécialisées (crevettières, thonières) qui n'utilisent pas la biodiversité pour développer des stratégies d'exploitation adaptatives, sont celles qui semblent avoir l'impact le plus mal ressenti. Cependant l'argument de la rentabilité déjà évoqué explique qu'elles ne peuvent exploiter leurs ressources cibles, dans les conditions de marché actuelles, jusqu'à un niveau dangereux pour leur survie. Seule la conjonction avec des conditions d'environnement naturel défavorable pourrait conduire à des risques significatifs. La question des captures accessoires rejetées, qui conduit à un gaspillage évident et à des risques de raréfaction de certaines espèces reste un vrai problème. Les conséquences restent cependant à évaluer avec précision (des programmes scientifiques sont en cours) et l'on peut dire que les décisions politiques prises l'ont été parfois sous la pression de groupes conservacionistes et de considérations protectionnistes (au sens économique du terme) sans analyse suffisamment objective.

3.1.3. Quelles sont les causes ?

Les atteintes à la biodiversité marine s'expliquent donc le plus souvent par :

- **le développement mal contrôlé des activités de pêche.** En l'absence de droits de propriété sur la ressource le schéma de la tragédie des communaux suggéré par Hardin s'applique. Il conduit à une surexploitation biologique et économique. La surexploitation biologique a des effets immédiats sur la diversité spécifique dans la mesure où la pêche ne vise pas toutes les espèces cibles avec la même intensité et en ignore d'autres. Le risque direct de baisse de richesse spécifique est faible. Les effets indirects de certaines formes de pêches excessives sur l'écosystème peuvent cependant être néfastes : destruction des fonds marins par le chalutage répété, mortalité importantes sur certaines espèces non marchandes. Il convient également de mentionner l'emploi d'engins non sélectifs qui capturent des juvéniles en grande quantité, des pratiques très destructives telles que la pêche aux explosifs (le droit des pêches interdit ces pratiques mais est souvent non respecté).

- **le développement mal contrôlé de certaines activités de repeuplement volontaire ou involontaire:** Le repeuplement volontaire ou involontaire d'espèces dans le milieu peut provoquer des bouleversements significatifs des écosystèmes, tant dans leur fonctionnement que dans leur structure. Le repeuplement en salmonidés ou en espèces marines peut modifier les populations tant du point de vue de leur comportement que du point de vue génétique. Le rôle joué par les ballasts des navires marchands dans la dissémination des espèces marines (poissons, invertébrés) à partir de différentes zones portuaires a par exemple considérablement modifié la diversité dans certaines baies (baie de San Francisco).

-les atteintes à l'environnement marin provenant d'activités côtières ou de transport maritime

Les effets de la pollution sont évidemment néfastes. On pense avant tout aux effets de la pollution chimique causés par les industries côtières (métaux lourds, boues rouges, rejets accidentels ou non des industries pétrolières) ou aux accidents de transport maritime. Il convient cependant de faire la part entre les effets immédiats (catastrophiques et très médiatisés) des effets à long terme beaucoup plus difficiles à évaluer. Les espèces réparties sur de vastes zones sont rarement menacées. Les risques sont plus évidents pour les espèces inféodés aux écosystèmes locaux. La pollution d'origine organique a des effets nuancés (effets positifs sur les biomasses en raison d'une augmentation de la production primaire, effets négatifs lorsqu'elle est très importante).

Les aménagements côtiers peuvent détruire ou détériorer des écosystèmes utiles au maintien de la biodiversité marine. La destruction de la mangrove à des fins de développement aquacole (Crevetticulture en Asie du Sud-Est et en Amérique Latine) est un exemple bien documenté. Les mangroves sont des nurseries qui abritent les juvéniles d'espèces exploitées au large durant leur phase adulte. Les exploitations des milieux coralliens à des fins récréatives (corail pour la bijouterie, poissons d'aquarium exotiques) aboutissent le plus souvent à la destruction des espèces rares qui sont presque toujours les plus recherchées.

3.1.4. Quelques propositions

Ainsi qu'il a été dit les différentes formes de pêches exploitent la biodiversité et participent, à des degrés divers, à son érosion. La participation des populations au maintien de la biodiversité se pose en terme différents que dans d'autres secteurs. Un maintien de la biodiversité à moyen et long terme a des effets positifs sur la viabilité des activités productives en garantissant de bonnes conditions de renouvellement des ressources exploitées. Les gains seront donc internalisés. La question semblent plutôt de mettre en place des dispositifs qui encouragent les pêcheurs artisans (ce sont essentiellement ces derniers qui pourraient être concernés par les interventions du FFEM) à sortir de la logique du surinvestissement et de la compétition pour la ressource, dans un contexte d'ouverture accélérée à l'économie marchande. L'absence ou la faiblesse des systèmes de contrôle de l'accès aux ressources marines ne permet pas d'espérer grand chose de mesures uniquement techniques. Celles-ci ne pourront avoir des effets que si chaque exploitant est convaincu qu'elle seront respectées par la grande majorité. Cela est difficilement le cas aujourd'hui. Les systèmes d'encadrement traditionnel sont largement érodés, les législations nationales difficiles à appliquer et souvent peu convaincantes au niveau local.

Une voie à explorer serait celle d'expériences locales d'aménagement des pêches visant un meilleur usage de ressources (modes d'accès, contrôle des techniques), dans un cadre concerté s'appuyant sur des communautés locales, les opérateurs du développement (en charge des projets) et l'administration des pêches. De telles expériences pilotes sont en cours en pêche continentale au Mali (Delta Central du Niger), en relation avec la décentralisation administrative. Au Chili, la création par les communautés de pêcheurs d'aires d'aménagement des ressources côtières, en anticipation sur l'évolution du droit officiel, est une expérience prometteuse qui a permis un repeuplement de zones surexploités et une amélioration des revenus. De

tels contextes paraissent beaucoup plus adaptés pour faire évoluer les attitudes quant à l'intérêt de gérer les ressources et de protéger les écosystèmes.

L'association des communautés au développement de l'écotourisme (possibilités plus limitées que sur les écosystèmes terrestres) pourrait être envisagée dans certaines régions. Les Imraguen du Parc National du Banc d'Arguin en Mauritanie l'ont bien compris et demandent à pouvoir développer cette activité qui pourrait leur fournir des revenus supérieurs aux coûts consécutifs à l'interdiction de certains types de pêche dans cette zone. De même la pêche sportive, souvent peu néfaste sur la ressource (elle est peu efficace, et on peut imposer de relâcher toute ou partie des prises) peut être un complément de revenus important qui fait prendre conscience de l'intérêt de la gestion de la ressource. Ici aussi des expériences pilotes et temporaires pourraient voir des effets incitatifs et pédagogiques. Écotourisme et pêche récréative restent cependant des possibilités limitées, en envergure, et dans des contextes particuliers.

L'encouragement à une meilleure gestion d'écosystèmes littoraux (zones de mangrove, milieux coralliens) par un contrôle local des usages destructifs (coupes à blanc pour la collecte du bois d'œuvre et de chauffe, défrichage à des fins agricoles ou aquacoles, collecte de matériaux pour la construction (sable, corail).

3.2. LES RESSOURCES GÉNÉTIQUES

3.2.1. Les ressources génétiques : de quoi parle-t-on ?

La référence au terme *ressource génétique* donne lieu à une certaine confusion. En effet, ce terme ne se limite pas aux plantes à usage agricole, et peut recouvrir différents types de ressources aux problématiques spécifiques.

Au sens large, les ressources génétiques correspondent à la partie de la biodiversité qui est utilisée par l'Homme. Elles regroupent donc du matériel génétique proprement dit, mais également des espèces. En effet, l'idée clé liée aux ressources génétiques c'est l'utilisation. "Le terme de ressources génétiques, lui, est un sous-ensemble de la biodiversité : il s'agit du matériel biologique (gènes, individus, espèces...) prélevés parmi la biodiversité et utilisé par les hommes à des fins agricoles, industrielles, médicinales, etc. Les ressources génétiques possèdent de ce fait une valeur économique"¹².

Ce qui domine le débat international sur les ressources génétiques, ce sont les ressources génétiques agricoles, et plus particulièrement celles des plantes cultivées. La FAO et l'IPGRI en sont les principaux protagonistes déjà depuis les années soixante-dix, à la suite des révolutions vertes. Plus récemment ce débat sur les

¹²

Charrier, 1993. "De la biodiversité aux ressources génétiques: une vieille histoire...". Courrier de la Planète n° 19, octobre-novembre 1993, p. 14.

compris et demandent à pouvoir développer cette activité qui pourrait leur fournir des revenus supérieurs aux coûts consécutifs à l'interdiction de certains types de pêche dans cette zone. De même la pêche sportive, souvent peu néfaste sur la ressource (elle est peu efficace, et on peut imposer de relâcher toute ou partie des prises) peut être un complément de revenus important qui fait prendre conscience de l'intérêt de la gestion de la ressource. Ici aussi des expériences pilotes et temporaires pourraient voir des effets incitatifs et pédagogiques. Ecotourisme et pêche récréative restent cependant des possibilités limitées, en envergure, et dans des contextes particuliers.

L'encouragement à une meilleure gestion d'écosystèmes littoraux (zones de mangrove, milieux coralliens) par un contrôle local des usages destructifs (coupes à blanc pour la collecte du bois d'oeuvre et de chauffe, défrichage à des fins agricoles ou aquacoles, collecte de matériaux pour la construction (sable, corail).

3.2. LES RESSOURCES GÉNÉTIQUES

3.2.1. Les ressources génétiques : de quoi parle t-on ?

La référence au terme *ressource génétique* donne lieu à une certaine confusion. En effet, ce terme ne se limite pas aux plantes à usage agricole, et peut recouvrir différents types de ressources aux problématiques spécifiques.

Au sens large, les ressources génétiques correspondent à la partie de la biodiversité qui est utilisée par l'Homme. Elles regroupent donc du matériel génétique proprement dit, mais également des espèces. En effet, l'idée clé liée aux ressources génétiques est l'utilisation. "Le terme de *ressources génétiques*, lui, est un sous-ensemble de la biodiversité : il s'agit du matériel biologique (gènes, individus, espèces...) prélevés parmi la biodiversité et **utilisé** par les hommes à des fins agricoles, industrielles, médicinales, etc. Les ressources génétiques possèdent de ce fait une valeur économique"¹².

Ce qui domine le débat international sur les ressources génétiques, ce sont les ressources génétiques agricoles, et plus particulièrement celles des plantes cultivées. La FAO et l'IPGRI en sont les principaux protagonistes déjà depuis les années soixante-dix, à la suite des révolutions vertes. Plus récemment ce débat sur les ressources génétiques agricoles s'est élargie aux espèces parentes de plantes cultivées en distinguant les espèces sauvages et semi-domestiquées. Dans tous les cas, l'enjeu est de conserver une diversité génétique suffisante puisqu'elle constitue la matière

¹² Charrier, 1993. "De la biodiversité aux ressources génétiques: une vieille histoire...". Courrier de la Planète n° 19, octobre-novembre 1993, p. 14.

première de la sélection et détermine le potentiel d'adaptabilité des espèces à des modifications et perturbations de l'environnement¹³.

Par ailleurs, outre les espèces d'intérêt agricole, les ressources génétiques des animaux d'élevage, subissent, elles aussi, une érosion préoccupante. Des programmes de sauvegarde et d'amélioration des races locales se multiplient mais ils n'occupent pour l'instant qu'une place limitée alors que l'enjeu économique est là aussi considérable¹⁴. Une attention plus marquée semble portée aux ressources génétiques des plantes, sauvages ou semi-domestiquées, utilisées dans d'autres domaines que l'agriculture. Ainsi, on s'intéresse aux produits de cueillette et de chasse, produits non ligneux de la forêt ou produits extractivistes, notamment en forêt tropicale. Ces ressources, et leur diversité, seraient des éléments clés du développement durable, par l'alimentation équilibrée qu'elles assurent aux communautés locales¹⁵, mais également par les niches de marchés spécifiques qu'elles pourraient susciter¹⁶, tout en préservant la forêt.

Un autre intérêt, croissant, porte sur l'usage médicinal, réel ou potentiel, des ressources génétiques des plantes. La revalorisation de la pharmacopée traditionnelle s'inscrit dans cette perspective. Elle rejoint l'attention portée pour la chasse et la cueillette, mais également la sauvegarde des cultivars locaux et des agricultures traditionnelles. La protection et la promotion des connaissances et **savoir faire locaux** en matière d'utilisation des ressources génétiques s'insèrent dans des stratégies de renforcement et d'impulsion du développement local. Mais l'enjeu majeur concerne l'utilisation des ressources génétiques des plantes par l'industrie pharmaceutique. Les espèces sauvages constituent encore la principale source de principes actifs pour les médicaments¹⁷. Elles sont donc essentielles dans la recherche de nouveaux médicaments pour des maladies connues, mais également inconnues¹⁸.

En conclusion, le débat, initialement focalisé sur les ressources génétiques domestiquées, s'élargit aux ressources sauvages et semi-domestiquées. De la même manière, il tend à englober, outre l'agriculture et l'élevage, l'autosubsistance et surtout la médecine.

3.2.2. L'érosion de la diversité génétique

L'érosion des ressources génétiques provient également de phénomènes de très long terme. L'histoire des ressources génétiques commence avec l'utilisation de la biodiversité par l'homme lors du passage des activités de chasse et de cueillette à l'agriculture et à l'élevage. Un long processus de domestication des plantes et

¹³ WRI, UICN, PNUE, 1992; Chauvet, Olivier, 1993; Louette, 1994.

¹⁴ Morlon, Brunschwig, 1993; Audiot 1995.

¹⁵ IIED, 1995; Ruiz Murrieta, 1992; Hladyk, 1994.

¹⁶ Extractivisme, produits de la forêt écolabélisés... Aubertin, 1993, 1995; Sachs, Clüsener Goldt, 1994.

¹⁷ WRI-UICN-PNUE, 1992.

¹⁸ Exemple d'un principe actif contre la leishmaniose découvert en Amazonie bolivienne, ORSTOM Actualités n° 45, 1995. Exemple de INBIO-Mercks au Costa Rica.

animaux se met alors en oeuvre. Il conduit à une appropriation progressive d'un nombre limité d'espèces sur lesquelles l'homme concentre ses efforts. Cela aboutit à l'extrême spécialisation actuelle : une vingtaine d'espèces végétales et animales satisfait les besoins alimentaires de base de la population mondiale. Il n'en n'existe pas moins une très grande diversification locale. Par ailleurs, les migrations humaines ont entraîné un grand brassage des ressources génétiques. Les plantes et animaux déplacés ont évidemment dû s'adapter aux jours plus ou moins longs, aux températures plus ou moins clémentes. Il a fallu souvent que l'homme active lui-même cette acclimatation, en croisant les variétés, en sélectionnant les individus intéressants, etc. On peut vraiment dire que chaque groupe d'agriculteurs, dans chaque pays, a ajouté une valeur aux espèces qu'il domestiquait, acclimatait ou perfectionnait.

Aujourd'hui, l'intensification de l'agriculture et la généralisation de variétés améliorées s'accompagne d'une érosion inquiétante de la diversité génétique agricole. *L'homogénéisation génétique des plantes cultivées atteint des niveaux préoccupants. Elles s'accompagne en outre de la disparition de nombreux cultivars locaux..* Certes, au cours des temps, la biodiversité a connu des périodes de régression et d'expansion successives. Mais la régression actuelle s'inscrit dans un laps de temps très court par rapport à l'évolution passée. Et, s'il est certain que la biodiversité a une capacité d'expansion propre, celle-ci s'étend toujours sur des périodes longues : la vitesse d'adaptation et de reproduction des êtres vivants constitue une limite essentielle, et c'est cela qui inquiète les biologistes¹⁹. La vitesse des échanges et l'hyperspécialisation des plantes et des animaux les plus adaptés à l'activité économique incite donc à la précaution.

Les divers aspects de l'érosion génétique

La **Révolution Verte** a entraîné l'adoption des variétés modernes dans 40 % des rizières en Asie, et plus de 80% des agriculteurs les utilisent en Indonésie et aux Philippines. Parallèlement, en Indonésie, ces quinze dernières années 1500 **variétés locales** de riz ont disparu. Au Kenya, sur 13 stations de caféiers sauvages, seules 2 sont en sécurité et 2 ont déjà disparu. Pourtant une telle perte de diversité génétique peut "mettre en péril l'agriculture" et cela même à court terme. En 1991, l'homogénéité génétique des orangers du Brésil a ouvert la voie à la pire épidémie de chancre des agrumes observée dans le pays²⁰. En 1970, le agriculteurs des Etats-Unis ont perdu un milliard de dollars à cause de l'helminthosporiose qui a touché leurs variétés de maïs qui se trouvaient être toutes sensibles. En Asie, suite à la révolution verte, une proportion très importante des variétés de riz proviennent d'une seule plante-mère (Bangladesh, 62 %, Indonésie, 74 %, Sri Lanka 75 %) : de pareilles épidémies peuvent survenir à tout moment...²¹.

Dans le domaine de l'élevage, les exigences d'accroissement de la productivité ont conduit à ne concentrer les efforts de sélection que sur un nombre réduit de races. Quand les **races animales** locales ont pu être conservées cela s'est fait en marge des processus de l'élevage intensif, d'où les différences de performances entre les races qui ont bénéficié de programmes d'amélioration génétique et celles dites locales. Or les généticiens eux-mêmes, qui ont conçu et organisé la sélection des grandes races soulignent l'intérêt de préserver les races en péril pour maintenir la variabilité génétique²². Dans les Andes, la demande des industriels du Nord a conduit les éleveurs d'alpaga à privilégier les animaux à laine blanche et à perdre des teintes très variées (jusqu'à plus de trente).

¹⁹ Charrier, 1993. "De la biodiversité aux ressources génétiques: une vieille histoire...". Courrier de la Planète n° 19, octobre-novembre 1993. (pp. 14-16)

²⁰ Griffith, 1991

²¹ WRI-UICN-PNUE, 1994, pp. 9-11.

²² Annick Audiot, 1995. "Races d'hier pour l'élevage de demain". INRA, Collection Espaces Ruraux.

trente). Aujourd'hui, avec les nouvelles modes (style naturel, artisanal...) les éleveurs entreprennent à nouveau la sélection de lignées de couleurs²³.

Enfin, bien que peu médiatisée, l'évolution de la **diversité microbienne** est particulièrement préoccupante²⁴. Utilisés traditionnellement dans la transformation et la conservation des denrées alimentaires ou la production de produits semi-finis (tannerie.), les micro-organismes jouent aujourd'hui un rôle économique important en particulier dans l'industrie agro-alimentaire et pharmaceutique. L'exploitation des ressources génétiques des micro-organismes par les laboratoires de biotechnologies se fait plus intensive pour isoler ou créer des souches d'antibiotiques ou des souches capables de biotransformation ou encore pouvant servir d'outils du génie génétique.

Mais l'utilisation des micro-organismes peut aussi avoir des conséquences négatives. Les antibiotiques (antibactériens) et les vaccins (antiviraux) entraînent de manière inévitable une érosion importante de la diversité microbienne. On en fait généralement peu cas, en particulier lorsque la santé de l'être humain est favorisée. Mais le danger majeur viendrait surtout des phénomènes de résistance accrue des souches, induite par une forte pression de sélection, qui impose souvent, en pratique, de diversifier les antibiotiques utilisés. Par ailleurs, la pathogénicité ou la toxicité de souches sélectionnées pour être libérées dans l'air, la mer ou le sol (lutte biologique, armes bactériologiques) sont certainement les formes d'utilisation les plus incontrôlables pour le devenir de la biodiversité. En effet, s'il est possible d'introduire un micro-organisme dans un milieu, il est impossible d'en assurer l'élimination...²⁵

L'utilisation durable de la diversité microbienne se pose donc mais elle dépend aussi des techniques de gestion du milieu. La diversité microbienne est par exemple sérieusement perturbée par l'eutrophisation des milieux aquatiques et la stérilisation des sols agricoles liée à l'absence d'une gestion conservatoire²⁶

3.2.3 . La stratégie de conservation actuelle et ses limites

3.2.3.1 Les méthodes classiques : les collections

Les différentes méthodes

Dans le domaine des ressources phytogénétiques, la conservation *ex situ* a été jusqu'à présent privilégiée. Parmi les méthodes *classiques* de conservation, on distingue différents moyens plus ou moins adaptés selon les propriétés des plants et semences à conserver. Les banques de gènes stockent des semences dites orthodoxes, qui peuvent être stockées durablement en chambre froide. Pour les plantes à multiplication végétative et les semences dites récalcitrantes (détruites par le froid ou sans dormance c'est-à-dire qui germent une fois tombées), leur conservation ne peut se faire qu'en assurant en permanence leur reproduction. On parle alors de conservation au champ qui comprend par exemple les vergers-conservatoires, les *arboretum*, les collections sur pieds de caféiers ou cacaoyers, etc. Plus récemment, la conservation *in vitro* s'est fortement développée et consiste à cultiver un fragment de

²³ Brunshwig, G, Morlon P., 1993. "Quand l'alpaga reprend des couleurs", Courrier de la Planète, n° 19, p. 16.

²⁴ Les microorganismes constituent un ensemble très hétérogène regroupant des organismes procaryotes et eucaryotes, capables d'assurer des fonctions essentielles dans les grands cycles biogéochimiques. Ils sont pour la plupart difficiles à isoler, cultiver et identifier. Ainsi, 90% de la diversité microbienne reste inconnue et les critères de définition appliqués en taxonomie animale et végétale ne s'appliquent qu'à une faible partie des microorganismes. De plus, des échanges de gènes interspécifiques peuvent avoir lieu et des mutations spontanées peuvent apparaître dans les populations clonales. Enfin, on observe des phénomènes de co-évolution entre des cortèges microbiens et d'autres espèces (homme, animaux, végétaux) hôtes avec lesquelles ils partagent, au moins en partie, leur cycles de vie. (Brac de la Perrière et al., 1995. p. 17)

²⁵ CAUDERON A, FRIDLANSKY F., MOUNOLOU J-C, 1995. Biodiversité et environnement, Rapport à l'Académie des Sciences, n°33.

²⁶ Brac de la Perrière et al., 1995. p. 17-18.

plante (méristèmes). Elle est associée parfois à la cryogénie (conservation dans l'azote liquide ce qui arrête la croissance et devrait permettre une conservation à très long terme).

Cependant pour ces diverses méthodes, la conservation reste **statique**, le matériel est figé dans des conditions différentes de celles de son milieu naturel. Les ressources génétiques sont ainsi soumises à des pressions de sélection spécifiques, différentes des pressions de sélections naturelles. "Certains généticiens des populations considèrent donc qu'un tel mode de conservation statique ne permettrait pas de fournir les caractères d'adaptation aux changements de l'environnement. L'idée a donc été émise de développer des modes de conservation **dynamique**, en cultivant au champs des populations très hétérogènes, qui pourraient évoluer très librement et faire apparaître des combinaisons de caractères inédites"²⁷.

Leurs limites techniques et la contrainte de la régénération

Une logistique exigeante

Les banques de gènes présentent aussi un certain nombre de limites pratiques. Elles exigent une logistique sans faille pour assurer le maintien de la chaîne de froid mais génèrent également des coûts récurrents de fonctionnement et d'entretien. Elles peuvent donc être difficiles à maintenir durablement dans certains pays ou régions pauvres.

La multiplication ou régénération des lots

La collection ex situ de matériel génétique butte contre une limite technique essentielle : la nécessité de renouveler périodiquement son matériel. En effet, celui-ci tend inévitablement à perdre sa viabilité. "Les coûts élevés de la régénération périodique des graines et le risque de pannes techniques font que ces banques ne sont pas à l'abri des défaillances. En 1980, les experts estimaient que, même dans les pays développés, entre la moitié et les deux tiers des graines collectées lors des décennies antérieures étaient mortes²⁸. En 1991, les représentants de 13 banques de gènes nationales d'Amérique Latine rapportaient que 50% à 100% des semences de maïs recueillies entre 1940 et 1980 n'étaient plus viables^{29,30}.

La multiplication des plantes autogames reste assez simple à réaliser. Dans le cas du blé, il suffit de trouver une surface de 100 m² avec un rideau autour des plantes³¹. La multiplication se fait sur environ 3 à 500 entrées par an pour un coût de 50 à 200 francs par entrée (dans notre approximation, nous tiendrons compte de 100 FF / échantillon ce qui paraît raisonnable).

Pour les plantes allogames, par contre, il faut une infrastructure lourde. En effet, pour ce type de plantes, il existe des risques de pollution génétique qui exige d'isoler suffisamment les parcelles des différents échantillons (environ 1000 m entre les

²⁷ Chauvet, Olivier, 1993, p. 102

²⁸ Fowler et Mooney, 1990.

²⁹ Conseil de recherche en agriculture tropicale et subtropicale, 1991.

³⁰ WRI-UICN-PNUE, 1994, p. 11.

³¹ Cette surface est considérée comme suffisante dans le cas de l'INRA de Montpellier qui possède 2000 entrées dans sa collection blé dur ; la multiplication par échantillon à lieu tous les quatre ans.

parcelles) et donc de disposer de suffisamment d'espace. Mais, en réalité, devant cette lourdeur et les risques de pollution génétique, le type de multiplication le plus approprié semble être la pollinisation contrôlée³². Elle demande du personnel et surtout du terrain en serre pour réaliser ces croisements. Elle est toutefois moins chère et, semble-t-il, plus sûre qu'un croisement tout azimut à l'air libre.

La régénération des lots n'est pas évidente quel que soit le mode de conservation ex-situ utilisé (exception faite de la banque en champ). En effet, même la multiplication in vitro demande une confrontation des échantillons multipliés à la plante mère, ce qui en fonction de l'échantillon (plantes à reproduction végétative, arbres, ...), peut se révéler long et coûteux. Pour se faire une idée sur les coûts de la multiplication des plantes allogames, on peut donner l'exemple du tournesol pour lequel les coûts mis en évidence sont de 300 FF par échantillon pour les espèces cultivées et de 150 FF pour les espèces sauvages.

Tableau 1 Les coûts des opérations spécifiques par type de conservatoire (en FF/échantillon) :

	plantes autogames	plantes allogames
<u>Banque (ts les 10 ans)</u>		
régénération	100	300 à 500
évaluation phénotypique	600	600
<u>cryoconservation (25 ans)</u>		
régénération in vitro	150	150
tests de conformité	600	800
<u>Coût moyen /échantillon</u>		
Banque	70	100
<u>Coût moyen/échantillon</u>		
cryoconservation	30	34

Source Trommetter 1993

La régénération des lots conservés en banque se fait en moyenne tous les dix ans, le coût représenté est celui d'une banque de 10 000 échantillons réalisant 1 000 régénérations par an pour un coût de 100 000 FF. Pour la cryoconservation, on considère une régénération tous les 25 ans sur 2500 échantillons ce qui en fait à peine 100 par an pour un coût de 10 000 FF, tests de conformité non compris³³.

Les coûts de conservation in situ

Une étude du CERNA (Glachant 1991) a porté sur "les coûts opérationnels de gestion des banques de gènes" et a été réalisée auprès des banques de gènes internationales ou nationales de différentes tailles.

³² Pour retrouver la diversité génétique d'un échantillon, il suffit à partir de 60 plantes de les croiser deux à deux frères/soeurs, ce qui demande 120 croisements avec mélange de la semence à la fin. Une personne bien entraînée doit être capable de réaliser 80 croisements par jour, ce qui correspond à un jour et demi par échantillon.

³³ Une analyse sur la comparaison entre les coûts de la conservation en banque et les coûts de la cryogénie, ont été réalisés par le congrès des Etats-Unis 1987, ils tiennent compte d'un test de germination tous les 5 ans pour la banque et de tous les 50 ans pour la cryogénie, et d'une régénération tous les 25 ans pour la banque et de tous les 100 ans pour la cryogénie. Les résultats sont donnés par : le coût moyen par échantillon sur 100 ans pour la banque est de US\$ 1.65/an et pour la cryogénie de US\$ 0.46 / an. La conclusion qui en découle est que la cryoconservation est moins coûteuse à long terme, du fait qu'elle réduit le nombre de tests de viabilité des échantillons, ainsi que le nombre de régénération. La conservation dynamique pour sa part présente un coût important en surface et en personnel. De plus, les risques de dérive et de perte de gènes non létaux nécessitent généralement que l'on mette parallèlement en place un système de conservation statique.

Tableau 2 : Répartition des coûts selon la taille des centres de conservation

	Catégorie + 50000 éch	10-50000 échantillons	- 10000 échantillons	moyenne pondérée
coût /éch (US\$)	6,38	22,9	21,8	16
ventilation :				
conservation	80%	64%		
évaluation	5%	20%		
échange	15%	16%		
Postes				
personnel	65%	64%		
énergie	7%	5%		
autres	28%	31%		
nbre éch/pers	4128	3050	742	3044
Nbre total d'éch	1400000	1140000	660000	
Coût total (1000US\$)	8900	26100	13400	

Source Glachant (1991)

Par ailleurs, Trommetter a mené une analyse microéconomique des coûts de la conservation dans les principales banques de gènes publiques françaises (ORSTOM, INRA) (voir tableau 3)

Tableau 3 : Répartition des coûts par technique de conservation (en FF):

mode de conservation coûts	Banque en champs (1)	Banque de graines (2)	vie ralentie (3)	cryoconser- vation (4)	Gestion dyna- mique (5)
nombre d'échantillons	8 000	10 000	800	75	1 500
pré conservation	4 000 000	2 000 000	gratuit	gratuit	gratuit
coûts fixes		1 100 000	200 000	100 000	
Personnel variables	500 000	550 000	150 000	650 000	
courant	30 000	60 000	1 000 000	11 000	
régénération				(25 000)	
Evaluation croisements	1 500 000		tests de conformité	tests de conformité	réalisée
base données	150 000	150 000			réalisée
Total					
Fixe	4 000 000	3 100 000	200 000	100 000	300000
Variables	2 500 000	800 000	1 150 000	700 000	0
Total/éch					
Fixe	500(84US\$)	310 (52\$)	200 (34\$)	1 333 (222\$)	2000 (333US\$)
Variable	312 (52US\$)	80 (13\$)	1438(240\$)	9333 (1555\$)	—

Source Trommetter 1993

Il ressort de l'étude que, pour les techniques de conservation classiques (Banques de graines et banques en champs), le coût moyen par échantillon est de 75 US\$ de coûts fixes (approximativement) et de 33 US\$ de coûts variables par échantillon ce qui est relativement proche des conclusions données par le Keystone Dialogue, 75 US\$ de coûts fixes d'investissement de départ, et 50 US\$ de coûts variables annuels. On est loin du résultat donné par le CERNA, qui se réfère principalement à une conservation des ressources génétiques dans les pays en voie de développement (coûts de main d'oeuvre faible), néglige les coûts de prospection (étape nécessaire avant toute conservation) et les coûts fixes liés à la mise en place d'une conservation "efficace". En revanche, toutes les techniques "nouvelles", collection in vitro et cryoconservation, ont des coûts prohibitifs en raison de leur mise au point (qu'en sera t-il dans le futur?).

De façon général, la conservation *ex situ* n'est donc pas une panacée. "Chaque fois que c'est possible, il convient de favoriser la diffusion, sinon dans l'agriculture, en tout cas chez les amateurs, les écomusées... Pour être efficaces, ces actions doivent être coordonnées, et le rôle des associations (entre les diverses structures de conservation et de sélection) est central. La gestion de la diversité est un enjeu qui dépasse la constitution de quelques collections de spécialistes"³⁴.

En effet, il est intéressant de noter que ces méthodes de conservation classiques, qui relèvent à la fois de la conservation *ex situ* et *in situ*, restent cantonnées au cadre des institutions de recherche. Elles ne se placent pas dans la perspective d'une collaboration avec les paysans et les communautés locales : ce qui pourrait relever de méthodes *in situ* peuvent -et cela semble ainsi de fait- être mises en oeuvre dans des stations expérimentales qui, s'apparentent plus à de l'*ex situ* ou plus précisément de l'*ex ager* (conservation au champ, collections d'arbres, conservation dynamique).

Les méthodes classiques de conservation ne sont donc pas à même de répondre aux objectifs de gestion durable des ressources génétiques. On retrouve d'ailleurs ce diagnostic critique dans les rapports nationaux préparatoires à la Conférence de la FAO sur les ressources phytogénétiques qui doit se tenir à Leipzig en juin 1996. Il apparaît alors que deux voies sont à explorer : l'intégration des différents moyens existant et une meilleure coordination entre les divers acteurs et institutions concernés d'une part, le développement d'une conservation dynamique de la diversité génétique, par les agriculteurs eux-mêmes d'autre part..

3.2.3.2. Caractérisation du matériel génétique conservé

Un élément clé dans la conservation des ressources génétiques est l'évaluation ou la caractérisation du matériel. En effet, il ne suffit pas de stocker du matériel, il est aussi essentiel, d'une part de le cataloguer, d'autre part d'évaluer ses propriétés. Ce sont précisément celles-ci qui intéressent les sélectionneurs. La demande des firmes de sélection porte en effet sur du matériel suffisamment diversifié, mais également suffisamment évalué. Pourtant, l'étude du CERNA (Glachant 1991) met en évidence la faible part des travaux d'évaluation dans les coûts opérationnels de gestion des banques de gènes (voir tableau 2).

L'évaluation représente toute action destinée à mieux rendre compte de la diversité, des croisements possibles, et des possibilités de transfert (méthode directe de sélection). Ces différentes méthodes d'évaluation sont l'analyse phénotypique, l'analyse de l'écosystème dans lequel se trouvent les plantes, l'électrophorèse, le marquage moléculaire³⁵ et les études biochimiques.

Les différentes techniques d'évaluation du matériel peuvent se décomposer comme suit :

- * Evaluation de terrain (phénotypique et spécifique) ;
- * Evaluation par électrophorèse :
- * Evaluation moléculaire (RFLP, RAPD, etc).
- * Evaluation par sondes froides (expérimentation).

³⁴ Chauvet, Olivier, 1993. pp. 98-104

³⁵ Les techniques de RFLP peuvent être utiles si on fait de la sélection, mais pour une évaluation directe, l'analyse phénotypique ne peut, pour l'instant, être remplacée.

L'évaluation phénotypique doit impérativement se réaliser sur le terrain³⁶, lors de la phase de collecte. Pour les caractères spécifiques (résistance, adaptabilité, qualité) une enquête de terrain est nécessaire, faute de quoi, ces caractères peuvent passer inaperçus. En l'état actuel des techniques d'évaluation biologique ou moléculaire, l'information récupérée est importante dès la phase de prospection³⁷. En effet, une analyse précise de terrain (millet et sorgho) permet de mettre en évidence des groupes géographiques pour les échantillons. Ces échantillons évalués par la méthode RFLP ont permis de déterminer que les groupes géotypiques correspondent exactement aux groupes géographiques précédemment mis en évidence par M. Clément (étape de mise au point de la technique et de sa fiabilité).

On peut noter que pour le tournesol, le coût d'évaluation morphologique sur le terrain au cours des multiplications a été évalué à 600 FF par échantillon.

L'évaluation génétique

L'évaluation par électrophorèse : sur chaque plaque on met douze échantillons, et, pour chaque individu, on fait trois systèmes enzymatiques. Le coût d'étude d'une plaque est de 5 FF.

D'autres sources nous ont permis d'évaluer le coût de l'échantillon à 4 FF, la durée de l'évaluation électrophorétique étant de 2 jours. Comme nous l'avons déjà laissé entendre, la biologie moléculaire en est encore au stade de développement. Dans le cas du tournesol, elle a permis, en testant tous les échantillons en collection, de renforcer la classification US du Tournesol. Il y a une accumulation de plus en plus forte d'informations sur les convergences et divergences génétiques.

Le coût de la technique RFLP peut être évalué à 600 FF par échantillon (20 FF par analyse, sachant que pour chaque échantillon il faut répéter 3 fois l'analyse sur 10 marqueurs). Le coût initial d'achat de l'appareil est de 500 000 francs.

3.2.4. Orientations pour une gestion durable des ressources

3.2.4.1. Accroître et rationaliser l'évaluation du matériel

L'ouvrage de référence publié récemment par le PNUE, *Global Biodiversity Assessment*, insiste sur la nécessité d'évaluer la diversité biologique. Les biotechnologies, en dehors des risques réels qu'elles engendrent, offrent les moyens d'accélérer considérablement la caractérisation du matériel³⁸. De plus, la collaboration avec les producteurs locaux présente aussi l'intérêt d'accéder à une connaissance traditionnelle des propriétés des ressources.

Le monde de la génétique et de la biologie moléculaire est en constante évolution, avec ces dernières années des résultats intéressants, tant sur les avantages de la diversité génétique que sur la localisation des gènes importants ou sur les techniques de transfert direct de caractères (de gènes, voire de séquences géniques). Ces

³⁶ En effet, le coût de cette analyse ex-post à la conservation devient très rapidement hors de prix et surtout, difficilement réalisable (cf Rapport Clément sur l'analyse complète du millet).

³⁷ Pour le mil, l'évaluation in situ semble à l'heure actuelle la plus appropriée, c'est pourquoi un projet a été déposé, mais jamais réalisé devant l'importance des travaux à engager (cf rapport Clément) ; une telle analyse est nécessaire, en tant que dernière étape d'une collection, afin de définir par voie classique (morphologie, physiologie), ou biochimique, les caractéristiques des collections.

³⁸ GBA, Chapitre biotechnologies

résultats ont modifié l'approche du métier de sélectionneur, donc le rôle des banques de semences qui se sont transformées en banques de caractères agronomiques (voire de gènes). La politique de gestion de ces banques doit donc évoluer vers la conservation de caractères en évitant autant que faire se peut les redondances (source de surcoût de la conservation)³⁹.

Les innovations techniques pour évaluer

Les techniques d'évaluation, mais également les techniques de transfert ont un rôle important dans la conservation des RGV. En effet, ce sont elles qui vont peut être arriver à localiser de façon précise les caractères importants (carte génétique) et qui vont définir le degré d'utilisation potentiel des espèces (transferts interspécifique).

Les techniques d'évaluation

Hormis les techniques d'évaluation classiques que sont les évaluations agronomiques et morphologiques sur pied (analyse du phénotype), des techniques plus académiques ont été développées (électrophorèse, RFLP, RAPD). Ces techniques sont, pour l'instant, testées sur des échantillons connus, afin de représenter la diversité génétique et les liens entre les échantillons. Elles commencent à devenir efficaces pour localiser, sur les chromosomes, les caractères agronomiques et leurs relations (cartographie génétique).

Les techniques de RFLP restent coûteuses (investissement de départ, coût par échantillon, délai). De nouvelles techniques émergent telle "l'hybridation in-situ" sur chromosomes d'une sonde froide et fluorescente⁴⁰. Cette technique réduit le délai de réaction face à un événement imprévu. Elle semble pouvoir être utilisée, assez facilement, en complément des études de cytogénétique sur l'évolution du génome au sein des complexes d'espèces, pour mettre en évidence, à partir des hybrides, la relation qui existe à l'intérieur de ce complexe. Cela permettra de montrer leur intérêt et d'analyser les anomalies possibles⁴¹.

Les techniques de transfert

L'évolution du métier de sélectionneur est contingente à celle des techniques d'évaluation du matériel végétal. En effet, on tend de plus en plus à identifier et à localiser (sur les chromosomes) les gènes codants des caractères agronomiques et/ou de résistances et à essayer de ne plus sélectionner en fonction des compatibilités sexuelles, mais à insérer de manière directe les caractères intéressants (passage du transfert intra à inter-spécifique). Les nouvelles techniques de transfert de caractères visent deux buts : la diminution des délais de réaction face à la concurrence ou face à des états de la nature (apparition d'un prédateur, d'un pathogène) et la possibilité de transférer des caractères intéressants de manière inter-spécifique.

Ces évolutions technologiques ne sont pas sans poser un problème d'éthique vis-à-vis du consommateur (label de variété génétiquement modifiée), mais semblent

³⁹ Dans le cas de la pomme de terre, (centre de Lima au Pérou), une coopération avec une université américaine a permis de montrer que seuls 20% des échantillons conservés étaient spécifiques, les autres présentant des caractères tant morphologiques qu'agronomiques que l'on retrouvait ailleurs.

⁴⁰ Cette technique s'avère utile pour l'évaluation des ressources génétiques, puisqu'elle fournit un profil chromosomique unique pour chaque génotype caractérisé. Ces différentes techniques ont été présentées lors du colloque en hommage à J.Pernès en Janvier 1992.

⁴¹ L'approche cytogénétique sert avant tout à l'analyse de la ploïdie (description du matériel) et à l'analyse de la structure caryotypique (nombre de chromosomes)

vouées à un bel avenir. Elles portent sur l'analyse de l'efficacité du transfert de gènes (caractères monogénique ou polygéniques) et même si à l'heure actuelle l'insertion d'un gène étranger dans une variété reste délicate et longue, du fait de sa localisation aléatoire (expression non conforme au résultat attendu), l'utilisation du canon à particules semble un moyen de contourner cette difficulté.

La rationalisation économique des collections

Pour les banques de gènes, les possibilités d'économies d'échelles restent plutôt faibles, et l'effort devrait surtout porter sur l'évaluation du matériel. Il y a arbitrage entre continuer une conservation en banque (évaluation minimale, voire inexistante) et mettre en place une core collection qui, avec seulement 20 à 40 % des échantillons de départ, permet de représenter la plus grande partie de l'information contenue dans la banque. Ce coût de mise en place d'une core collection⁴² est réduit en termes de coûts de gestion mais augmente de 600 FF par échantillon du fait de l'évaluation. De même, il faudra tenir compte des coûts de régénération du matériel, étape nécessaire pour assurer la fiabilité de la conservation en banque (10% par an dans le cas d'une régénération des lots tous les dix ans). Pour cette régénération nous devons séparer les plantes allogames des plantes autogames.

Comment donc arbitrer entre conserver ou pas ? Alors qu'il existe des techniques de conservation, susceptibles de faire face à l'érosion génétique, le financement accordé aux collections est souvent trop faible pour réaliser une conservation efficace. M. Trommetter a conçu un modèle économique permettant de rationaliser la conduite des collection (Trommetter 1993 et 1994)⁴³.

La problématique

On distingue une conservation privée proche du sélectionneur, une conservation publique basée sur des "collections musée" (conservation d'un maximum de diversité génétique sans évaluation) ou une conservation publique basée sur des collections "noyaux" (core collection) plus restreinte mais avec une évaluation génétique préalable. On peut ainsi mettre en évidence que le niveau de satisfaction maximum passe par une conservation diversifiée (diversité génétique représentée forte) et suffisamment évaluée pour intéresser le sélectionneur et minimiser ses coûts de recherche et développement (délais de réaction, efficacité des croisements réalisés). Mettre en place une telle conservation paraît nécessaire aux deux parties prenantes, mais il faut convaincre les bailleurs de fonds de la nécessité économique et sociale de financer un tel projet. Une telle organisation de la conservation pour être rationnelle économiquement doit être compatible avec la maximisation de l'utilité collective.

Les principaux résultats

L'arbitrage entre conservation et non-conservation, ainsi que le type de conservation qu'il convient de choisir, est fonction de la date moyenne d'apparition d'un prédateur, des probabilités de présence d'un gène de résistance, de la date

⁴² Hormis la différence du nombre d'échantillons conservés et l'effort d'évaluation réalisé, la core collection sera gérée sur le même principe que la banque de gène.

⁴³ la méthode de Trommetter 1994 est la seule à l'heure actuelle qui permette la prise en compte des risques de ne pas conserver et de justifier économiquement la conservation des ressources génétiques, par la mesure de l'absence de perte, en termes sociaux, suite à l'apparition aléatoire d'une catastrophe et du développement des productions liées à l'utilisation des conservatoires par les biotechnologues.

moyenne d'apparition d'une nouvelle technique d'évaluation et de transfert et du degré de substituabilité entre les caractères.

* Malgré des financements supérieurs à ceux d'aujourd'hui, (prise en compte des coûts minimaux assurant la durabilité des collections) en fonction de la date moyenne d'apparition du prédateur, la valeur sociale nette (conservation moins non-conservation) est positive et représente une volonté sociale de financer encore davantage les collections, par conservation d'échantillons supplémentaires (accroissement de la probabilité de trouver un gène de résistance en collection).

* Le choix entre les différentes techniques montre que l'intérêt de la conservation diversifiée (probabilité de trouver un gène de résistance plus fort) est réduit par le délai d'adaptation à la modification de l'environnement. Cet arbitrage donne des résultats très différents selon le cadre d'analyse. La décision de core collection qui ouvre de nouvelles options dans le futur, peut être préférable à la banque (même si cette dernière est préférable tant que le prédateur n'apparaît pas). Le fait de considérer que cette décision ouvre des options (adaptabilité plus forte à la réalisation d'un état de la nature) plus intéressantes dans le futur par rapport à la Banque, peut entraîner un retournement de la solution classique de l'effet irréversibilité.

* Ces arbitrages peuvent être étudiés indépendamment, mais ils sont avant tout interdépendants. L'intégration de la gestion dynamique modifie-t-elle la typologie des techniques de conservation précédemment mise en évidence et les surcoûts apportés par l'association d'une gestion dynamique sont-ils justifiés ? Autrement dit, le gain issu de la plus grande probabilité de trouver un gène résistant est-il supérieur aux coûts qu'elle entraîne (la valeur étant fonction de la probabilité d'apparition d'un prédateur, de la probabilité de trouver un gène de résistance et de la probabilité de modification des techniques d'évaluation -biologie moléculaire-).

Ainsi, sur la base de scénarios d'évolution externe (apparition de prédateurs ou modification qualitative de la demande) et/ou interne (évolution technologique), différents arbitrages entre modes de conservation sont présentés. La simulation des paramètres principaux définit alors une hiérarchie dans les systèmes de conservation. L'analyse des coûts et de la valorisation des ressources génétiques permet ainsi de justifier l'effort de financement nécessaire en faveur de la conservation des ressources génétiques et le type de conservation à mettre en place.

Le décideur possède ainsi un outil d'aide à la décision qui permet en fonction du risque qu'il est prêt à courir de choisir le type de conservation qui correspond. La rationalisation de la conservation dans une optique de développement soutenable importe de minimiser le risque de la non conservation et de la conservation sans évaluation, en incluant les anticipations sur l'apparition de nouvelles technologies dans le domaine des biotechnologies et de la conservation, et la gestion durable d'un maximum d'échantillon dans les collections afin de répondre, au mieux, aux différentes éventualités qui peuvent se présenter dans le futur⁴⁴.

44 Cela rejoint la logique des travaux de Ciriacy-Wantrup (1968) qui présentent une alternative à l'analyse coût/bénéfice pour la préservation de la biodiversité, la méthode Safe Minimum Standard. Il faut prouver que les coûts de la préservation sont insupportables pour renoncer à le faire.

3.2.4.2. Diversification et coordination des moyens de conservation

Accroître la concertation entre les différents gestionnaires

On distingue plusieurs niveaux institutionnels dans la gestion des ressources génétiques. Outre la nécessité d'une coordination globale entre eux, dans le cadre d'une stratégie nationale de gestion de la diversité génétique, à chaque niveau des problèmes spécifiques apparaissent.

- Les instituts de recherche et banques de gènes

A ce niveau, il existe un besoin de rationalisation des collections de maLe lien entre les banques de gènes et les utilisateurs est un problème crucial. Trop souvent les banques de gènes ont eu tendance à accumuler des collections énormes, mais n'ont pas eu les moyens de les décrire, ni même de régénérer les graines. De ce fait, elles sont sous-utilisées.

- Le secteur privé

Les firmes semencières possèdent elles aussi d'importantes banques de gènes qui sont plus exactement leurs collections de travail. Celles-ci sont "surtout constituées de lignées où ont été identifiés des caractères génétiques précis, dont on connaît l'intérêt". Elles ont donc "une valeur considérable qui détermine la capacité concurrentielle des entreprises". Une telle appropriation privée (*monopolistique*) favorise-t-elle une "gestion optimale de la diversité génétique des plantes d'importance économique" ? Rien n'est moins sûr. Même quand ces firmes ont une stratégie élaborée, celle-là porte sur le moyen terme, à l'échelle de la décennie. Le maintien d'une collection immobilise des moyens dont la rentabilité n'est pas évidente, et les besoins de la concurrence amènent à les gérer au plus juste. Quand un programme s'arrête, ou quand les orientations changent, le sort habituel d'une collection est donc de disparaître.

Le processus de sélection, première étape de l'étude et l'évaluation d'un matériel végétal potentiellement intéressant, peut nécessiter l'association entre firmes mais également l'association entre les firmes et la recherche publique. La gestion des ressources génétiques est une oeuvre de long terme, voire de très long terme, et le rôle des instituts de recherche publics doit rester central. L'objectif est en effet de conserver des formes dont l'intérêt immédiat apparaît nul, mais qui peuvent se révéler précieuses dans vingt ou trente ans. Dans cette perspective, qui du secteur privé ou public peut assurer la conservation et la recherche de biens publics ayant une valeur d'option et d'exploration ? Mais également, où s'arrête l'intérêt de la propriété privée en matière de gestion durable ? La compétitivité est-elle toujours incompatible avec la prise en compte des valeurs d'option, du long terme ?

- Les gestionnaires du patrimoine, les associations et les Ong

Des associations de conservations du patrimoine culturel traditionnel sont parfois passés de la collecte d'objets matériels à celle d'espèces, races et variétés domestiques perçues comme des marqueurs culturels.... Il peut s'agir de structures semi-publiques ou de collectivités territoriales (en France, les musées d'agriculture, écomusées, parcs régionaux...). Dans les cas des parcs régionaux français, il est intéressant de noter que ces initiatives s'intègrent de plus en plus dans une dynamique de développement local en bénéficiant de nouvelles niches de marchés (écotourisme, produits du

terroir, qualité, etc.) mais également en impulsant ou soutenant une dynamique de croissance économique locale. Quant aux Ong, elles réalisent un travail primordial de sensibilisation et de diffusion de l'information au niveau local, jouant également parfois un rôle d'intermédiaire entre les communautés locales et la recherche⁴⁵.

Développer la conservation à la ferme et la participation paysanne

Comme le souligne A. Charrier, la gestion par les communautés locales de leurs ressources génétiques est aussi vieille que l'agriculture et l'élevage. On leur doit l'énorme entreprise de domestication des plantes cultivées et espèces d'élevage⁴⁶. Avec la modernisation de l'agriculture, les généticiens et sélectionneurs, par les sauts technologiques et productifs qu'ils rendaient possibles et par leur souci de constituer des collections de matériel, ont fini par être considérés comme les principaux gestionnaires de ressources génétiques, mais également comme les garants de leur conservation. Pourtant, on l'a vu, les moyens de conservation à leur portée présentent certaines limites. C'est pourquoi un nombre croissant de chercheurs s'intéressent aujourd'hui à la gestion des ressources génétiques par les communautés locales. Elle serait notamment "la meilleure façon de maintenir de façon dynamique des variétés locales adaptées aux besoins des paysans et aux caractéristiques de leurs agrosystèmes."⁴⁷ On parle désormais fréquemment de "conservation à la ferme" (*on farm*), plus précise que le terme "conservation *in situ*". Cette précision souligne que l'on donne à l'agriculteur **une part active dans la sélection du matériel végétal**, bien au-delà de la mise en place et de l'entretien de la culture (choix des critères et sélection proprement dite des plants ou semences). Il ne s'agit pas de bénéficier d'un autre "support" ou moyen de conservation - un "système parcelle-agriculteur" - mais de bénéficier de la pratique, du savoir, de la connaissance expérimentale et traditionnelle d'un paysan⁴⁸.

Jusque dans les années 1992-1993, les professionnels de la conservation ne semblaient pas être prêts à faire le pas de la conservation à la ferme. Aujourd'hui, il y aurait un certain consensus sur son intérêt technique en matière de sélection de matériel et d'entretien de la diversité génétique. En revanche, la question clé reste "la faisabilité socio-économique" de la conservation à la ferme⁴⁹. En effet, s'il est certain que, dans beaucoup de systèmes de production traditionnels, la diversité variétale et spécifique est une assurance contre les risques climatiques et contre les fluctuations des marchés⁵⁰, la viabilité économique de ces systèmes n'est pas assurée pour autant.

Parler de conservation à la ferme, c'est en réalité envisager **une nouvelle fonction ou spécificité des agriculteurs dans la société contemporaine**. Elle concerne leur participation active dans l'entretien, l'évaluation et la sélection des ressources

⁴⁵Pour cette section voir Chauvet, Olivier, 1993, pp. 90-97.

Compléter avec WRI-UICN-PNUE, 1994.

⁴⁶Charrier, 1993, Courrier de la Planète

⁴⁷Chauvet, Olivier, 1993, p. 97.

⁴⁸Si c'est seulement le support que l'on recherche, le schéma le plus simple et le plus efficace est le contrat type "producteur de semences" qui impose précisément les techniques culturales.

⁴⁹Louette, 1994; Chauvet, Olivier, 1993; WRI-UICN-PNUE, 1994.

⁵⁰Morlon, 1993

génétiques. Ce nouveau service répond à la fois à une demande sociale d'environnement (conserver la biodiversité) et à une demande de matériel génétique et d'information sur ce matériel par le secteur de la sélection végétale et animale, ainsi que par le secteur de la pharmacie. En toute logique économique, de tels services sont justifiables d'une rémunération. Laquelle et sous quelles formes, quelles modalités ? Quelles en sont également les conditions sociales et institutionnelles ?

Le débat, a priori plutôt technique, sur les méthodes de conservation renvoie donc à des questions plus larges, touchant aux déterminants de cette viabilité socio-économique : l'accès aux ressources et aux bénéfices de leur valorisation, les politiques et mécanismes favorisant une utilisation durable de la biodiversité. Le poids de l'environnement socio-économique apparaît également déterminant à la fois par le mouvement d'uniformisation de fonds (culturelle, alimentation, marchés...) qui le caractérise, que par l'isolement du marché pour de nombreuses communautés traditionnelles.

Il n'en demeure pas moins que la conservation *in situ* des ressources génétiques paraît bien être une question de plus en plus débattue. Elle est tout d'abord au cœur des débats de la Commission des ressources génétiques de la FAO. La notion de *droit des agriculteurs* et les réflexions sur la propriété intellectuelle des communautés traditionnelles concernant leurs connaissances sur les cultivars et races locales, attestent de cet intérêt. Sur ce thème, la prochaine Conférence de Leipzig en juin 1996 devrait être décisive. Dans cette dynamique une rencontre a récemment eu lieu à Dakar sur le rôle du *secteur indépendant* dans la conservation des ressources phytogénétiques⁵¹. Au printemps 1997, il devrait également se tenir une rencontre entre chercheurs et ce secteur indépendant pour la région de l'Afrique des savanes⁵².

3.2.4.3. Développer les incitations pour une utilisation durable des ressources génétiques

En dehors du fait que les techniques et les modes de gestion doivent respecter les contraintes de renouvellement des ressources, la mise en œuvre de ces techniques par les producteurs dépend étroitement du contexte économique et institutionnel.

Les législations et les règles, régissant les modes d'appropriation, conditionnent par exemple directement les stratégies individuelles de gestion des ressources. Par ailleurs, les modes d'appropriation ne sont jamais immuables et ils peuvent évoluer pour intégrer de nouveaux intérêts. Les enjeux économiques autour des biotechnologies sont à la base des transformations récentes des règles internationales contrôlant l'accès aux ressources génétiques. Les biotechnologies multiplient considérablement les possibilités de valorisation des ressources génétiques et constituent par conséquent un enjeu commercial énorme pour la sélection végétale et la pharmacie. L'appropriation des ressources, jusque là en libre accès, est une des manifestations de cet intérêt commercial. Mais derrière le débat sur les Droits d'Obtention Végétal, les brevets sur le vivant, le droit des agriculteurs, ou encore la propriété intellectuelle, la question centrale est de savoir **quel est le mode**

⁵¹Solagral, ENDA, CONGAC, novembre 1995.

⁵²BRG, ORSTOM, Solagral

propriété intellectuelle, la question centrale est de savoir **quel est le mode d'appropriation qui assure une gestion optimale de la diversité génétique**, sachant que celle-ci est susceptible désormais de générer une valeur significative. La difficulté est de trouver un équilibre entre appropriation privée et publique, de concilier un optimum marchand de court terme, suffisamment incitatif pour favoriser l'innovation, et un optimum écologique pour maintenir durablement un stock suffisant de ressources et un degré suffisant de diversité.

Mais, plus largement, l'appropriation est une des composantes des mécanismes économiques et institutionnels susceptibles d'assurer la durabilité de l'exploitation des ressources naturelles. Dans le cas particulier des ressources génétiques, la conservation à la ferme apparaît comme un service redevable d'une rémunération. Comment rémunérer cette conservation ? On peut concevoir diverses incitations, dirigées vers les communautés locales ou les producteurs. En Europe, de telles mesures incitent les agriculteurs à conserver ou à mettre en oeuvre des techniques agricoles respectueuses de l'environnement.

Les incitations économiques pourraient notamment être destinées à protéger les cultivars locaux et les espèces semi-domestiquées ou sauvages dont le cycle de reproduction est intégré à des agro-systèmes. Ceux-ci sont en effet à la marge ou fortement concurrencés par l'agriculture de marché et ne peuvent être maintenus sans un appui économique et institutionnel. C'est par exemple le cas de cultivars de maïs, présentant des caractéristiques génétiques d'adaptation à la sécheresse, qui ne sont cultivés que dans quelques stations de la réserve de biosphère de la Sierra de Manantlán, au Mexique. Dans ce type de situation, on pourrait envisager un système de taxe nationale sur la vente de grains ou produits finaux et dont une partie au moins des recettes à la vente serait reversée aux populations. Il ne s'agirait pas tant de valoriser à l'échelle locale les systèmes traditionnels, mais surtout d'internaliser un service de conservation de la biodiversité, non rémunéré alors qu'il génère un bénéfice global.

De telles démarches exigent cependant de pouvoir délimiter ces zones *réservoirs* de diversité, à défaut de pouvoir identifier et protéger les variétés. Mais les politiques d'incitations dirigées vers certaines communautés locales ne sont pas sans effet pervers. Elles peuvent engendrer des conflits entre communautés voisines mais également au sein des collectivités. Elles exigent donc que des modes de gestion collectifs des ressources et de l'espace soient effectifs. Elles rejoignent ainsi directement la question des droits des communautés locales.

3.2.5. Quelle démarche pour le FEM ?

Critères de sélection des activités

Les questions et éléments de décision

1^o- Quels types de ressources génétiques, pour quels usages ?

- Ressources génétiques domestiques, semi-domestiques, sauvages;
- Utilisées pour l'agriculture-élevage, l'autosubsistance, la santé;
- A quelle échelle attend-on un bénéfice : celle du développement local, ou global ?

2^o- Quels moyens ou méthodes de conservation ?

- ex situ, à la ferme, in situ.

3^o- Quel degré d'évaluation technique et économique ?

4^o- Quels mécanismes pour assurer la viabilité économique et sociale ?

- Incitations économiques et institutionnelles,
- Coordination, concertation entre les différents acteurs et méthodes,
- Transferts de fonds, de savoirs, de techniques (cf Convention Biodiversité).

Critères de sélection des activités et coût

- Quelles sont les priorités selon des acteurs concernés et, parmi elles, quels sont les besoins d'innovations ? Les deux parties précédentes nous permettent de le préciser.

- Banques de gènes : les multiplier, surtout les rationaliser, et favoriser leur coordination.
- Conservation in situ stricte : la multiplier et la coordonner avec les aires protégées.
- Conservation à la ferme : expérimenter, développer (étudier et mettre en place les mécanismes économiques et institutionnels assurant la durabilité...).
- Coordination et concertation entre ces différents moyens.
- Mécanismes économiques et institutionnels assurant la durabilité : étudier, expérimenter, développer.

- Les stratégies de mise en place de telles innovations, incluent des activités de court terme et de long terme : quelles sont les activités finalisées sur le court ou moyen terme ?

- Parmi ces dernières, quelles sont celles qui favorisent le plus la viabilité de la stratégie ?

Dans les recommandations pour une nouvelle stratégie de gestion des ressources génétiques trois axes apparaissent :

1. Il semble y avoir un consensus sur la nécessité de diversifier et rationaliser les méthodes de conservation : cela concerne une conduite plus rigoureuse de banques de gènes et le développement de la conservation à la ferme.

2. Un besoin général de coordination et concertation est affiché.

3. La stratégie de conservation n'est viable que si elle se place dans une perspective d'utilisation durable : il est urgent d'expérimenter des politiques qui garantissent des formes favorables d'appropriation des ressources et de répartition de leurs bénéfices.

3.2.5.2. Nature des coûts additionnels pour la conservation durable des ressources génétiques

Exemple de deux projets du FEM

Nous avons pu analyser deux programmes de conservation et de gestion des ressources génétiques actuellement financés par le FEM : un en Ethiopie et l'autre au Proche Orient (voir en annexe une présentation de chacun de ces deux projets).

Les deux régions concernées, sont des foyers de plantes cultivées, et parmi les plus importantes. Elles renferment donc un matériel génétique local (cultivars, espèces semi-domestiquées et parents sauvages d'espèces cultivées) très varié et essentiel pour accroître les possibilités d'adaptation des variétés sélectionnées. Or, dans ces régions, ce matériel est entretenu et reproduit dans les agrosystèmes traditionnels : c'est à ce niveau qu'il faut d'une part le cataloguer, l'évaluer, mais aussi l'entretenir. Pour ces différentes tâches les agriculteurs locaux sont des partenaires privilégiés, en tant qu'informateurs et en tant que praticiens de choix.

Dans ces deux projets, la conservation à la ferme, est privilégiée mais elle reste complémentaire des banques de la conservation *ex situ* et de la conservation *in situ* dans des aires protégées. Les deux projets prévoient une concertation avec tous les moyens de conservation à l'échelle des deux régions. Ils prévoient également de fournir du matériel aux banques de gènes locales, voire internationales.

Quelles sont les activités prises en charge par le FEM et qu'elle en est la justification ?

La situation de référence est clairement identifiée comme étant la situation de non-coordination des activités, antérieure au projet. La totalité des coûts sont donc considérés comme incrémentaux.

En pratique, **ces coûts sont ceux d'activités de concertation et de consolidation des capacités institutionnelles.** Elles concernent l'ensemble des acteurs et institutions du secteur de la conservation et de la sélection des ressources phytogénétiques, tant au niveau national que régional. Précisément, on trouve des coûts de formation professionnelle (cours, séminaires, bourses), des frais de réunions et de d'animation, quelques frais d'expérimentations en laboratoire ou au champ, des frais d'enquêtes, les coûts de personnel et de fonctionnement, des coûts de déplacement et de voyage, dont l'achat de véhicules, quelques frais d'équipement administratif ou de bureau.

Il est significatif que la structure et le contenu de ces coûts ne posent aucune difficulté d'évaluation et de sélection. Ils ne sont pas spécifiques au domaine des ressources génétiques mais relèvent du domaine de la logistique, de la coordination de projet, et, en moindre mesure, de la formation professionnelle. Ces deux projets n'en sont pas moins très cohérents en matière de stratégie de conservation des ressources génétiques : les différents moyens techniques et humains existent, il reste à les mettre en relation et à impulser une dynamique commune.

3.2.6. Conclusion sur les ressources génétiques

Tenter de préciser la structure des coûts incrémentaux à partir de projets existants est naturel, et relativement aisé, dans le domaine de la technologie industrielle. Précisément, quand la stratégie visant à résoudre, ou prévenir, le problème d'environnement repose sur une innovation technique ou sur l'application d'un règlement ou d'une norme dont la mise en place est relativement simple.

L'érosion de la diversité génétique est un "problème d'environnement" qui rentre difficilement dans ce schéma. La complexité des causes directes et indirectes de l'érosion génétique impose de concevoir des stratégies de conservation et de gestion globales, intégrées et de long terme : conservation *ex situ* et *in situ*, mesures d'incitation économique et réglementaires, mesures juridiques etc. Dans la littérature, une attention plus particulière est portée sur une meilleure coordination et rationalisation des moyens existants, et moins sur la multiplication des collections. Plus récemment, un intérêt croissant est marqué pour les communautés locales et les producteurs. Ils sont susceptibles de jouer un rôle important dans une stratégie globale de conservation. On s'interroge alors sur les modalités et les possibilités de concertation, d'articulation de ce secteur paysan et rural avec les secteurs privé et public. Il se pose la question de l'insertion de ces nouveaux services demandés aux producteurs locaux dans l'économie marchande tout en assurant une gestion optimale de la diversité génétique.

Vue que de telles stratégies intègrent de nombreuses dimensions et s'envisagent sur le long terme, il est difficile que le GEF ou le FFEM, avec les moyens à leur portée, appuient d'autres initiatives que le renforcement des capacités institutionnelles et de la concertation entre ces institutions ou encore des expériences innovantes exécutées rapidement. Les quelques projets en cours sont révélateurs de cette situation : **les actions financées correspondent à de la coordination scientifique entre organismes et pays, à la prise en charge de formation, d'étude et de recherche. Dès lors la structure et le contenu de tels coûts ne sont pas spécifiques au domaine de la biodiversité ou des ressources génétiques.** Dans ces conditions, l'essentiel n'est pas de déterminer une méthode d'évaluation "exhaustive et opérationnelle" des coûts additionnels puisque leur définition et leur mesure ne posent pas de problèmes particuliers. En revanche, il est essentiel, pour les décideurs, de pouvoir déterminer les domaines où la concertation et où les innovations sont considérées comme urgentes par les professionnels, et, au-delà, de déterminer parmi ces activités celles qui sont susceptibles de générer ou de produire une *plus value* significative pour la conservation de l'environnement global.

Enfin, en matière de conservation *ex situ*, nous avons essayé d'identifier l'ensemble des coûts de fonctionnement d'un programme de conservation des RGV. La rationalisation économique de tels programmes, s'appuie alors plutôt sur une minimisation de risque en situation d'incertitude. Elle peut aider les pays à construire et à organiser la conservation des RGV en vue d'une gestion durable des collections. Cependant, cela passe également par la définition d'un système institutionnel adapté à une conservation et à une utilisation durable de la biodiversité (statut juridique et appropriation des RGV, incitations fiscales, contrats, etc.) Il s'agit surtout de comparer différents systèmes d'incitations et les coûts de fonctionnement qui les caractérisent.

TABLE DES MATIÈRES

pages

I LES ORIGINES DU COÛT INCRÉMENTAL

1. QUESTIONS AUTOUR DU COÛT INCRÉMENTAL	2
2. PETITE HISTOIRE DU COÛT INCRÉMENTAL	3
2.1. ÉMERGENCE D'UNE PRÉOCCUPATION INTERNATIONALE AUTOUR DE LA BIODIVERSITÉ <i>La Convention sur la Diversité Biologique et les ressources génétiques</i>	3
2.2. UN PEU DE GÉOPOLITIQUE	6
2.3. UNE LÉGITIMATION RAPIDE	8
3. LE COÛT INCRÉMENTAL TEL QU'EN LUI MÊME	8
3.1. PREMIÈRE VERSION...	8
3.2. ... ET ADAPTATION	9
4. LES RACINES ÉCONOMIQUES THÉORIQUES DU COÛT INCRÉMENTAL	11
4.1. UN PROBLÈME DE STRATÉGIE	12
4.2. UN PROBLÈME DE NÉGOCIATION	13
4.2.1. La reconnaissance de l'externalité	
4.2.2. Les préalables au marchandage	
4.2.3. Le marchandage des externalités proprement dit	
4.3. LE CADRE DE L'ÉVALUATION	16
4.3.1. Le coût incrémental vient de l'analyse de projets	
4.3.2. Comment évaluer la situation de référence ?	
4.3.3. La norme à atteindre	

	2
5. VALEURS ET MÉTHODES D'ÉVALUATION DE LA BIODIVERSITÉ	21
5.1. LA VALEUR ÉCONOMIQUE TOTALE ET SES COMPOSANTES	22
5.1.1. La valeur d'usage	
5.1.2. La valeur de legs	
5.1.3. La valeur d'existence	
5.2. LES MÉTHODES D'ÉVALUATION	23
5.2.1. Les méthodes <i>ex ante</i> ou de révélation directe des préférences	
<i>L'évaluation contingente</i>	
<i>Le classement contingent</i>	
5.2.2. Les méthodes <i>ex post</i> ou de révélation indirecte des préférences	
<i>La méthode des coûts de transport</i>	
<i>Les méthodes des fonctions de production</i>	
<i>La méthode du changement de productivité</i>	
<i>La méthode du changement de revenus</i>	
<i>La méthode des dépenses préventives</i>	
<i>La méthode des coûts de remplacement</i>	
<i>La méthode de substitution ou proxy</i>	
<i>La méthode du projet ombre</i>	
<i>La méthode du coût de compensation</i>	
<i>Les transferts de bénéfices</i>	

II POUR UNE DÉFINITION OPÉRATIONNELLE...

1. L'INADAPTATION DU RÉFÉRENTIEL THÉORIQUE AUX PROBLÈMES D'ENVIRONNEMENT GLOBAUX...	30
1.1... PARCE QUE LES INTÉRÊTS EN CAUSE SONT DIFFÉRENTS	30
1.2. ... PARCE QUE LA NATURE DU PROBLÈME D'ENVIRONNEMENT EST DIFFÉRENTE	31
2. QUELLES SONT LES DIFFICULTÉS D'APPLICATION DU COÛT INCRÉMENTAL POUR LA BIODIVERSITÉ ?	34
2. 1. CONTRAIREMENT À L'EFFET DE SERRE, LA BIODIVERSITÉ SE PRÊTE MAL À LA MESURE	34
2.2. LES PROBLÈMES SPÉCIFIQUES DE LA BIODIVERSITÉ	35
2.2.1. Que sait-on de la biodiversité ?	
2.2.2. Conserver... la capacité de résilience	
2.2.3. Quels objectifs pour la biodiversité ?	
2.2.4. Quels choix de société ?	
2.2.5. Le principe de précaution	
2.2.6. Pour une autre économie de l'environnement	
3 . LA MISSION DU GEF ET LES CRITÈRES D'ÉLIGIBILITÉ	42
3.1. LA MISSION DU GEF	43
3.2. LES CRITÈRES D'ÉLIGIBILITÉ ET DE SÉLECTION DES PROJETS	43
3.2.1. Les critères généraux	
3.2.2. Les critères spécifiques	
3.3. SPECIFICITÉS DES FINANCEMENTS DU FFEM et du GEF	46
3.3.1. Entre contraintes financières...	
<i>Le rapport coût-efficacité et/ou l'apprentissage comme règle de sélection des projets</i>	
<i>L'identification du coût incrémental</i>	
3.3.2... contraintes "incrémentales"	
3.3.3. les enseignements des projets	
3.3.4. Adaptations et déviations	
<i>Présenter un projet idéal</i>	
<i>Démontrer le caractère global de la biodiversité</i>	
<i>Concilier développement durable et coût incrémental</i>	
<i>Rentabiliser l'environnement</i>	

La rentabilité de l'environnement
La situation de référence

**3.4. UNE DÉFINITION OPÉRATIONNELLE DU COÛT INCRÉMENTAL
POUR LA PROTECTION DE LA BIODIVERSITÉ**

III QUELLES ACTIONS POUR PROTÉGER LA BIODIVERSITÉ ?

1. LES INSTRUCTIONS DU GEF POUR LA PHASE OPÉRATIONNELLE	58
1.1. LES ÉTAPES DE L'ÉVALUATION	58
1.2. ÉTUDES DE CAS PRINCE	61
2. LA PROTECTION DES ÉCOSYSTÈMES	62
2.1. LES AIRES PROTÉGÉES EN QUESTION	62
2.2. DES ÉCOSYSTÈMES MULTI-USAGES : LES FORÊTS TROPICALES	65
2.2.1. Biodiversité et forêt tropicale : le mythe du paradis perdu ?	65
2.2.2. La déforestation	65
2.2.3. Les causes de la dégradation	67
2.2.3.1. Les causes immédiates	
<i>Demande de bois de feu et de bois d'oeuvre</i>	
<i>Demande de terres agricoles : les fronts pionniers</i>	
2.2.3.2. Les causes ultimes	
<i>Le diagnostic classique : la croissance démographique</i>	
<i>Un autre diagnostic : les déterminants historiques et institutionnels</i>	
2.2.4. Les modes de mise en valeur "durables"	75
2.2.4.1. Les aménagements forestiers	
<i>Une multitude de critères pour la gestion durable</i>	
<i>Evolution des expériences des aménagements Forestiers.</i>	
<i>Les éléments et coûts de l'aménagement</i>	
<i>Que peut financer le GEF ?</i>	
2.2.4.2. Les activités extractivistes (AE)	
<i>Les activités extractivistes, un mode de mise en valeur respectueux de la biodiversité ?</i>	
<i>Quelles actions pour éviter la surexploitation ?</i>	
<i>Que peut faire le GEF ?</i>	
2.2.4.3. L'agroforesterie	
2.2.4.4. Le coût incrémental lié à ces modes de mise en valeur	
2.2.5. La protection des écosystèmes forestiers	91

- 2.2.5.1. Le classement des massifs forestiers
- 2.2.5.2. Les réserves extractivistes
- 2.2.5.3. Le coût incrémental lié à la protection de la forêt

2.3. LA NATURE PATRIMOINE : LES GALAPAGOS	95
2.3.1. L'enjeu des Galapagos	95
2.3.2. Quelles sont les menaces ?	95
2.3.2.1. Pas de limite publique à la pression démographique	
2.3.2.2. Pas d'internalisation des coûts externes	
2.3.3. Limites des interventions classiques	97
2.3.4. Perspectives d'actions pour le FFEM	98
2.3.5. Adaptation des critères d'éligibilité	

3. LA CONSERVATION ET L'UTILISATION DURABLE DES RESSOURCES

3.1. LES RESSOURCES HALIEUTIQUES	108
3.1.1. Les notions de ressources et de biodiversité marines	108
3.1.1.1. Au sens des biologistes halieutes	
3.1.1.2. Au sens des économistes	
3.1.1.3. Problématique de la biodiversité marine	
3.1.1.4. Méthodes et difficultés d'évaluation des ressources	
3.1.2. Les menaces identifiées sur les ressources et la biodiversité marine	110
<i>Les mammifères marins</i>	
<i>Tortues et requins</i>	
3.1.3. Quelles sont les causes ?	113
3.1.4. Quelques propositions	
3.2. LES RESSOURCES GÉNÉTIQUES	115
3.2.1. Les ressources génétiques : de quoi parle t-on ?	115
3.2.2. L'érosion de la diversité génétique	117
3.2.3. La stratégie de conservation actuelle et ses limites	119
3.2.3.1. Les méthodes classiques : les collections	
<i>Les différentes méthodes</i>	
<i>Leurs limites techniques et la contrainte de la régénération</i>	
<i>Les coûts de conservation in situ</i>	
3.2.3.2. Caractérisation du matériel génétique conservé	123

3.2.4. Orientations pour une gestion durable des ressources	125
3.2.4.1. Accroître et rationaliser l'évaluation du matériel	
<i>Les innovations techniques pour évaluer</i>	
<i>La rationalisation économique des collections</i>	
3.2.4.2. Diversification et coordination des moyens de conservation	
<i>Accroître la concertation entre les différents gestionnaires</i>	
<i>Développer la conservation à la ferme et la participation paysanne</i>	
3.2.4.3. Développer les incitations pour une utilisation durable des ressources génétiques	
3.2.5. Quelle démarche pour le FEM ?	132
3.2.5.1. Critères de sélection des activités	
3.2.5.2. Nature des coûts additionnels pour la conservation durable des ressources génétiques	
<i>Exemple de deux projets du FEM</i>	
3.2.6. Conclusion sur les ressources génétiques	135

ANNEXES

1. Deux exemples de projets de conservation et utilisation des ressources génétiques présentés au FEM

2. Projets FEM

ORSTOM
32, avenue Henri Varagnat
93143 Bondy Cedex
Tél. 48 02 55 00 - Fax 48 47 30 88

**ÉTUDE
COÛT INCRÉMENTAL ET PROTECTION DE LA BIODIVERSITÉ**

Réalisée à la demande du Fonds Français pour l'Environnement Mondial
-FFEM-

DOCUMENTS DU GROUPE DE TRAVAIL

**Éléments de théorie économique du "Coût incrémental"
dans le cadre de la protection de la diversité biologique**

**Franck-Dominique Vivien
CERAS-HERMES
Université de Reims Champagne Ardenne
UFR de Sciences économiques et de gestion
57 bis, rue Pierre Taittinger - 51096 Reims cédex**

**Martine Antona
GREEN-CIRAD
42, rue Sheffer - 75016 Paris**

Décembre 1995

F 43658

Etude sur le "coût incrémental" dans la protection de la biodiversité
ORSTOM
Paris, septembre-décembre 1995

**Eléments de théorie économique du "coût incrémental"
dans le cadre de la protection de la diversité biologique**

Franck-Dominique Vivien
CERAS-HERMES
Université de Reims Champagne Ardenne
U.F.R. de Sciences économiques et de gestion
57 bis, rue Pierre Taittinger - 51096 Reims cédex

Martine Antona
GREEN-CIRAD
42, rue Scheffer - 75016 Paris

Le coût "incrémental"

1. Un problème de stratégie
2. Un problème de négociation
 - 2.1. La reconnaissance de l'externalité
 - 2.2. Les préalables au marchandage
 - 2.3. Le marchandage des externalités proprement dit
3. Un problème d'évaluation économique
 - 3.1. Situation de référence et objectif à atteindre
 - 3.2. Les méthodes d'évaluation
4. Un problème de financement
5. Les divergences par rapport au référentiel théorique
 - 5.1. Quant aux intérêts en cause
 - 5.2. Quant à la nature du problème d'environnement

Introduction générale

La notion de "coût incrémental", comme le rappellent Benjamin Dessus et Pierre Cornut (1994, p. 1), est un principe de répartition du financement d'un projet de "développement durable". De l'avis de Ken King (1994, p. 4), économiste de l'environnement au Fonds Global pour l'Environnement (GEF), le concept de "coût incrémental" est "clair et simple". N'en déplaise à cet auteur, la littérature qui se réfère à cette notion (cf. bibliographie à la fin du présent texte) est généralement plus circonspecte dans son appréciation. D'entrée, il convient en effet de remarquer que le principe du coût incrémental relève de deux légitimités différentes : une logique juridique relative aux conventions cadres instaurées au terme du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro (1992) et une logique économique renvoyant à la notion même de "coût" financier. Faut-il y voir le reflet de cette double légitimité ? Toujours est-il que, pour comprendre la notion de "coût incrémental", il est souvent fait appel, d'un côté, à un certain pragmatisme (du fait tant de la nature du problème que de la situation institutionnelle du GEF, entité intérimaire¹ à peine sortie de sa phase pilote qui courait sur la période 1990-1994) et, d'un autre côté, à l'expression de la rationalité économique (analyse coûts-avantages, maximisation des bénéfices attendus...). Si ces deux logiques ne sont peut-être pas contradictoires, leur cohérence - si on en juge par le flou ou l'embarras de certains textes - ne va manifestement pas de soi. C'est ce que l'on va pouvoir vérifier en étudiant plus en détail le cadre théorique sur lequel se fonde la notion de "coût incrémental". Ce faisant, on sera à même d'apprécier le travail du GEF dont une des tâches principales durant sa phase pilote consistait précisément, comme le rappelle Pierre Cornut (1995, pp. 28-29), à définir un cadre théorique et analytique cohérent, rigoureux et uniformisé pour cette notion de "coût incrémental".

Du point de vue de la théorie économique, la procédure dans laquelle s'inscrit cette notion de "coût incrémental" renvoie à quatre types de problèmes classiques dans la prise de décision. Le premier point porte sur le choix de la stratégie susceptible de permettre la mise en place des conditions d'un développement durable. Le second point concerne le choix du mécanisme d'incitation permettant d'aller dans le sens désiré. Le troisième point porte sur l'évaluation économique. Le quatrième point réside dans les modalités de financement. Nous aborderons successivement ces quatre points, en précisant que, du fait de nos compétences limitées en matière financière, le quatrième sera abordé très succinctement. Bien que distincts, ces différents aspects théoriques ne sont pas séparés. Au contraire - et c'est là une des raisons d'être des théories économiques - on verra que ceux-ci sont susceptibles de pouvoir être articulés en une vision logique de la problématique en question, c'est-à-dire en un ensemble théorique cohérent liant un type de problème à traiter, ses causes et ses conséquences, et les moyens à mettre en oeuvre pour le résoudre. La lecture attentive de la littérature spécialisée sur le "coût incrémental" permet de vérifier cette hypothèse. Même si elle ne fait pas l'objet d'un exposé théorique systématique, la notion de "coût incrémental", telle qu'elle a été pensée initialement dans le cadre du GEF, nous semble relever en effet du champ de la "nouvelle micro-économie" (voir, par exemple, Pierre Cahuc (1993)) et plus particulièrement d'une théorie économique de l'environnement bien précise, que l'on qualifiera de "problématique coasienne". La question qu'il importera alors de poser est celle du bien-fondé ou non de cette vision. Un tel examen nous apparaît d'autant plus nécessaire que, comme on le sait, la notion de "développement durable" fait l'objet d'une véritable compétition entre diverses visions du monde et diverses visions du futur, chacune essayant d'imposer sa propre définition de ce que serait : a) le développement, b) la "durabilité" de ce développement et c) les théories et outils conceptuels permettant de rendre compte et/ou d'accéder à un tel développement. On a tout lieu de penser - et le mémoire de Pierre Cornut (1995) portant sur la genèse et le développement du Fonds de l'Environnement Mondial vient confirmer cette intuition - que les institutions et mécanismes institutionnels qui se mettent en place pour répondre aux exigences de transition vers le développement durable sont aussi des lieux de débats et d'opposition entre ces mêmes visions du monde et du futur. C'est ce point que nous étudierons plus précisément dans une cinquième partie. En s'appuyant sur les analyses d'Olivier Godard (1993), nous verrons qu'il y a effectivement conflit entre deux modes de représentation et de gestion des problèmes d'environnement. Même si beaucoup d'experts et d'économistes s'y réfèrent systématiquement - et, au

¹ "The first meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity requested the GEF to "continue to serve as the institutional structure to operate the financial mechanism under the Convention on an interim basis", peut-on lire in GEF (1995b, p. 1).

passage. il n'est peut-être pas inutile de rappeler que Ronald Coase s'est vu décerné le Prix Nobel d'économie en 1992 -. il convient de rappeler que la problématique coasienne, tant dans la construction sociale du problème d'environnement qu'elle met en scène que dans la solution qu'elle propose. ne correspond pas au cas général, et pas davantage au cas particulier qui nous occupe. Nous verrons qu'il est possible d'opposer à la construction coasienne une autre représentation sociale des problèmes d'environnement plus apte, nous semble-t-il, à comprendre et à orienter efficacement la prise de décision dans le cadre de la diminution globale de la diversité biologique. Nous verrons alors comment, dans cette modification du contexte d'expertise. il convient de concevoir le concept de "coût incrémental". Ce faisant. nous espérons donner une assise plus théorique à la distinction établie par Pierre Cornut (1995) entre approche "marginaliste" et approche "volontariste".

1. Un problème de stratégie

La notion de "développement durable" est susceptible de recevoir de nombreuses définitions. Sans vouloir entrer dans l'examen de ces différentes acceptions, retenons que cette notion traduit la volonté de penser autrement les relations entre la croissance économique et l'environnement. En d'autres termes, le point commun de ces définitions est la reconnaissance du fait que désormais le sort du développement économique est lié à celui de l'environnement et réciproquement. La question qui se pose alors est celle du choix de la stratégie supposée permettre l'émergence des conditions de conciliation de la dynamique du développement économique et de l'environnement. Plus concrètement, il s'agit de trouver des incitations susceptibles de modifier les modes de prise de décision et les comportements des agents économiques. La réponse habituelle de la théorie économique est de considérer que l'environnement est un coût additionnel que les agents économiques doivent prendre en compte dans la détermination de leurs objectifs (il s'agit d'une problématique que les économistes qualifient d'internalisation des effets externes, sur laquelle nous allons revenir). A l'évidence, le qualificatif même de l'expression en témoigne, c'est cet aspect qui caractérise fondamentalement la notion de "coût incrémental". La Banque mondiale, institution qui exerce sur le GEF un rôle directeur (Cornut, 1995, p. XI), insiste tout particulièrement sur ce point : les fonds du GEF doivent servir uniquement à couvrir les coûts "additionnels" qu'occasionne la prise en compte de problèmes globaux d'environnement (et, en l'occurrence, pour ce qui nous intéresse, de la biodiversité). Il convient donc d'opérer une distinction stricte entre ce qui relève du développement proprement dit et de l'environnement.

Ceci fait, il apparaît que le coût incrémental relève d'une stricte politique de l'environnement. Il s'agit dès lors, ainsi que procède l'économie de l'environnement, de considérer les instruments d'incitation susceptibles d'être mis en œuvre dans le cadre d'une politique de l'environnement. Les économistes de l'environnement opposent traditionnellement deux philosophies d'intervention dans le domaine des politiques environnementales. La première est l'approche réglementaire et administrative (la logique du "command and control" comme l'appellent les anglo-saxons). La seconde est l'approche économique proprement dite, qui consiste peu ou prou à recourir à une procédure marchande ("market-based instruments") au travers d'un certain nombre d'instruments économiques (taxes, redevances, permis négociables, systèmes de dépôts-consignes, subventions...). Le mécanisme du coût incrémental met résolument l'accent sur la seconde approche. Par l'idée même d'un "coût" économique à prendre en compte, il repose sur l'idée qu'une incitation monétaire est nécessaire (et suffisante) pour modifier les comportements dommageables pour l'environnement. Cela veut dire aussi que le mécanisme du "coût incrémental" met en jeu la rationalité des agents économiques concernés. On notera que cette position est partagée par l'OCDE (1995)², avec cependant une importante nuance quant à l'applicabilité de ce type de mesure liée au développement de la sphère marchande dans les pays concernés.

² Voir "The use of economic incentive measures as a strategy for addressing selected biodiversity issues" in OCDE (1995, p. 54). Toutefois, après avoir fait une présentation mettant résolument en avant les qualités incitatives des instruments économiques, les auteurs de ce rapport sont forcés de reconnaître implicitement certaines limites à cette procédure. Ils notent ainsi : "with the possible exception of Mexico, the instruments which are recorded here are broadly appropriate to all countries of the OECD. The development of instruments for Mexico should be qualified with reference to the traditional (ejido and comunidad) communal land tenure systems in agriculture and forestry" (OCDE (1995, p. 57)).

Comme le souligne le rapport de l'OCDE (1995)³, le fait que les intérêts individuels soient sollicités est un autre et essentiel élément incitatif d'une politique de préservation de la diversité biologique que l'on peut mettre à l'actif des instruments économiques. C'est manifestement la même hypothèse qui est faite par le GEF avec sa notion de "coût incrémental". Il convient alors d'étudier dans quel contexte institutionnel doivent jouer ces intérêts économiques particuliers. Cela nous amène à notre deuxième point théorique.

2. Un problème de négociation

Le problème d'environnement à traiter, avons-nous dit, relève de la mise en place d'une politique de conservation de la biodiversité. Si l'on cherche à les rapprocher de la théorie économique, les termes de la problématique du "coût incrémental", tels qu'ils apparaissent dans les documents, semblent ressortir d'une problématique que l'on qualifiera de marchandage d'externalités entre deux parties, une problématique que l'on peut aussi appeler "coasienne" en référence au nom de son principal théoricien, Ronald Coase (1960). Celle-ci se présente en trois temps : 1. la reconnaissance de l'externalité; 2. les préalables au marchandage et 3. le marchandage proprement dit et la définition de la contrepartie monétaire supposée faire disparaître l'externalité.

2.1. La reconnaissance de l'externalité

En théorie économique, on désigne par "effet externe" ou "externalité", au sens large, un phénomène d'interdépendance entre agents économiques qui n'est pas médiatisé par un échange marchand⁴. Une externalité négative (ce à quoi nous renvoie le présent cas) apparaîtra ainsi comme un dommage causé à un ou plusieurs agents économiques par l'activité d'un autre agent économique, sans qu'il y ait versement d'une somme d'argent en contrepartie du dommage infligé. Dans le cas qui nous occupe, on dira qu'une des parties en présence s'estime lésée par l'action ou les projets de l'autre : c'est l'externalité proprement dite provenant de la perte (ou espérance de perte) de bien-être subie par le premier agent (représentant de l'intérêt général mondial) du fait de la réduction de la biodiversité. Le premier (le "pays donateur") va donc chercher à modifier le comportement du second (le "pays hôte"). D'un autre côté - et cela montre le caractère bilatéral de la problématique environnementale, un aspect qu'a particulièrement souligné Ronald Coase -, le fait que le pays hôte doive modifier son comportement a aussi des conséquences sur son propre bien-être (coûts supplémentaires et bénéfices locaux moindres liés à la protection de la biodiversité: les bénéfices de cette action de protection étant censés être "globaux" et non locaux).

2.2. Les préalables au marchandage

Le marchandage des externalités se présente comme un problème de négociation bilatérale entre deux parties (un "pays hôte" et un "pays donateur") en vue de conclure un échange, chaque partie estimant qu'elle peut retirer un avantage de cet échange. Cette négociation s'instaure - c'est là un autre point essentiel de la démonstration de Coase et de la théorie des droits de propriété - à partir du moment où les droits de propriété sur les ressources concernées sont clairement spécifiés (sous-entendu, on ne peut échanger que ce que l'on possède). Ici, par hypothèse, c'est l'"hôte" qui est propriétaire de la diversité biologique. Il va donc falloir le dédommager pour qu'il renonce, partiellement, à user du droit économique que lui confère la propriété de la ressource.

Autre condition importante mise en avant par Ronald Coase pour le bon déroulement de cette négociation, il faut que les coûts de transaction soient nuls. A la suite de Ronald Coase (1937), qui a été un des premiers à en parler, les "nouveaux microéconomistes" - Williamson (1975) notamment -

³ "Incentive mechanisms therefore operate in a variety of ways but all basically attempt to harness the beneficial effects of individual self-interest", peut-on lire in OCDE (1995, p. 56).

⁴ Une externalité peut apparaître à l'intérieur même de la sphère économique, elle peut être positive ou négative.

désignent ainsi l'ensemble des coûts liés à l'utilisation d'un système de prix. Contrairement à l'idée du marché concurrentiel walrasien impliquant une "information parfaite" (sur les prix, en particulier) - hypothèse que retient la micro-économie standard - on peut montrer que les agents doivent faire face à des coûts de recherche dans les informations-prix, dans la comparaison de ces prix, des coûts dans la négociation, dans la rédaction, dans la conclusion et la surveillance du respect des contrats, etc. Si ces coûts de négociation et de coordination entre les agents économiques sont trop importants, il peut s'avérer préférable, selon Ronald Coase (1960), d'avoir recours à d'autres moyens de coordination des agents que le libre jeu des intérêts individuels marchands. Le "marché" n'est plus alors la meilleure institution d'allocation des biens et des services, il faut avoir recours à d'autres formes organisationnelles ou institutionnelles. Au besoin, à l'Etat et à la régulation réglementaire. Pour le problème qui nous intéresse, il est important de souligner que, dans le cas de coûts de transaction trop importants, le choix le plus rationnel, selon Coase, est de ne rien faire.

2.3. Le marchandage des externalités proprement dit

La négociation entre les deux parties va porter sur le calcul du montant des compensations à verser et à recevoir pour obtenir l'arrêt de l'action dommageable. Les agents sont alors qualifiés de *price-makers*, littéralement des "faiseurs de prix". La négociation doit porter sur la définition d'un consentement à payer de la part de l'agent victime de la diminution de la biodiversité (ce que Pearce et Barrett (1993, p. 4) appellent un "principe victime payeur") et symétriquement d'un consentement à recevoir de la part de l'agent qui inflige le dommage. Dans la version canonique de Ronald Coase, et pour le dire avec le langage des économistes, ce "prix", qui est l'objet du "marchandage", doit correspondre à l'égalisation du coût marginal induit pour la conservation de la biodiversité (coût que supporte le "pays hôte") et le consentement à payer marginal de la victime de la réduction de la biodiversité (coût que supporte le "pays donateur"); autrement dit ce prix correspond théoriquement à un juste calcul de coûts/avantages.

Cependant, compte tenu de l'imperfection de l'information dont disposent les participants à la négociation, compte tenu de l'ignorance et de l'incertitude inhérentes à la nature du problème considéré, il est vain de penser que ce marchandage puisse se résoudre en ce jeu, somme toute assez simple, de stricte rationalité - un jeu de "rationalité substantielle", dirait Herbert Simon, de rationalité complète - conforme aux hypothèses de la théorie micro-économique standard. Si l'hypothèse de rationalité est toujours centrale dans la construction de la "nouvelle micro-économie", celle-ci est qualifiée - toujours d'après Simon - de "rationalité limitée". Plongés dans l'incertitude, les agents économiques savent qu'ils ne savent pas tout, ils savent aussi que les autres négociateurs ne savent pas tout, sans qu'aucun ne sache précisément ce que les autres savent et ce que les autres ignorent. Il est aussi fort probable que l'information dont disposent les agents pour négocier ne soient pas la même. Il y a au contraire de fortes probabilités pour qu'il existe ce que la "nouvelle micro-économie" appelle des "asymétries informationnelles". Pour autant, s'ils sont rationnels les agents vont s'évertuer "à faire au mieux". On quitte alors le domaine de la "justice/justesse" du rapport d'échange marchand librement consenti entre des agents rationnels libres, autonomes et égaux (cadre de référence de la théorie économique standard) pour s'engager dans le domaine plus tortueux (mais ô combien plus réaliste !) du déséquilibre des rapports de force, de l'opportunisme, de la manipulation, de l'intimidation et de la tromperie. Il est donc plus que probable qu'une négociation portant sur le financement de la préservation de la biodiversité ouvre la voie aux jeux de stratégies des acteurs concernés.

L'outil mathématique généralement utilisé pour formaliser ces problèmes de stratégies est la théorie des jeux (voir P. Cahuc (1993) et B. Guerrien (1993)). La nouveauté de la théorie des jeux par rapport au modèle micro-économique standard (où les individus s'ignorent superbement les uns les autres) réside dans le fait que les agents dont elle formalise les comportements agissent *en tenant compte des choix des autres individus*. Dans ces conditions, la théorie des jeux peut présenter des vertus heuristiques pour la représentation d'une configuration particulière de négociation. Toutefois, compte tenu du fait que la construction de la matrice des gains requiert une information complète sur l'ensemble des

stratégies des agents pour tous les cas considérés, il est fort peu probable que l'on puisse construire, pour le cas qui nous occupe, une théorie générale des jeux stratégiques prévisibles⁵.

Encore une fois, bien que la référence théorique en soit étrangement absente, la littérature spécialisée témoigne de ce glissement du statut de la notion de "coût incrémental" qui passe d'objet de rationalité substantielle à celui d'élément de négociation et de stratégie d'acteurs. Ainsi, selon les documents consultés, le "coût incrémental" apparaît soit comme l'élément décisif de la négociation, soit comme l'un des éléments importants, soit encore comme un des aspects de la négociation parmi d'autres⁶. Le coût incrémental recouvre alors ce qui, au premier sens du terme, est "appréciable" - entendons, au premier sens du terme, ce qui peut se traduire par un prix - dans la négociation et la prise de décision des différentes parties. Se pose donc le problème de l'évaluation de l'externalité subie et des bénéfices escomptés d'une mesure de protection. Cela nous amène à notre troisième point portant sur l'évaluation économique.

3. Un problème d'évaluation économique :

La négociation et l'accord entre les agents considérés reposent en première instance sur la juste appréciation des coûts supplémentaires qu'induit la conservation de la biodiversité. On rencontre là un problème traditionnel d'évaluation économique. Deux questions se posent alors : a) qu'est-ce qu'on va mesurer ? et b) comment va-t-on le mesurer ? La première question renvoie à la définition du contexte à étudier. La notion de "coût incrémental", autrement dit de "coût supplémentaire" (le "with/without principle", selon Pearce et Barrett), implique en effet la comparaison entre deux situations différentes : la situation de référence et la situation, si l'on peut dire, *après coup*. Nous allons voir dans un premier point que le problème se présente comme le passage d'une norme à une autre. Partant de la situation "normale", il s'agit en effet d'atteindre un objectif de soutenabilité économique et écologique. La notion de "développement soutenable" a en effet un contenu éminemment normatif. Elle doit conduire, entre autres, à la détermination d'une norme économique et écologique à atteindre. Pour des raisons évidentes de compétence, nous ne nous intéresserons pas ici à l'épineux problème qui consiste à définir une norme écologique en matière de diversité biologique. Par contre nous ferons quelques remarques en ce qui concerne la norme économique. La seconde question renvoie au passage en revue des différentes composantes de la valeur de la diversité biologique et des méthodes d'évaluation économique disponibles en la matière, ce que nous ferons dans un deuxième point.

3.1. L'évaluation contextuelle

La notion de "coût incrémental", comme le rappelle Ken King (1995, p. 1), est née dans le champ de l'analyse économique des projets. Elle désigne la différence de coûts existant entre deux options d'un même projet économique. Le responsable de ce projet devant comparer les coûts et bénéfices "incrémentaux" liés à ces deux variantes avant de prendre sa décision d'investissement, la notion de "coût incrémental" appartient à l'univers de l'analyse coûts-avantages (ACA). Utilisée couramment dans le domaine de l'environnement depuis les années 60, cette méthode de choix est "unicritère" puisqu'elle suppose une évaluation monétaire de l'ensemble des coûts et des avantages liés à un projet. Ce faisant,

⁵ On peut reprendre là ce qu'en dit Bernard Guerrien (1993, p. 99) : "La théorie des jeux constitue-t-elle donc une panacée universelle, qui fournit de puissants "outils" pour résoudre les problèmes auxquels sont confrontés les chercheurs en sciences sociales ? Sûrement pas. D'abord, parce qu'elle ne dit rien sur l'*origine* du cadre institutionnel dans lequel s'insèrent ses modèles, cadre qui peut prendre les formes les plus diverses. Ensuite, parce que dans la plupart des modèles on se heurte à des problèmes tels que la multiplicité ou la sous-optimalité des équilibres, sans qu'il y ait de "solution" qui s'impose de façon indiscutable. Enfin, parce que l'analyse des interactions des comportements rationnels individuels devient rapidement inextricable dès que l'on sort du cadre ultra-simplifié des présentations habituelles en théorie des jeux."

⁶ On peut lire ainsi dans GEF (1995a, p. 4) : "In general, incremental cost is an important - but by no means the only - consideration in project solution. Other considerations would be the program priority for projects of that type, national goals, equity considerations, the likelihood of success, and the environmental and social acceptability of the project." On peut lire plus loin (op. cit., p. 11) : "Incremental cost is a guide for the amount of financing provided by GEF. It is not the major criterion for project solution."

l'analyse coûts-avantages, notent Brigitte Desaignes et Jean-Claude Toutain (1978, p. 45), a un statut ambigu. partagée qu'elle est entre sa visée d'étendre au domaine public des objectifs de rentabilité et critères relevant de la prise de décision d'une entreprise privée et son obligation de prendre en compte une rationalité et une légitimité différentes de celles qui caractérisent le domaine strict de l'échange marchand (en particulier, en ce qui concerne le rôle de l'Etat qui ne peut être réduit à une sorte de "terrain neutre" où joueraient les intérêts individuels privés). La meilleure illustration de cette ambiguïté réside dans le fait que les résultats d'une analyse coûts-avantages - et donc, le cas échéant, d'un calcul de "coût incrémental" - sont extrêmement sensibles au choix du taux d'actualisation. Une variation de quelques points de celui-ci induit des variations de valeurs bien supérieures aux ordres de grandeur déterminés par les méthodes d'évaluation proprement dites.

On retrouve cette ambiguïté dans les documents traitant du "coût incrémental" qui privilégient résolument cette optique de prise de décision dans le cadre de projets de développement. Ce recours à un contexte de projets correspond certes à un souci d'opérationnalité, à une volonté de *passer du global au local*, mais il peut aussi correspondre à une dilution des lieux de négociation et induire une certaine incohérence globale⁷.

3.1.1 La norme initiale et l'évaluation de la situation de référence

La situation de référence ("baseline") est la situation dans laquelle le ou les projet(s) de développement ne prenai(en)t pas en compte la conservation de la biodiversité, situation à partir de laquelle on doit juger du "supplément" de mesures de protection nécessaires pour respecter la Convention internationale sur la biodiversité. Il s'agit, notent les commentateurs, de la situation "en temps normal". Il s'agit donc de déterminer ce qui constitue dans ce cas la "norme" de départ. Dans l'esprit des commentateurs de la notion de "coût incrémental", les choses semblent simples puisque cela voudrait dire que le projet de référence - qui peut être réalisé ou fictif⁸ - se doit d'être économiquement rentable⁹.

Pour essayer d'aller plus loin dans la définition de cette norme initiale de référence, il n'est peut être pas inutile de rappeler ce que la "nouvelle micro-économie" entend par la notion d'"optimum économique". La théorie économique néoclassique définit un optimum collectif grâce à un critère dit de Pareto. En reprenant la définition qu'en donne Bernard Guerrien (1995, p. 71), on dira qu'une affectation des ressources d'une économie sera préférée à une autre affectation des ressources selon le critère de Pareto si celle-ci est préférée par *chacun* des membres de cette économie. Une affectation des ressources d'une économie sera un optimum de Pareto s'il n'est pas possible de la modifier sans léser ne serait-ce qu'un seul individu. C'est à partir de ce critère que la théorie néoclassique peut faire des prescriptions normatives en matière de modes de régulation des activités économiques. En effet, outre que, dans son cadre, on peut démontrer mathématiquement qu'il est possible de déterminer un système de prix concurrentiel susceptible d'égaliser les offres et les demandes globales de biens adressées par l'ensemble des agents économiques, l'intérêt du modèle de base dit de "concurrence parfaite" réside dans le lien étroit qui l'unit à l'optimum de Pareto. Ainsi, le premier théorème de l'économie du bien-être dit que tout équilibre concurrentiel est un optimum de Pareto, tandis que, réciproque du premier, le second théorème de l'économie du bien-être dit qu'il est possible d'associer à tout optimum de Pareto un système de prix tel qu'il soit un équilibre concurrentiel. Nanti de cette norme de bien-être collectif, l'économiste peut faire alors des prescriptions : il cherchera à établir un système de prix concurrentiel, assuré ainsi d'atteindre une allocation des ressources optimale au sens de Pareto.

⁷ On peut aussi avoir cette crainte en ce qui concerne l'activité globale du GEF puisque la problématique du "développement durable" se caractérise par l'interdépendance des différentes problématiques couvertes par cette institution internationale : un projet de reforestation ou de conservation forestière apparaîtra comme relevant de la protection de la biodiversité, mais aussi, au travers d'une opération de "séquestration" de gaz carbonique, de la lutte contre l'effet de serre.

⁸ "Le projet de référence, écrivent Benjamin Dessus et Pierre Cornut (1994, p. 5), n'est pas toujours un projet préexistant (...) Le projet de référence est alors un projet purement hypothétique dont la seule fonction est financière : il s'agit de déterminer qui doit financer quoi."

⁹ "Le coût incrémental n'a bien sûr de sens, notent Benjamin Dessus et Pierre Cornut (1994, p. 4), que si son financement permet de réaliser des bénéfices qui viendront s'ajouter à ceux obtenus par la mise en oeuvre de la seule hypothèse de référence."

Si elle cherche aussi à atteindre cette norme parétienne, la "nouvelle micro-économie" s'y emploie différemment. Elle rejette en effet l'hypothèse du commissaire-priseur, entité supposée neutre et bienveillante chargée de la coordination des plans individuels, qui permet la réalisation de l'équilibre concurrentiel walrasien. On peut même dire que c'est contre le caractère *ad hoc* de cette hypothèse (et son caractère hyper-centralisé, contraire à l'inspiration libérale) que s'est construite en grande partie la "nouvelle micro-économie". Ainsi que nous l'avons déjà vu, la coordination des agents n'étant plus assurée de façon extérieure, elle doit être le fait de la négociation d'agents économiques dotés d'une rationalité limitée. Dans ce cas, *et compte tenu de l'existence et de la structure des coûts de transaction*, la situation présente, entendue comme *statu quo* et prolongement des tendances actuelles, sera jugée optimale. Cela nous permet de caractériser autrement la situation de référence de la littérature du "coût incrémental". Du point de vue de la "nouvelle micro-économie", en plus d'être "normale", cette situation peut aussi être vue comme optimale. En effet, dans le cas contraire, les agents économiques rationnels auraient modifié celle-ci en leur faveur. La proposition coasienne relève, en quelque sorte, d'une vision "panglosienne" de la réalité, d'une situation où *tout est bien dans le meilleur des mondes*. Qu'on ne se méprenne pas, cela veut dire que la situation pourrait être améliorée en termes économiques, mais que, compte tenu de l'imperfection de l'information économique caractérisant cette situation, les agents économiques n'ont pas intérêt à modifier leurs comportements. Cela nous amène donc à définir la norme à atteindre, l'objectif de la situation a posteriori.

3.1.2. La norme à atteindre et l'évaluation de la situation a posteriori

Il s'agit là d'évaluer les bénéfices spécifiques apportés par la politique de préservation de la diversité biologique. Pour ce faire, l'évaluation doit aussi prendre en compte (pour le déduire des bénéfices précédents) le coût d'opportunité de la mise en place d'une telle politique (évaluation des bénéfices dont on se prive du fait de l'application de la politique de conservation: perte de bénéfices provenant de la non exploitation agricole de terres, par exemple). En toute logique de rationalité, il faut aussi déduire les bénéfices exclusivement locaux des bénéfices globaux retirés du projet soutenu par le GEF. Sinon le pays hôte gagne "doublement" aux projets de développement subventionnés de façon complémentaire par le GEF - des aides financières s'ajoutant à des bénéfices locaux. Or, les auteurs sont catégoriques, les fonds du GEF ne doivent servir qu'à compenser les coûts supplémentaires - entendons, les manques à gagner - liés à la mise en place de mesures visant à la protection de la biodiversité. Procéder autrement, c'est prendre le risque de confondre les objectifs de développement local et les objectifs globaux de protection de la biodiversité; ce qui revient à enfreindre une des règles d'or et la légitimité du GEF. Pour remédier à cette distorsion entre les coûts et les avantages, il convient donc de déduire les avantages locaux des avantages globaux. En d'autres termes, si le pays hôte gagne à voir la réalisation de son projet de développement, celui-ci ne gagne pas plus à voir la diversité biologique protégée. La situation confine presque alors au paradoxe puisque cela revient à dire que, d'un point de vue financier, la mise en oeuvre de la politique de protection de la biodiversité est *indifférente* pour le pays hôte ! Nous voilà donc bien éloigné de l'idée, reprise par nombre d'auteurs, que de nouvelles règles éthiques doivent être liées à ce que serait un "développement durable" ! Dans ce cas - et cela nous ramène à notre première section - on est en droit de s'interroger sur le caractère stratégique de la notion de "coût incrémental".

Par ailleurs, même si on peut douter que cela puisse être, on peut remarquer que l'acceptation de ce jeu de stricte rationalité rend possible l'opération inverse de celle que nous avons considérée jusqu'à présent : la logique économique dit en effet qu'il est parfaitement rationnel que la victime de la perte de biodiversité se fasse dédommager monétairement pour cette perte de bien-être par le pays hôte. Si le calcul de coûts-bénéfices est exact, toute perte ou gain de bien-être ayant sa juste traduction monétaire, le choix quant au sens de la transaction est dès lors parfaitement indifférent pour les deux agents concernés. On pourrait alors imaginer tel pays du tiers monde, aidé par une tierce puissance financière qui y aurait des intérêts économiques, détruire sciemment sa diversité biologique et en dédommager les victimes selon leur consentement à recevoir !

A l'encontre de cette première idée, on notera que des conditions autres que la rentabilité financière sont présentées comme critères de sélection des projets susceptibles de trouver dans le GEF un soutien

financier : il faut que celui-ci puisse répondre à des buts de développement national, qu'il soit techniquement réalisable, qu'il soit politiquement et socialement supportables.

Les commentateurs soulignent aussi que, si besoin est, les coûts de transaction doivent figurer dans le calcul du "coût incrémental". La "nouvelle micro-économie", comme nous l'avons vu, considère que de nombreuses situations économiques sont caractérisées par l'existence de tels coûts, qui empêchent le libre jeu des intérêts individuels. Dans ce cas, ainsi que nous l'avons déjà pu le noter, l'intervention d'une instance supérieure à l'individu - l'Etat, par exemple - peut s'avérer nécessaire. Mais, souligne Ronald Coase (1960), cette intervention ne doit pas être automatique, elle doit obéir à une règle économique, elle doit être décidée au terme d'une analyse coûts-avantages. Cela revient à dire, d'un certain point de vue, que le politique doit se dissoudre dans l'économique. Et de fait, la "nouvelle micro-économie" - qui se qualifie parfois, comme le rappelle Pierre Cahuc (1993, p. 16), de "nouvelle économie institutionaliste" - ne voit la raison d'être des organisations et des institutions que dans l'existence de coûts de transaction. On peut aussi repérer une telle volonté d'extension des règles économiques au détour de certaines phrases de la littérature traitant du "coût incrémental". On y souligne ainsi régulièrement que les "distorsions économiques"¹⁰ (sans que l'on sache très bien dans les documents à quoi cela renvoie, mais on désigne là, bien évidemment, tout ce qui n'est pas du ressort de la régulation marchande) doivent être éliminées. Les documents précisent, par exemple, que les fonds du GEF ne doivent pas servir à contrer des programmes nationaux de subvention à telle ou telle activité économique. Il s'agira donc au préalable de rendre concurrentiels des secteurs qui ne le sont pas.

3.2. Valeur économique et méthodes d'évaluation

La notion de "coût incrémental", avons-nous vu, relève de l'analyse coûts-avantages. Comme en témoigne l'expression même, c'est bien évidemment l'aspect "coût" qui constitue le point central de la mise en oeuvre du mécanisme de financement du GEF. Dans le cadre de l'ACA, ce coût est opposable à l'évaluation des bénéfices attendus de la protection de la biodiversité. Nous allons donc rappeler - très brièvement - les notions, hypothèses et présupposés théoriques de cette évaluation économique des avantages procurés par la nature. Une analyse détaillée de la littérature spécialisée et une revue des multiples controverses touchant à la valeur nous emmèneraient en effet trop loin¹¹. Les enjeux théoriques de l'évaluation économique dépassent largement le cadre de cette expertise sur le "coût incrémental". De plus, il nous semble que les véritables enjeux théoriques que recouvre cette notion se trouvent *en amont* de ces problèmes d'évaluation économique.

Ceci posé, la présentation retenue ici est celle de l'Ecole de Londres (voir, par exemple, David Pearce et R. Kerry Smith (1990)). Non pas que celle-ci soit la seule ni la meilleure qui soit, mais elle forme la base théorique d'une grande part de la littérature économique de l'environnement émanant des institutions internationales (voir OCDE (1995) par exemple) et, à la suite de David Pearce et Scott Barrett (1993), de la littérature traitant du "coût incrémental".

La théorie économique néoclassique est construite à partir d'une théorie de la valeur qualifiée habituellement de "subjective", entendu que la valeur d'une chose ne prend de sens que par rapport à l'agent économique considéré et que, par ailleurs, chaque individu est considéré comme étant le meilleur juge de ses préférences. Découlant directement de cette hypothèse, nous allons voir que les différentes composantes de la valeur se présentent alors comme autant de relations différentes dans le temps entre l'individu et les autres. Une telle construction sociale de la valeur s'enracine dans l'individualisme méthodologique. Cela veut dire que l'expression des préférences collectives en matière de diversité biologique doit se faire par l'agrégation des préférences individuelles; ce qui ne va pas sans poser de

¹⁰ Voir, par exemple, Benjamin Dessus et Pierre Cornut (1994), p. 7.

¹¹ Signalons juste l'existence de méthodes davantage liées au principe de précaution, comme les méthodes de Safe Minimum Standard (SMS). Celles-ci reposent sur l'obligation de prouver que le coût de la conservation de la diversité biologique est trop élevé pour renoncer à le faire. De ce point de vue, en cas d'irréversibilité forte, une attitude attentiste qui diffèrera dans le temps la conservation aura pour conséquence un alourdissement du coût social de cette conservation. On peut penser que la difficulté d'évaluer de tels coûts sociaux a favorisé le développement des méthodes alternatives, que nous allons passer en revue, qui consistent à estimer la valeur de la biodiversité.

redoutables problèmes (cela suppose en particulier que la valeur de l'argent est la même pour tous). Autre caractéristique de l'évaluation économique, celle-ci se fait par le biais d'une expression monétaire. En effet, selon l'orthodoxie économique, une valeur économique doit correspondre nécessairement à un prix et à un consentement à payer. On se situe donc toujours dans un cadre marchand. Le problème est que ce cadre marchand est le plus souvent inexistant en matière d'environnement. Cela se vérifie dans le cas de la biodiversité : au regard du nombre total d'espèces, bien peu font l'objet d'un commerce. Dès lors, les économistes vont avoir recours soit à des "marchés de substitution" - des marchés existants dont on peut penser que, d'une certaine façon, ils reflètent une offre et une demande pour une certaine qualité d'environnement - soit à des "marchés contingents", des sortes de "marchés" expérimentaux, des situations fictives où un enquêteur, après avoir fait une offre relative à une certaine qualité d'environnement, recueillera ce qu'il supposera être la demande individuelle adressée à cette qualité d'environnement.

3.2.1. La valeur économique totale et ses composantes

Les économistes de l'Ecole de Londres (Barbier (1989), Pearce (1994)) ont développé un certain nombre de notions censées représenter ce qu'ils qualifient de "valeur économique totale" de la biodiversité. Cette notion est constituée par l'addition des trois types de valeur : la valeur d'usage, la valeur de legs et la valeur d'existence.

a) La valeur d'usage, comme son nom l'indique, est la valeur qu'un individu retire de l'usage de la biodiversité. Cet usage peut être présent ou futur. Cet usage peut être direct ou indirect. On distingue alors :

- la valeur d'usage direct de la biodiversité liée à une activité économique (de production ou de consommation),

- les valeurs d'usage indirect liées aux fonctions écologiques de la biodiversité (drainage, épuration...) qui permettent le maintien des conditions de vie des hommes.

- Pour intégrer les usages futurs de la biodiversité, il faut tenir compte de la valeur d'option qu'on peut définir comme étant ce qu'un individu est prêt à payer pour préserver ses choix futurs, que ceux-ci portent sur des usages directs ou indirects. Même si elle devrait intégrer notamment la probabilité de disposer de ce bien futur, cette valeur d'option se résume, dans la plupart des études, à l'évaluation du consentement à payer de l'individu pour préserver l'option d'user dans le futur de la diversité biologique.

- Ajoutons à cela, bien que celle-ci ne relève pas uniquement de l'usage de la biodiversité, la valeur de quasi-option constituée par la valeur du gain d'information qu'apporte le temps.

b) La valeur de legs est la valeur de la satisfaction morale qu'un individu attache à une valeur d'usage dont bénéficieront les générations futures.

c) La valeur d'existence est la valeur qu'un individu attache au fait que la diversité biologique existe. Il s'agit là, comme on l'écrit parfois, d'une sorte de "valeur intrinsèque" attribuée à la biodiversité. Cette valeur d'existence recouvre le "concernement", la satisfaction morale, éthique de l'individu interrogé, sans rapport aucun avec l'usage de la biodiversité, ni pour lui-même, ni pour les autres.

3.2.2. Les différentes méthodes d'évaluation

Les différentes méthodes d'évaluation économique de l'environnement reposent soit sur des dépenses observées soit sur la constitution d'un "marché fictif" (voir encadré). Dans le premier cas, portant sur des comportements ou des faits observés, sur des coûts connus, la méthode d'évaluation intervient, si l'on peut dire, *après coup* : elle est qualifiée d'*ex post*. Dans le second cas - celui de l'évaluation contingente - la méthode porte sur des comportements potentiels, sur des signes avant-coureurs de rationalité : elle est donc qualifiée d'*ex ante*. On fait alors l'hypothèse que les intentions des individus prédisent avec justesse leurs comportements.

Plus simples à mettre en oeuvre, les méthodes ex post sont celles qui sont le plus souvent employées par les économistes. Or, comme le souligne Michel Trommetter (1995) notamment, une grande partie des valeurs attachées à la biodiversité - ou à d'autres problèmes d'environnement - dépendent des représentations du futur. Dans ces conditions, le recours à des méthodes d'évaluation ex ante s'avère absolument nécessaires. Cela n'est sûrement pas pour rien dans la vogue actuelle que connaît la méthode dite d'évaluation contingente.

Cette distinction ex post/ex ante n'est pas que formelle. Elle pose la question du véritable rôle joué par l'évaluateur dans ces procédures de "révélation" des préférences individuelles. On peut se demander en effet si l'évaluateur est un médiateur ou un acteur ? Dans le premier cas, l'économiste se contente de mettre en relation des éléments disjoints : la valeur est préexistante à son travail d'enquête, celui-ci ne fait que la recueillir et la transmettre au décideur. Dans le second cas, l'économiste joue un rôle actif dans la construction même de la valeur. Celui-ci *oblige* l'individu à la constitution d'une valeur monétaire. Par là même, il fera un tri parmi les valeurs de l'individu interrogé, mais aussi parmi les individus interrogeables, et ce, bien souvent sans avoir besoin d'aborder l'épineux problème du mode d'appropriation des ressources en question. Faut-il s'étonner dans ces conditions que les tenants de l'Ecole de Londres aient mesuré la valeur de l'éléphant au Kenya à l'aide des seules préférences des touristes occidentaux ?

Les différentes méthodes d'évaluation

Les **méthodes ex post** sont de deux grands types :

- **Les méthodes doses-réponses**, qui procèdent en deux temps. Il s'agit tout d'abord d'établir une causalité entre une variation de biodiversité et une variation de bien-être (dommages consistant en pertes de production, atteinte à la santé, par exemple). Dans un deuxième temps, il faut procéder à une évaluation monétaire des dommages.
- **Les méthodes reposant sur des marchés de substitution**, c'est-à-dire des marchés de biens ou de services dont certaines caractéristiques sont liées à la biodiversité. L'observation des comportements des individus sur ces marchés traduit une demande des consommateurs pour ces caractéristiques. De cette demande, est déduite une valeur économique de la biodiversité. C'est sur ce principe que repose les méthodes dites des coûts de transport, des prix hédonistes, des dépenses de remplacement ou de protection.

La **méthode ex ante**, puisqu'il n'y en a qu'une, est l'évaluation contingente. Il s'agit dans ce cas, répétons-le, de construire une procédure marchande "fictive" ou "expérimentale". L'offre est constituée par les scénarios proposés par les enquêteurs aux personnes interrogées. Leurs réponses, sous la forme d'un consentement à payer ou à recevoir, est l'expression de leurs préférences en matière de biodiversité. Au final, la demande collective pour la biodiversité est censée être révélée par le biais de l'agrégation des réponses individuelles.

4. Un problème de financement

Le mode de financement n'est évidemment pas neutre sur la gestion du projet. Qui plus est parce que l'incertitude est forte dans le contexte de la diversité biologique. Même si les conditions de négociation entre les différentes parties s'est déroulée de la meilleure façon possible, même si les négociateurs ont pris acte de cette irréductible part d'incertitude dans l'accord qu'ils ont conclu, en cas de survenance de nouveauté et de surprise radicale dans l'évolution des dynamiques écologiques et sociales, l'échéancier du financement retenu aura une importance toute particulière. En effet, si la totalité du financement a été versée d'emblée, les coûts supplémentaires survenant par la suite, s'ils dépassent l'enveloppe prévue initialement, seront à la charge du pays hôte. Inversement, si le financement est échelonné dans le temps, on peut imaginer qu'un ajustement pourra avoir lieu pour répondre à l'évolution de la situation. On voit donc que suivant la formule retenue, la charge du risque environnemental ne pèse pas sur la même partie concernée par l'accord. Cette asymétrie doit donc être prise en compte au moment même de la

négociation. De même, comme dans le cadre de la convention d'environnement portant sur la protection de la couche d'ozone, il convient d'établir des possibilités de réajustement des accords passés en cas de nouvelles découvertes scientifiques. Cette référence à d'autres problèmes globaux d'environnement n'est pas fortuite, nous allons voir que ce rapprochement apporte d'autres enseignements qui mettent radicalement en cause le référentiel théorique coasien.

5. Les divergences par rapport au référentiel théorique

Le problème du coût incrémental, tel qu'il est présenté dans le cadre du GEF, s'inscrit dans une problématique théorique générale d'inspiration libérale (pour ne pas dire ultra-libérale). Le cadre de référence est le cadre marchand, tant dans la définition de l'externalité, dans la mesure de celle-ci et de sa contrepartie que dans la procédure de coordination employée. Nous avons vu que la matrice théorique coasienne, qui met l'accent sur l'idée d'une négociation directe entre agents économiques, autorise une certaine souplesse d'actions puisqu'elle peut renvoyer soit à une norme rationnelle soit à un jeu de stratégies. On trouve là, inscrite au cœur même de la "nouvelle micro-économie", une des raisons de la plasticité et du glissement de sens qu'autorise la notion de coût incrémental. Il s'agit là, en quelque sorte, d'une ambiguïté positive et fertile du concept de "coût incrémental".

Nous voudrions maintenant montrer que la notion de "coût incrémental" contient aussi une ambiguïté négative et regrettable. En effet, il nous semble que la part essentielle du flou et de l'ambiguïté de la notion de coût incrémental tient d'abord aux divergences existant entre les caractéristiques institutionnelles et environnementales du référentiel théorique coasien et celles dans lesquelles prennent place les problèmes du développement durable et de la diminution de la biodiversité. Le modèle coasien est, en effet, un modèle historiquement daté, bâti dans les années 60, à une époque où les problèmes d'environnement que les économistes étaient chargés de gérer étaient perçus d'une manière très différente de celle qui prévaut aujourd'hui. En reprenant la terminologie proposée par Olivier Godard (1993), on dira que la procédure coasienne d'internalisation des externalités relève d'un "univers stabilisé", tandis que le problème de la diminution de la diversité biologique présente les caractéristiques d'un "univers controversé". On peut en effet y relever des différences notoires, portant sur les intérêts pris en compte et sur la nature même du problème d'environnement.

5.1. Les intérêts en cause

La première différence porte sur les agents concernés. Mettant en scène une confrontation entre un éleveur et un maraîcher, la négociation coasienne fait intervenir un nombre très restreint d'agents, de petite taille (supposant qu'aucun ne peut faire pression sur l'autre), dotés d'une rationalité économique. On trouve là les hypothèses traditionnelles de l'individualisme méthodologique que prône la théorie économique néoclassique.

Ces caractéristiques ne sont pas celles que l'on rencontre quand l'on considère les parties prenantes de la problématique du coût incrémental. Le financement du GEF couvrant les coûts incrimementaux peut être demandé par des gouvernements, des agences internationales (Banque Mondiale, PNUD, PNUE), des ONG ou des intérêts privés, en soulignant que les pays hôtes doivent entériner tous les projets nationaux soutenus par le GEF. Quelle que soit la configuration envisagée, le contexte coasien ne peut être strictement respecté. Même s'il est possible que des intérêts privés soient en jeu, ceux-ci devront nécessairement négocier avec un autre type d'entité : un Etat, une organisation internationale ou une ONG. Ainsi, le plus souvent, les rapports de force entre les agents seront-ils asymétriques et les rationalités en présence différentes. La situation institutionnelle qui se rapproche le plus du référentiel coasien est celle de la négociation entre deux Etats. C'est probablement la raison pour laquelle ce schéma est celui qui est habituellement retenu par la littérature spécialisée. Cette focalisation se trouve renforcée par le fait que, comme le soulignent David Pearce et Scott Barrett (1993), il y a déjà eu des précédents de négociation environnementale entre Etats riverains (Trail Smelter arbitration entre les Etats-Unis et le Canada en 1941, Columbia River Treaty en 1961, avec parfois l'intervention d'un tribunal, ce qui laisse entendre l'existence de coûts de transaction). Dans ce cas, la contrainte coasienne

d'un nombre restreint d'agents est respectée, nous nous trouvons bien dans le cadre d'une négociation bilatérale. Mais, par ailleurs, vouloir rendre compte des actions des Etats à l'aide d'une logique et d'outils micro-économiques (censés traduire le comportement économique d'un *Robinson Crusoe*) ne va absolument pas de soi. Cela oblige à faire des hypothèses extrêmement fortes sur la spécification et le respect des droits de propriété (notamment, que se passe-t-il si des droits de propriété privés sont concernés dans ces accords entre Etats ?). Cela oblige aussi, d'une part, à supposer qu'un Etat (ou une organisation internationale) "ne parle que d'une voix" et, d'autre part, à confondre rationalité et raison d'Etat. On notera, sans grande surprise, que cette hypothèse est précisément celle que retiennent les tenants de l'école du Public Choice - des auteurs idéologiquement proches de Ronald Coase - qui considèrent l'Etat comme une sorte de "marché", c'est-à-dire comme le simple reflet d'un jeu de rationalités et d'intérêts individuels¹².

Il reste un autre aspect à considérer. La négociation coasienne concerne deux agents *présents*, directement touchés par le problème d'environnement, qui cherchent la maximisation de leur profit ou de leur utilité. Rappelant en cela l'idée de "main invisible" d'Adam Smith, l'efficacité de la solution coasienne tient au fait que les deux agents négocient *directement*. Là encore, les choses se déroulent différemment dans le problème qui nous occupe. Un problème d'environnement tel que la diminution de la diversité biologique concerne un très large spectre d'intérêts. Parmi ceux-ci, il faut tenir compte en particulier des "tiers absents" de la négociation, c'est-à-dire de l'ensemble des intérêts de l'humanité présente (des autres pays), des intérêts des générations futures et de ceux des espèces naturelles considérées pour elles-mêmes. Dans le cas d'une négociation bilatérale entre deux pays ou entre un pays et un privé, rien ne garantit qu'il n'y aura pas un hiatus entre l'intérêt du donateur et l'intérêt général mondial. De même, pour internationale qu'elle soit, il n'est pas certain qu'une institution soit la garante des intérêts de tous.

5.2. La nature du problème d'environnement

La seconde différence porte sur la nature du problème d'environnement considéré. Dans le problème d'environnement traité par Ronald Coase, le dommage occasionné est simple, local et bien identifié, perçu directement par les agents concernés, comme nous venons de le voir, techniquement contrôlable et aisément évaluable en termes marchands (il s'agit d'un arbitrage entre l'achat d'une barrière pour protéger les cultures maraîchères ou le dédommagement de ces cultures à leur prix de vente). Cette problématique et les résultats qui lui sont associés relèvent de ce que Olivier Godard (1993) appelle un "univers stabilisé" : les agents concernés disposant d'une information parfaite sur la nature du problème, sur les causes et conséquences de celui-ci, sur la technique disponible, sur la spécification des droits de propriété (autrement dit, sur les droits et les obligations de chacun), sur la rationalité et les comportements économiques prévisibles des différentes parties en présence, on comprend que la solution socialement la plus efficace soit de laisser faire ces agents pour qu'ils s'entendent et internalisent spontanément l'externalité.

Le problème de la diminution de la biodiversité est tout autre. C'est un problème global et complexe, représentatif de ce que Olivier Godard (1993) appelle d'un "univers controversé". L'incertitude¹³ et la controverse y sont présentes en effet à tous les niveaux : sur tous les aspects du problème écologique d'abord (controverse sur ce qu'est la biodiversité, sur la mesure de sa diminution, sur les causes et les conséquences (dommageables ou non) de celle-ci), sur le nombre, l'identité et la responsabilité des agents concernés ensuite, sur l'information (scientifique ou autre) et les techniques disponibles pour répondre au problème enfin. Ajoutons à cela que, pour la plupart des agents concernés (parmi ceux des

¹² Voir Luc Weber (1990) "Intervention publique", in *Encyclopédie économique*, I, Paris, Economica, pp. 1141-1184. "Pour saisir correctement le comportement des hommes politiques et des fonctionnaires, explique cet auteur, il importe de réaliser qu'ils ne cherchent pas en priorité le bien commun ou l'intérêt général; à l'instar des individus et des entrepreneurs, ils s'efforcent au contraire de toujours tirer le meilleur parti de leur propre situation dans l'exécution de la fonction qui leur est confiée."

¹³ Il convient, comme le fait Olivier Godard, de rappeler la différence existant entre la notion de "risque" et la notion d'"incertitude". La première renvoie à une situation où le calcul de probabilités est applicable. La seconde, liée à l'idée de "nouveau" ou de "surprise", renvoie à une situation où le calcul des probabilités est inapplicable.

génération vivant actuellement). la perception de la réduction de la biodiversité n'est pas directe. La construction sociale et politique du phénomène se fait essentiellement par la médiation de l'expertise scientifique, le plus souvent relayée par les médias. L'irréversibilité fondamentale (les espèces disparues le seront à jamais) dans une dynamique engageant le long (voire le très long) terme est une autre caractéristique importante du problème de la diminution de la biodiversité qui n'existe pas dans le modèle de référence coasien.

Dans ces conditions, compte tenu des différences importantes tenant aussi bien aux agents concernés qu'à la nature du problème environnemental, il serait illusoire de penser que les procédures habituelles de prise de décision - le jeu de la rationalité individuelle et l'analyse coûts-avantages - et les actions qui jouent dans le modèle coasien d'internalisation des externalités puissent être appliquées dans le cas de la diminution de la biodiversité. Les calculs et les actions des agents coasiens ne peuvent être mis en oeuvre que dans le contexte objectif qui est le leur. Plus fondamentalement même, comme le soulignent Olivier Godard et Olivier Beaumais (1994, p. 145), la notion de développement durable (et la préservation de la biodiversité qui y est liée) met précisément l'accent sur le fait que la traditionnelle procédure d'internalisation des externalités n'est plus opératoire. Pour le dire plus prosaïquement, la prise en compte du long terme est précisément ce que ne sait pas faire le "marché" (puisque, en particulier, les générations futures ne peuvent y exprimer leurs préférences).

Ajoutons à cela que, dans cette optique de "développement durable", la compensation de ces surcoûts de protection n'apparaît plus comme l'action décisive pour influencer les comportements en direction de la préservation de la biodiversité. D'autres objectifs - équité, intérêt général, acceptabilité sociale - doivent être poursuivis. Or, nous avons vu, d'une part, que l'optique micro-économique du projet de développement paraît peu opératoire avec ses objectifs et, d'autre part, que, comme le souligne Ronald Coase, la procédure de marchandage des externalités n'est censée répondre qu'à un problème d'efficacité allocative des ressources (et non à un problème d'équité, autrement dit, il n'est pas tenu compte initialement des effets redistributifs de cette action).

Faut-il dès lors renoncer à l'idée que la prise de décision puisse se penser dans la sphère du raisonnable ? C'est là, comme le souligne Olivier Godard, le défi qui est lancé aujourd'hui aux économistes de l'environnement. Cela l'est d'autant plus qu'il y a nécessité de l'action. Les dynamiques accumulatives et les risques d'effets de seuil qui caractérisent les problèmes globaux d'environnement font précisément qu'on ne peut attendre la certitude de leur réalisation pour agir.

Si la régulation marchande n'est pas pleinement opérante, il y a donc obligation de définir des critères stratégiques additionnels pour concilier développement économique et environnement. "Dans l'état actuel du débat, notent encore Olivier Godard et Olivier Beaumais (1994, p. 149), il paraît difficile d'extraire directement des principes abstraits avancés des recommandations opératoires pour conduire des politiques et mettre en place des dispositifs de gestion économique. En pratique, il demeure d'importantes incertitudes et controverses scientifiques sur l'existence ou le niveau de seuils dans les transformations anthropiques des équilibres de la biosphère, ou encore sur les conséquences de leur franchissement. La référence au développement durable ne permet donc pas de faire l'économie de la formulation de critères de "second rang"¹⁴ reflétant les incertitudes qui demeurent : "principe de précaution", "gain de temps d'apprentissage", "robustesse" des options, stratégie de "moindre regret". Il s'agit alors au travers de la fixation d'un "régime commun", d'une sorte de planification "indicative"¹⁵, de déterminer un certain nombre de compromis sur des options à moyen terme qui ne compromettent pas les évolutions futures et d'assurer, sinon la coordination, du moins la convergence des anticipations et des comportements des agents. S'il doit être un élément d'incitation et d'apprentissage¹⁶ concourant à modifier les comportements, c'est, pensons-nous, dans une telle optique de stratégie collective de prévention contre des risques environnementaux globaux qu'il faut reconsidérer le mécanisme de financement des coûts incrémentaux.

¹⁴ Le critère de premier rang est celui émanant de l'optimisation du calcul économique rationnel.

¹⁵ Voir, par exemple, Jacques Weber et Denis Bailly (1993) "Prévoir, c'est gouverner", *Natures, Sciences, Sociétés*, 1, (1) : 59-64).

¹⁶ Une telle conception soulève, entre autres, des questions quant au sens et au contenu de l'apprentissage (celui-ci devant reposer tout autant sur les savoirs vernaculaires que sur les connaissances scientifiques), quant au temps requis d'apprentissage et quant à la répartition de la charge financière de cet apprentissage.

Conclusion

Alors qu'il n'apparaît jamais explicitement, nous espérons avoir montré que les fondements et certaines évolutions du sens de la notion de "coût incrémental" reposent sur un soubassement théorique précis : la "nouvelle micro-économie" qui s'appuie fortement sur les travaux de Ronald Coase. Au-delà du pragmatisme apparent, on comprend mieux alors la cohérence de la construction. On en voit aussi plus clairement les présupposés idéologiques, à savoir l'omniprésence de l'univers marchand et l'affirmation constante du primat de l'économique : on pose implicitement l'hypothèse que l'existence de surcoûts liés à la protection de l'environnement est la raison permettant d'expliquer la destruction de l'environnement, on ne considère que ce qui est rentable au départ, on quête les consentements à payer, on entend recourir le plus possible aux procédures marchandes, on est susceptible de juger du cadre institutionnel et politique à l'aune de l'efficacité à pouvoir composer avec les coûts de transaction... Nul doute que la notion de "coût incrémental" est porteuse d'une norme économique qui dépasse très largement le problème de la gestion des problèmes globaux de l'environnement. Le danger réside alors dans l'expression d'une volonté qui cherche à centrer rapidement les débats sur l'instrumentalisation, tant économique qu'écologique, de cette notion (qui consistera, par exemple, à donner dans l'expertise la priorité aux problèmes d'évaluation économique de la diversité). Faire ainsi reviendrait, d'une part, à légitimer de facto la notion de "coût incrémental" et, d'autre part, à omettre qu'il existe, au sein même de la théorie économique de l'environnement, une autre expertise des problèmes et d'autres propositions de réponse.

Bibliographie

- Barbier E.B. (1989) "The economic value of ecosystems : 1 - Tropical wetlands". Gatekeeper Series. n°LEEC 89-02.
- Bonnieux F., Meublat G., Point P. (éd.) (1995) *La valeur économique des hydrosystèmes : apports et limites de l'approche contingente*. Actes du Séminaire Hydrosystèmes et Sociétés. Paris. 22/12/93, Paris. INRA.
- Cahuc P. (1993) *La nouvelle microéconomie*, Paris. Ed. La Découverte.
- Coase R. (1937) "The nature of the firm", *Economica*, 4, 386-405.
- Coase R. (1960) "The Problem of Social Cost", *The Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- Cornut P. (1995) Le Fonds pour l'Environnement Mondial et la prévention du réchauffement climatique. Mémoire de DEA d'économie de l'énergie, Ecole Nationale Supérieure du Pétrole et des Moteurs.
- Desaigues B., Toutain J.-C. (1978) *Gérer l'environnement*, Paris. Economica.
- Dessus B., Cornut P. (1994) La notion de coût incrémental dans le cadre de la Convention Climat et du Fonds pour l'Environnement Mondial. 9 juin. CNRS. Programme Ecotech.
- Global Environment Facility (1995a) Incremental costs and financing modalities GEF Council Meeting, may 3-5, Washington D.C.
- Global Environment Facility (1995b) Draft operational strategy GEF Council Meeting, July, 18-20, Washington D.C.
- Godard O. (1993) "Stratégies industrielles et conventions d'environnement : de l'univers stabilisé aux univers controversés", in *Environnement, économie*. Paris. INSEE Méthodes, n°39-40. pp. 145-174.
- Godard O., Beaumais O. (1994) "Economie, croissance et environnement. De nouvelles stratégies pour de nouvelles relations", *Revue économique*, n° hors série. pp. 143-176.
- Guerrien B. (1993) *La théorie des jeux*. Paris. Economica.
- Guerrien B. (1995) *La microéconomie*, Paris. Ed. du Seuil.
- King K. (1994) "Incremental cost as an input to decisions about the global environment". GEF, april, Washington D.C.
- King K. (1995) "Incremental costs of conserving wetland biodiversity". GEF, Washington D.C.
- OCDE (1995) "Biological diversity. economic incentive measures for conservation and sustainable use". Draft Final Report, Expert Group on Economic Aspects of Biodiversity, Paris. 15 mars.
- Pearce D., Turner R.K. (1990) *Economics of natural resources and the environment*, Londres. Harvester Wheatsheaf.
- Pearce D., Barrett S. (1993) Incremental cost and biodiversity conservation, paper presented at the special workshop for GEF Participants, september 21, Washington D.C.
- Pearce D. (1994) *The Economic value of biodiversity*,
- Trommetter M. (1995) "L'évaluation économique de la biodiversité", in *L'INRA et l'environnement*.
- Williamson O.E. (1975) *Market and hierarchies*, New-York, The Free Press.