



HAL
open science

Evaluation économique et gestion viable de la forêt tropicale

Guillaume Lescuyer

► **To cite this version:**

Guillaume Lescuyer. Evaluation économique et gestion viable de la forêt tropicale. Economies et finances. Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS), 2000. Français. NNT: . tel-00007987

HAL Id: tel-00007987

<https://theses.hal.science/tel-00007987>

Submitted on 10 Jan 2005

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ECOLE DES HAUTES ETUDES EN SCIENCES SOCIALES

Recherches Comparatives sur le Développement

(Environnements, Economies, Sociétés)

Paris

THESE

pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE L'E.H.E.S.S.

Spécialité : Socio-Economie du Développement

présentée et soutenue publiquement, le 18 décembre 2000, par

Guillaume LESCUYER

Evaluation économique et gestion viable de la forêt tropicale

Réflexion sur un mode de coordination des usages

d'une forêt de l'est-Cameroun

Jury

Beat BURGEMMEIER, Professeur à l'Université de Genève

Rapporteur

Philippe DESCOLA, Directeur d'Etudes à l'EHESS

Examineur

Martin O'CONNOR, Professeur à l'Université de Versailles

Rapporteur

Saint-Quentin en Yvelines

Ignacy SACHS, Directeur d'Etudes à l'EHESS

Directeur de Thèse

Jacques WEBER, Directeur de Recherches au CIRAD

Examineur

A Sandrine et Olive

Remerciements

Il n'est pas facile, après plusieurs années de travail, de récapituler toutes les personnes qui, d'une manière ou d'une autre, m'ont aidé à mener à bien cette recherche. Plutôt qu'une énumération fastidieuse, je me permets ici de formuler des remerciements collectifs, qui ne diminuent cependant en rien la considération portée aux individus concernés.

Mes remerciements vont tout d'abord aux habitants des villages de Gouté, de Djémiong et de Bimba, qui nous ont accueillis pendant un an parmi eux. Le fruit de ce travail est le résultat de leur chaleureuse collaboration. Cette immersion dans la vie au village a été grandement facilitée par l'appui de nos enquêteurs, Alexis Manga, Martin Babari Abah et Robert Mondele. Je remercie également les différentes autorités camerounaises qui m'ont autorisé à mener cette recherche dans leur pays.

Je suis reconnaissant au CIRAD de m'avoir offert le cadre idéal à la réalisation d'une thèse, et ce à triple titre. Au feu CIRAD GERDAT ur. GREEN tout d'abord, qui a été mon laboratoire d'accueil et ma première "famille" scientifique: Ani Takforyan, Jacques Weber, Martine Antona et Alain Karsenty, entre autres, sont pour beaucoup dans le cheminement intellectuel suivi lors de cette recherche. Au CIRAD AMIS ECOPOL, qui m'a hébergé pendant deux ans à Nogent-sur-Marne et m'a offert toutes les conditions pour l'avancement de ce travail. A la délégation du CIRAD au Cameroun, pour ses conseils et son soutien lors de nos pérégrinations dans la forêt de l'est.

Je tiens à exprimer ma gratitude à la Direction Générale XI de l'Union Européenne et au Ministère de la Coopération Française, qui ont financé ce travail.

Je tiens enfin à saluer ma famille et mes amis qui, par le temps qu'ils m'ont consacré et par leur soutien sous toute ses formes, m'ont aidé à mener cette thèse à son terme.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION.....	13
LA GESTION DE LA FORÊT TROPICALE VUE DE NOS CAPITALES OCCIDENTALES	13
L'UTILISATION DES RESSOURCES FORESTIÈRES DANS UN MASSIF DE L'EST-CAMEROUN.....	19
QUELS PRINCIPES POUR GUIDER LA GESTION SOUTENABLE DE LA FORÊT TROPICALE?.....	24
PREMIERE PARTIE - UN MODELE DE GESTION ECONOMIQUE DE LA FORET TROPICALE: PRESUPPOSES THEORIQUES ET MODALITES D'APPLICATION	29
CHAPITRE I: FONDEMENTS DE L'ÉCONOMIE ENVIRONNEMENTALE.....	31
<i>Section 1. La naissance d'une préoccupation économique pour l'environnement.....</i>	<i>31</i>
<i>Section 2. L'analyse de l'environnement par l'économie néoclassique</i>	<i>46</i>
<i>Section 3. La proposition d'une gestion économique soutenable de l'environnement</i>	<i>58</i>
CHAPITRE II: LES OUTILS D'UNE GESTION ÉCONOMIQUE DE LA FORÊT: DÉFINITION ET APPLICATION.....	69
<i>Section 1. Une prise de décision centrée sur l'analyse coûts-avantages.....</i>	<i>69</i>
<i>Section 2. Le cadre d'évaluation des actifs environnementaux.....</i>	<i>79</i>
<i>Section 3. Une gestion économique de la forêt tropicale</i>	<i>97</i>
DEUXIEME PARTIE - EVALUATION ECONOMIQUE DES RESSOURCES D'UNE FORET DE L'EST-CAMEROUN.....	111
CHAPITRE III: CARACTÉRISTIQUES DU SITE D'ÉTUDE: CONTEXTES ÉCONOMIQUE, ÉCOLOGIQUE ET HUMAIN.....	113
<i>Section 1. La forêt au Cameroun: importance économique et caractéristiques écologiques.....</i>	<i>114</i>
<i>Section 2. Description socio-économique de sociétés rurales dans l'est-Cameroun.....</i>	<i>123</i>
<i>Section 3. Les autres acteurs présents en forêt.....</i>	<i>138</i>
CHAPITRE IV: PRÉLÈVEMENTS DE PRODUITS FORESTIERS: ESTIMATION DES VALEURS D'USAGE DIRECT D'UNE FORÊT TROPICALE	157
<i>Section 1. La valeur du bois sur pied dans un massif de l'est-Cameroun</i>	<i>158</i>
<i>Section 2. Estimation de la valeur des produits pharmaceutiques traditionnels.....</i>	<i>174</i>
<i>Section 3. La cueillette en forêt tropicale: estimation de la valeur des produits non-ligneux alimentaires</i>	<i>188</i>

CHAPITRE V: LA FORÊT, SOURCE D'AMÉNITÉS ENVIRONNEMENTALES: LE CALCUL DES VALEURS D'USAGE INDIRECT ET DE NON-USAGE DE LA FORÊT TROPICALE	203
<i>Section 1. L'évaluation d'une fonction écologique de la forêt tropicale: la séquestration du carbone</i>	204
<i>Section 2. La valeur symbolique de la forêt: échec de la méthode d'évaluation contingente</i>	223
TROISIEME PARTIE - LA GESTION DE LA FORET TROPICALE A L'INTERFACE DE DYNAMIQUES SOCIALES ET ECOLOGIQUES: UNE MISE EN PERSPECTIVE DE L'ANALYSE ECONOMIQUE	241
CHAPITRE VI: GESTION ÉCONOMIQUE DE LA FORÊT TROPICALE: UN MODÈLE DÉFAILLANT. 243	
<i>Section 1. Evaluation économique de la forêt tropicale: résultats et défaillances</i>	244
<i>Section 2. Une monétisation controversée des biens et services de la forêt</i>	254
<i>Section 3. Remise en cause d'une gestion économique de la forêt tropicale</i>	272
CHAPITRE VII: LA FORÊT TROPICALE, UNE RESSOURCE EN PROPRIÉTÉ COMMUNE?	281
<i>Section 1. La forêt tropicale: quel statut économique pour quel mode de gestion ?</i>	282
<i>Section 2. Gestion des ressources communes: apports théoriques</i>	292
<i>Section 3. Les enjeux d'une gestion commune des ressources</i>	306
CHAPITRE VIII: UNE APPROCHE NOUVELLE POUR UNE GESTION VIABLE DE LA FORÊT TROPICALE	319
<i>Section 1. Principes et portée d'une gestion patrimoniale des ressources</i>	320
<i>Section 2. Quelle possibilité de gestion patrimoniale des ressources dans l'est-Cameroun?</i>	335
<i>Section 3. Pour une socio-économie de l'environnement</i>	355
CONCLUSION.....	365
BIBLIOGRAPHIE	373
TABLE DES MATIERES DES ANNEXES.....	413

TABLE DES FIGURES

FIGURE 1 : LES INTERACTIONS ENTRE SYSTÈMES NATUREL, HUMAIN ET ÉCONOMIQUE.....	45
FIGURE 2 : DÉCOMPOSITION DE LA VALEUR ÉCONOMIQUE TOTALE.....	85
FIGURE 3 : QUELLE VALEUR ÉCONOMIQUE TOTALE D'UNE FORÊT TROPICALE?.....	106
FIGURE 4 : VALEUR ÉCONOMIQUE TOTALE DE L'ÉCOSYSTÈME FORESTIER EXPLOITÉ	109
FIGURE 5 : VALEUR ÉCONOMIQUE TOTALE DE L'ÉCOSYSTÈME FORESTIER CONSERVÉ.....	109
FIGURE 6 : EXPORTATIONS DE PRODUITS FORESTIERS / EXPORTATIONS NATIONALES.....	115
FIGURE 7 : CALENDRIER DES ACTIVITÉS D'USAGE DES RESSOURCES	137
FIGURE 8 : DÉFINITION STANDARD DE LA VALEUR DU BOIS SUR PIED	159
FIGURE 9 : DÉFINITION DE LA VALEUR ÉCONOMIQUE DU BOIS SUR PIED.....	161
FIGURE 10 : ESTIMATION DE LA VALEUR MARCHANDE DES BOIS SUR PIED.....	168
FIGURE 11 : RÉGRESSION DURÉE DE CUEILLETTE/QUANTITÉ RÉCOLTÉE - CAS DE L'IGNAME SAUVAGE	200
FIGURE 12 : LES COÛTS MARGINAUX DE STOCKAGE DE CARBONE EN FORÊT TROPICALE.....	212
FIGURE 13 : FLUX ET STOCK DE CARBONE EN FORÊT SEMI-DÉCIDUE EXPLOITÉE.....	215
FIGURE 14 : COÛTS ET BÉNÉFICES MARGINAUX DU CONTRÔLE DES ÉMISSIONS DE CO ₂	218
FIGURE 15 : LES CONSENTEMENTS À RECEVOIR EXPRIMÉS AU VILLAGE.....	234
FIGURE 16 : QUANTIFICATION DES BÉNÉFICES TIRÉS D'UN ÉCOSYSTÈME EXPLOITÉ	245
FIGURE 17 : QUANTIFICATION DES BÉNÉFICES TIRÉS D'UN ÉCOSYSTÈME CONSERVÉ.....	246
FIGURE 18 : ÉCHANGE ET STRUCTURE SOCIALE: GRILLE DE QUESTIONNEMENT.....	256
FIGURE 19 : ÉCHANGE ET STRUCTURE SOCIALE EN ÉCONOMIE DE MARCHÉ.....	257
FIGURE 20 : ÉCHANGE ET STRUCTURE SOCIALE EN ÉCONOMIE DE DON.....	257
FIGURE 21 : SPHÈRES DES ÉCHANGES DE BIENS AU VILLAGE	259
FIGURE 22 : TYPOLOGIE DES BIENS ÉCONOMIQUES.....	283
FIGURE 23 : TYPE DE BIEN ÉCONOMIQUE ET STRUCTURE INSTITUTIONNELLE ADÉQUATE.....	290
FIGURE 24 : UNE ILLUSTRATION DE LA RECHERCHE DE LA VIABILITÉ	311
FIGURE 25 : UNE REPRÉSENTATION DU CAPITAL CULTUREL	312
FIGURE 26 : LES ÉTAPES DE LA MÉDIATION PAR RÉCURRENCE	329
FIGURE 27 : ORGANISATION VILLAGEOISE DE GESTION EN PROPRIÉTÉ COMMUNE	350
FIGURE 28 : LE LIGNAGE COMME UNITÉ D'ORGANISATION DES USAGES DES RESSOURCES.....	350
FIGURE 29 : CARACTÉRISTIQUES D'UNE INSTITUTION DE PROPRIÉTÉ COMMUNE.....	352

TABLE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : PRINCIPALES DISCUSSIONS INTERNATIONALES SUR LA FORÊT TROPICALE.....	14
TABLEAU 2 : LES QUATRE TYPES DE VARIATION DU BIEN-ÊTRE DU CONSOMMATEUR.....	82
TABLEAU 3 : LES MÉTHODES D'ÉVALUATION MONÉTAIRE DE L'ENVIRONNEMENT	92
TABLEAU 4 : ÉVOLUTION DES SURFACES DE FORÊT TROPICALE 1980-1995	99
TABLEAU 5 : TAUX ANNUELS DE DÉFORESTATION TROPICALE (MILLIONS HA)	100
TABLEAU 6 : LES FONCTIONS D'UN ÉCOSYSTÈME FORESTIER.....	103
TABLEAU 7 : STRUCTURE SOCIALE ET SPATIALE AVANT LA COLONISATION	126
TABLEAU 8 : STRUCTURE SOCIALE ET SPATIALE À PARTIR DE 1920	129
TABLEAU 9 : STRUCTURE SOCIALE ET SPATIALE ACTUELLE	131
TABLEAU 10 : ESTIMATIONS DÉMOGRAPHIQUES EN 1995	132
TABLEAU 11 : CROISSANCE DÉMOGRAPHIQUE	132
TABLEAU 12 : COMPARAISON DES REVENUS ENTRE GOUTÉ ET DJÉMIONG.....	133
TABLEAU 13 : COMPARAISON DES DÉPENSES ENTRE GOUTÉ ET DJÉMIONG.....	133
TABLEAU 14 : ACTIVITÉS ÉCONOMIQUES ET NOMBRE DE PERSONNES IMPLIQUÉES	137
TABLEAU 15 : NOUVEAUX STATUTS FORESTIERS AU CAMEROUN EN 1994	140
TABLEAU 16 : TYPOLOGIE DES AUTORISATION D'EXPLOITATION FORESTIÈRE EN 1994.....	142
TABLEAU 17 : PRÉLÈVEMENT ANNUEL DES ESPÈCES COMMERCIALISABLES AU CAMEROUN ...	150
TABLEAU 18 : LES EXTERNALITÉS DE L'EXPLOITATION FORESTIÈRE	160
TABLEAU 19 : DONNÉES DE L'EXPLOITATION DE L'ASSIETTE N°24 DU PERMIS 1554	162
TABLEAU 20 : VALEURS MARCHANDES DES BOIS SUR PIED DE L'ASSIETTE DE COUPE N°24	164
TABLEAU 21 : ANALYSE DE SENSIBILITÉ POUR LA VALEUR MARCHANDE DES BOIS SUR PIED ..	169
TABLEAU 22 : ESTIMATION MONÉTAIRE DES DOMMAGES	172
TABLEAU 23 : ANALYSE DE SENSIBILITÉ POUR LE CALCUL DE L'EXTERNALITÉ.....	173
TABLEAU 24 : ESTIMATION DE LA VALEUR ÉCONOMIQUE DES BOIS SUR PIED.....	173
TABLEAU 25 : VALEUR ÉCONOMIQUE DE 6 RESSOURCES LIGNEUSES MÉDICINALES.....	184
TABLEAU 26 : ANALYSE DE SENSIBILITÉ DE LA VALEUR DES PRODUITS MÉDICINAUX.....	186
TABLEAU 27 : LES PRODUITS DE CUEILLETTE ALIMENTAIRES CHEZ LES BOLI/MÉZIMÉ.....	193
TABLEAU 28 : RÉPARTITION DES SORTIES DE CUEILLETTE PAR SEXE ET PAR CLASSE D'ÂGE ...	194
TABLEAU 29 : PRÉLÈVEMENTS TOTAUX DE PFNL ALIMENTAIRES À GOUTÉ.....	195
TABLEAU 30 : VARIATION DE LA VALEUR ÉCONOMIQUE DES PFNL	197
TABLEAU 31 : CONCENTRATION ATMOSPHÉRIQUE DU CARBONE: LES SCÉNARIOS ENVISAGEABLES	206
TABLEAU 32 : COÛT DE FIXATION DU CARBONE PAR LES PROJETS FORESTIERS	211
TABLEAU 33 : STOCKS DE CARBONE EN FORÊTS SEMI-DÉCIDUES PRIMAIRE ET SECONDAIRE... 213	213
TABLEAU 34 : ESTIMATIONS DU COÛT D'ÉMISSION DE CO ₂ (EN \$/T.C).....	219
TABLEAU 35 : VALEURS DE LA TONNE DE CARBONE SÉQUESTRÉE PAR UNE FORÊT TROPICALE	222
TABLEAU 36 : VALEURS ÉCONOMIQUES DE CERTAINS ACTIFS NATURELS DE LA FORÊT	245
TABLEAU 37 : ANALYSE DE SENSIBILITÉ DES VALEURS DE L'ÉCOSYSTÈME FORESTIER	246
TABLEAU 38 : VARIATION DU TAUX D'ACTUALISATION	249
TABLEAU 39 : LES RÈGLES EN USAGE	294
TABLEAU 40 : DROITS D'USAGE EN RÉGIME DE PROPRIÉTÉ COMMUNE	296
TABLEAU 41 : DEUX TYPES DE "PROPRIÉTÉ"	297
TABLEAU 42 : TENEUR DES MAÎTRISES FONCIÈRES	299
TABLEAU 43 : MATRICE DES DROITS D'USAGE.....	300
TABLEAU 44 : MATRICE DES MAÎTRISES POUR L'UTILISATION DES RESSOURCES.....	303
TABLEAU 45 : RÉCAPITULATIF DES LOGIQUES D'ACTEURS	343

LISTE DES ACRONYMES

API	Aménagement Pilote Intégré
CCNUCC	Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques
CIRAD	Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CMED	Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement
CTFT	Centre Technique Forestier Tropical
EFC	Exploitation Forestière du Cameroun
FAO	Food and Agriculture Organisation of the United Nations
FMI	Fonds Monétaire International
GIC	Groupement d'Intérêt Communautaire
GIEC	Groupe Intergouvernemental d'experts sur l'Evolution du Climat
MINEF	Ministère de l'Environnement et des Forêts, Cameroun
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economiques
OIBT	Organisation Internationale des Bois Tropicaux
OMS	Organisation Mondiale de la Santé, Nations Unies
ONADEF	Office National de Développement des Forêts, Cameroun
PAFT	Programme d'Action Forestier Tropical
PNUD	Programme des Nations Unies pour le Développement
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
SFID	Société Forestière et Industrielle de la Doumé
UFA	Unité Forestière d'Aménagement
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation
WWF	Fonds Mondial pour la Nature

"Le lien entre la conservation de l'environnement et le développement et la nécessité d'attaquer le problème à sa source apparaît clairement dans le cas des forêts tropicales. C'est en effet quelquefois la politique d'un Etat et non la nécessité économique qui pousse à la surexploitation et à la destruction des ressources. Le coût économique et budgétaire direct de cette surexploitation est énorme – sans parler du coût que représente l'extinction des espèces. Résultat: le terrible gâchis que représente l'exploitation des forêts tropicales, le sacrifice de leur valeur en bois et autres produits, l'extraordinaire manque à gagner pour l'Etat, la destruction de richesses biologiques"

CMED – rapport Brundtland, 1989, p. 189

INTRODUCTION

La gestion de la forêt tropicale vue de nos capitales occidentales

Il est une opinion fort partagée lorsqu'on parle de forêt tropicale: cet écosystème est menacé ou, pour le moins, subit de graves dommages sur l'ensemble de la planète. C'est du moins l'avis unanime de mes amis qui se souviennent, tout comme moi, des images de forêts dévastées, d'arbres majestueux abattus, de peuplades en voie d'acculturation, d'espèces animales menacées,... qui ont été diffusées à partir du début des années 1990 dans les média occidentaux. La Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement à Rio-de-Janeiro en juin 1992 a probablement été le point d'orgue de ces campagnes de "sensibilisation" autour du destin des forêts tropicales. Celles-ci ont profondément marqué la perception que se fait le simple quidam ou le décideur politique des menaces qui pèsent sur cet écosystème. Elles ont également eu pour effet d'engendrer une mobilisation internationale sur cette thématique. Alors que dans les années 1970 le déboisement tropical était la préoccupation de quelques experts ou d'agences spécialisées, ce débat a pris une ampleur considérable depuis une quinzaine d'années avec le concours d'un nombre croissant d'intervenants et de propositions d'actions. Le tableau n°1, qui retrace les principaux événements en matière de gestion des forêts tropicales, illustre bien cette évolution¹. Les institutions sont chaque jour plus nombreuses à s'intéresser à ce problème, moult colloques internationaux sont organisés, des sites Internet spécialisés sont disponibles², des

¹ Une multitude d'initiatives ont aussi vues le jour pour la sous-région de l'Afrique centrale. Elles sont récapitulées notamment par Aveling (1998).

² Voir par exemple celui de la FAO: www.fao.org/forestry

Tableau 1 : Principales discussions internationales sur la forêt tropicale

Date	Événement et engagements
1972	Conférence de Stockholm sur l'Environnement Humain, qui appelle au lancement d'un programme mondial de contrôle/surveillance des forêts tropicales
1975-1978	Mise en œuvre de ce programme par la FAO (en coopération avec PNUE et Unesco)
1976	Création de l'Organisation Africaine des Bois (OAB), visant la coopération interafricaine pour la gestion durable des forêts tropicales
1983	Signature de l'Accord International sur les Bois Tropicaux (AIBT), regroupant 36 pays exportateurs et 33 pays importateurs
1985	Lancement des Plans d'Action Forestier Tropical par le PNUD et la FAO pour maîtriser la déforestation et améliorer le niveau de vie des populations résidentes
1986	Création de l'Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OIBT), chargée de contrôler la mise en œuvre de l'AIBT
1987	Rapport de la Commission Mondiale pour l'Environnement et le Développement (Rapport Brundtland)
1989	Déclaration de Noordwijk, préconisant un accroissement net des superficies forestières mondiales de douze millions d'hectares par an
1990	Déclaration du G7 en faveur d'une convention mondiale pour la protection des forêts
"	Déclaration de Bali, dans laquelle les pays membres de l'OIBT s'engagent à ne commercialiser, à partir de l'an 2000, que des bois issus de forêts gérées durablement: c'est l' <i>Objectif 2000</i>
1991	Lancement du Fonds pour l'Environnement Mondial (<i>Global Environment Facility</i>) qui, par ses composantes "changement climatique" et "protection de la biodiversité", s'implique dans la gestion des forêts tropicales
1992	Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, à Rio-de-Janeiro, dont les principales recommandations sont regroupées dans l'Agenda 21. Deux conventions y sont signées qui sont directement applicables aux forêts tropicales: Convention sur la diversité biologique, Convention-cadre sur les changement climatiques. Une déclaration de principe sur les forêts est adoptée
1994	Renouvellement de l'AIBT, qui confirme l'engagement pour l' <i>Objectif 2000</i>
1995	Initiative FAO/OIBT pour harmoniser les divers critères et indicateurs de gestion des forêts tropicales
1996	Conférence sur les Ecosystèmes de Forêts Denses Humides d'Afrique Centrale (CEFDHAC), dont le secrétariat est confié provisoirement à l'UICN

financements sont proposés³,... qui font des forêts tropicales une "jungle internationale", pour reprendre le titre du prochain ouvrage de M.C.Smouts (2001).

Cette pléthore d'acteurs et de discours s'explique en partie par les enjeux sous-jacents de ce débat (Eurofor, 1993). Il s'agit, d'une part, de promouvoir un développement économique qui ne se fasse pas aux dépens du milieu environnant. Le développement soutenable est devenu un des objectifs des pays tropicaux et il convient de trouver les moyens de le mettre en œuvre dans les zones forestières. D'autre part, la gestion des forêts tropicales offre l'opportunité de concevoir des démarches novatrices de protection de l'environnement: plutôt que la mise-en-défens d'espaces naturels, l'enjeu est de s'assurer que les pratiques humaines demeurent compatibles avec la reproduction à long terme des écosystèmes. Ces deux enjeux implicites de la gestion de la forêt tropicale paraissent ainsi comme les deux faces d'une même pièce; dans les discours cependant, l'une ou l'autre de ces considérations est souvent dominante et permet de justifier l'action proposée ou entreprise.

Rares sont les écosystèmes pouvant supporter des pratiques humaines aussi diverses et procurer autant de services que la forêt tropicale. Ses utilisateurs agissent à des niveaux d'action différents et pour des motivations différentes: du villageois qui y voit une source de produits naturels à l'Etat qui veut y préserver la biodiversité, de l'exploitant qui l'assimile à un volume de bois au Fonds pour l'Environnement Mondial qui saisit l'opportunité d'y stocker du carbone, la forêt tropicale est, par excellence, multi-usage et multi-acteurs. L'objectif d'une gestion soutenable de cet écosystème consiste à parvenir à la coordination de ces actions sur la forêt afin d'en faire ressortir les complémentarités et limiter leurs rivalités. Une telle coordination des usages forestiers doit être acceptée et appliquée par l'ensemble des acteurs, ce qui requiert qu'ils adoptent un cadre d'évaluation permettant d'arbitrer entre les différents modes d'utilisation des ressources et qui serve à justifier l'action collective (Godard, 1989). La multiplicité des acteurs et des niveaux d'action implique donc la recherche de principes opératoires qui guident la prise de décision pour une gestion soutenable des ressources.

Probablement en raison de l'urgence ressentie de lutter contre la déforestation tropicale, les approches issues des sciences de la nature ont eu une place prédominante dans la définition de stratégies de conservation/utilisation de la forêt. La prise de décision collective est alors fortement influencée par le respect de critères écologiques. Jusqu'au début des années 1980, ce débat est largement dominé par les mouvements de conservation de la nature, qui

³ Entre 1992 et 1995, la Communauté Européenne a dépensé près de 85 millions d'Euros pour les actions en faveur des forêts tropicales (Jacquet, 1997).

préconisent une gestion écologique du milieu (UICN, 1980; McKinnon et al., 1990). Un exemple caractéristique de cette approche est fournie par les réserves *Man and Biosphere* mises en place dès 1968 sous la tutelle de l'UNESCO: c'est sur la base de critères strictement écologiques que sont désignés les espaces naturels à protéger, qui font ensuite l'objet d'une préservation intégrale, les communautés humaines étant reléguées dans des zones périphériques avec des droits d'usage restreints (Ishwaran, 1992). L'échec de telles approches est aujourd'hui bien connu et montre que les critères écologiques ne peuvent fonder à eux seuls les choix collectifs en matière de gestion durable du milieu naturel (Cernea, 1986; Weber, 1996-a; Takforyan, 1996). Parce que l'ensemble des demandes sociales d'utilisation des ressources ne peut être évalué sur la base des critères des sciences naturelles, plusieurs acteurs de la gestion forestière ne reconnaissent pas cette démarche comme pertinente pour légitimer une décision collective.

L'apparition puis l'affirmation du courant de l'économie de l'environnement dans les années 1970 contribua à définir un nouveau mode de gestion de la nature: aux critères écologiques viennent s'ajouter des critères économiques, qui constituent assez vite un argument majeur de la prise de décision collective. L'ouvrage de Dixon & Sherman (1990), *Economics of Protected Areas*, est caractéristique d'une telle évolution: on passe ainsi du modèle d'une gestion écologique de la nature à une gestion économique. Elle est sommairement décrite par Godard (1989) qui y distingue quatre spécificités:

- la nature y est représentée en tant que bien rare et objet d'une demande sociale;
- la problématique de l'action collective revient à mettre en valeur les ressources et à les gérer avec efficacité;
- les instruments de politique utilisés sont les mécanismes, les incitations et les contrats économiques;
- les sciences de l'économie et de la gestion sont les disciplines employées.

Dans son processus, cette gestion économique de la nature consiste à arbitrer entre différents projets d'utilisation des ressources pour déterminer, sur une base monétaire, celui susceptible de fournir le plus grand bien-être aux communautés humaines. Un tel arbitrage, qui analyse les coûts et les avantages économiques de chaque alternative, repose néanmoins sur la fiabilité des valeurs économiques associées aux actifs naturels. Or si certains produits et services de la forêt tropicale sont bien proposés sur un marché et sont dotés d'un prix, la valeur économique de la plupart des biens environnementaux n'est révélée par aucun marché. D'où la nécessité de procéder à l'évaluation monétaire du patrimoine naturel, qui permet de faire disparaître cette asymétrie fondamentale en assimilant toute ressource naturelle à une marchandise.

Tout en s'inscrivant dans le prolongement de la théorie économique standard, cette démarche d'évaluation économique des éléments du système naturel repose sur un corpus théorique qui s'est constitué depuis une vingtaine d'années, surtout dans la littérature anglo-saxonne. Deux axes de recherche ont notamment été développés, l'un s'attachant à identifier puis à formaliser les différents bénéfices économiques attendus de l'environnement, l'autre se concentrant sur les techniques d'évaluation monétaire de ces bénéfices.

L'apport des économistes de l'Ecole de Londres a été déterminant pour reconnaître et organiser la liste des avantages que les communautés humaines tirent du milieu naturel. Ceux-ci dépendent des usages actuels, futurs, indirects ou encore des non-usages que permet le maintien des écosystèmes naturels (Pearce & Turner, 1990). L'agrégation de ces différents bénéfices exprime la "valeur économique totale" de l'écosystème étudié et correspond au niveau de bien-être que la société perdrait si ce milieu naturel disparaissait. Son estimation est considérée comme nécessaire pour pouvoir lui comparer les bénéfices attendus de projets dont la mise en œuvre impliquerait une dégradation de l'écosystème⁴.

D'un point de vue théorique, il est admis qu'un ensemble de techniques d'évaluation existe aujourd'hui pour fournir une valeur économique partielle et/ou totale à la plupart des milieux naturels (Desaigues & Point, 1993; Pearce & Markandya, 1989). Celles-ci font plus ou moins appel à des paramètres économiques complexes – outil économétrique en particulier – qui ne sont pas toujours facilement applicables en raison de l'absence des données nécessaires ou de l'hétérogénéité des contextes socio-économiques. Nonobstant, ces méthodes d'évaluation sont depuis quelques années mises en œuvre, moyennant certaines adaptations, dans les pays du sud (Hufschmidt et al., 1990; Aylward & Barbier, 1992).

Ce nouvel argumentaire économique exerce une influence grandissante sur la prise de décision en matière de gestion des forêts tropicales. Dès 1992, le principe 6-c de la Déclaration de Rio recommande que toute décision concernant la gestion, la conservation et le développement durable de ressources forestières doit bénéficier, dans la mesure du possible, d'une évaluation de ses coûts et avantages environnementaux. Les mouvements écologistes sont parmi les premiers à reprendre à leur compte une argumentation économique: la valeur économique de la forêt tropicale est un moyen nouveau de justifier sa protection ou, au moins, son utilisation durable⁵. Une telle logique est poussée à son extrême dans un article célèbre où d'éminents écologues se proposent d'estimer "*the value of the world's ecosystem services and*

⁴ L'application de cette démarche est proposée pour les forêts tropicales dans Pearce (1990; 1996-b).

⁵ Cette ligne de conduite est présente dans plusieurs ouvrages édités par WWF (McNeely et al., 1990) et par l'UICN (Davidson, 1985; Poore & Sayer, 1993).

natural capital" (Costanza et al., 1997). De manière analogue, certains bailleurs de fonds internationaux voient dans cette approche un moyen objectif de justifier leurs projets d'utilisation/conservation des ressources dans les pays tropicaux. C'est le cas de la Banque mondiale, dont aucun projet ne peut être financé s'il n'est pas soumis à une analyse coût-avantage incluant les facteurs économiques, environnementaux et sociaux (Serageldin, 1992). Ces concepts et outils de l'économie environnementale se retrouvent ainsi au cœur des interventions de cette institution (Munasinghe, 1992; Kramer et al., 1995; Lampietti & Dixon, 1995).

Ce changement de modèle dominant de justification de l'action sur les forêts tropicales a des conséquences directes dans la réalité: dans les pays du sud, souvent soumis à la pression des organisations internationales, une gestion de type économique des ressources tend à se substituer à une conservation du milieu fondée sur le respect des seuls critères des sciences naturelles. Au Cameroun, par exemple, l'établissement du parc national de Korup au début des années 1990 s'appuie sur une analyse coûts-avantages pour asseoir sa légitimité (Ruitenbeek, 1990). De même, tout exploitant forestier est supposé démontrer la viabilité économique de l'aménagement qu'il propose pour sa concession (MINEF, 1998-b). L'utilisation des critères économiques devient ainsi déterminante pour attester la pertinence de la gestion des forêts tropicales. Dans ce nouveau contexte, l'évaluation monétaire des ressources et des services des écosystèmes forestiers prend une importance décisive puisqu'elle fournit l'élément central de l'argumentation économique. Toutefois au Cameroun, comme dans la plupart des pays tropicaux, l'imposition de ce nouveau modèle de gestion de la forêt tropicale ne va pas sans poser certains problèmes. Deux difficultés semblent particulièrement fâcheuses, qui constituent les axes centraux de cette recherche de thèse:

- alors que ces techniques d'évaluation monétaire de la nature sont couramment employées par les organisations internationales pour fonder leurs investissements dans les pays tropicaux, ces derniers ne disposent que rarement d'une expertise nationale pour valider ou invalider cette approche⁶. Un des objectifs de ce travail est de contribuer à développer une

⁶ Hirschman (1984, p. 73-74) faisait déjà une remarque identique dans les années 1950 concernant l'application des concepts de l'économie du développement en Colombie: "*voilà une tâche qui était supposée être d'un intérêt crucial pour le développement de la Colombie; pourtant, on ne pouvait trouver aucun Colombien ayant la moindre idée sur la façon de la mener à bien: cette connaissance n'appartenait qu'à quelques rares experts étrangers à qui la nouvelle économie du développement avait été révélée [...]. Mon instinct me disait d'essayer de mieux comprendre leurs schémas d'action, plutôt que de supposer dès le départ qu'ils pourraient être "développés" uniquement par l'importation d'un ensemble de techniques dont ils ne connaissaient rien. Il est vrai que cette méthode paternaliste recevait beaucoup d'encouragements de la part des Colombiens eux-mêmes qui, au moins au départ, aimaient à se déprécier eux-mêmes en s'exclamant en toute occasion: 'Aqui, en el tropico,*

réflexion sur l'utilisation de ces outils en appliquant une démarche standard et en discutant les résultats au regard des possibilités réelles d'utilisation des ressources forestières.

- cette démarche de gestion économique de l'environnement reste sujette à caution à la fois scientifiquement et empiriquement. Scientifiquement, d'une part, car de nombreux chercheurs économistes et surtout non-économistes contestent l'hypothèse que le milieu naturel puisse être géré sur la base de critères monétaires. Empiriquement, d'autre part, puisque cette approche, pourtant adaptée aux économies marchandes, a montré ses limites dans les sociétés occidentales pour résoudre certains conflits environnementaux (Henry, 1987; Wondolleck, 1991). Il paraît alors utile de s'interroger sur la validité de son application dans les pays tropicaux pour la gestion de leurs forêts.

A ces approches théoriques de la gestion de la forêt tropicale, il est nécessaire de confronter la réalité d'une expérience locale d'utilisation du milieu naturel. En quoi les outils économiques peuvent-ils aider à élaborer, dans une situation concrète, une gestion efficace et soutenable des ressources forestières? C'est une question de la sorte que j'avais en tête en partant pour la province de l'est-Cameroun.

L'utilisation des ressources forestières dans un massif de l'est-Cameroun

Le choix de se rendre au Cameroun pour mener les recherches de terrain nécessaires à cette thèse n'était pas fait préalablement et s'explique par trois raisons.

La première tient au fait que l'unité de recherche GREEN du CIRAD GERDAT avait pu obtenir du Ministère français de la Coopération un financement pour la réalisation de recherches concernant la gestion des ressources en Afrique sub-saharienne. Grâce à cet argent, deux thèses purent être initiées, celle d'Ani Takforyan⁷ et la mienne, notamment parce qu'elles partageaient le même site d'étude. La partie méridionale du Cameroun est alors apparue comme un compromis envisageable puisque cette zone est couverte de forêt dont les

hacemos todo al revés'. Mais les conseillers et les experts étrangers prenaient ce genre d'affirmations bien trop au pied de la lettre. Nombreux étaient les Colombiens qui n'avaient nullement l'intention de se proclamer incompetents; par cette formule certains d'entre eux du moins voulaient dire que, dans l'environnement particulier dans lequel ils opéraient, ils pouvaient bien avoir découvert par tâtonnements quelques principes d'action astucieux dont ils étaient eux-mêmes à peine conscients, qui semblaient pervers aux gens de l'extérieur, mais qui, en fait, s'étaient montrés tout à fait efficaces".

⁷ Takforyan A., 2001, *Chasse villageoise et gestion locale de la faune sauvage en Afrique. Une étude de cas dans une forêt de l'Est-Cameroun*, Thèse en socio-économie du développement, sous la direction de Jacques

ressources n'attendaient que de recevoir une valeur économique (en ce qui me concerne) et que les systèmes de chasse y étaient encore peu étudiés (en ce qui concerne Ani).

Le deuxième motif pour retenir l'est-Cameroun comme cas d'étude fut l'implantation à Dimako d'un projet du Ministère de la Coopération exécuté par le CIRAD-Forêt. Le projet API (Aménagement Pilote Intégré) se divisait en deux volets, l'un s'intéressant à l'aménagement forestier et l'autre aux interactions population-forêt (Projet API, 1994). Après une mission de six semaines en octobre-novembre 1994, il fut alors convenu que nos deux thèses, sans relever directement du projet, pourraient bénéficier de l'expérience acquise et d'un éventuel soutien logistique en travaillant à proximité du projet API-Dimako.

Enfin, ce choix ne s'est sans doute pas fait indépendamment de l'affection que porte notre superviseur à cette partie de l'Afrique où il a grandi. La complexité et la multiplicité des relations des hommes entre eux et avec leur milieu donnent effectivement matière à réfléchir (ce qui est l'objet de la thèse) et à s'enrichir (ce qui constitue une expérience personnelle fertile).

Un premier séjour eut lieu au Cameroun à la fin de 1994 pour y déterminer la zone d'enquête, recevoir l'acceptation des populations avec lesquelles nous voulions travailler et se faire une première idée des conditions dans lesquelles nous mènerions nos recherches. Ces différentes tâches ont été facilitées par le soutien apporté par le projet API qui nous hébergeait à cette époque. L'expérience des experts et leur connaissance de la région nous ont permis notamment de cibler plus rapidement notre zone d'enquête et c'est par leur entreprise que nous avons été introduits dans les trois villages présélectionnés. Cette première rencontre avec la grande forêt tropicale puis avec les populations qui y résident constitue un des souvenirs marquants de mon expérience camerounaise.

Sans être située "au cœur des ténèbres" de la forêt camerounaise, notre zone d'étude se situe à environ deux heures de piste de Bertoua et, après avoir traversé une étendue de savane, notre voyage nous introduit peu à peu dans la forêt. La hauteur de la canopée est ce qui frappe en premier lieu ainsi que la profusion et l'entremêlement du couvert végétal inférieur. Pour nos yeux d'Européen, ce n'est pas un milieu très accueillant et on commence à comprendre pourquoi tant de nos aïeux explorateurs n'en sont jamais sortis. Cette impression d'un environnement inconnu se trouve renforcée avec les premières nuits passées au village: dès lors que la nuit tombe, la jungle se réveille et c'est une cacophonie de bruits tous plus étranges

les uns que les autres. Couché dans mon lit, les hurlements des damans qui, perchés en haut des arbres, passent les premières heures de la nuit à s'appeler à travers la forêt, me donnaient le sentiment oppressant d'être encerclé d'une nature étrangère et menaçante. Avec le temps, ces cris se sont transformés en douce berceuse à mes oreilles.

Notre rencontre avec les habitants de ces trois villages ne fut pas moins étonnante. Je me souviens encore de notre première arrivée à Djémiong la nuit tombée. Une fois les feux de la voiture éteints, nous nous sommes retrouvés dans le noir complet. Nos yeux s'habituant peu à peu à l'obscurité, je me suis rendu compte que plusieurs groupes d'individus convergeaient vers nous. Le clair de lune se reflétait sur leurs crânes dégarnis et leurs membres découverts. Une masse sombre d'individus nous attendait et à aucun moment de la soirée il n'a été possible de savoir combien ils étaient, ni qui ils étaient. Plusieurs mois plus tard, la plupart de ces personnes étaient devenues des familiers et, dans la nuit, il n'y avait pas besoin de lumière pour discuter sous le hangar familial ou à l'extérieur de la case.

Cette immersion prolongée dans le quotidien de ces habitants nous a permis d'apprécier "la vie au village", où l'on mange ce qu'on extrait du milieu naturel (et il faut parfois manger du macabo pendant une semaine...), où l'on va chercher l'eau à la source, où l'on va à l'église tous les dimanches matin, où le football est le sport de prédilection, ... Cette volonté de partager la vie de ces villageois était, d'une part, nécessaire pour nos recherches et, d'autre part, une expérience personnelle volontaire. Elle nous a conduit à louer une maison à l'année à Djémiong et à en faire construire une à Gouté. De mars à décembre 1995, nous sommes ainsi devenus des résidents de ces villages, tout en gardant une habitation principale à Bertoua. Ces deux cases nous ont permis d'y faire de nombreux séjours d'une à deux semaines pour le suivi des enquêtes quantitatives et l'avancement des recherches qualitatives. Après une petite période de rodage et de rencontres informelles, les habitants de ces villages se sont habitués à ce que nous les dérangions régulièrement par des questions répétitives ("*ils veulent encore savoir cette semaine combien j'ai ramassé d'escargots!*"), incongrues ("*n'est-ce pas évident que c'est le fils de ma sœur qui va hériter de ma plantation?*"), bizarres ("*ce que je veux recevoir en compensation de l'exploitation de la forêt du village???*"), compliquées ("*au début du siècle un pfennig vaut combien de soulé?*") ou inopportunes ("*mais pourquoi vouloir regarder mon carnet de dot?*").

Ces séjours réguliers au village et nos nombreuses discussions avec les habitants étaient le meilleur moyen pour tenter de comprendre l'usage des ressources forestières dans ce contexte socio-économique et écologique particulier puis d'en évaluer les bénéfices économiques. Par rapport au corpus théorique et à la méthodologie retenue pour mener ces recherches, cette

expérience de terrain m'a mis en face d'une réalité complexe et polyvalente: si les villageois sont bien les principaux utilisateurs de la forêt, d'autres acteurs sont également présents au moins à temps partiel et ont une influence sur la gestion des ressources. C'est le cas de l'Etat dont les agents sont "présents-absents" (pour reprendre une expression de Karsenty (1996-a)), de l'exploitant forestier, des pygmées baka, ... Ces acteurs partagent effectivement un même espace forestier mais leurs intérêts, leurs pratiques et leurs perceptions de cet environnement utilisé en commun divergent le plus souvent. Cette constatation m'a paru particulièrement évidente lorsque j'ai été invité à visiter un chantier d'exploitation ouvert par la SFID Mbang en forêt peu perturbée. J'avais travaillé quelques jours plus tôt à Djémiong et l'un des villageois m'avait conduit en forêt me montrer les arbres qui lui appartenaient et desquels il tirait (ou tirerait) un certain nombre d'avantages: parmi les tiges indiquées se trouvaient justement un ou deux Sapelli (*Entandrophagma cylindrium*) découverts par son père et entretenus dès lors car produisant plusieurs remèdes traditionnels et étant l'habitat des *ossié*, chenilles très prisées dans l'alimentation. Ces arbres servaient aussi de marqueurs d'espace, au sens où ils indiquaient la "propriété" de cette personne sur l'espace environnant. A une vingtaine de kilomètres de là, les choses étaient toutes autres pour le contremaître et les ouvriers de la SFID: le Sapelli était là debout, d'une hauteur de cinquante mètres, d'un diamètre d'environ deux mètres et le travail n'allait pas être simple pour que cet arbre majestueux devienne une bille hautement valorisable. De mon côté, je me demandais si un si bel arbre, un des symboles de la forêt tropicale africaine, méritait d'être transformé en marches d'escalier... Cette pluralité des points de vue sur la forêt tropicale est caractéristique et révèle des logiques d'acteur hétérogènes et complexes quant à l'utilisation des ressources.

L'objectif d'une gestion de l'environnement est de coordonner ces actions afin de conserver un milieu de bonne qualité et de satisfaire au mieux les aspirations des usagers. Les principes et outils de l'économie environnementale, et notamment ceux de l'évaluation monétaire, peuvent aider à atteindre ce but. Dans notre cas d'étude, ils sont toutefois appelés à être appliqués en dehors de leur contexte habituel, qui est celui de l'économie marchande. A l'exception de l'exploitant forestier qui adopte une stratégie d'utilisation marchande des ressources, les autres acteurs suivent également d'autres critères pour fonder leurs décisions. Nos trois villages d'étude se caractérisent nettement par une économie peu marchande, où les échanges se font le plus souvent en dehors du circuit monétaire. Il suffit d'ailleurs de passer quelques semaines au village pour se rendre compte que l'utilisation des ressources forestières par les populations locales ne s'explique pas par la seule logique économique. Une variable explicative majeure des comportements observés dans ce contexte socio-économique particulier est le système de

parenté. Celui-ci définit, d'une part, les liens familiaux existant entre les villageois mais également un ensemble global de règles et de normes sociales que chacun suit et adapte au gré des circonstances. Ce système de parenté est, pour reprendre le vocabulaire de Geschiere (1982), l'*idiome* qui permet de mieux comprendre les réactions individuelles et collectives. Un exemple permet d'illustrer son importance dans la vie du village. Lors de notre premier séjour à Djémiong, le projet API avait demandé au chef de village de désigner dix personnes pour ouvrir un transect en forêt. Ce travail constituait une source de rémunération pour les villageois, et celles-ci ne sont pas fréquentes. Au démarrage des travaux, le chef nous a présenté sa liste de dix noms et pourtant environ 25 hommes étaient présents et prêts à partir. C'est lorsque le technicien du projet API a appelé les dix personnes désignées que la "discussion" a commencé. Plusieurs villageois ont contesté avec force la liste du chef et les débats sont devenus rapidement houleux. Pour sortir de l'impasse, j'ai cru bon de proposer que finalement soient tirées au sort les dix personnes qui allaient travailler. Deux-trois jeunes hommes se sont alors avancés vers moi, leurs machettes à la main, et m'ont signifié avec le sourire mais fermement que c'était une affaire du village et que cet incident ne me regardait pas. Je n'avais pas de machette, j'ai obtempéré... Au total, aucune solution n'a pu être trouvée et chacun est retourné chez soi sans l'argent espéré. Plutôt que dix d'entre eux touchent cette somme et que les autres n'aient rien, les villageois, à l'unanimité, ont préféré délaissé ce travail et cet argent.

Que s'était-il passé pour en arriver là? La faute en revient au chef qui, dans la liste proposée, avait inscrit sept personnes de son segment de lignage et trois de l'autre alors que ces deux groupements sont de taille à peu près équivalente à Djémiong. Sur fond de contentieux économique, c'était en réalité bien une dispute familiale qui eut lieu ce matin là; et plutôt que de susciter de nouvelles tensions entre les segments de lignage, les villageois ont opté pour abandonner les gains économiques qu'ils pouvaient tirer du travail de défriche. Cette anecdote illustre bien le rôle majeur du système de parenté dans la vie au village: il apparaît comme le contexte systématique des comportements, même si d'autres variables notamment économiques, peuvent également influencer dans certaines circonstances. L'usage des ressources forestières, qui fait référence à l'accès à l'espace et à la terre, ne fait évidemment pas exception à la règle: si une famille reste en forêt pour ramasser puis vendre les mangues sauvages, elle le fera dans un espace déterminé et avec l'aval implicite des autres membres de la parenté. Au niveau du village, l'utilisation de ressources par les populations locales s'explique donc en grande partie par les liens tissés entre les usagers.

Si les relations entre exploitant forestier et autorités locales sont en théorie plus formalisées,

en pratique elles conservent toujours une certaine souplesse: il devient difficile de comprendre certaines stratégies/attitudes de ces acteurs sans connaître les antécédents de leur relation, les conventions existant entre eux ou leurs liens personnels.

L'utilisation de la forêt dans cette partie de l'est-Cameroun semble ainsi dépendre, d'une part, des objectifs et des moyens propres à chacun des acteurs et, d'autre part, de l'ensemble complexe et changeant des liens qui s'établissent entre eux.

Quels principes pour guider la gestion soutenable de la forêt tropicale?

La complexité des modes d'utilisation des ressources forestières qui ressort de cette expérience de terrain amène à s'interroger sur la pertinence du modèle de gestion économique de la forêt tropicale. Alors que les instruments de l'économie environnementale visent à arbitrer entre des situations parfaitement déterminées, la réalité indique plutôt que les préférences individuelles, la qualité de l'écosystème et les options d'utilisation des ressources sont changeantes et partiellement incertaines. De même, le recours à des critères économiques pour fonder le choix collectif suppose que ceux-ci sont réellement en mesure d'apprécier le niveau de bien-être des acteurs impliqués. Or cette hypothèse s'avère délicate, notamment pour les populations locales qui évoluent dans une société peu ouverte aux mécanismes marchands. L'emploi de la monnaie pour estimer la valeur des ressources extraites par ces individus est donc une opération pouvant introduire certains biais et dont la validité doit être attestée.

Ces différentes questions invitent ainsi à un réexamen du cadre d'analyse de la décision en matière de gestion des ressources de la forêt tropicale. Le point de vue adopté dans cette thèse est de s'interroger sur la capacité de l'approche économique standard à prendre en compte la complexité et la diversité des usages supportés par ces écosystèmes. Le sujet que nous proposons donc de traiter porte sur les possibilités d'évaluation économique d'un écosystème forestier tropical humide et le rôle d'une telle évaluation dans sa gestion viable à long terme. Cette problématique peut être énoncée en deux grandes questions:

- *quels peuvent être le rôle et les limites de la démarche d'évaluation économique d'actifs naturels dans la recherche d'une gestion viable d'un écosystème forestier tropical humide?*
- *le modèle de gestion économique de l'environnement peut-il constituer une approche*

pertinente de coordination de l'action sur la forêt tropicale?

La méthode de recherche mise en œuvre pour aborder ces questions se compose de deux étapes principales: le passage du théorique au pratique, avec une application standard de la démarche de gestion économique à notre cas d'étude dans l'est-Cameroun, puis un retour de l'empirique au théorique, indiquant de quelle façon les enseignements tirés du terrain permettent de critiquer et de dépasser une telle démarche de coordination des usages forestiers: à une mise en œuvre conventionnelle des outils économiques et de l'évaluation monétaire dans le cadre d'une forêt tropicale succède une analyse critique de ce modèle de gestion, qui débouche sur la conception d'une approche alternative de prise de décision en matière d'utilisation des ressources. Cette démarche d'investigation comporte plusieurs avantages par rapport à la problématique de recherche.

Un intérêt technique. L'application systématique de plusieurs méthodes d'évaluation économique de l'environnement offre l'opportunité d'en tester la fiabilité et la robustesse. Plusieurs ouvrages s'interrogent en effet sur la transférabilité de telles techniques dans les pays du sud, où l'économie de marché est peu étendue (Adamowicz et al., 1998). Cette recherche, dont le champ d'étude se situe en milieu rural enclavé, vise, d'une part, à choisir les méthodes envisageables dans un tel contexte et, d'autre part, à faire ressortir leur pertinence et/ou leurs limites. Un accent particulier est donc mis sur les hypothèses de calcul ainsi que sur le choix des variables influentes. L'objectif est d'explicitier ces exercices d'application des techniques d'évaluation afin que leur validité puisse être jugée en connaissance de cause.

Un intérêt théorique. La première étape de cette recherche est d'appliquer, dans les règles de l'art, le modèle de gestion économique de l'environnement à une réalité complexe. Cette expérience se veut totalement conventionnelle et suivant à la lettre les prescriptions des ouvrages théoriques (Munasinghe & Lutz, 1991; OCDE, 1995; Barbier & Burgess, 1997). Le produit final, résultat d'une analyse coûts-avantages standard, est la désignation du meilleur projet, en termes économiques, d'utilisation des ressources forestières. Dans ces conditions, qu'un tel résultat ne puisse pas être considéré comme suffisant pour justifier un choix collectif ne peut être dû au manque de rigueur scientifique ou à des hypothèses de travail infondées mais signifie le manque de légitimité d'un tel mode de décision. Cette démarche ne pouvant être l'objet de critiques internes, l'invalidité de ses conclusions tient à la logique même du modèle de gestion économique de la nature, qui n'est pas en mesure d'appréhender correctement la dynamique d'usages des ressources forestières. Un tel constat invite donc à nouveau à s'interroger sur la logique adéquate de choix collectif pour établir une gestion

durable de la forêt tropicale. Comme l'indique Thébaud (1998), pour l'économie environnementale, la nature du problème de décision reste le même quels que soient les problèmes considérés: l'évaluation économique des actifs naturels puis l'emploi de l'analyse coûts-avantages permet à un acteur social "représentatif" de la collectivité de déterminer et d'appliquer une mode d'exploitation des ressources jugé satisfaisant du point de vue des objectifs collectifs qu'il représente. Une autre représentation du processus de décision susceptible de définir une gestion soutenable de la forêt tropicale peut être proposée: celle où plusieurs acteurs agissant de façon autonome sont considérés, leurs stratégies prises en compte et où la gestion de l'écosystème passe surtout par la résolution de leurs conflits d'usage. Face aux limites d'une coordination des actions assurée par un acteur omnipotent à partir de critères économiques ou écologiques, une nouvelle approche peut être esquissée, qui considère la gestion soutenable de la forêt comme l'organisation des interactions des acteurs dans l'utilisation et la conservation des ressources (Lescuyer & Essiane Mendoula, 1999).

Un intérêt empirique. Cette recherche a été effectuée dans une zone particulière de la forêt camerounaise. Celle-ci présente des caractéristiques communes et il est vraisemblable que certaines de nos conclusions puissent être extrapolées à des configurations sociales et écologiques de même type en Afrique centrale. C'est par exemple le cas des limites rencontrées dans la mise en œuvre des techniques d'évaluation économique ou de certains traits de notre approche alternative de gestion des ressources forestières. Plus concrètement encore, il est à espérer que certains arguments de cette recherche soient directement utiles pour l'aménagement de la zone forestière où nous avons réalisé ce travail.

Cette recherche est centrée sur la manière dont la science économique peut contribuer à l'élaboration d'une gestion viable de la forêt tropicale. Un cas d'étude dans l'est-Cameroun permet d'étayer le raisonnement. Ce travail mobilise donc à la fois un ensemble de concepts et de méthodes proposés par l'économie pour mieux guider l'utilisation des ressources ainsi qu'un ensemble de connaissances empirique sur les pratiques humaines en forêt, permettant de tester la validité de l'approche théorique. L'organisation de cette démarche se divise en trois parties.

La première partie est consacrée à la description des principes fondamentaux de l'économie environnementale et à leur application aux forêts tropicales. Elle étudie dans un premier temps de quelle manière l'environnement est devenu un objet d'étude de la science économique ainsi que les hypothèses standard qui président à son traitement. Un modèle de gestion économique des ressources, soumis à une contrainte exogène de soutenabilité, est

désigné comme un des moyens envisageables pour fonder la prise de décision collective. Dans un second temps, une présentation est faite des concepts et instruments centraux de ce modèle de décision: analyse coûts-avantages, valeur économique totale et techniques d'évaluation monétaire de l'environnement. Leur application est envisagée pour le cas de la forêt tropicale, et plus particulièrement pour une étude de cas dans l'est-Cameroun.

La deuxième partie est celle de la mise en œuvre de ce modèle de gestion économique de la nature dans la forêt camerounaise. Après un rappel du contexte et des intervenants principaux de la gestion forestière au Cameroun, elle examine les différents usages forestiers pratiqués dans la zone d'étude et propose une estimation monétaire des bénéfices provenant de l'écosystème. Bénéfices tirés d'une utilisation directe de l'environnement sont distingués de ceux qui découlent d'un usage indirect ou d'un non-usage. Cet exercice permet de mettre à jour les limites techniques des méthodes d'évaluation sollicitées.

La troisième partie propose une analyse critique du modèle de gestion économique de la forêt tropicale et développe une approche alternative de gestion patrimoniale des ressources, plus en mesure de constituer un cadre adapté de choix collectif. L'argumentation est structurée en trois points. Tout d'abord, sur la base des résultats de terrain, une remise en cause des démarches d'évaluation économique totale et d'analyse coûts-avantages appliquées à la forêt tropicale est proposée. La critique de ce processus de décision économique est renforcée par une analyse détaillée des fonctions de la monnaie dans ces sociétés rurales: il apparaît alors que celle-ci ne peut révéler que très partiellement la valeur que ces individus attribuent aux ressources forestières. En raison des défaillances du modèle de gestion économique de la nature, une conception alternative de la forêt tropicale est présentée: celle d'une ressource en propriété commune. Un autre mode de gestion dit "patrimonial", susceptible de mieux prendre en compte les logiques d'acteurs interagissant entre eux et avec le milieu, est finalement proposé puis appliqué à la zone d'étude.

PREMIERE PARTIE - UN MODELE DE GESTION ECONOMIQUE DE LA FORET TROPICALE: PRESUPPOSES THEORIQUES ET MODALITES D'APPLICATION

Le débat concernant la dégradation mondiale des forêts tropicales et les moyens d'y remédier résulte, d'une part, de la pression anthropique croissante sur ces espaces et, d'autre part, du constat de la richesse considérable de ces écosystèmes. Ceux-ci se caractérisent en effet par une grande diversité des ressources reliées entre elles de façon extrêmement complexe. Cette exubérance de ressources explique par ailleurs la multiplicité des usages humains qui y sont pratiqués. Contrairement à des systèmes naturels plus uniformes, la forêt tropicale fait l'objet de demandes sociales nombreuses et hétérogènes. La reconnaissance de ces dernières est un phénomène relativement récent dans l'histoire de la gestion de ces forêts: il y a quelques décennies, ces espaces forestiers étaient encore divisés en zones mono-spécialisées, les unes étant identifiées pour l'exploitation forestière, les autres pour le développement rural ou certaines pour la conservation de la nature. L'enjeu actuel est, au mieux, de combiner ces différentes utilisations ou, au moins, de comparer ces alternatives; d'où l'intérêt de réfléchir à un mode de gestion adéquat des ressources de la forêt tropicale.

Parallèlement à l'émergence de ces préoccupations sur le devenir de la forêt tropicale, l'environnement s'est constitué comme un nouvel objet d'étude de la science économique. Raisonnant dans le cadre de l'économie néoclassique et de l'économie du bien-être, une économie environnementale est apparue au cours des années 1970, proposant de considérer les ressources du milieu naturel sous la forme d'actif naturel. Un modèle de gestion économique de la nature a ainsi été conçu, qui permet d'arbitrer sur une base monétaire entre les différentes options d'utilisation d'un environnement donné. Cette approche est aujourd'hui mise en application pour les forêts tropicales, notamment car elle est théoriquement en mesure d'apprécier l'ensemble des bénéfices pouvant être tirés de ce milieu.

L'objet de cette première partie est une présentation académique des travaux ayant permis cette intégration des problèmes d'environnement dans le champ de la théorie économique standard. Cette analyse est développée en deux temps. **Le chapitre 1** rend compte des présupposés théoriques du modèle de gestion économique de l'environnement. Cette description nécessite de rappeler l'évolution historique de la prise en compte du milieu naturel par la science économique. Pour gagner en pertinence, l'analyse économique de l'environnement a développé certains concepts spécifiques, comme celui d'externalité, et se

doit de respecter une contrainte exogène de soutenabilité, interprétée ici comme le maintien dans le temps d'un stock de capital naturel critique. La construction de ce cadre théorique est complétée dans **le chapitre 2** avec l'introduction des différents instruments de mise en œuvre du modèle de gestion économique de la nature. L'objectif est de dresser un panorama complet des étapes idéales de cette approche, mettant l'accent sur trois points: le processus de décision sous-jacent, les résultats scientifiques et les enjeux méthodologiques. Il apparaît alors que l'exercice d'évaluation économique des ressources est au centre de ce modèle de gestion car il fonde l'arbitrage entre les options envisageables d'utilisation de l'environnement et constitue, en conséquence, une information déterminante pour la prise de décision.

La présentation de ce modèle de gestion de l'environnement a pour objectif de pouvoir apprécier sa validité théorique et pratique lorsque celui-ci est appliqué à une situation réelle. C'est l'enjeu qui sous-tend l'expérience menée dans l'est-Cameroun d'évaluation économique des ressources et de détermination du choix optimal d'utilisation du massif forestier. Celle-ci est initiée en fin de partie pour être mise en œuvre dans les trois chapitres suivants.

"Cette hypothèse est la suivante: l'homme a une histoire parce qu'il transforme la nature. Et c'est même la nature propre de l'homme que d'avoir cette capacité. L'idée est que, de toutes les forces qui mettent l'homme en mouvement et lui font inventer de nouvelles formes de société, la plus profonde est sa capacité de transformer ses relations avec la nature en transformant la nature elle-même"

M.Godelier, 1984, p.10

Chapitre I: Fondements de l'économie environnementale

Ce chapitre a pour objet d'exposer les bases théoriques de l'analyse économique des problèmes d'environnement et de fonder la question de thèse. Les principaux concepts et approches adoptés par l'économie environnementale sont présentés, ce qui conduit à s'interroger sur la pertinence d'un modèle de gestion économique soutenable de la nature.

La première section rappelle la façon selon laquelle l'environnement s'est constitué en objet d'étude de la science économique, passant du statut de support nécessaire aux activités humaines pour les Physiocrates à celui de bien marchand, conception qui est au centre des raisonnements de l'économie environnementale

La deuxième section présente les hypothèses fondamentales de l'économie néoclassique qui guident les études économiques actuelles des problèmes environnementaux. Bien que pourvue de nouveaux outils d'analyse, cette approche ne parvient toutefois pas à établir une régulation marchande de l'environnement qui garantisse la pérennité du milieu naturel. Une contrainte additionnelle de soutenabilité est envisagée pour atteindre cet objectif.

La troisième section revient sur les définitions potentielles de la notion de soutenabilité et propose d'appliquer une contrainte de soutenabilité dite "forte" au modèle de gestion économique de l'environnement. Une "gestion économique soutenable" de la nature est alors envisagée, dont la thèse va chercher à tester la pertinence.

Section 1. La naissance d'une nouvelle préoccupation économique pour l'environnement

L'intervention de l'homme sur l'environnement dépend directement de la perception que la société a du milieu naturel dans lequel elle évolue. Or, cette perception change dans le temps, notamment parce que l'histoire des hommes se traduit par une transformation de la nature: chaque transformation de la nature donne lieu à une nouvelle perception de celle-ci, qui implique de nouveaux moyens d'intervention,... Cette conception de la nature par la société est dynamique, au sens où elle évolue dans le temps, et interactive, puisque société et environnement se transforment mutuellement.

L'économie constitue un des moyens dont se dote la société pour agir sur le milieu naturel: cette discipline, dont l'objectif est d'accroître le bien-être en indiquant les meilleurs moyens d'adapter le milieu naturel aux besoins humains, est elle aussi appelée à évoluer en fonction de la perception que les hommes se font de leur environnement: "*l'évolution de la pensée économique ne se dissocie pas de la conception que les hommes ont pu avoir de leur relation avec la nature*" (Passet, 1979, p. 34). Ainsi, il est nécessaire pour comprendre l'apparition des courants actuels de l'économie environnementale de retracer le cheminement historique des relations économie-environnement.

1. L'ordre naturel des Physiocrates

1.1. Une logique centrée sur l'agriculture

Au milieu du XVIIIème siècle, alors que la Hollande et l'Angleterre ont déjà adopté de nouvelles méthodes de culture, l'agriculture française, qui occupe plus des trois-quarts de la population, reste traditionnelle. C'est dans ce contexte socio-économique que se développe le courant physiocratique, première école de pensée cherchant à donner une vision formalisée du circuit économique de la nation. Son chef de file François Quesnay regroupe autour de lui plusieurs "disciples", dont les plus fameux sont Mercier de la Rivière, Dupont de Nemours, Mirabeau ou encore Turgot. La doctrine physiocratique est synthétisée en 1758 par Quesnay sous la forme de son célèbre *Tableau économique*. Celui-ci présente une vue d'ensemble de l'économie, où l'agriculture apparaît comme le seul secteur productif de l'économie: Turgot résume cette pensée en affirmant que "*c'est toujours la terre qui est la première et unique source de richesse*" (Turgot, 1766, in Beaud, 1987, p. 83).

Cette primauté de l'agriculture est le fondement de l'école physiocratique⁸: elle est considérée comme la seule activité susceptible d'engendrer un *produit net*, celui-ci correspondant à la différence entre les recettes tirées du travail agricole et les frais assumés pour le fonctionnement normal d'une ferme. Pour les Physiocrates, l'agriculture constitue l'unique secteur économique capable de dégager un surplus réel de son activité. L'existence de ce *produit net* s'explique par le "don gratuit" que la nature fait aux hommes: un grain semé fournira un épi,... Seule la terre peut restituer aux hommes plus qu'elle ne reçoit d'eux. Par comparaison, les autres secteurs de la vie économique sont dits stériles.

Dans cette optique, l'objectif économique visé par les Physiocrates est d'accroître à chaque période la quantité totale de richesse. La règle essentielle de bonne gestion consiste à entretenir et à préserver ce "capital naturel" qu'est la terre. Pour cela, la perpétuité du système

productif requiert la reconstitution des avances à la terre⁹, qui ont pour objet d'assurer la pérennité des facteurs naturels qui livrent le *produit net*: "*tant que la totalité des récoltes, ou du moins leur plus grande partie, se consacre pour ainsi dire à n'être que des avances pour préparer des récoltes nouvelles, les avances, les capitaux, les travaux utiles, les productions, les richesses, la population, croissent sans cesse avec rapidité*" (Quesnay, 1765, in Jessua, 1991, p. 85). Et à l'inverse, toute diminution des avances entraînerait à terme une restriction du circuit économique, c'est-à-dire une baisse du niveau de richesses, au sens large, de la nation.

1.2. Une "relation symbiotique" avec le milieu naturel

C'est la vision d'un ordre naturel, dans lequel s'inscrit l'économie, qui caractérise cette première perception des relations économie-environnement: le versement des avances à la nature ne tend pas seulement à assurer l'accroissement du *produit net* de la saison prochaine; c'est également, pour les Physiocrates, le respect nécessaire des lois constitutives d'un ordre naturel, qui exprime l'ordre divin et s'impose à toutes les créatures. "*L'image de l'économie qui ressort de cette approche est celle d'une activité régie par des lois naturelles, mettant en œuvre des flux physiques et ne pouvant se perpétuer qu'à travers la reproduction d'un milieu naturel indépendamment duquel elle ne saurait être analysée*" (Passet, 1979, p. 38). La doctrine physiocratique ne permet ainsi pas de dissocier la reproduction de la sphère économique de celle de la sphère naturelle: les hommes doivent subordonner leur activité à ces lois physiques afin de s'assurer de la reproduction de la richesse. La relation qui s'instaure entre les activités humaines et leur environnement apparaît donc, pour reprendre l'expression de Barde (1991), comme une *relation symbiotique*.

L'évolution des économies européennes de cette fin de XVIII^{ème} siècle va assez rapidement remettre en cause cette perception de l'environnement. Alors que le *Tableau économique* de Quesnay décrit la production des richesses comme le résultat du développement de l'agriculture, dix ans plus tard, "*le schéma de Turgot reprend cette perspective d'un développement du capitalisme dans l'agriculture, mais en la présentant symétriquement avec une réalité de l'époque qu'avait négligé Quesnay: le développement d'un capitalisme manufacturier*" (Beaud, 1987, p. 86). Avec l'expansion du commerce mondial, la production

⁸ D'où son étymologie tirée des noms grecs de *physis* (la nature) et de *kratos* (la puissance).

⁹ Les avances se répartissent en trois groupes (Jessua, 1991):

- *les avances foncières et primitives*, qui sont les dépenses initiales que fait le propriétaire pour l'aménagement du terrain;

- *les avances annuelles*: ce sont les dépenses courantes de main œuvre, de subsistance pour le fermier, le personnel et les animaux, ainsi que les semences et les engrais;

industrielle des nations européennes, au premier rang desquelles se trouve l'Angleterre, prend une place croissante dans l'économie. L'instauration d'une nouvelle structure économique va influencer les économistes de l'époque: la fabrique d'Adam Smith remplace progressivement l'agriculture de Quesnay comme principale activité créatrice de richesses.

2. La régulation marchande des économistes classiques

2.1. Les origines du changement

Deux phénomènes majeurs expliquent l'apparition de ce que Marx appellera l'*économie classique* et éclairent l'évolution que va connaître la liaison entre l'économie et l'environnement physique.

Tout d'abord, les débuts de l'industrialisation conduisent à repenser la base exclusivement agrarienne sur laquelle était fondée l'économie physiocrate. La volonté de produire plus pour vendre davantage sur les circuits du commerce international se traduit par la recherche d'améliorations techniques. Cela a plusieurs effets sur la réalité économique de l'époque. Le recours aux machines permet, d'une part, d'accroître la productivité de l'industrie et de l'artisanat: ceux-ci constituent dorénavant les secteurs-moteur de l'économie moderne. D'autre part, la dépendance vis-à-vis des ressources naturelles paraît relâchée, les techniques permettant de rendre les hommes "*maîtres et possesseurs de la nature*", comme le disait Descartes dans le *Discours de la méthode* (1637). Enfin, l'avènement de la machine, en décuplant les capacités humaines d'action sur la nature, met l'homme en mesure de causer, par ses activités industrielles, des dommages importants à l'environnement.

Au niveau des idées, la perception de l'environnement par les économistes classiques est très influencée par l'ouvrage de Newton *Principes mathématiques de philosophie naturelle* (1687), qui présente le principe physique de l'attraction universelle. "*Dès lors, le projet cartésien consistant à ne plus subir aveuglément les lois imposées par la nature, mais à tenter de les comprendre, va s'organiser autour d'une loi unique, la loi de la gravitation universelle, censée organiser l'univers entier, du monde de l'inanimé à celui du vivant, et en assurer l'équilibre*" (Faucheux & Noël, 1995, p. 29). L'univers physique paraît alors guidé par un ensemble de lois précises et déterministes; la compréhension du monde devient un problème de connaissance de ces principes universels, que Newton a établi pour la physique. Tout comme les éléments de la nature obéissent à une mécanique réversible et atemporelle, les Classiques, s'inspirant de ce paradigme physique, vont rechercher les lois propres à

- les avances souveraines, qui sont des dépenses relatives aux infrastructures publiques.

l'économie afin d'en préciser la mécanique et d'en assurer le bon fonctionnement.

Ainsi, que ce soit au niveau théorique, avec la mécanique newtonienne, ou au niveau empirique, avec la domination grandissante de l'homme sur la nature, l'économie tend à devenir une sphère autonome des systèmes naturels. La nature, car elle reste un élément nécessaire au système productif, n'est pas ignorée dans l'analyse classique. Elle y a néanmoins une place secondaire et n'est plus au centre de ce paradigme économique, comme elle l'était chez les Physiocrates.

2.2. La constitution d'un nouveau modèle économique

L'économie classique fonde son analyse sur trois notions centrales: division du travail, utilitarisme et valeur-travail.

La division du travail, tout en participant à une augmentation forte de la production, est la motivation principale qui amène les individus-producteurs à échanger: en effet, chaque individu spécialisé dans la production d'un type de bien n'est plus en mesure de subvenir seul à l'ensemble de ses besoins. Il est alors de l'intérêt de tous d'échanger leurs produits pour satisfaire leurs bien-être personnels. Dans ce contexte, chaque homme "*pourvoit à la plus grande partie de ses besoins par le produit de travail d'autrui achetés avec le produit de son travail*" (Smith, 1776, p. 334).

C'est dans cette nouvelle structure économique que les individus, en cherchant à satisfaire leurs intérêts privés, concourent à l'intérêt général. Reprenant la démarche utilitariste de J.Bentham (1748-1832)¹⁰, Smith fait l'hypothèse que les individus, conduits par la satisfaction de leurs intérêts égoïstes, sont amenés par une *main invisible*, à poursuivre des fins qui n'entrent ni dans leurs intentions ni dans leurs objectifs. Le fonctionnement parfait du marché garantit alors la convergence de tous les intérêts personnels vers le bien-être social maximum. Le marché, parce qu'il garantit cette harmonie économique et sociale, apparaît comme une pièce centrale du paradigme classique.

Rompant avec la conviction associant valeur d'usage et valeur d'échange¹¹, Smith montre que la valeur d'échange d'une marchandise est déterminée par son "coût de production" et celui-ci est presque toujours ramené à la seule quantité en travail que le bien a nécessité pour être fabriquer. On associe ainsi aux Classiques la théorie de la valeur-travail, qui s'applique alors à

¹⁰ Cette doctrine prône la recherche du bonheur personnel mais aussi le bonheur de la société en général; ou, comme le dit Bentham en 1823: "*chercher le bonheur du plus grand nombre en identifiant toujours l'intérêt de l'individu à l'intérêt universel*". Ainsi, l'utilitarisme valorise l'esprit d'entreprise, le goût du risque et de la compétition en vue de l'optimisation de l'ensemble de la vie en société.

¹¹ Pour étayer son argumentation, Smith recourt paradoxe de l'eau et du diamant: l'eau est très utile mais n'a pourtant aucune valeur d'échange tandis que le diamant est très peu utile alors que son prix est très élevé.

tous les biens échangés. Quelques années plus tard, cette théorie de la valeur-travail est reprise par Ricardo, qui lui apporte cependant quelques clauses nouvelles. Ainsi, la valeur d'échange d'un bien dépend du travail qui y est incorporé, mais elle peut également ne dépendre que de sa rareté physique, sur laquelle l'homme n'a pas prise. Dans ce dernier cas, qui relève de l'exception pour Ricardo, ce bien n'est alors pas l'objet de la science économique: "*quand donc nous parlons des marchandises, de leur valeur échangeable, et des principes qui règlent leurs prix relatifs, nous n'avons en vue que celles de ces marchandises dont la quantité peut s'accroître par l'industrie de l'homme, dont la production est encouragée par une concurrence libre de toute entrave*" (Ricardo, 1817, p. 27).

La restriction du champ de l'économie est donc considérable des Physiocrates aux Classiques. Alors que, pour les premiers, l'économie s'inscrivait dans un ordre naturel s'imposant à toute la société, l'économie classique ne s'intéresse plus qu'au domaine des marchandises, c'est-à-dire des objets échangés sur le marché par des individus-producteurs. Les ressources de l'environnement, dans leur globalité, ne font plus l'objet d'un traitement particulier; à l'inverse, en excluant de son champ d'étude tout bien ne donnant pas lieu à une valeur d'échange, l'économie classique se cantonne à sa propre logique: "*un milieu nouveau, véritable écosystème créé par les hommes et possédant sa logique propre, se développe à côté de l'écosystème naturel et parfois contre lui*" (Passet, 1979, p. 40).

2.3. L'appréhension des ressources de l'environnement par l'économie classique

Le fonctionnement de l'économie classique, qui repose principalement sur les notions de valeur-travail et de marché, amène à distinguer les ressources de l'environnement selon qu'elles détiennent ou non une valeur d'échange. Dans la mesure où la plupart de ces ressources ne requièrent pas qu'un travail humain soit réalisé pour leur production, celles-ci sont considérées comme ayant une valeur d'échange nulle, et cela indépendamment de leur niveau de rareté. Ainsi, ces "biens libres" sont consommés gratuitement et sont exclus de l'analyse économique¹². Un des paradoxes de cette perception économique de la nature est que la production des ressources marchandes peut dépendre du maintien de ces ressources non marchandes. Ainsi, en refusant de prendre en compte les ressources de l'environnement qui ne sont pas échangées sur un marché, l'approche classique tente d'établir les lois universelles qui régissent l'ordre économique, mais néglige de ce fait la reproduction de la sphère naturelle dans son ensemble.

¹² "*Les richesses naturelles que la nature nous donne gratuitement [...] ne peuvent pas entrer dans la sphère de l'économie politique, par la raison qu'elles ne peuvent être ni produites, ni distribuées, ni consommées*" (Say, 1817, p. 35).

Il existe néanmoins plusieurs ressources naturelles qui sont échangées par des individus et qui, par conséquent, intègrent l'économie marchande. La présentation succincte de l'analyse ricardienne des terres agricoles dans le système économique classique permet de comprendre le traitement que font ces économistes des ressources naturelles marchandes.

Le raisonnement est le suivant: respectant le *principe de population*¹³ de Malthus, l'augmentation de la population oblige à mettre en culture des terres agricoles de qualité décroissante. Ricardo fait l'hypothèse que des terres de qualité différente coexistent mais que les meilleures terres pour la production agricole sont utilisées en priorité. Avec l'accroissement de la population humaine, les besoins alimentaires vont augmenter et, avec eux, le prix des denrées. Cette hausse du prix s'explique par le fait que le coût de production du blé augmentent quand la qualité agricole des terres diminue. Du fait de la concurrence existant sur ce marché, le prix du blé est unique et correspond donc au coût de production sur la terre la moins productive qu'il a été nécessaire de cultiver. Pour les propriétaires des meilleures terres, chaque nouvelle terre mise en culture va contribuer à élever le prix du blé sur le marché et, par conséquent, à accroître leur rente, qui est égale à la différence entre le prix de marché et les coûts de production sur leurs terres de bonne qualité. Les denrées agricoles étant des aliments nécessaires aux besoins humains, il s'ensuit, selon Ricardo, une hausse du coût de reproduction de la force de travail, donc des salaires. Ce phénomène tend à réduire les profits, qui sont la source des investissements et le moteur de la croissance économique. A terme, la rareté des terres agricoles de bonne qualité ne pouvant être modifiée, on parvient à un blocage du processus de croissance économique, stade qualifié par Ricardo d'*état stationnaire*.

Ainsi, la théorie de la production des Classiques semble accorder une place privilégiée aux ressources naturelles marchandes, qui forment le facteur limitatif de la croissance économique de long terme. Malgré les transactions commerciales auxquelles elles donnent lieu, ces ressources ne peuvent pourtant pas être assimilées à des biens économiques standards. La raison en est que l'action de l'agent économique ne permet pas de modifier le niveau de rareté de ces ressources. Par conséquent, pour les Classiques, même si certaines ressources de l'environnement sont appropriables et font l'objet de valeur d'échange, l'environnement reste une donnée fondamentalement exogène à la sphère économique, qui ne peut en modifier ni le

¹³ Ce principe élaboré en 1798 par Malthus pose que, tandis que les hommes croissent selon une progression géométrique, les moyens de subsistance alimentaires augmentent eux selon une progression arithmétique, d'où un déséquilibre à terme.

niveau ni la qualité¹⁴.

3. Les Néoclassiques, ou la primauté de l'économique

3.1. L'apparition du paradigme économique néoclassique

L'économie dite néoclassique apparaît en Europe dans les années 1870 avec la *révolution marginaliste* provoquée simultanément par Stanley Jevons (1835-1882), Léon Walras (1834-1910) et Carl Menger (1840-1921). Ces économistes se présentent comme les héritiers de l'économie classique.

Reprenant le concept de la *main invisible*, auquel ils donnent la définition pratique du marché, ces économistes s'intéressent avant tout au comportement de l'agent économique. C'est sur la base de cet individualisme méthodologique que va se fonder l'essentiel de leurs travaux: les comportements économiques s'expliquent avant tout par les liens que tissent les individus producteurs et/ou consommateurs à propos de choses disponibles sur un marché parfait. La marchandise est le média unique des relations. L'objet de la science néoclassique est l'étude des relations marchandes et c'est dans ce contexte qu'il convient de comprendre la place que peut y prendre l'environnement. Même si les économistes classiques et néoclassiques appuient leur raisonnement sur des notions apparemment similaires, leur conception de l'économie est fondamentalement différente. Le cadre de la réflexion néoclassique entérine une double rupture avec les principes de l'économie classique.

Une différence importante du modèle néoclassique avec l'économie classique est le fondement de la valeur d'échange des marchandises. Alors que les classiques fondaient leur analyse sur la valeur travail, *"les néoclassiques proposent une théorie de la valeur subjective, en ce sens qu'elle privilégie les rapports entre sujet et objet; c'est l'utilité ressentie par l'homme face à une marchandise, et donc le désir qui va fonder la valeur et non, comme dans la démarche des classiques anglais, les caractéristiques propres, objectives du bien"* (Abraham-Frois, 1988, p. 28). Ainsi, le prix d'un bien sur le marché va dépendre de l'utilité marginale que peut en retirer un individu consommateur; cette utilité personnelle est subjective et sans rapport nécessaire avec la consistance matérielle du bien échangé: c'est

¹⁴ Marx, qui élabore, quelques années plus tard, la critique du modèle de production capitaliste, adopte une position différente par rapport à la place de l'environnement dans l'économie. Reprenant les fondements de l'école physiocratique, il ne dissocie pas l'économique de l'ensemble des phénomènes naturels, mais son analyse est peu poussée sur cette question. Sans être considérée par Marx comme une difficulté fondamentale du système capitaliste, la destruction environnementale peut toutefois constituer une des sources de non-soutenabilité de cette structure économique. *"La production capitaliste, en développant la technologie et en réunissant dans un ensemble social l'action des divers processus, ne fait qu'épuiser les sources originaires de toute richesse: la*

parce qu'un bien est à même de satisfaire les besoins d'un agent économique qu'il détient un prix de marché et non parce qu'il incorpore une plus ou moins grande quantité de travail.

Une autre différence majeure entre économistes classiques et néoclassiques est la définition qu'ils donnent à la science économique. Pour les Classiques, la tâche de l'économiste consiste à expliquer les causes et les effets de la croissance économique, puis de mettre au jour les règles à observer pour obtenir une croissance maximale. Dans ce contexte, les conditions d'amélioration de niveau de vie des hommes ne peuvent résulter que d'une augmentation du *produit net*. L'objet d'étude est différent pour les néoclassiques: "*étant donné une certaine population avec des besoins et des capacités productives données, en possession de certaines terres et d'autres sources de matière premières, il s'agit de chercher le mode d'utilisation de son travail qui maximisera l'utilité du produit*" (Jevons, 1871, in Jessua, 1991, p. 278). Ainsi, l'élévation du niveau de satisfaction des besoins s'obtient essentiellement par une meilleure utilisation des ressources existantes. Partant du postulat de rareté des facteurs de production, les néoclassiques s'interrogent sur les comportements des agents économiques qui permettraient une allocation optimale des ressources de la société. L'économie se définit alors comme la "*science qui étudie le comportement humain en tant que relation entre les fins et les moyens rares à usage alternatif*" (Robbins, 1947).

Cependant, comme pour les économistes classiques, le système de marché, dont le fonctionnement est formalisé par Walras avec l'établissement d'un équilibre général, demeure l'institution fondamentale de toute régulation économique, en assurant le bien-être de la société à partir de la maximisation des intérêts individuels. Puisque les ressources de l'environnement donnent lieu à un usage pour les agents économiques, elles ont vocation à être présentes sur le marché et à être régulées par cette institution.

3.2. *Incompatibilité des sphères économique et naturelle*

Tout comme chez les Classiques, seules sont prises en compte dans le modèle néoclassique les ressources environnementales marchandes, qui ne se définissent pourtant plus comme produit du travail humain mais comme pourvoyeuses d'utilité pour les agents économiques. Pour ces ressources, le marché, à travers le changement de prix relatifs, fournit un guide approprié pour l'allocation optimale des biens et services environnementaux. Le prix apparaît donc comme le révélateur de la rareté relative des différents biens et services de l'environnement: une diminution de la quantité d'un bien disponible sur le marché se traduit par une augmentation de son prix, ce qui a pour effet de réduire son usage et permettre son

terre et les travailleurs" (Marx, 1866, in Passet, 1979, p. 43).

conservation. Le fonctionnement du marché assure donc le non-épuisement des ressources naturelles nécessaires au processus de production. Ainsi, la position prise par les économistes néoclassiques sur cet aspect est exactement inverse à celle des Physiocrates: tandis que le développement de la société était garanti tant que les mécanismes de régulation économique s'inscrivaient dans le respect d'un ordre naturel, c'est maintenant l'environnement naturel qui est préservé s'il se soumet aux règles imposées pour le bon fonctionnement de l'économie.

Cette appréhension néoclassique des ressources de l'environnement a deux défauts principaux, qui seront d'ailleurs repris à partir des années 1970 avec la création d'une économie typiquement environnementale. D'une part, comme chez les Classiques, ce raisonnement conduit à ignorer les ressources de l'environnement non représentées sur un marché, mais qui n'en sont pas moins utiles. D'autre part, la théorie néoclassique assimile la reproduction des ressources naturelles marchandes à celle des autres biens du marché, qui sont pour leur majorité des biens produits par l'homme. C'est là encore la tentation de vouloir transposer le schéma classique de la mécanique newtonienne à l'économie (Romagny, 1996). Pour les Néoclassiques, l'attraction universelle est à la physique newtonienne ce que le système de marché est à l'économie moderne!

En bref, selon le paradigme néoclassique, l'association d'un prix à chaque ressource environnementale utile est le moyen d'optimiser l'usage des ressources de la société. Par un ensemble de principes mécaniques, mus par la variation du niveau des prix, l'économie tend ainsi vers une situation optimale où les biens de l'environnement ne sont pas épuisés.

Alors que les problèmes d'environnement ne paraissaient pas prédominants à la fin du XIXème siècle, plusieurs économistes du XXème siècle ont réfléchi à l'intégration de l'environnement dans la sphère économique puisque celle-ci *"se trouve généralement gênée par le fait que le prix des biens et services environnementaux ne reflète pas ou reflète mal leur véritable valeur. Or,[...] tant que les agents économiques recevront des signaux-prix imparfaits, les "mécanismes de marchés", comme le dit la théorie, ne pourront assurer une gestion efficace des ressources naturelles et de l'environnement"* (Vivien, 1994, p. 45). Un des enjeux de l'économie environnementale va donc être, en leur assignant un prix ou une valeur économique, de ramener l'ensemble des services et biens naturels utiles dans la sphère marchande afin d'en assurer un fonctionnement optimal.

4. L'émergence d'une économie environnementale

4.1. La redécouverte des contraintes physiques du développement économique

La croissance économique sans précédent du monde occidental depuis la fin de la guerre conduit, à la fin des années 1960, la communauté internationale à s'interroger sur les processus d'évolution économique à l'œuvre dans le monde. Le club de Rome voit le jour en avril 1968 pour produire une réflexion sur ces préoccupations nouvelles: la conscience que la planète est un espace limité et potentiellement fragile commence à émerger. L'article de Boulding (1966), *The Economics of the Coming Spaceship Earth*, met pour la première fois en lumière que l'économie dépend du stock des ressources naturelles présentes à bord du "vaisseau Terre".

C'est la publication du rapport de club de Rome, *The Limits to Growth*, qui marque un tournant décisif dans la prise en compte de l'environnement par l'économie. Ce rapport, réalisé par le Groupe d'Etude de Dynamique des Systèmes du M.I.T. auquel se sont joints plusieurs intellectuels dont le couple Meadows, avait pour objectif de "*définir clairement les limites matérielles qui s'opposent à la multiplication des hommes et les contraintes résultant de leurs activités sur notre planète*" (Meadows et al., 1972, p. 135). Sa conclusion majeure est l'impossible compatibilité d'une croissance exponentielle de la population et de la production industrielle avec l'exploitation de long terme des ressources de la planète. Le seul remède paraît être un arrêt de la croissance économique. Ainsi, deux siècles plus tard, *l'état stationnaire* des économistes classiques, est remis à l'ordre du jour: "*l'idée de la croissance zéro est apparue à beaucoup comme une résurgence des thèmes malthusiens, dans laquelle la pénurie des ressources naturelles et la pollution joueraient le même rôle que la limitation des terres disponibles et les rendements décroissants en agriculture chez les Classiques*" (Faucheux & Noël, 1995, p. 48). Dans les deux cas, ce sont les capacités de l'environnement naturel qui constituent le facteur limitatif du processus de croissance. Et, alors que la théorie néoclassique n'était pas encore en mesure de faire face à ce type de problème empirique, le rapport Meadows est l'occasion d'ouvrir de nouvelles perspectives à la recherche économique. Ainsi voit-on se constituer la nouvelle discipline de l'économie environnementale, groupement de plusieurs courants aux préoccupations communes, ainsi que la définition progressive d'une nouvelle notion, celle de développement durable, autour de laquelle se focalise aujourd'hui l'effort de recherche (Godard, 1994).

Une conséquence majeure de cette préoccupation nouvelle autour de la "croissance zéro" a été

d'inciter les économistes à redécouvrir les principes de la thermodynamique¹⁵, non sans quelques adaptations, comme l'indique O'Connor (1991). Plusieurs interprétations sont ainsi faites de ces lois physiques:

- une interprétation écologique, qui considère que la Terre constitue un système matériellement fermé et qui ne peut supporter durablement la croissance économique prônée par la théorie néoclassique. Des contraintes écologiques fortes doivent être imposées de façon exogène à la sphère économique. Deux courants, celui de l'économie énergétique et de l'état stationnaire, s'inscrivent dans cette perspective;
- une interprétation économique où l'économie est considérée comme dépendante de son environnement, mais cette dépendance est assimilée à une nouvelle contrainte que l'économie est en mesure d'intégrer dans son raisonnement (O'Connor, 1994). Cette interprétation, propre à l'application de la théorie néoclassique à l'environnement, est présente en économie de l'environnement et en économie des ressources naturelles;
- une interprétation "coévolutive" qui pose que le système économique est un système ouvert sur son environnement et que ces deux systèmes entretiennent une relation d'adaptation interactive: *"economic and ecological activities must, in this view, be seen as reciprocal coupling of mutually conditioning projects and possibilities"* (O'Connor, 1991, p. 116). Cette perception est développée par le courant de l'économie écologique.

4.2. Réflexions sur un développement économique respectueux de l'environnement

La prise en compte des principes thermodynamiques modifie la perception que l'économie se fait de l'environnement: il n'y a plus indépendance, ou indifférence, entre ces deux systèmes. Pour les courants relevant principalement de l'approche néoclassique, l'environnement est nécessaire au bon fonctionnement du système économique car il remplit deux fonctions primordiales (Pearce & Turner, 1990): celle de source de ressources alimentant la production/consommation et celle d'assimilation de déchets. L'ensemble de ces courants peuvent être regroupés sous la dénomination d'économie environnementale, dont

¹⁵ Reprenant les travaux théoriques des physiciens du XIX^{ème} siècle, Georgescu-Roegen (1971) définit l'environnement comme un stock d'énergie de basse entropie qui est utilisée par l'activité économique et transformée en énergie de haute entropie, c'est-à-dire très dissipée et sans utilisation pour l'homme. Le premier principe de la thermodynamique, dite loi de conservation de l'énergie, pose que, dans un système clos, la matière ne peut être ni créée ni détruite par quelque processus physique que ce soit. Le deuxième principe de la thermodynamique, la loi de la dissipation de l'énergie, stipule que tout processus productif, en transformant l'énergie de basse entropie en énergie à haute entropie, se solde par une perte irréversible d'énergie disponible pour un travail futur. Plus largement, la thermodynamique a permis de mettre en évidence que les relations entre économie et environnement ne sont pas linéaires, comme une vision newtonienne du monde le laissait croire, mais circulaires et potentiellement irréversibles.

l'objet est la transformation qualitative, et non quantitative, des moyens de développement économique: l'objectif n'est pas de freiner la croissance économique pour assurer la reproduction à long terme de l'environnement et des activités humaines, mais d'en changer la nature afin de prendre en compte la gestion du patrimoine naturel.

De nombreuses interprétations peuvent être données de cette "association" des sphères économique et environnementale, ce qui explique pourquoi l'économie environnementale se divise en plusieurs courants. Ainsi, il est aujourd'hui admis de différencier économie de l'environnement, économie des ressources naturelles et économie écologique. De manière générale, *"il semble que ce soient les théories classiques de la production qui aient fourni les fondements essentiels de la théorie des ressources naturelles, alors que l'analyse de l'environnement [...] puise plutôt ses sources dans les théories néoclassiques de l'utilité et du bien-être"* (Faucheux & Noël, 1995, p. 64). Dans les deux cas, ces courants visent à intégrer les variables environnementales dans la logique de l'économie de marché.

L'économie de l'environnement est souvent assimilée à une économie de la pollution, au sens où celle-ci représente une désutilité pour les agents économiques, désutilité qui n'est pas exprimée sur le marché par le biais d'un signal-prix: l'environnement est perçu fondamentalement comme extérieur à l'économie; ce n'est que lorsqu'il perturbe l'allocation optimale des ressources qu'il convient de le prendre en compte et de le soumettre à la logique du marché. L'internalisation des effets externes environnementaux est la thématique centrale de ce courant de pensée. Celle-ci vise à parfaire les mécanismes de la régulation marchande. Ainsi, selon Barde (1991, p. 44), *"il n'existe pas d'économie viable sans ressources naturelles et il n'y a pas de gestion possible de ces ressources sans rationalité économique. Ceci implique notamment que les mécanismes économiques et la référence au marché constituent les outils utiles de gestion s'ils s'avèrent correctement orientés et encadrés"*. L'environnement ne saurait donc être utilisé efficacement s'il ne répond pas aux critères de la logique économique.

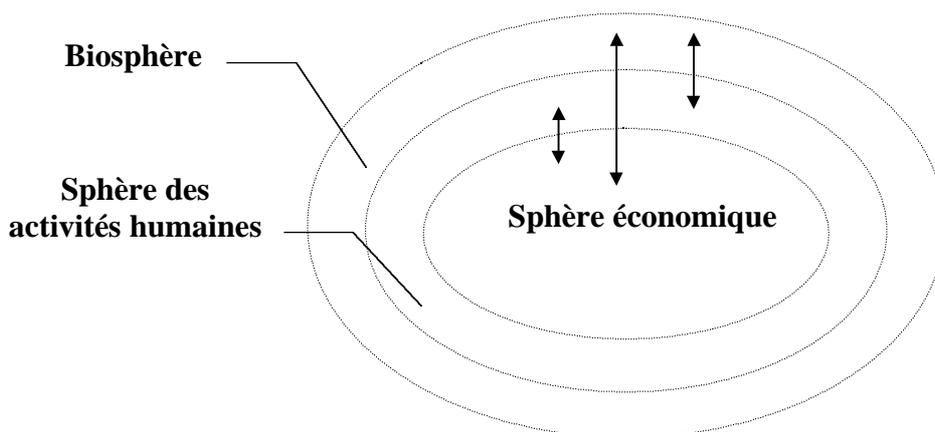
En économie des ressources naturelles, l'environnement apparaît davantage comme un capital naturel, un stock de ressources matérielles. Ce capital se divise entre ressources épuisables et ressources renouvelables. Leur utilisation optimale dans le temps est basé sur les prix de marché de ces ressources, qui déterminent le niveau et la durée des prélèvements. L'article fondateur de ce courant est celui d'Hotelling (1931) qui vise à redonner un rôle central aux prix et au marché comme mécanismes régulateurs et socialement optimaux de l'épuisement

des ressources¹⁶. Là encore, le milieu naturel n'est considéré qu'au regard de son utilité matérielle à la maximisation du bien-être collectif que garantit le fonctionnement du marché. L'économie écologique s'est initialement constituée en tant que lieu de convergence des réflexions critiques de la théorie économique dominante appliquée aux écosystèmes naturels. Cette approche élargit son champ de recherche en s'inspirant et en utilisant les notions développés par les sciences du vivant. De manière générale, "*ecological economics differs from conventional economics in the importance it gives to humans as a species, and its emphasis on the mutual importance of cultural and biological evolution*" (Costanza et al., 1991, p. 4). L'économie écologique tend à raisonner au niveau du système naturel en appréhendant la dynamique complexe qui anime l'ensemble de ses variables physiques comme vivantes. Ce courant revendique la nécessité d'appréhender l'environnement comme une entité propre et non à travers le crible des concepts de l'économie néoclassique. De ce fait, les hypothèses que ce mouvement admet divergent de celles des autres courants de l'économie environnementale, qui se réfèrent plus strictement au cadre néoclassique. En dépit de la multiplicité des approches se revendiquant de l'économie écologique, plusieurs points constituent un compromis de base:

- il existe une grande incertitude sur le fonctionnement de l'environnement. Cette incertitude fondamentale est irréductible, dans l'état actuel des connaissances, et ne peut être probabilisée, donc soumise à un traitement économique (Costanza, 1994). De même, la dégradation de nombreux processus écologiques est irréversible. Les instruments économiques courants ne permettent pas d'aborder ces aspects.
- l'expansion du système économique est contrainte par des limites biophysiques: toute production de biens dépend plus ou moins directement de l'énergie et de la matière tirée du milieu naturel et ne peut pas être découplée de sa réalité physique. Par conséquent, les ressources de l'environnement, au sens large, constituent le facteur limitant de tout développement économique.
- le système économique est un sous-système de la biosphère, comprise au sens d'écosystème global: l'économie est insérée dans un ensemble d'activités humaines qui la dépassent, elles-mêmes englobées dans l'ensemble des relations et interactions existant au niveau du système naturel (Passet, 1979, p. 11):

¹⁶ Le modèle de Hotelling mène à deux résultats centraux de l'économie des ressources naturelles. Premièrement, la fixation du taux optimal d'exploitation de la ressource est donnée par l'égalisation du prix de marché de la ressource et du coût marginal de production auquel s'ajoute une rente de rareté, provenant de la contrainte constituée par la finitude du stock de ressource épuisable. Deuxièmement, le prix de la ressource naturelle, et

Figure 1 : Les interactions entre systèmes naturel, humain et économique



Ainsi, la structure économique n'est qu'un sous-système du système humain ; et ce dernier ne constitue qu'une partie du système global de la biosphère: "*pensée dans les limites de la sphère la plus étroite, la science économique débouche sur la définition de combinaisons et de conduites optimales qui peuvent être parfaitement valables du point de vue de la production, de l'échange et de la consommation, mais ne se réfèrent qu'à une partie des motivations humaines et n'ont rien à voir avec les mécanismes qui régissent le fonctionnement du milieu naturel*" (Passet, 1979, p. 12). L'intervention sur le marché paraît alors nécessaire pour établir une stratégie de développement économique qui garantit la reproduction de l'écosystème naturel: "*just as we impose ethical constraints on income distribution and let the market adjust, so must we be willing to impose ecological constraints on the scale of throughput, and let the market adjust*" (Daly, 1984, in Folke et al., 1994, p. 8).

L'objectif général de cette approche est la soutenabilité du système combiné écologique/économique, qui passe par l'étude approfondie des interactions incessantes entre ces deux systèmes évolutifs.

Au delà de leurs différences, ces courants de l'économie environnementale partagent au moins deux caractéristiques essentielles. D'une part, ils raisonnent tous à l'intérieur ou en référence au modèle néoclassique dominant. La thématique centrale reste donc l'allocation optimale des ressources de la société entre des usages alternatifs. D'autre part, ils se fixent comme objectif la réalisation du développement soutenable, même si son acception varie selon les écoles.

donc la rente qui y est attachée, doit croître à un taux égal à celui du taux d'actualisation; cette dernière condition est appelée règle d'Hotelling (Vivien, 1994).

Section 2. L'analyse de l'environnement par l'économie néoclassique

Dans la seconde moitié du XIX^{ème} siècle, les néoclassiques ont bouleversé l'analyse économique en fondant leur raisonnement sur la notion de rareté. Ainsi, pour un état du monde donné, l'objectif de ce courant théorique est d'optimiser l'allocation des ressources rares de la société entre les utilisations alternatives qu'on peut en faire. Dans cette perspective, un ensemble de nouveaux concepts économiques a émergé à la fin du siècle dernier, débouchant sur l'élaboration par Walras du modèle d'équilibre général d'une économie pure. Alliant les mathématiques à la logique économique, ce modèle est aujourd'hui la pierre angulaire de la théorie néoclassique: l'économie environnementale s'y rattache également en assimilant l'environnement à une ressource économique.

1. L'équilibre général néoclassique, paradigme de l'économie environnementale

La théorie économique se veut une abstraction "éclairante" de la réalité. De ce point de vue, le modèle d'équilibre général a suscité un bouleversement de la conception de l'économie, en constituant "*un idéal rationnel*" (Allais, 1943) censé guider l'action dans le monde réel et répondre à l'objectif d'utilisation efficiente des ressources¹⁷. L'objectif, dans cette section, est de voir en quoi cette représentation formelle de la réalité peut s'appliquer à l'environnement. Pour cela, il est nécessaire de commencer par préciser les conditions préalables à l'établissement d'un équilibre général et, à travers elles, d'appréhender les représentations formelles que ce paradigme se fait de la réalité.

1.1. L'économie pure de Walras

L'économie néoclassique telle que l'utilise la majorité des économistes actuels, doit beaucoup aux travaux de Léon Walras et principalement à son œuvre fondatrice, *Éléments d'économie politique pure* (1926). L'objet de cet ouvrage est de proposer "*une solution mathématique du problème de la détermination des prix courants, ainsi qu'une formule scientifique de la loi de l'offre et de la demande, dans le cas de l'échange d'un nombre quelconque de marchandises entre elles*" (Walras, 1926, p. 2). En recourant à un type de raisonnement "à la marge", Walras en vient à élaborer un modèle d'équilibre général de l'économie, pièce centrale de la théorie néoclassique contemporaine.

¹⁷ Par conséquent, il convient toujours de distinguer entre une analyse descriptive et une analyse normative de l'économie qui, en se référant à un corpus théorique précis, cherche à apprécier le monde réel à partir de variables fondamentales. La théorie n'a pas vocation à reproduire la réalité; elle se doit, au contraire, de déterminer les concepts abstraits qui permettent d'analyser le monde réel et d'en faire un outil de réflexion: "*nous ne devons jamais juger de la valeur d'une théorie en recherchant si elle s'écarte en quelque manière de la réalité parce qu'aucune théorie ne résiste et ne résistera jamais à cette épreuve. Les théories ne sont en fait que des moyens de connaître et d'étudier les phénomènes*" (Pareto, 1909, p. 11).

Dans la logique de Walras, cette économie pure ne représente pourtant ni l'ensemble de l'économie, ni surtout l'économie réelle: l'économie pure permet de retrouver ce que Walras estime être les grandes lignes du monde économique observable. De telles analyses permettent de le rendre intelligible: *"cet état d'équilibre de la production est, comme l'état d'équilibre de l'échange, un état idéal et non réel. Il n'arrive jamais que le prix de vente des produits soit absolument égal à leur prix de revient en services producteurs, pas plus qu'il n'arrive jamais que l'offre et la demande effectives des services producteurs ou des produits soient absolument égales. Mais c'est l'état normal en ce sens que c'est celui vers lequel les choses tendent d'elles-mêmes sous le régime de la libre concurrence appliqué à la production comme à l'échange"* (Walras, 1926, p. 283)¹⁸. Pour le courant néoclassique orthodoxe, l'ouvrage *"Elément d'économie politique pure"* présente un intérêt crucial puisque, en montrant mathématiquement que les phénomènes économiques se déterminent ensemble et de façon simultanée, Walras donne un nouvel objet d'étude à la science économique: elle n'est plus, dès lors, la recherche des causes des phénomènes économiques mais la détermination des conditions de leur équilibre global. Dans ce contexte, le modèle d'équilibre général de l'économie pure se pose comme le paradigme fondateur de l'économie néoclassique moderne. Ses principales caractéristiques sont présentées ici, avant de voir comment les ressources de l'environnement intégreront ce modèle, à partir des années 1970, avec l'instauration de l'économie environnementale.

1.2. Le contexte théorique

Le modèle d'équilibre général élaboré par Walras est censé fournir le point d'équilibre de l'ensemble des marchés de biens, ce qui constitue une situation optimale pour le bien-être de la collectivité.

Le point de départ de l'approche néoclassique est de considérer que la société est formée d'individus libres et égaux, qui sont amenés à échanger pour répondre à leur besoin et accroître leur satisfaction. Comme chez Adam Smith, la société se trouve constituée de nombreux individus, chacun étant spécialisé dans la production d'un type de bien ou de service; ces individus n'ont pour seule relation que l'échange de leurs produits: *"la "socialisation" [des individus] se fait à travers l'échange"* (Guerrien, 1989, p. 8). Quatre entités sont généralement évoquées pour décrire l'acte d'échange tel qu'il est défini par l'économie néoclassique: les biens, les agents économiques, les relations des hommes aux

¹⁸ Une même analyse est reprise par Allais (1943, p. 64): *"le rôle de notre modèle mathématique a pour seul but de donner une représentation matérielle précise de propriétés abstraites et complexes. Tous les raisonnements effectués pourraient se passer de cette représentation, mais ils seraient alors bien plus difficiles à saisir"*.

choses, le marché.

Les biens étudiés par la science économique sont ceux qui ne sont pas en quantité suffisante pour combler les besoins humains. Chacun de ces biens doit être représenté sur le système de marché par un prix spécifique. Les agents économiques sont soit producteurs soit consommateurs de ces biens. Leurs comportements sont ainsi guidés par les seuls prix disponibles sur le marché. La seule relation s'établissant entre individus d'une même société est l'échange volontaire de marchandises. Pour cela, il est nécessaire de se placer en régime de propriété privée, où les choses sont strictement appropriées par l'individu. Dans ce modèle, l'institution de marché concurrentiel joue donc un rôle central puisque, moyennant le respect des quatre axiomes de la concurrence pure et parfaite, elle conduit à la réalisation d'un équilibre général, qui égalise offres et demandes de biens simultanément sur tous les marchés: Dans ces conditions, chaque consommateur maximise sa satisfaction sous la contrainte de budget et chaque producteur maximise son profit sous la contrainte technologique.

1.3. Détermination de l'optimum social par l'économie du bien-être

"L'économie du bien-être a pour premier objectif de déterminer, parmi plusieurs états de l'économie, quel est le meilleur; elle cherche en outre à indiquer les règles économiques qu'il convient de mettre en œuvre pour parvenir à cet objectif" (Abraham-Frois, 1988, p. 379). La difficulté de retenir *a priori* l'équilibre général de Walras comme optimum économique global vient du fait qu'il correspond à une situation optimale pour chacun des agents économiques mais qu'il ne fournit pas un indicateur de bien-être total pour la collectivité.

Au niveau individuel, la mesure du bien-être n'est pas problématique puisque chaque agent, en décidant lui-même de choisir un panier particulier de biens parmi d'autres, indique la situation qui lui procure le maximum de satisfaction. Il n'est pas nécessaire, dans ce cas, de recourir à une mesure objective du bien-être: une mesure ordinale, et non cardinale, du bien-être suffit. Ce n'est pas le cas quand on souhaite mettre en relation deux niveaux de bien-être d'individus différents: il n'est pas possible de dire que *"la réduction de bien-être d'un individu, à la suite d'une mesure donnée, est ou n'est pas compensée par l'augmentation du bien-être d'un autre individu; le seul cas où l'on est assuré qu'il y a effectivement accroissement du bien-être collectif est celui où se produit une augmentation du bien-être d'un individu au moins, sans diminution de celui d'aucun autre [...]. Ce critère - dit de Pareto - n'exige aucune mesure cardinale de l'utilité et n'implique aucune comparaison interpersonnelle des satisfactions"* (Wolfelsperger, 1993, p. 111). C'est ce critère de Pareto qui sert, dans la théorie néoclassique, à comparer les états réalisables d'une économie concurrentielle pour déterminer

un niveau optimal de bien-être collectif. Ainsi, on dit qu'un état de l'économie est un optimum de Pareto s'il n'est plus possible d'améliorer la situation d'un agent sans détériorer celle d'un autre. Un changement de la situation économique est donc socialement désirable si tous les agents économiques ou si au moins quelques uns d'entre eux accroissent leurs niveaux personnels de bien-être sans que cela porte atteinte aux niveaux de bien-être des autres agents de la société.

La théorie du bien-être part de cette première hypothèse pour construire trois théorèmes visant à assimiler l'équilibre général walrasien à une situation collective optimale. Le premier théorème démontre que tout équilibre concurrentiel est un optimum de Pareto: en cas d'équilibre de tous les marchés, il est impossible d'améliorer encore le bien-être d'un individu sans détériorer celui d'un autre. Au delà, le deuxième théorème de l'économie du bien-être prouve qu'à tout optimum de Pareto peut être associé un équilibre général de l'économie. Dans la réalité ces deux théorèmes n'ont qu'une application limitée puisqu'ils ne permettent pas de comparer entre elles deux allocations Pareto-efficientes et de déterminer celle qui maximise le bien-être total de la société. Il est nécessaire d'introduire un nouveau critère qui permette de classer ces différentes allocations Pareto-efficientes: c'est la fonction de bien-être social, qui va exprimer de manière explicite le niveau du bien-être social associé à chaque optimum.

Il existe plusieurs moyens de construire cette fonction de bien-être social à partir des utilités individuelles de l'ensemble des agents, mais le choix de la forme de cette fonction ne peut être résolu par l'économie du bien-être et implique un jugement éthique sur la façon d'agréger les utilités individuelles. La forme de la fonction de bien-être social la plus courante est celle dérivant de l'utilitarisme: le bien-être de la société est simplement égal à la somme des utilités des individus qui la composent, notamment car on admet que les niveaux d'utilité individuelle sont mesurables en termes monétaires et donc agrégeables.

L'économie du bien-être, par ses théorèmes et les outils qu'elle propose, est aujourd'hui le courant théorique dominant. Elle a des applications multiples, notamment dans le domaine de l'environnement. Néanmoins, il convient de garder à l'esprit que cette approche se construit sur la base du paradigme de l'économie néoclassique et que les préceptes de l'économie du bien-être ne sont valables qu'à la condition que l'économie se situe bien en équilibre général, c'est-à-dire qu'il n'existe ni économies ou déséconomies externes, ni biens publics qui faussent la perfection du système de marché. Or, *"il est clair que les économies de marché ne répondent pas, dans la réalité, à toutes ces conditions et ces 'imperfections' rendent donc impossible la réalisation d'un optimum"* (Wolfelsperger, 1993, p. 113). C'est également l'objet de l'économie du bien-être de chercher à réduire ces imperfections et d'assurer *in fine* que le

système économique fonctionne comme une économie concurrentielle aboutissant à un équilibre général et à un optimum social.

1.4. Le problème central des externalités

Alors que le courant lausannois de l'économie du bien-être propose un modèle général d'une économie optimale, le courant cambridgien s'est penché sur l'étude des conditions d'équilibre d'un marché partiel d'un seul bien. C'est cette branche de l'économie néoclassique qui a su décrire assez rapidement un certain nombre de dysfonctionnements d'un marché concurrentiel. Dès 1890, Marshall est le premier à constater que des phénomènes hors marché peuvent influencer les comportements des agents économiques et affecter leurs fonctions-objectif en dehors de toute transaction. Il met en lumière la notion d'*économie externe* qui traduit l'avantage dont peut bénéficier un producteur de conditions pour lesquelles il ne supporte aucun coût¹⁹. En 1920, Pigou met en lumière la notion symétrique de *déséconomie externe* qui "*traduit les coûts ou désavantages que l'activité d'un agent économique impose à un autre, en l'absence de toute compensation financière de tout échange marchand*" (Barde, 1991, p. 26). Les effets externes, ou externalités, sont donc des effets non prévus par le marché et qui pourtant influencent les comportements des agents économiques²⁰. Ils peuvent être positifs quand l'action d'un agent a des conséquences bénéfiques sur le bien-être des autres agents, ou négatifs dans la situation inverse. Dans les deux cas, en faussant les mécanismes de concurrence pure et parfaite, ils sont source de mauvaise allocation des ressources rares de la société. Or, dès lors que l'ensemble des biens économiques n'est pas représenté sur le marché, il n'est plus possible de respecter le premier théorème de l'économie du bien-être. Dans de telles circonstances, les coûts et bénéfices privés se différencient des coûts et bénéfices sociaux: même si l'économie se situe en équilibre général, les prix d'équilibre ne correspondent plus à un optimum social puisqu'un certain nombre de coûts collectifs ne sont pas pris en compte.

Il s'ensuit que même dans un contexte de concurrence pure et parfaite, rien ne garantit que l'équilibre général obtenu soit une situation socialement optimale au sens de Pareto. L'étude des coûts et bénéfices externes au système de marché constitue par conséquent une étape

¹⁹ Marshall montre par exemple qu'il est possible d'expliquer la non décroissance des rendements d'une entreprise par le fait qu'elle soit localisée dans une zone d'activité particulièrement dynamique. Une firme fait alors des *économies externes* en tirant profit du "progrès général de l'environnement industriel" dans lequel elle évolue.

²⁰ En reprenant la terminologie propre à l'analyse néoclassique, "*il y a effet externe lorsque les actions d'un agent - consommation ou production - ont une répercussion sur les fonctions-objectif d'autres agents, sans que cet effet soit l'objet de transactions sur un marché*" (Guerrien, 1989, p. 221). Dans ce cas, les prix ne sont plus des signaux parfaits, pouvant seuls guider le comportement des agents.

déterminante de l'application de la théorie du bien-être au système concurrentiel.

Les économistes néoclassiques ont adopté deux attitudes face à ces imperfections du marché. Pour la plupart d'entre eux, les effets externes sont considérés comme négligeables ou peu importants: ces partisans du laissez-faire prônent une internalisation de ces effets en créant des marchés spécifiques qui les prennent en compte²¹. Les effets externes disparaissent alors par une extension de la logique marchande. Au contraire, pour les "interventionnistes", les externalités présentent rarement les caractéristiques de biens économiques et il n'est pas possible de leur appliquer une logique de marché; d'où une nécessaire intervention de l'Etat. Dans son ouvrage fondateur, *The Economics of Welfare* (1920), Pigou présente une solution intermédiaire entre ces deux positions qui permet de remédier à ces "défaillances de marché". Il propose la création d'une taxe (dite pigouvienne) imposée à l'agent qui engendre la déséconomie externe²². Le montant de cette taxe équivaut à la valeur monétaire du coût externe: le coût social devient alors la variable prise en compte par l'agent économique. Cette démarche d'internalisation des coûts externes repose donc à la fois sur l'intervention de l'Etat, qui impose la taxe, et sur les mécanismes de marché, qui continuent à diriger les relations économiques (Barde, 1991).

Cette réduction de la réalité aux relations marchandes est caractéristique de la démarche de l'économie du bien-être, et de l'économie néoclassique en général. L'objectif est de tendre vers l'accomplissement du paradigme théorique, censé assurer une optimalité des relations économiques et une maximisation du bien-être collectif. C'est dans cette mouvance théorique que va émerger, au début des années 1970, l'économie environnementale, pour laquelle le traitement des externalités est une préoccupation centrale.

2. La prise en compte de l'environnement dans l'économie néoclassique

2.1. Les concepts fondamentaux de l'économie environnementale

L'économie environnementale traite des défaillances du marché dues aux actifs naturels, principalement en recourant à trois nouveaux concepts (Godard, 1992-a).

Il s'agit tout d'abord de la notion de *ressource naturelle* ou d'*actif naturel*, qui désigne les

²¹ Dans cette optique, Dales (1968) propose la création de marchés de droits à polluer. C'est à l'Etat qu'il revient de créer des droits de pollution de manière à ce qu'ils correspondent au niveau de pollution maximum acceptable. Les permis sont ensuite mis en vente auprès des entreprises pollueuses, instaurant ainsi une demande de pollution qui sera régulée par le marché. Ce principe est également appliqué dans la pêche où des quotas individuels transférables sont distribués entre les détenteurs du capital au Canada, entre les navires en Islande, ou encore entre les navires et en fonction de la taille de l'équipage comme en Ecosse (Weber, 1995).

²² Cette logique est à la base du principe pollueur-payeur (Barde, 1991; OCDE, 1994).

biens non-productibles mais ayant une utilité pour l'homme. Plus précisément, Godelier (1984) indique qu'une réalité naturelle ne devient une ressource pour l'homme que par l'effet combiné de deux conditions: (1) qu'elle puisse directement ou indirectement répondre à un besoin humain; (2) que l'homme dispose des moyens techniques de la séparer du reste de la nature et de la faire servir à ses fins. On peut ainsi définir une ressource naturelle comme un élément de l'environnement qui fournit des biens et services utiles, qui puisse être exploité et qui est dépendant de mécanismes naturels pour son abondance et sa distribution (van den Bergh, 1996). Cette définition permet de distinguer les ressources naturelles, d'une part, en tant que stock de biens et de services directement utilisables et, d'autre part, en tant qu'éléments constitutifs de fonctions écologiques nécessaires aux activités humaines²³. Dans le premier cas, le *capital naturel* se divise entre ressources naturelles épuisables et renouvelables.

Les ressources épuisables se régénèrent à un rythme trop lent pour que leur croissance puisse être prise en compte à l'échelle humaine. On estime par conséquent que ces ressources existent en quantité finie et que les utilisations faites aujourd'hui diminuent d'autant le stock de ressources laissé aux générations futures. C'est Hotelling en 1931 qui proposa le premier traitement économique des ressources épuisables. A l'inverse, les ressources renouvelables se régénèrent régulièrement et donnent l'opportunité aux hommes de prélever une certaine quantité de cette ressource sans en modifier le niveau total. Les premiers modèles théoriques, tirés de l'économie des pêches, furent formulés par Gordon (1954) et Schaefer (1954) et vulgarisent la notion de rendement maximum soutenable²⁴.

Les ressources naturelles, considérées dans leur globalité, fournissent également des fonctions écologiques qui sont nécessaires à l'activité humaine. Etant donné l'ampleur et l'importance cruciale de ces fonctions, celles-ci ne peuvent être remplacées que très difficilement par du capital artificiel produit par l'homme (Pearce & Turner, 1990).

Le deuxième concept important de l'économie environnementale est celui de *bien public* ou de *bien collectif*, pour lesquels les conditions de la propriété privée ne peuvent être respectées. Ces biens se caractérisent par le fait qu'aucun membre de la communauté ne peut être exclu de leur usage. Cette impossibilité d'exclure des consommateurs de la ressource a trois origines

²³ Cette distinction entre stock de matières premières et ensembles de fonctions écologiques n'est généralement pas faite par l'économie conventionnelle, qui tend à ne considérer l'environnement que comme pourvoyeur de biens et services valorisables dans le système productif. Selon Barbier (1990), il est nécessaire d'adjoindre à cette première fonction "matérielle" celles d'assimilation de déchets et de production de services écologiques essentiels au fonctionnement du système économique. Pour les approches économiques "alternatives" de l'environnement, c'est l'ensemble de ces trois fonctions fournies par le milieu qu'il convient de considérer.

essentielles: une incapacité physique de limiter l'accès à l'actif naturel²⁵, un coût excessif de contrôle de l'accès, ou une limitation de l'accès qui est socialement inacceptable (Dorfman & Dorfman, 1993). Cette absence de droits exclusifs de propriété ou d'usage de la ressource environnementale engendre généralement une surconsommation de la part des agents, qui, à terme, se concrétise par une diminution ou une disparition de la ressource. Dans ce cas, l'utilisation optimale de ces biens ne peut découler des stratégies privées et requiert l'intervention d'une instance supérieure, censée représenter l'intérêt collectif. Pour ce type de bien environnemental, le marché, en tant que lieu de convergence des comportements individuels, n'est pas un mécanisme de régulation efficace: seules des institutions collectives peuvent être en mesure de déterminer le niveau économiquement efficace de production de ces biens (Randall, 1981).

Enfin, la prise en compte de l'environnement par l'économie néoclassique se réalise par le biais de l'*effet externe*. En matière environnementale, l'effet externe est souvent négatif; c'est par exemple le cas de la pollution émise par un agent et qui nuit à l'ensemble de la communauté sans qu'il y ait compensation. *"La présence d'effets externes, en distordant le système d'incitations qu'est le système de prix, est une source d'inefficacité dans l'allocation des ressources naturelles et des autres facteurs de production, et dans la répartition des biens produits. [...] Au total, pour atteindre un niveau donné de bien-être collectif, le coût supporté est plus élevé qu'il ne pourrait être ou bien, pour un niveau donné des ressources disponibles, le niveau de bien-être atteint est plus restreint"* (Godard, 1992-b, p. 2). L'objet de l'économie environnementale est d'internaliser ces effets externes afin de viser un fonctionnement optimal du marché allocataire de ressources.

Le déploiement de ces trois concepts est significatif de la volonté de l'économie environnementale de constituer une extension de la théorie néoclassique appliquée à l'environnement naturel. L'ensemble de cette démarche prend comme référence normative le paradigme du marché, qui assure l'efficacité des actions entreprises et vise à rassembler le maximum de conditions permettant au marché d'assurer une régulation optimale de l'usage des actifs naturels.

2.2. Vers une régulation marchande de l'environnement

Reprenant à son compte les principes de la théorie néoclassique, la thématique centrale de

²⁴ Pour une présentation succincte de la logique bioéconomique, se reporter à Romagny (1996) ou Takforyan (2001). Les principes économiques de cette approche sont développés dans Faucheux & Noël (1995).

²⁵ C'est par exemple le cas des actifs naturels de l'environnement global (effet de serre,...) dont la gestion ne peut être de type privé: *"the ultimate challenge for the human species may therefore be to rediscover and reapply these common property mechanisms on a global scale"* (Pezzey, 1989, p. 39).

l'économie environnementale demeure l'allocation optimale des ressources de la société entre des fins alternatives. Les actifs naturels font partie des ressources, au sens large, dont dispose la collectivité et il est nécessaire de les prendre en compte pour maximiser le niveau de bien-être collectif. Or, de ce point de vue, le marché, par la variation des prix relatifs, fournit un guide pertinent pour l'allocation optimale des biens et services naturels. L'environnement devient alors un objet économique à part entière, au sens où il se doit dorénavant d'être soumis à la régulation du marché. Ainsi, après une phase de "soumission" de l'économie à l'environnement jusqu'au XVIIIème siècle, puis une phase de "domination" qui s'affirme avec la révolution industrielle, la création de l'économie environnementale correspond à une phase d'"intégration": l'économie cherche à intégrer les régulations naturelles dans une logique de marché, considérée comme se suffisant à elle-même (Passet, 1979).

L'économie du bien-être désigne trois modalités pour résorber les effets externes: la création de droits de propriété et de marchés spécifiques aux biens environnementaux, l'intervention de l'Etat, et la solution intermédiaire de Pigou d'internalisation de ces effets par la régulation du marché avec une intervention préalable de l'Etat. Avec l'économie environnementale, un repliement se produit manifestement sur les seuls instruments de marché: *"la politique d'environnement d'un gouvernement devrait avoir pour objectif central de remédier à ces défaillances du marché"* (OCDE, 1995, p. 17). L'objectif est alors de pouvoir associer à chaque bien naturel une valeur de marché, c'est-à-dire un prix. Celui-ci permet de refléter l'utilité que les agents tirent de l'usage de l'actif naturel. Il devient la variable principale de la régulation de l'environnement²⁶.

La difficulté centrale de cette approche est de reposer sur la variable centrale du prix de marché alors que de nombreux actifs naturels n'en sont pas dotés. Trois moyens sont envisageables pour associer un prix à toute ressource. Tout d'abord, certains actifs naturels constituent des biens économiques standards et sont échangés sur le marché. Leur valeur économique est représentée par leur prix, en supposant que l'économie soit concurrente. Néanmoins, de nombreuses autres ressources ne présentent pas ces caractéristiques. Il existe alors deux possibilités d'apprécier leur valeur économique: (i) il est possible, en précisant les droits de propriété et les règles de responsabilité sur l'environnement, de réunir les conditions pour qu'un actif naturel soit assimilé à un bien économique standard qui, désormais échangé

²⁶ Par exemple, pour l'économie des ressources naturelles, la hausse du prix des actifs environnementaux reflète leur raréfaction économique et tend à stimuler les stratégies d'exploration de ces ressources ainsi que la recherche de techniques plus efficaces. Les prix permettent alors d'envisager à la fois une trajectoire optimale d'épuisement des ressources, et la poursuite indéfinie de la croissance malgré la raréfaction physique de la base des ressources (Godard, 1992-b).

par les agents économiques sur un marché, acquiert un prix qui va réguler son usage; (ii) ces conditions d'appropriation privative étant rarement réunies, il est nécessaire d'élaborer des méthodes permettant d'estimer la valeur économique de ces biens et services environnementaux; d'où l'importance accordée actuellement aux possibilités d'évaluation du patrimoine naturel (Pearce & Markandya, 1989).

Assigner une valeur marchande aux actifs naturels est donc considéré comme une étape nécessaire de la prise en compte de l'environnement par l'économie. Cependant, les caractéristiques de l'environnement en font un objet se soumettant difficilement à cette logique. Le développement de l'économie environnementale, loin d'être une ouverture sur la logique des choses du vivant²⁷, cherche à expliquer le fonctionnement de l'environnement à partir des modes de régulation spécifiques à la sphère économique. En effet, la prise en compte du milieu naturel correspond davantage à la construction d'un nouvel objet économique, pouvant être aisément incorporé dans la logique marchande, qu'à une véritable appréhension des influences réelles qu'exerce le système naturel sur l'activité économique et vice versa: *"la théorie économique de l'environnement, qui se présente comme l'application de la science de la rationalité [...] au traitement des problèmes écologiques, ne considère les rapports entretenus avec le milieu biophysique que pour autant qu'ils rejouent directement sur les rapports entre les agents économiques et posent de ce fait des problèmes d'exception à la régulation par l'échange marchand et à ses vertus optimisantes supposées"* (Godard, 1984, p. 316).

Malgré la sophistication des concepts et des méthodes utilisés par l'économie environnementale, il est déterminant de s'interroger sur la validité d'étendre à la sphère naturelle la logique d'une économie marchande idéale. Il paraît certes rationnel d'adopter cette approche pour prendre en compte les conséquences économiques d'une action sur l'environnement. Par contre, il est plus critiquable de définir à partir des comportements des agents sur le marché des règles de régulation de la sphère naturelle. Du fait de la conceptualisation réductrice auquel donne lieu l'environnement dans le raisonnement économique, l'internalisation et l'évaluation monétaire de l'environnement ne paraissent pas être des démarches susceptibles de déterminer une situation écologiquement satisfaisante de l'environnement.

²⁷ Pour reprendre une expression de Passet (1990).

2.3. Une nécessaire contrainte de soutenabilité

Si l'intégration de l'environnement dans la logique de marché permet d'améliorer le fonctionnement de l'économie et de parvenir à une meilleure allocation des ressources, en revanche il est possible de montrer que cette démarche est en mesure d'endommager les qualités propres du milieu naturel. Que ce soit en économie des ressources naturelles ou en économie de l'environnement, la réduction de l'environnement à une variable économique se fait aux dépens de la reproduction du milieu naturel. Or, cette dégradation de l'environnement n'est pas sans répercussion, à terme, sur les potentialités de développement de l'activité économique.

La relation négative entre reproduction de l'environnement et reproduction de l'économie a été mise en évidence dès les années 1970. Deux exemples peuvent être présentés: d'une part, l'article de C.Clark (1973) qui montre que la maximisation du profit du producteur peut conduire à l'extinction d'espèces; d'autre part, D.Pearce (1976) qui insiste sur la contradiction qui existe entre la détermination d'un niveau optimal de pollution et le maintien dans le temps de la capacité d'assimilation de l'écosystème. Ces avancées théoriques ont eu des implications pratiques dans les années 1980: il a alors été admis que le raisonnement économique soit soumis à une contrainte de soutenabilité pour garantir la reproduction du milieu naturel.

L'article de Clark (1973), qui s'inscrit dans le droit fil des principes de la bioéconomie et de l'économie des ressources naturelles, se donne comme objet de définir la stratégie optimale d'un agent économique qui exploite et commercialise une population animale naturelle²⁸. L'objectif de l'agent est de maximiser la valeur actualisée des quantités extraites, alors que la plupart des modèles bioéconomiques retiennent une fonction-objectif de maximisation des revenus nets annuels. Sous cette nouvelle hypothèse, Clark montre que deux conditions sont suffisantes pour que l'exploitation de l'espèce jusqu'à son extinction soit la solution économiquement optimale: (i) le taux d'actualisation (ou de préférence pour le présent) doit dépasser le taux maximum de reproduction de la population animale; (ii) un profit immédiat doit toujours être retiré de l'exploitation de la ressource, c'est-à-dire que le prix de cette ressource doit être supérieur, tout au long de la période d'exploitation, au coût de son extraction. Dans ces conditions, *"the conclusion is only that extinction may result from present-value maximization"* (Clark, 1973, p. 951).

L'analyse de Pearce (1976), consacrée au problème de pollution, aboutit au même constat que

²⁸ Le modèle proposé tient compte de la réaction de la population animale à la pression d'extraction, des coûts croissants d'extraction liés au niveau décroissant de la population animale, et de la préférence des producteurs pour des revenus présents plutôt que futurs.

l'optimum économique n'est pas en mesure d'assurer la stabilité²⁹ de l'écosystème dont dépendent les activités humaines. A partir du graphique standard de résolution du niveau optimum de pollution, il montre que l'arbitrage à court terme entre production et pollution conduit à déterminer un niveau optimal de pollution qui dégrade à chaque période davantage la capacité d'assimilation du milieu naturel. Ce processus ne s'arrête qu'avec la destruction de la capacité d'assimilation des polluants du milieu naturel et l'arrêt consécutif de toute production. Cet exemple démontre que l'analyse coûts-avantages, qui indique à chaque période le niveau optimal de pollution, n'est pas en mesure de reconnaître un aspect particulier de l'externalité, celle de reproduction de l'environnement, et se cantonne à une déduction strictement économique. Pour Pearce, il est nécessaire d'introduire dans le raisonnement économique une contrainte physique de maintien des qualités écologiques de l'environnement; celle-ci constitue le facteur déterminant pour fixer un niveau de pollution économiquement *et* écologiquement satisfaisant.

Le recours systématique à la notion d'externalité pour pouvoir assimiler l'environnement à une variable de la sphère économique paraît problématique puisque la plupart des variables de l'environnement relèvent de la régulation propre du système naturel: l'environnement se caractérise par l'interdépendance et la circularité des relations qu'il développe, or celles-ci ne se plient pas au schéma de causalité linéaire auquel recourt l'analyse économique standard (Holling, 1986; Passet, 1979). A l'inverse, pour l'économie environnementale, l'effet externe est un moyen de ne considérer que les incidences économiques d'une dégradation de l'environnement, en délaissant les conséquences indirectes de l'activité économique sur la reproduction du milieu naturel. De ce fait, l'internalisation des effets externes tend à renforcer les processus de reproduction et de régulation de la sphère économique tout en perturbant, voire en détruisant, ceux de la biosphère. Or cette dégradation de la qualité et de la quantité des ressources environnementales utiles à l'homme n'est pas compatible avec la poursuite d'un développement économique de long terme. Ainsi, après avoir établi plusieurs concepts visant à intégrer l'environnement dans une logique économique qui alloue au mieux les ressources de la société, les économistes de l'environnement se trouvent dans l'obligation de respecter une contrainte exogène de reproduction de l'environnement. *"C'est précisément le sens de la référence au concept de développement soutenable que de marquer le besoin d'insérer l'analyse économique des choix dans un cadre plus large d'exigences reflétant cette préoccupation pour la reproduction à long terme de l'environnement en tant que patrimoine*

²⁹ Le terme de "stabilité" écologique est celui usité par Pearce. La notion de "maintien des qualités écologiques", qui reflète davantage la variabilité fondamentale du milieu naturel, paraît préférable (Randall, 1986).

essentiel à transmettre aux générations futures" (Godard, 1992-b, p. 12). L'apparition du thème du développement soutenable révèle donc cette préoccupation de mêler analyse économique des ressources et nécessité de leur reproduction écologique sur le long terme.

Section 3. La proposition d'une gestion économique soutenable de l'environnement

1. Soutenabilité: origines et définitions

1.1. Les enjeux du développement soutenable

Les modèles économiques néoclassiques ont depuis le début des années 1970 cherché à intégrer l'environnement dans la logique économique marchande. Malgré les nouveaux concepts économiques utilisés, ces modèles ne permettent pas d'assurer à terme le maintien des systèmes naturels. Par conséquent, cette nécessité d'assurer la reproduction à long terme du milieu naturel ne peut découler du raisonnement économique tel qu'il a été développé sur les bases de l'économie néoclassique; d'où l'émergence du concept de développement soutenable³⁰, qui correspond à un développement humain non-décroissant dans le long terme, c'est-à-dire respectant les principes de régulation de la biosphère. Pour comprendre les enjeux inhérents au concept de développement soutenable, il convient de reprendre la définition générale qu'en donne le rapport Brundtland en 1987 et qui constitue la base des évolutions théoriques ultérieures: le développement soutenable est "*un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs*" (CMED, 1989, p. 51). L'enjeu réel est de rechercher comment les objectifs socio-économiques traditionnellement liés à la croissance peuvent être conciliés avec le souci de la qualité environnementale et les préoccupations d'équité présente et intertemporelle³¹. Le concept de développement soutenable apparaît comme porteur de nombreux enjeux que le

³⁰ Contrairement à la traduction "officielle" de l'expression de *sustainable development* par développement durable, le terme de *développement soutenable* est utilisé ici, et ce pour deux raisons. D'une part, ce néologisme est véritablement porteur d'enjeux nouveaux et importants puisqu'il s'agit de rechercher les conditions pour qu'un processus de développement puisse assurer les conditions de sa reproduction et de celle de son environnement (Godard, 1994). D'autre part, il convient d'éviter toute confusion ou assimilation entre le terme courant de *croissance durable*, qui correspond à une consommation non-décroissante dans le temps, et de *développement durable* qui signifie toute autre chose que le simple maintien ou augmentation dans le temps d'une variable économique quantitative.

³¹ De manière générale, trois traits sont communs aux définitions proposées pour le développement soutenable (Pezzey, 1989): (i) les critères de développement soutenable s'inscrivent dans le long terme; (ii) ils cherchent à établir une justice inter/intra-générationnelle; (iii) ils se présentent sous forme d'inégalité mathématique et constituent donc plus des contraintes de l'économie que des critères de maximisation. Ainsi, le développement

rapport Brundtland a eu pour principal mérite de diffuser. Néanmoins, ces préoccupations ont pris forme dès 1972 lors de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement Humain. Elles ont été reprises par la suite par les courants de l'économie environnementale, le tout constituant les sources principales d'inspiration du concept de développement soutenable.

Le premier courant ayant contribué à l'élaboration du concept de développement soutenable est celui de l'écodéveloppement. Ce dernier se définit comme un "*développement endogène et dépendant de ses propres forces, soumis à la logique des besoins de la population entière [...], enfin conscient de sa dimension écologique et recherchant une harmonie entre l'homme et la nature [...]. L'enjeu, c'est de trouver des modalités et des usages de la croissance qui rendent compatibles le progrès social et la gestion saine des ressources et du milieu*" (Sachs, 1980, p. 12). Les stratégies d'écodéveloppement sont centrées sur la satisfaction des besoins fondamentaux "*de tous les hommes et de chaque homme*", sur la réalisation de modèles de développement propres à chaque contexte historique, culturel, écologique et où il est reconnu aux populations une fonction participative directe. Deux aspects sont particulièrement mis en avant:

- équité intra-générationnelle, qui est au cœur des stratégies d'écodéveloppement, est présente dans le rapport Brundtland et dans les programmes de développement de plusieurs organismes internationaux, comme le PNUD (Tolba, 1987, in Pezzey, 1989);
- le respect des capacités des écosystèmes, puisqu'une croissance de long terme ne peut être atteinte en rompant la reproduction du système naturel. De plus, "*le respect des règles de prudence écologique répond à un autre postulat éthique: celui de la solidarité diachronique avec les générations futures*" (Sachs, 1995, p. 14).

De son côté, l'économie écologique, qui regroupe les courants fortement inspirés de la thermodynamique et des sciences du vivant, contribue à l'élaboration du concept de développement soutenable en posant deux hypothèses importantes, principalement au niveau écologique:

- les ressources de l'environnement existent en quantité et en qualité finies: l'économie évolue à l'intérieur de ces limites naturelles;
- une substitution entre capital naturel et capital artificiel est possible pour un certain nombre de ressources mais elle n'est pas généralisable à l'ensemble des actifs naturels.

Enfin, l'économie néoclassique tente d'identifier les conditions d'une maximisation intertemporelle du bien-être et étudie de quelle manière l'exigence d'équité

soutenable ne s'oppose pas à une poursuite du développement économique mais constitue une contrainte à ce développement afin d'en assurer la poursuite de long terme.

intergénérationnelle influence les trajectoires de croissance optimale. Dans cette perspective, l'ensemble des ressources environnementales est représenté sous la forme d'un capital naturel utilisé au même titre que les autres types de capital (manufacturé et humain) dans les fonctions-objectifs des agents économiques.

1.2. Les définitions de la soutenabilité

Les différents courants théoriques qui ont inspiré la notion de développement soutenable ont donné lieu à deux conceptions alternatives de la soutenabilité (Toman, 1994):

- présentisme/égalitarisme néoclassique, qui pose trois hypothèses importantes: (i) le critère de la valeur actualisée est adopté pour les comparaisons intergénérationnelles de bien-être; (ii) la rareté du capital naturel est remédiable par la substitution et le progrès technologique; (iii) la recherche de la soutenabilité est liée à celle de l'efficacité économique. Cette perspective revient à donner un poids déterminant à la génération présente qui va imposer sa vision du bien-être de long terme.

- organicisme écologique: ce courant se détache d'une vision "économiste" de la soutenabilité et pose une contrainte explicite de justice intergénérationnelle et de reproduction des systèmes écologiques. Le modèle économique de base reste celui du marché qui alloue les ressources, mais il n'est plus considéré comme suffisant pour remplir les critères de la soutenabilité.

La première conception des relations économie-environnement définit une soutenabilité dite faible, c'est-à-dire non contrainte par la nécessité exogène de reproduction de l'environnement, à l'inverse d'une soutenabilité écologique dite forte.

L'approche néoclassique considère la soutenabilité comme une contrainte au critère standard de l'optimalité. Cette contrainte s'exprime sous la forme d'une non-décroissance dans le temps du potentiel de bien-être de la société³²: une croissance est dite soutenable si l'accroissement de bien-être des générations présentes n'entraîne pas une réduction du bien-être des générations futures. Ainsi, la soutenabilité est "*an obligation to conduct ourselves so that we leave to the future the option or the capacity to be as well off as we are*" (Solow, 1991, p. 181). Cette contrainte de justice intergénérationnelle est assurée par le respect de la règle de Hartwick (1977), qui indique que les rentes de rareté provenant de l'usage du capital naturel par la génération présente doivent être réinvesties sous forme de capital, qui sera transmis aux

³² Ce critère de soutenabilité peut s'exprimer alternativement par la non-décroissance dans le long terme de l'utilité, du revenu ou de la consommation réelle par tête. Toutes ces variables sont censées donner une indication sur le niveau de bien-être économique.

générations futures dans des proportions permettant de maintenir les niveaux de bien-être au cours du temps. Ce stock total de capital se compose du capital manufacturé, du capital humain et du capital naturel. Ainsi, une économie est dite soutenable si elle est en mesure de préserver dans le temps la capacité productive globale de la société humaine³³. Etant donné cette définition de l'équité intergénérationnelle, le problème économique est de savoir comment peuvent se substituer les différents éléments de ce potentiel de bien-être pour garder un niveau au moins constant. La théorie néoclassique tente de faire disparaître cette difficulté en considérant l'environnement sous la forme d'un capital naturel, parfaitement substituable avec les autres formes de capital artificiel³⁴. De ce fait, la recherche de l'équité intergénérationnelle ne nécessite pas de transferts spécifiques en tant que tels: l'accumulation en capital artificiel, l'accroissement des connaissances, et le progrès technique sont jugés suffisants pour compenser l'éventuelle dégradation du capital naturel (Solow, 1991).

Au total, l'exigence de soutenabilité et la résolution du problème d'équité intergénérationnelle ne sont pas traitées indépendamment des autres variables économiques. La soutenabilité est instrumentée à l'intérieur de la sphère économique où l'éthique et la reproduction du milieu naturel ne sont pas prises en compte en tant que données exogènes.

Selon cette approche néoclassique, la contrainte de soutenabilité a pour objectif d'assurer le maintien dans le temps du bien-être des agents et, par extension, la reproduction du système économique. C'est en ce sens qu'on parle de soutenabilité faible puisque l'environnement n'est présent dans ce modèle que sous la forme d'un capital à gérer dans le temps et que l'efficacité économique reste le critère déterminant.

La notion de soutenabilité forte est utilisée par les tenants de l'économie écologique qui jugent insatisfaisants ou non-opérationnels les critères de soutenabilité faible: les systèmes naturels ne peuvent être réduits à des biens économiques régulés par le marché et la reproduction à long terme de la biosphère ne peut pas être garantie avec l'imposition de critères

³³ C'est cette conception de la soutenabilité qui est retenue par la Banque Mondiale (1992, p. 8): "*les sociétés peuvent choisir d'accumuler du capital humain (par l'éducation et le progrès technique) ou du capital physique créé par elles en échange, par exemple, d'un appauvrissement de leurs réserves minérales ou d'un changement d'affectation de la terre. Ce qui importe, c'est que la productivité globale du capital ainsi accumulé [...] fasse plus que compenser les pertes éventuelles dues à l'appauvrissement du capital naturel*".

³⁴ En raison de cette hypothèse de substituabilité totale entre formes de capital, le rôle du progrès technique est déterminant puisque c'est lui et/ou l'accumulation du capital qui va déterminer si la croissance économique est soutenable ou non: il faut alors que les effets (positifs) de ces deux variables sur le niveau de bien-être soient supérieurs aux effets (négatifs) de la pollution, de la croissance de la population et du taux d'actualisation. Le progrès technologique permet de transcender les limites biophysiques du stock des ressources puisque, en accroissant l'élasticité de substitution entre ressources environnementales et capital et/ou travail, il tend à desserrer les contraintes naturelles à laquelle est soumise l'économie.

économiques. L'économie écologique, en élargissant le champ d'étude des relations entre économie et environnement, aborde trois types de considérations, qui sont au centre de la définition de la soutenabilité forte:

- s'assurer que l'échelle des activités humaines est écologiquement soutenable, c'est-à-dire ne compromet pas la reproduction du milieu naturel support de vie;
- distribuer équitablement les ressources à la fois à l'intérieur de la génération actuelle (équité intragénérationnelle) et entre les générations (équité intergénérationnelle);
- allouer de manière économiquement efficiente les ressources marchandes et non marchandes dont dispose la société. Cette allocation reste soumise aux deux contraintes précédentes.

Le développement soutenable, pour les tenants de la soutenabilité forte, vise ainsi à accroître le bien-être humain tout en répondant à une triple contrainte écologique, éthique puis économique (Costanza et al., 1991)³⁵. La différence importante avec l'approche néoclassique vient du traitement du capital naturel. Il n'est plus considéré comme substituable aux autres formes de capital mais il constitue leur nécessaire complément: ne pouvant être reproduit par l'homme, il devient le facteur économique qui limite tout développement de long terme (Folke et al., 1994). En présence d'une incertitude majeure sur les préférences et les usages futurs, la soutenabilité peut donc se traduire par la transmission d'un patrimoine naturel minimal. Cette contrainte de maintien du stock de capital naturel est la caractéristique centrale de la soutenabilité forte.

L'application de la soutenabilité forte promue par l'économie écologique peut être caractérisée par une approche à deux degrés ("*two-tier*") de la gestion des ressources (Page, 1977, 1991). L'objectif de cette démarche est d'établir "*a categorization of problems, which determines the kinds of decision rules that should be applied in different cases, as well as identifying the decision rules themselves*" (Norton & Toman, 1995, p. 11). Deux types de solution paraissent alors applicables aux problèmes environnementaux. D'une part, il existe un certain nombre de situations où des actifs naturels pouvant être apparentés à des biens économiques sont utilisés par l'homme: cet usage et l'influence de cet usage sur la ressource sont connus, ne semblent pas constituer une menace de long terme ou de grande échelle pour l'environnement, et ne paraissent pas pouvoir engendrer des conséquences irréversibles pour le bien-être des générations futures. Les conditions d'utilisation des ressources de l'environnement respectent alors les critères écologiques et éthiques de la soutenabilité forte, et il paraît normal que ces

³⁵ Cette approche se révèle donc être relativement proche des préoccupations de l'écodéveloppement. Ce dernier courant cependant accorde la priorité à la contrainte éthique avant celle écologique, puis, en dernier lieu, la nécessité d'efficacité économique (Sachs, 1995).

actifs soient régulés par des critères conventionnels d'efficacité économique, qui peuvent contribuer à améliorer l'équité intragénérationnelle en accroissant le bien-être général.

A l'inverse, l'utilisation de nombreux biens et services environnementaux est réalisée dans un contexte de grande incertitude et leur gestion doit être soumise à des contraintes *a priori* de reproduction du capital naturel. Celles-ci constituent des standards minimums de soutenabilité qui doivent être respectés avant de recourir à un potentiel arbitrage sur la base des critères économiques et/ou biophysiques. La gestion de l'environnement est alors soumise à un choix éthique sur le degré de risque de dégradation grave et irréversible que peut accepter la société. C'est, par exemple, la logique du *Safe Minimum Standard*³⁶, qui pose comme principe de ne pas altérer le fonctionnement des écosystèmes naturels à moins que les coûts sociaux soient "inacceptablement" élevés (Toman, 1994). Cette application potentielle de la règle de soutenabilité forte suppose qu'une ligne de démarcation soit socialement déterminée entre les usages des ressources pouvant être régulés par des critères économiques et ceux qui risquent d'engendrer des effets environnementaux graves et devant être soumis à une contrainte écologique forte (Norton & Toman, 1995).

2. Vers une gestion économique soutenable des ressources

2.1. Quelle mise en œuvre de la contrainte de soutenabilité?

Si l'on admet la légitimité de la notion de soutenabilité, que l'on définit *a priori* comme la nécessité de reproduire les conditions économiques, sociales et écologiques nécessaires à la non-décroissance dans le temps du bien-être des hommes, il est nécessaire de savoir quel critère empirique est applicable et à quel système il peut s'appliquer. En effet, "*policies for sustaining a narrowly defined ecosystem, or even a single species, will look very different from policies for global sustainability*" (Pezzey, 1989, p. 56).

Le développement soutenable se veut un concept universel et applicable à tout contexte d'exploitation de ressources. Pourtant, cette notion est le fruit de travaux menés principalement par des chercheurs occidentaux raisonnant avant tout dans le cadre

³⁶ Initialement proposé par Ciriacy-Wantrup, le concept de *Safe Minimum Standard* a surtout été développé et appliqué à l'économie environnementale par Bishop (1978, p. 10): "*this decision rule states that the SMS should be adopted unless the social costs of doing so are unacceptably large. How much is 'unacceptably large' must necessarily involve more than economic analysis, because endangered species involve issues of intergenerational equity*". Cette intégration de principes éthiques face à l'incertitude et à l'irréversibilité de certains choix économiques a donné lieu à de nombreux débats (Smith & Krutilla, 1979; Bishop, 1979). Ce n'est que depuis quelques années que cette approche a connu un certain raffinement théorique (Randall & Farmer, 1995) ainsi que plusieurs mises en application (Berrens et al., 1998).

économique auxquels ils sont accoutumés³⁷. Les différences entre les approches économiques conventionnelle et l'économie écologique de la soutenabilité sont, dans une certaine mesure, expliquées par les différences de contexte. L'unité d'étude de l'économie écologique reste l'espace écosystémique, à l'intérieur duquel les espèces vivantes et le milieu physique tissent des liens multiples, complexes et variables. Chaque étude de cas est spécifique par ses données économiques et écologiques, mais permet néanmoins de dégager des règles de conduite qui sont potentiellement généralisables à un niveau systémique supérieur: par exemple, le fait que le taux d'exploitation d'une ressource renouvelable ne doive pas dépasser son taux de régénération est applicable tant au niveau de l'écosystème qu'au niveau d'un ensemble d'écosystèmes variés. Ces principes de soutenabilité sont d'autant plus utiles qu'ils sont indépendants du degré de connaissance et d'utilisation des outils de l'économie marchande. De ce fait, l'application d'une contrainte de soutenabilité forte paraît plus facilement généralisable à des niveaux d'analyse et à des contextes différents. Toutefois, ils ont l'inconvénient d'être difficilement traduisibles en termes économiques. Or, la prise de décision individuelle se faisant le plus souvent sur la base d'un arbitrage monétaire entre usages alternatifs, la nécessité de soutenabilité est rarement prise en compte. Il est souhaitable d'exprimer la soutenabilité de manière à ce qu'elle puisse avoir un impact direct sur les stratégies des agents économiques intéressés dans la gestion de l'écosystème. Il y a donc la double nécessité d'imposer des critères adéquats de soutenabilité et de modifier les comportements des agents économiques en traduisant cette exigence, si possible, en termes monétaires. Les économistes de l'école de Londres, par une approche spécifique de la soutenabilité, offrent une possibilité d'aborder ce problème.

Il est aujourd'hui courant de regrouper les idées de Pearce et ses collègues sous la dénomination d'école de Londres (Victor, 1991). Celle-ci, tout en s'inscrivant dans une approche de type néoclassique de l'environnement, développe une conception originale du développement soutenable. Depuis la fin des années 1980, leur influence va grandissante, notamment dans les milieux gouvernementaux et au sein des institutions internationales. Partant de l'hypothèse qu'il ne peut y avoir développement des activités humaines sans le maintien d'un environnement naturel, l'originalité de ce courant est de préconiser la conservation d'un *capital naturel critique*, permettant d'éviter des dommages environnementaux irréversibles sur le bien-être humain (Pearce et al., 1988; Pearce & Turner,

³⁷ Par exemple, les courants de la soutenabilité faible paraissent avant tout concernés par les problèmes d'utilisation des ressources non renouvelables dans les pays développés, où les possibilités de quantification

1990). Ce stock de *capital naturel critique* est composé de richesses naturelles essentielles à la vie. Elles ne peuvent être ni renouvelées, ni remplacées par des ressources créées par l'homme. Avec l'introduction de ce nouveau concept, l'école de Londres se situe à mi-chemin entre les approches de développement soutenable de l'état stationnaire et de la théorie néoclassique: le maintien d'un stock global de capital (artificiel et naturel) n'est pas une condition suffisante pour assurer le bien-être des générations futures, mais la stricte préservation du stock total de capital naturel est trop contraignante. Cette école propose alors une définition intermédiaire de la contrainte de soutenabilité, qui consiste à maintenir le stock de *capital naturel critique*³⁸.

La difficulté de cette approche réside néanmoins dans les possibilités de mettre en application cette contrainte puisque le maintien du stock de capital naturel critique peut être exprimé de plusieurs façons: quantités physiques inchangées du stock, valeur totale constante en termes réels des réserves des ressources, valeur constante des flux des ressources,... La solution retenue par l'école de Londres est de recourir à la monnaie comme unité de mesure, qui permet d'agrèger les différents actifs naturels pour obtenir un indicateur unique de l'état de l'environnement. La règle de soutenabilité devient alors de garder constante dans le temps la valeur économique du stock de capital naturel. Une telle règle de soutenabilité est finalement relativement proche, au moins dans son instrumentation, de celle édictée par les tenants de la soutenabilité faible puisqu'elle s'appuie sur des critères économiques pour évaluer la norme environnementale. L'approche de l'école de Londres oscille donc entre une position proche de la soutenabilité faible où les indicateurs économiques sont centraux, et une position se rapprochant de la soutenabilité forte qui se traduit par l'établissement de contraintes physiques au développement. Cette distinction entre deux positions antagonistes tend cependant à disparaître quand on cherche à appliquer cette contrainte de soutenabilité dans la réalité.

Comme dans les autres courants d'économie environnementale, la soutenabilité est d'abord considérée par l'école de Londres comme une contrainte écologique globale s'appliquant à un

(physique comme monétaire) des biens environnementaux sont disponibles. Les contraintes de soutenabilité qui en découlent sont donc plutôt adaptées à des décisions macro-économiques se réalisant en économie de marché.

³⁸ L'O.C.D.E., même si elle adopte une définition faible de la soutenabilité ("*nous devrions léguer aux prochaines générations un 'capital' identique à celui dont nous jouissons aujourd'hui, renfermant les possibilités d'un bien-être potentiel*"), admet, avec l'école de Londres, que "*certains types de capital naturel sont vitaux, irremplaçables et inestimables. La préservation de ces ressources doit constituer une contrainte absolue pour toutes les activités*" (1995, p. 19-20). Ce concept de *capital naturel critique* est également au centre de la définition de la soutenabilité retenue par le PNUE: "*the inter-generational equity goal can be achieved by strategies aimed at fostering an efficient, diversified and ecologically sustainable economy; by maintaining natural capital stocks, and in particular 'critical' natural capital that is non-substitutable and therefore the loss of which is irreversible*" (Perrings, 1995, p. 837).

système économique large³⁹. Un des intérêts de cette définition de la soutenabilité est que cette contrainte de maintien d'un capital naturel critique est également applicable au niveau micro-économique: chaque projet d'investissement peut en effet être soumis à une contrainte de soutenabilité du même type que celle qui s'applique au niveau global. Ainsi, quel que soit le niveau d'action considéré, "*it would be a requirement that whatever environmental damage is done by the development should be compensated for by restoration and rehabilitation*" (Pearce & Turner, 1990, p. 225). Mais, si l'on admet que la soutenabilité passe par le maintien dans le temps du niveau de capital naturel critique, il convient de discuter des modalités de compensation à envisager en contrepartie de l'utilisation des ressources.

Les chercheurs de l'école de Londres préconisent de recourir à l'évaluation économique des ressources pour estimer la dégradation du capital naturel critique et fonder le financement de projets compensateurs, qui permettent ainsi de maintenir la valeur économique globale des ressources de l'environnement: cette contrainte de soutenabilité se traduit par un coût supplémentaire supporté par chaque projet de développement pour financer un projet écologiquement compensateur. Toutefois, le problème majeur de cette approche est celui de l'évaluation monétaire systématique des impacts environnementaux. Une alternative envisageable est d'estimer en termes physiques et non monétaires les dommages que les projets de conservation doivent compenser. Une telle contrainte de soutenabilité permet à la fois la poursuite du développement des activités humaines et la nullité des effets de cette croissance sur la biosphère. Dans ce cas, l'objectif ne correspond plus au maintien de la valeur économique du stock de capital naturel critique mais se traduit par la constance physique des ressources essentielles de l'environnement⁴⁰.

³⁹ Par exemple, le modèle de croissance écologiquement soutenable de Barbier & Markandya (1990) pose que la fonction d'utilité doit être encadrée par trois contraintes physiques: (1) l'extraction des ressources épuisables se fait à un taux permettant leur remplacement par des ressources équivalentes; (2) l'exploitation des ressources renouvelables à un taux compatible avec leur renouvellement; (3) l'émission des déchets doit être compatible avec la capacité écologique d'assimilation. De plus, ces deux auteurs admettent également que dans un contexte où l'extension de la logique du marché participe à la dégradation de l'environnement, comme dans les pays en développement, une contrainte exogène de soutenabilité est nécessaire.

⁴⁰ Cette démarche rencontre pourtant trois difficultés. La première est de trouver des éléments du capital naturel qui puissent être de bons substituts des ressources utilisées, ce qui requiert une connaissance poussée du fonctionnement des mécanismes écologiques. La deuxième vient du fait qu'il est conceptuellement délicat de réduire un bien environnemental à une seule des fonctions qu'il assure. Enfin, cette contrainte de soutenabilité, du fait de la spécificité des ressources renouvelables utilisées par les nombreux projets de développement, semble être difficilement généralisable. Cela tient au fait qu'il est nécessaire, pour chaque projet de développement, de monter des projets compensatoires de conservation de la nature qui puissent se substituer exactement aux ressources qu'il utilise pour son fonctionnement. Cette solution est envisageable pour des ressources environnementales courantes et aisément quantifiables (polluants, matières premières,...). Elle l'est moins pour des ressources moins matérielles ou plus diffuses: par exemple, il est difficile de croire que la destruction d'un paysage particulier puisse être compensée par la protection *ex situ* d'un paysage du "même type".

2.2. Une légitimité nouvelle pour une gestion économique des ressources?

Une telle définition de la soutenabilité présente l'avantage de pouvoir être mise assez facilement en œuvre, quel que soit le niveau d'analyse retenu: que ce soit pour un projet particulier ou pour une stratégie nationale de gestion des ressources, il demeure envisageable dans tous les cas d'évaluer physiquement les atteintes faites au capital naturel critique et de considérer la mise en œuvre de mesures compensatrices. Par rapport aux définitions théoriques données initialement de la soutenabilité, celle de l'École de Londres semble, en pratique, se rapprocher d'une soutenabilité "forte". Cette acception permet de distinguer clairement la reproduction du milieu naturel de la logique économique orthodoxe censée réguler les comportements d'usage des ressources. Se faisant, la régulation de l'environnement reste indépendante des mécanismes économiques et, plutôt qu'une intégration de l'environnement dans la logique économique, c'est la logique économique qui se trouve maintenant soumise à une contrainte environnementale exogène.

Cette contrainte de soutenabilité écologique est cependant d'une aide restreinte quand il s'agit de déterminer une utilisation des ressources qui permette d'atteindre une situation économique qui maximise le bien-être social. Si la contrainte de soutenabilité constitue effectivement une norme minimale de satisfaction quant à la protection du milieu naturel, elle n'éclaire que peu la prise de décision en matière de gestion de l'environnement. D'où l'intérêt d'ancrer la décision en matière d'environnement à une logique et à un calcul économique qui cherche à mettre en évidence une forme d'optimum collectif. Tous les courants de l'économie environnementale raisonnent à l'intérieur ou en référence au modèle néoclassique, tel que décrit précédemment. Malgré leurs divergences, il semble possible de dégager, avec Godard (1989), les principes centraux de cette approche et qui forment la base d'une gestion économique de l'environnement:

- (1) la nature, puisqu'elle fait l'objet de demandes sociales, peut être représentée sous la forme d'un bien rare;
- (2) la problématique de l'action collective se focalise sur l'utilisation efficace de ces ressources, au sens où elles doivent être allouées là où elles sont le mieux mises en valeur;
- (3) mécanismes, incitations et contrats économiques constituent les instruments privilégiés pour réguler l'utilisation des ressources;
- (4) à ce titre, les disciplines scientifiques convoquées sont principalement la science économique et les sciences de la gestion.

Dépendamment des courants de l'économie environnementale, d'autres caractéristiques sont

également évoquées⁴¹ et expliquent la diversité des gestions économiques envisageables de l'environnement. Toutefois ces principes demeurent généraux et structurent, d'une manière ou d'une autre, toute intervention proposée sur le milieu sur la base (même partielle) d'arguments économiques. Mais une telle gestion économique de l'environnement n'est pas garante de la pérennité du milieu naturel qu'elle se propose de réguler. Ainsi, au delà de cette représentation et de ce traitement "économiste" de l'environnement, une "gestion économique soutenable" de l'environnement peut être désignée lorsque la détermination des modes optimaux d'utilisation des ressources est encadrée par une contrainte de soutenabilité telle que définie précédemment. Cette proposition ainsi que l'ensemble des concepts et approches présentés dans ce chapitre permet de formuler la question centrale de la thèse: *quelle est la pertinence du modèle de gestion économique soutenable de l'environnement pour atteindre un développement durable des communautés humaines et le maintien des qualités essentielles du milieu naturel?*

Contrairement à une gestion économique standard qui se propose de réguler intégralement la dynamique du milieu naturel et fait faillite dans cette entreprise, la gestion économique soutenable admet que la reproduction de l'environnement doit être assurée de manière autonome par rapport aux choix économiques: ces derniers ont alors pour unique objet de déterminer les usages des ressources qui maximisent le bien-être social, la soutenabilité de ces usages étant garantie par le respect d'une contrainte exogène.

⁴¹ Pour l'économie écologique par exemple, l'environnement ne peut évidemment pas être représenté uniquement sous la forme d'un bien rare. D'autres critères, écosystémiques notamment, sont pris en compte.

"Placing an economic value on the natural environment has so far been a pastime of rich. Clearly, however, it is highly relevant to developing countries since one reason for deforestation in these countries is that a substantial part of the tropical forests' value is being overlooked when forest land-use decisions are made"

A.C. Fisher & W.M. Hanemann, 1997, p. 519

Chapitre II: Les outils d'une gestion économique de la forêt tropicale: définition et application

Après la présentation des principes théoriques d'une gestion économique soutenable de la nature, ce deuxième chapitre expose les instruments et concepts utilisés pour atteindre cet objectif, notamment pour le cas d'une forêt tropicale de l'est-Cameroun.

L'analyse coûts-avantages, en tant qu'outil majeur de la prise de décision de la gestion économique des ressources, constitue le thème central de la première section. La logique de cette démarche ainsi que ses spécificités lorsqu'elle est appliquée aux problèmes d'environnement sont rappelés. Il apparaît que l'utilisation de cet instrument de choix économique n'est pas exempte d'un certain nombre d'hypothèses partiales.

La deuxième section présente, en deux temps, l'approche d'évaluation économique de la nature. Tout d'abord, après un court rappel théorique, la notion de valeur économique totale est décrite ainsi que l'ensemble des bénéfices partiels attendus de l'environnement. Dans un second temps, une synthèse est proposée des techniques d'évaluation des actifs naturels, qui met l'accent sur leur applicabilité dans les pays du sud.

La troisième section cherche à mettre en œuvre cette gestion économique de la nature pour le cas de la forêt tropicale. L'application de cette démarche est initiée pour un écosystème forestier de l'est-Cameroun, établissant une première liaison entre la question de thèse et l'expérience de terrain.

Section 1. Une prise de décision centrée sur l'analyse coûts-avantages

Partie des concepts de la théorie néoclassique, la gestion économique de l'environnement s'est dotée d'outils pratiques de prise de décision. Parmi les différentes méthodes d'aide à la décision, l'analyse coûts-avantages est privilégiée des économistes: en admettant que les différentes alternatives d'utilisation des ressources soient clairement identifiées, que leurs

avantages et inconvénients puissent être exprimés sous forme monétaire, l'analyse coûts-avantages permet de déterminer le scénario optimal de gestion de l'environnement, qui alloue efficacement les ressources et maximise le bien-être social (Bohm & Henry, 1979).

Cet instrument de choix, en offrant un moyen impartial de classer les projets d'utilisation des actifs naturels, est généralement considéré comme décisif dans la prise de décision. Il est de ce fait fréquemment usité lorsqu'une autorité centrale, censée représenter l'intérêt de tous les acteurs concernés, doit justifier son choix collectif à partir de critères peu contestables. Plutôt qu'un objet de discussion ouverte sur les usages potentiels de la nature, l'analyse coûts-avantages paraît un moyen de fonder la décision sur la base de critères économiques objectifs.

1. Principes de base d'un arbitrage économique

Par rapport aux autres méthodes d'aide à la décision pour la gestion économique de l'environnement, l'analyse coûts-avantages est celle qui, en théorie, donne le moins de place à des choix subjectifs (Barde, 1991). Elle constitue un critère d'efficacité économique dans l'utilisation des ressources de la société et est, en conséquence, fort usitée.

1.1. Logique et fonctionnement de l'analyse coûts-avantages

L'analyse coûts-avantages est une technique qui découle directement des principes de l'économie du bien-être: son objectif est de maximiser la fonction de bien-être social calculée à partir de la somme des utilités individuelles. Cette contribution est estimée en termes monétaires et elle correspond aux bénéfices nets (c'est-à-dire les bénéfices totaux moins les coûts totaux) qu'engendre tout projet d'utilisation des ressources. Il y a alors allocation optimale des ressources lorsque l'analyse coûts-avantages permet de retenir les projets/programmes qui offrent les bénéfices nets maximaux (Ray, 1986). Dans la réalité, cette démarche procède en quatre étapes (Hanley & Spash, 1993):

- identification des coûts et des bénéfices dérivés de la réalisation d'un projet;
- quantification monétaire des coûts et des bénéfices;
- choix du taux d'actualisation et de l'horizon temporel;
- construction d'un indicateur unidimensionnel rassemblant la totalité des coûts et des bénéfices. Cet indicateur a pour utilité de montrer si la somme des gains actualisés tirés d'un projet est supérieure à la somme de ses coûts actualisés.

Sur cette base, il existe trois critères alternatifs de décision: taux de rendement interne, valeur actualisée nette, rapport avantages/coûts. Le critère le plus souvent appliqué est celui de la valeur actualisée nette (VAN). Il se présente de la manière suivante:

$$V.A.N. = \sum_{t=1}^T BD_t - CD_t / (1+r)^t$$

avec BD_t et CD_t représentant les bénéfices et les coûts directs du projet pour des périodes t comprises entre 1 et T (durée de vie du projet) et r le taux d'actualisation.

Ainsi, tout projet ayant une valeur actualisée nette positive est censée engendrer un accroissement du bien-être social. La mise en œuvre des projets ayant une valeur actualisée nette positive respecte le critère d'efficacité parétienne: si une politique a une valeur actualisée nette de mille francs, cela signifie qu'un montant pouvant aller jusqu'à mille francs est disponible pour offrir une compensation aux parties susceptibles de subir une perte à cause de cette politique. La valeur actualisée nette indique la capacité potentielle des gagnants d'indemniser les perdants⁴².

L'avantage principal de l'analyse coûts-avantages est de traiter les coûts et les avantages sur une base conceptuelle commune, en les réduisant à des quantités monétaires comparables: alors qu'il est toujours possible d'estimer monétairement les coûts que devra supporter un agent économique pour mettre en œuvre un projet, il est nécessaire de mesurer les avantages de ce projet avec les mêmes unités que les coûts. L'évaluation monétaire des bénéfices constitue ainsi un point de passage obligé de ce calcul économique. L'objectif de l'économie du bien-être est d'accroître l'efficacité économique et la monnaie, en tant qu'unité de comparaison, participe à remplir cet objectif. Comme l'indiquent Pearce & Markandya (1989, p. 13), *"la mesure des avantages ne peut donc être qu'un instrument dont l'objectif, plus limité, consiste à vérifier que les mesures envisagées engendrent une amélioration de l'efficacité économique par rapport à la situation antérieure"*. Dans cette perspective, l'analyse coûts-avantages n'a pas vocation à se substituer à la prise de décision politique puisque la recherche de l'efficacité économique constitue rarement le seul objectif d'une société (Barde, 1991)⁴³. En pratique, l'analyse coûts-avantages présente un intérêt indéniable dans tous les cas où l'efficacité économique constitue l'objectif, ou l'un des objectifs, de la politique menée. Elle vise à garantir une allocation économiquement efficace des ressources

⁴² Selon l'hypothèse de Hicks-Kaldor, le fait que cette compensation ne soit pas réelle mais seulement potentielle ne s'oppose pas aux critères de l'efficacité parétienne et de la maximisation de la fonction de bien-être social.

⁴³ L'application d'une analyse coûts-avantages ne peut avoir lieu sans jugement politique sous-jacent. En effet, l'évaluation des coûts et bénéfices est réalisée dans un contexte où la distribution des revenus et des dotations initiales est jugée acceptable. En posant le principe de la compensation potentielle et non celui de la compensation réelle des perdants par les gagnants, l'économiste accepte implicitement le fait que les pauvres puissent s'appauvrir si les riches s'enrichissent de façon inversement proportionnelle (Haveman & Weisbrod, 1975). Cette question est abordée dans le choix de la forme de la fonction de bien-être social, qui reste un jugement politique.

limitées de la société. En tant que telle, elle apporte une information importante à la prise de décision, mais cette information reste économique et strictement rattachée au modèle standard de l'économie du bien-être (Randall, 1986). D'autres méthodes d'aide à la décision permettent d'élargir le champ des critères pris en compte.

1.2. Quelles autres méthodes d'aide à la décision pour une gestion économique de l'environnement?

Plusieurs autres méthodes d'aide à la décision peuvent être utilisées dans des contextes où l'analyse coûts-avantages est jugée inadaptée ou insuffisante: analyse coût-efficacité, analyse risque-avantage, analyse multi-critères, estimation de l'impact environnemental constituent les principales méthodes alternatives (Pearce & Markandya, 1989; Garrabé, 1994). Leur caractéristique est d'associer la rationalité économique à d'autres types de rationalité et d'intégrer dans la prise de décision des variables non économiques. Elles n'ont donc pas le même objet d'étude que l'analyse coûts-avantages et apportent des informations nouvelles au décideur. C'est le cas, présenté ci-dessous, de l'analyse coût-efficacité et de l'analyse multi-critères.

L'analyse coût-efficacité repose sur les mêmes hypothèses que l'analyse coûts-avantages, à savoir que l'analyse économique doit se fonder sur les préférences individuelles et qu'elles doivent être pondérées par un facteur commun, la monnaie. Néanmoins, cette démarche est utilisée lorsque soit les coûts soit les avantages tirés d'une politique ne sont pas quantifiables et sont remplacés par une norme. L'analyse coût-efficacité peut donc être utilisée de deux manières: (1) si le côté bénéfice de l'analyse coûts-avantages n'est pas quantifiable, il est remplacé par une norme qu'on cherche à atteindre en minimisant la dépense; (2) dans la situation inverse, il y a maximisation du résultat sous contrainte d'un budget fixe. Cette méthode présente l'avantage d'être aisément applicable à la réalité où la prise de décision se trouve en situation soit d'information limitée, soit de budget limité et, le plus souvent, dans ces deux situations à la fois. Mais si l'analyse coût-efficacité permet d'introduire une certaine forme de rationalité économique dans la prise de décision, elle ne permet pas de répondre aux questions de l'économie du bien-être, et notamment, ne peut pas viser à atteindre une situation sociale optimale. Seule la mesure des préférences en termes économiques permet la détermination d'un optimum, c'est-à-dire d'un maximum de bien-être collectif.

L'analyse coût-efficacité, comme l'analyse coûts-avantages, reste cantonnée à une logique économique puisque l'objectif est généralement de minimiser les coûts pour atteindre un objectif arrêté de façon exogène. Ces techniques économiques d'aide à la décision sont des

méthodes de choix uni-critère et sont difficilement applicables à des situations où des intérêts multiples sont engagés: la gestion d'un écosystème repose par exemple à la fois sur des critères économiques mais aussi écologiques, sociaux,... Aucun critère ne peut alors être considéré comme prédominant: en effet, *"une action meilleure qu'une autre sur un seul critère sera bien souvent moins bonne que les autres sur tous les critères [...] La multidimensionnalité se traduit par l'existence d'un grand nombre de données, de relations et d'objectifs qui vont être autant de caractéristiques auxquelles l'analyse multi-critères va devoir s'attacher"* (Faucheux & Noël, 1995, p. 235). L'objectif de cette méthode d'aide à la décision est d'évaluer l'ensemble des bénéfices qu'apporte une politique à partir d'unités de mesure différentes (économiques, écologiques, sociales...). Ces mesures sont finalement agrégées pour proposer une information simple au décideur. On peut donc distinguer deux étapes majeures de l'analyse multi-critères: (1) définition du problème, des scénarios envisageables et détermination d'un ensemble de critères d'évaluation; (2) pondération de ces critères puis leur agrégation pour fournir une information synthétique pour la prise de décision.

Par rapport à l'analyse coûts-avantages, l'analyse multi-critères présente le double avantage d'intégrer au raisonnement un ensemble de critères hétérogènes et ne pas se cantonner à l'objectif d'efficacité économique (van Pelt, 1993). Cette méthode permet d'appréhender tant les variables quantitatives que qualitatives et de les regrouper en un indicateur synthétique⁴⁴. La construction de cet indicateur repose sur un choix explicite par le décideur des pondérations accordées à chaque critère. Les objectifs politiques du projet sont donc énoncés, ce qui facilite la recherche des compromis envisageables entre priorités économiques, écologiques et sociales.

Mais, cette flexibilité de l'analyse multi-critères constitue aussi son principal inconvénient: la pondération des critères et leur agrégation reste des choix subjectifs, qui ne permettent pas de déterminer une situation optimale pour aucun des critères retenus: la solution satisfaisante retenue est toujours le résultat d'un compromis entre plusieurs critères (Martinez-Alier et al., 1998-a); elle peut être de ce fait toujours contestée et remise en cause. Autant l'analyse coûts-avantages, qui repose sur une axiomatique mathématique rigoureuse et offre un critère objectif de choix peut paraître une démarche excessivement rigide ou réductrice, autant l'analyse multi-critères manque de fondements théoriques stricts (Munda et al., 1994). Cependant, si l'on admet que l'ensemble des conséquences d'un projet ne peuvent être

⁴⁴ On distingue, sur cet aspect, deux groupes d'analyse multi-critères: les méthodes à pondération simple et les méthodes de surclassement (Garrabé, 1994).

appréhendées en termes économiques et monétaires, l'évaluation multi-critères semble être une méthode d'aide à la décision plus pertinente que l'analyse coûts-avantages.

En réalité, ces différentes méthodes d'aide à la décision ne constituent pas des techniques alternatives mais s'appliquent dans des contextes dissemblables et selon des objectifs différents. Au delà de leurs divergences, elles sont toutes confrontées à des limites similaires d'incertitude, de prise en compte du long terme,... qui sont propres à toute prise de décision. Toutefois, il paraîtrait étonnant de recourir à l'instrumentation économique pour éclairer la prise de décision en négligeant l'objectif central de l'économie conventionnelle, qui est d'allouer de manière optimale les ressources disponibles. Et c'est en effet dans cette perspective que les économistes néoclassiques déterminent quelle méthode d'aide à la décision il convient d'utiliser. Selon Pearce & Markandya (1989), le choix de la méthode d'aide à la décision est déterminée par la possibilité d'estimer ou non les bénéfices économiques. Dans cette logique, c'est parce que l'ensemble des impacts d'une politique ne peuvent pas être ramenés à des variables économiques quantifiables que le principe de comparaison des coûts et des avantages n'est pas généralisable; d'où le recours à des procédures introduisant d'autres critères de décision. Mais, comme c'est aussi le cas pour l'analyse coût-efficacité et l'analyse multi-critères, ces critères, d'une part, sont confrontés à des limites spécifiques et, d'autre part, participent à introduire des jugements subjectifs dans une analyse qui se veut neutre (Pearce, 1993). Ces méthodes sont de ce fait peu appréciées des économistes orthodoxes, ce qui explique leurs champs d'application relativement restreints par rapport à l'analyse coûts-avantages: celle-ci demeure la plus connue et la plus utilisée des techniques d'aide à la décision: "*bien qu'aucune méthode de décision ne soit totalement objective et détachée de tout jugement de valeur, l'analyse coûts-avantages et l'analyse coût-efficacité sont moins arbitraires que la plupart des autres solutions possibles*" (OCDE, 1995, p. 37).

1.3. Le champ d'application de l'analyse coûts-avantages

Le premier usage de l'analyse coûts-avantages remonte à 1808 où A.Gallatin, secrétaire américain au Trésor, recommanda la comparaison des coûts et bénéfices de tous les projets de mise en valeur des systèmes fluviaux. Sa préoccupation est alors d'utiliser au mieux le budget de développement des infrastructures de transport pour financer les projets les plus utiles pour la société. La comparaison des coûts et des avantages trouve là sa justification première. C'est ensuite l'administration fédérale qui impose de soumettre les décisions d'investissements publics à l'analyse économique: dès 1936, avec le *Flood Control Act*, tout projet de contrôle

d'inondation doit reposer sur une comparaison avantageuse des bénéfices sur les coûts.

Remarquons au passage que l'analyse coûts-avantages s'impose comme un outil empirique de gestion de ressources réelles sans que sa légitimité découle de la théorie économique néoclassique. Ce n'est en réalité qu'à la fin des années 1950, avec notamment Eckstein (1958), que cet outil est assimilé à l'économie du bien-être: l'analyse coûts-avantages, en maximisant les avantages nets tirés de l'utilisation des ressources, participe à l'accroissement général du bien-être. Ce rattachement au courant économique dominant explique vraisemblablement le double mouvement extensif, thématique et géographique, que connaît l'analyse coûts-avantages à partir des années 1960. D'une part, cette méthode va être de plus en plus utilisée dans des domaines autres que ceux de la gestion des projets de développement liés à l'eau. Elle s'applique notamment à l'ensemble des investissements publics importants, comme le développement des infrastructures de transport ou la gestion de la qualité de l'environnement (Hanley & Spash, 1993). D'autre part, on constate une extension géographique de l'utilisation de l'analyse coûts-avantages. Alors qu'elle constituait une méthode appliquée uniquement aux USA, l'analyse coûts-avantages a été reprise à partir de 1960 en Grande Bretagne puis progressivement dans l'ensemble de l'Europe de l'ouest. Les économies européennes s'inspirant du modèle libéral, il n'est pas étonnant que cet outil ait pu être appliqué avec succès en Europe. Mais, au delà, en rattachant l'analyse coûts-avantages au modèle de l'économie du bien-être, les économistes ont voulu en faire un outil théorique applicable à tout type d'économie, et notamment aux économies des pays du sud (Hufschmidt et al., 1990; Aylward & Barbier, 1992; Convery, 1995).

Cette double extension de l'application de l'analyse coûts-avantages, et des principes de l'économie du bien-être qui lui sont associés, est censé permettre une rationalisation accrue de l'usage des ressources. Pour les "décideurs", l'avantage de l'analyse coûts-avantages est double. D'une part, elle constitue une technique économique permettant de gérer au mieux des budgets réels et de déterminer les investissements publics de développement les plus rentables. En ce sens, elle a une portée empirique directe. D'autre part, cette méthodologie est une application des principes de l'économie du bien-être, qui est le paradigme dominant de l'économie actuelle. Une décision fondée sur l'analyse coûts-avantages signifie donc qu'un des objectifs fixés est celui de l'efficacité économique, et ce critère est généralement important dans toute prise de décision politique

Reposant sur des appuis théoriques solides, l'analyse coûts-avantages est devenue un outil préalable à la mise en œuvre de toute politique publique, notamment des politiques de développement (Munasinghe, 1992). Cette méthodologie est largement reprise par les

organisations internationales pour fonder leurs investissements dans les pays du sud. Le cas de la Banque Mondiale est particulièrement illustratif: la comparaison des coûts et des avantages des projets de développement est aujourd'hui un élément prédominant, même s'il n'est pas nécessairement le seul, de toute prise de décision: *"this type of analysis is frequently recommended to public sector agencies, such as the World Bank, use it regularly in the course of their operations. The practical importance of cost-benefit analysis is not of course confined to project evaluation. In one form or another, it also bears on such areas as investment planning, commercial policy, and taxation policy - or on "development policy" broadly defined"* (Ray, 1986, p. 3). La recherche de l'efficacité économique est de ce fait au premier plan des objectifs de cet organisme. Cette rentabilité financière est assurée par le recours à l'analyse coûts-avantages et à la maximisation des valeurs actualisées nettes des projets de développement proposés: *"l'analyse coûts-avantages des différentes options qui se présentent pour la réalisation d'un projet permet de sélectionner celle qui correspond le mieux aux objectifs de développement du pays"* (Baum, 1988, p. 14).

Respectant pleinement les principes de l'économie du bien-être, cette approche a pour principal effet de renforcer l'influence de l'économie sur la prise de décision politique. D'une part, l'analyse coûts-avantages devient un critère décisif pour justifier une politique ou toute autre action sur la réalité. D'autre part, cette méthode est d'autant plus pertinente, c'est-à-dire qu'elle donne d'autant plus d'information sur l'efficacité économique de la politique menée, que les avantages et les coûts de chaque option sont correctement évalués: le décideur est ainsi enclin à traduire l'ensemble des variables d'un projet en variables quantifiables, c'est-à-dire pouvant être intégrées à l'analyse coûts-avantages. C'est également cette logique implicite qui a présidé à l'intégration de l'environnement dans l'analyse économique.

2. Spécificités de l'analyse coûts-avantages appliquée à l'environnement

2.1. Le modèle de base: préservation versus développement

Un projet de développement se caractérise, d'un point de vue comptable, par les bénéfices qu'il va dégager et par les coûts de sa mise en œuvre et de son fonctionnement. L'analyse coûts-avantages, par une comparaison des valeurs actualisées nettes, permet de déterminer les projets les plus rentables pour la société. Dans la mesure où les impacts au milieu naturel peuvent être évalués, l'analyse coûts-avantages peut empêcher des investissements qui entraîneraient une baisse du bien-être social en portant atteinte à l'environnement. Depuis plusieurs années, avec une préoccupation croissante pour conserver le milieu naturel, la perception économique de l'environnement a évolué: celui-ci n'est plus considéré uniquement

comme l'espace nécessaire à l'implantation de projets de développement, mais sa conservation fournit, au même titre que tout autre projet d'utilisation des ressources, des bénéfices comme elle fait supporter un coût à la société (Aylward, 1992). Par conséquent, la préservation du milieu naturel constitue un scénario d'utilisation de ressources au sens où un environnement non perturbé par des activités de développement participe au bien-être collectif⁴⁵. Il s'agit non plus de comparer entre eux des scénarios de développement qui minimisent leur impact négatif sur le milieu, mais également d'intégrer dans cet arbitrage un scénario de préservation de l'écosystème. Par souci de clarté, la littérature retient le plus souvent le choix discret entre développement et préservation comme base simpliste mais utile de l'analyse coûts-avantages (Pearce & Turner, 1990; Barbier, 1991; Pearce & Moran, 1994). Ces deux options offrent des avantages et font supporter des coûts à la société, qu'il convient de comparer pour déterminer celui qui maximise le bien-être collectif.

On choisira, par exemple, l'option de développement si:

$$\mathbf{PV(B_D) - PV(C_D) > PV(B_P) - PV(C_P)}$$

avec PV représentant la valeur actualisée des bénéfices ou des coûts, B_D et C_D les bénéfices et les coûts du projet de développement, B_P et C_P ceux du projet de préservation. L'option de préservation sera préférée si l'inégalité est inverse.

Il est en général relativement simple d'estimer monétairement les avantages et les coûts du projet de développement proposé ainsi que les coûts d'un programme de préservation (Angel et al., 1992). Ainsi la règle de décision à laquelle doit faire face le décideur est la suivante:

$$\mathbf{PV(B_D) - PV(C_D) + PV(C_P) > \text{ou} < PV(B_P) ?}$$

L'application de l'analyse coûts-avantages, et sa pertinence comme méthode d'aide à la décision en matière de gestion environnementale, dépend donc dans une grande mesure de l'évaluation monétaire des bénéfices de préservation⁴⁶.

⁴⁵ Il est parfois délicat pour l'économiste de distinguer nettement les options de développement, c'est-à-dire d'utilisation productive de l'écosystème, de celles de sa conservation. En effet, la conservation d'un écosystème se définit par le maintien des caractéristiques essentielles d'un habitat naturel, mais dont certaines caractéristiques peuvent disparaître au profit de bénéfices d'utilisation des ressources. On peut, par exemple, parler de conservation lorsque les populations locales tirent parti des produits de la forêt tout en ne portant pas atteinte de manière importante au massif. Ce n'est pas le cas de la notion de préservation qui correspond à l'absence de toute utilisation et est la situation inverse à celle de développement.

⁴⁶ Cette évaluation est d'ailleurs compliquée par le fait que développement et conservation sont deux options ayant des conséquences différentes en matière d'irréversibilité: le choix du développement implique une disparition définitive de certains bénéfices environnementaux attachés au site non perturbé. L'option de retourner ultérieurement à un site naturel de qualité identique n'est plus disponible. A l'inverse, le choix initial de préserver l'écosystème ne réduit pas ultérieurement l'espace de choix: dans ce cas, le décideur garde l'opportunité de choisir entre préservation et développement. Deux modèles de traitement de l'irréversibilité applicables en analyse coûts-avantages ont été développés au début des années 1970: celui de Krutilla-Fisher (1975) et le concept de valeur de quasi-option de Arrow & Fisher (1974) et Henry (1974). Ces deux modèles ont donné lieu à des développements théoriques intéressants et utiles. Ils se révèlent pourtant peu applicables, principalement en

2.2. *Le choix délicat du taux d'actualisation*⁴⁷

L'actualisation est une étape fondamentale de l'analyse coûts-avantages. Afin de comparer des projets ayant des coûts et des avantages s'étalant de manière différente dans le temps, il est nécessaire d'ajuster les montants futurs pour déterminer leur valeur actuelle. L'actualisation, en ramenant l'ensemble des coûts et des avantages à leur valeur présente, permet d'arbitrer sur une base identique entre plusieurs projets. Quoique l'actualisation puisse être un moyen pratique d'aborder l'incertitude des projets de long terme, deux autres raisons théoriques justifient son utilisation: la préférence temporelle sociale et le coût d'opportunité du capital.

La préférence pure des agents économiques pour le présent est le premier fondement de l'opération d'actualisation. Elle se traduit par le fait que les individus préfèrent profiter des avantages le plus rapidement possible et supporter les coûts plus tard, plutôt que l'inverse. Par conséquent, plus le coût ou l'avantage d'une action apparaît tard, plus sa valeur subjective est faible. Selon l'OCDE (1995), la préférence temporelle sociale s'établirait entre 3-5%.

Le coût social d'opportunité du capital constitue la deuxième justification de l'actualisation. Elle repose sur la logique suivante: une somme d'argent vaut plus aujourd'hui que la même somme d'argent dans le futur, notamment parce qu'elle peut être investie et rapporter des intérêts. L'actualisation de sommes futures doit donc se faire à un taux égal au taux marginal de rendement des capitaux investis. On considère en général que celui-ci peut être estimé à partir du taux à long terme de rendement réel du capital. Le taux d'actualisation recommandé est alors de 8-12% (Markandya & Pearce, 1988).

Dans une économie parfaite, sans risque, sans taxe sur le capital, et où les niveaux d'investissement et d'épargne sont optimaux, la productivité marginale du capital et le taux de préférence pour le présent sont égaux. Cet idéal n'est jamais atteint en réalité. Il existe alors plusieurs possibilités de fixer le niveau du taux d'actualisation selon l'importance qu'on accorde au taux de préférence temporelle sociale et au taux de productivité du capital.

Les institutions internationales d'aide au développement comme la Banque Mondiale, appliquent généralement des taux d'actualisation se situant dans une fourchette de 8 à 12% en termes réels. Ces niveaux sont fréquemment jugés trop élevés dans les pays en développement et largement supérieurs à ce qu'indique un calcul théorique du taux d'actualisation. Comme montré en annexe I, celui-ci devrait être fixé aux environs de 4% pour le Cameroun⁴⁸.

raison de la difficulté à en fournir une estimation chiffrée aux nouvelles variables proposées pour aborder l'irréversibilité environnementale.

⁴⁷ L'annexe I revient en détail sur la problématique du choix du taux d'actualisation.

⁴⁸ Ce niveau est du même ordre de grandeur que celui proposé pour l'ensemble des pays en développement par l'OCDE (1995) de 3-4%.

Une des caractéristiques de la reproduction des systèmes naturels est de se réaliser sur le long terme. L'actualisation devient particulièrement problématique quand elle est utilisée par l'économie environnementale. Trois solutions sont proposées pour aller à l'encontre des conséquences négatives sur l'environnement d'un taux d'actualisation élevé: l'abaissement généralisé du taux d'actualisation (Norgaard & Howarth, 1991; Daly, 1992), l'abaissement du taux d'actualisation uniquement pour les projets ayant des impacts environnementaux, et une adaptation du modèle Krutilla-Fisher (Markandya & Pearce, 1988; Point, 1992).

Le taux d'actualisation est un outil paradoxal de l'analyse économique: il est central à tout processus d'arbitrage reposant sur l'analyse coûts-avantages et, en même temps, son application continue d'être controversée. Cela tient vraisemblablement au fait que le choix du taux d'actualisation n'est pas uniquement économique: une part d'arbitraire entre dans son estimation à deux niveaux. D'une part, la légitimité économique du taux d'actualisation découle de deux concepts, taux de préférence temporelle sociale et coût d'opportunité du capital, entre lesquels il est nécessaire de faire un choix arbitraire. D'autre part, l'estimation de ces deux derniers concepts est complexe et relève plus souvent de l'extrapolation à partir de données existantes que du calcul spécifique. La subjectivité qui entache l'ensemble de cette démarche semble indiquer que le choix du taux d'actualisation est un choix avant tout politique. Ce choix est le plus souvent fait par le "décideur" qui, au nom du bien-être de la société présente et future, détermine le niveau du taux d'actualisation sur des critères ayant peu à voir avec ce qu'enseigne la théorie économique. Mais en détachant cet instrument économique de sa sphère traditionnelle de légitimité, le risque apparaît de pouvoir recourir aux arguments les plus divers pour influencer le niveau du taux d'actualisation (Lecocq, 1996)⁴⁹.

Section 2. Le cadre d'évaluation des actifs environnementaux

L'application d'une gestion économique de la nature nécessite le recours à l'analyse coûts-avantages. Une des difficultés majeures de cette démarche d'arbitrage est l'absence de valeur

⁴⁹ Le recours à une contrainte de soutenabilité paraît en mesure de faciliter le débat sur le niveau du taux d'actualisation. Le choix politique d'équité intergénérationnelle se traduit alors par une contrainte de soutenabilité à laquelle serait soumise toute analyse économique. Dans cette optique, le taux d'actualisation est déconnecté de ses potentielles implications éthiques et remplit uniquement sa fonction économique. Cette contrainte de soutenabilité, en détachant considérations économiques et éthiques, constitue un moyen de re-légitimer l'usage des instruments économiques dans la finalité qui est la leur. Par là même, cette contrainte exogène résultant d'un choix politique, permet de clarifier le rôle des instruments économiques et, plus précisément, de l'analyse coûts-avantages: en restreignant son domaine d'application (et d'implications), cette démarche consacre l'analyse coûts-

économique pour la plupart des actifs naturels. Il convient alors, d'une part, d'identifier l'ensemble des bénéfiques (regroupés sous le vocable de "valeur économique totale") pouvant être tirés du milieu naturel et, d'autre part, de présenter les techniques en mesure d'évaluer monétairement ces bénéfiques

1. Contexte théorique

L'évaluation économique des actifs naturels se fonde sur les concepts de la théorie néoclassique⁵⁰.

1.1. Le surplus économique comme fondement de la valeur économique

L'idée fondamentale de l'évaluation des actifs naturels est que ce sont les préférences individuelles qui constituent le fondement de la valeur économique des biens: une préférence pour un bien se traduit par un consentement de l'individu à céder une partie de son revenu pour l'acquérir⁵¹. Que l'agent économique soit consommateur ou producteur, c'est donc à partir des courbes, réelles ou reconstituées, de demande et d'offre que l'on est en mesure d'estimer la valeur des éléments de l'environnement⁵². La valeur d'un bien dépend donc de l'influence qu'il est supposé avoir sur la situation des agents économiques. L'environnement, conçu en tant que bien économique, n'échappe pas à la règle: estimer la valeur de l'environnement, "*c'est mesurer la transformation d'un milieu d'accueil à travers la transformation de la situation des acteurs présents et futurs*" (Garrabé, 1994, p. 14). Celle-ci correspond en fait à une variation du bien-être des agents économiques qui, comme l'admet l'économie du bien-être, peut être exprimée en termes monétaires. La difficulté centrale d'appliquer ce raisonnement aux biens environnementaux est que la plupart d'entre eux n'ont pas de prix. L'objectif est d'arriver à estimer en termes monétaires le gain ou la perte de bien-être d'un individu dû à une amélioration ou à une dégradation de la qualité et/ou de la quantité des biens et services produits par un actif naturel.

avantages comme une méthode pertinente d'aide à la décision et non comme la méthode de prise de décision par laquelle l'ensemble des problèmes éthiques, sociaux et écologiques peuvent être abordés.

⁵⁰ Pour plus de détails sur les fondements théoriques de l'évaluation économique de l'environnement, il est possible de se reporter à l'annexe II.

⁵¹ Ce raisonnement s'applique à l'analyse d'un bien économique standard, qui se caractérise, entre autres, par un prix de marché et par un mono-usage. Il est uni-fonctionnel et ne fournit qu'un seul type d'utilité à la société. La valeur économique de ce bien peut être estimée à partir de sa courbe de demande ou d'offre. C'est rarement le cas des actifs naturels qui sont le plus souvent multi-usages. Néanmoins, cette difficulté propre aux biens environnementaux ne change pas le schéma théorique d'estimation de leur valeur économique.

⁵² Trois hypothèses doivent être formulées pour faire reposer la mesure de la valeur économique des biens sur les préférences individuelles:

- les préférences individuelles sont le fondement de l'évaluation des bénéfiques et des coûts;
- les individus sont les meilleurs juges de leurs préférences et ils prennent les meilleures décisions concernant les effets d'une action sur leur propre bien-être;
- les individus croient être les personnes les plus aptes à prendre ces décisions et ils désirent les prendre.

Une hypothèse fondamentale de cette approche est que le niveau de bien-être économique d'un individu peut être mesuré à partir de la somme qu'il est prêt à payer pour la consommation d'un bien ou d'un service. Une préférence positive pour un bien va ainsi s'exprimer sous la forme d'un consentement à payer pour l'obtenir. Ce dernier est estimé de la manière suivante⁵³:

- lorsque l'individu est consommateur:

$$\text{Consentement à payer} = \text{Prix du marché} + \text{Surplus du consommateur}$$

- lorsque l'individu est producteur:

$$\text{Consentement à payer} = \text{Prix du marché} = \text{Coûts de production} + \text{Surplus du producteur}$$

La valeur économique d'un bien, et par extension d'une ressource, correspond ainsi au surplus que l'agent peut en tirer. Alors que la somme d'argent qu'il consent pour acquérir cette ressource peut être dépensée ailleurs et lui fournir un même niveau d'utilité, le surplus correspond à la quantité de bien-être que l'agent va perdre si la ressource disparaît. C'est ce raisonnement qui est à la base de l'évaluation économique des ressources de l'environnement: "*une première approximation de la valeur attachée par les individus à l'existence des actifs naturels est possible par la mesure de la variation du surplus des consommateurs et des producteurs, suite à une variation du flux des services*" (Desaigues & Point, 1993, p. 8).

De manière générale, la mesure du surplus du producteur est relativement simple à effectuer car observable à partir des données économiques de marché: c'est la différence entre le prix de marché du bien et la courbe de coût marginal du producteur; elle correspond à son profit.

Le surplus du consommateur est plus complexe à déterminer. Il dépend directement des hypothèses faites par Marshall (1961) pour construire sa courbe de demande (dite "courbe de demande ordinaire"). Pour Marshall, le surplus du consommateur correspond à la différence entre le consentement à payer maximal pour acquérir un bien et le prix de ce bien. Néanmoins, l'utilisation de la mesure ordinaire du surplus est controversée pour fonder la valeur économique des biens. Cela tient à l'hypothèse d'utilité marginale constante du revenu que pose Marshall pour construire sa courbe de demande: tout au long de cette courbe, le revenu est supposé être constant et c'est le niveau de l'utilité de l'agent qui varie en fonction de la variation des prix. Cette démarche néglige donc tout effet-revenu que pourrait entraîner la variation des prix. Dans la réalité, toute modification du niveau du prix entraîne une modification du revenu réel, à moins que la variation des prix soit très faible et que l'utilité

⁵³ Marshall (1961), dans le cadre de l'équilibre partiel, est le premier à représenter graphiquement cette conception des préférences et, plus précisément, la notion de surplus, élaborée initialement par Dupuit (1853). Celle-ci est présentée en annexe II.

marginale demeure constante. Dès lors qu'il existe un effet-revenu, le surplus du consommateur marshallien n'est plus une mesure adéquate du bien-être. Pour avoir une meilleure adéquation entre ce surplus exprimé en monnaie et la mesure de la variation de bien-être, Hicks (1940, 1945) propose de remplacer la courbe de demande ordinaire marshallienne par une courbe de demande compensée, dont l'hypothèse centrale est de maintenir une utilité constante.

1.2. Mesure hicksienne du surplus du consommateur et approximation de Willig

La courbe de demande compensée de Hicks est établie à utilité constante. L'objectif n'est plus de maximiser l'utilité d'un individu soumis à une contrainte budgétaire mais de minimiser les dépenses pour un niveau d'utilité donné. Suite à un changement du niveau de bien-être du consommateur, la variation de son revenu, qui correspond à la minimisation des dépenses pour conserver une utilité donnée, permet d'estimer la variation de son surplus. Le consommateur présent sur le marché peut subir deux types différents de changement de son niveau de bien-être: soit un changement du niveau du prix du bien qu'il souhaite acquérir, soit une variation de la quantité disponible de ce même bien. On peut dresser le tableau suivant des types de changement de bien-être du consommateur:

Tableau 2 : Les quatre types de variation du bien-être du consommateur

Changement proposé	en prix	en quantité
gain de bien-être	baisse du prix	augmentation de la quantité disponible
perte de bien-être	hausse du prix	diminution de la quantité disponible

Ce changement exogène du niveau de bien-être du consommateur va être évalué par la dépense minimale que va effectuer l'agent pour maintenir son niveau d'utilité. L'approche hicksienne évalue la variation de bien-être comme l'ajustement de revenu monétaire nécessaire pour maintenir un niveau d'utilité constant avant comme après le changement de prix du bien utilisé. Il convient néanmoins de savoir le niveau d'utilité pris comme référence: soit le niveau initial d'utilité, c'est-à-dire avant que le changement du niveau de bien-être ne se produise, soit le niveau final. Deux mesures de la variation de bien-être sont alors possibles:

- la variation compensatrice, qui est l'ajustement du revenu monétaire nécessaire pour ramener un individu à son niveau initial d'utilité, malgré le changement de prix du bien. Le surplus compensateur apprécie le changement de bien-être par rapport au niveau initial d'utilité.
- la variation équivalente, qui est l'ajustement du revenu monétaire nécessaire pour maintenir un individu à son niveau final d'utilité, malgré l'absence de changement de prix du bien. Le

surplus équivalent apprécie le changement de bien-être par rapport au niveau final d'utilité⁵⁴. Plutôt qu'une seule courbe de demande ordinaire, Hicks propose de construire deux courbes de demande compensées, l'une correspondant à la variation compensatrice et l'autre à la variation équivalente. D'où l'estimation envisageable de trois formes de surplus économique du consommateur, qui ne sont égales que dans le cas où l'élasticité revenu est nulle. Dans la réalité, celle-ci se révèle très faible dans la plupart des cas: l'estimation des surplus compensés ne dépasse pas 2% de part et d'autre du surplus marshallien. Ainsi, selon la proposition de Willig (1976), les estimations des surplus compensés peuvent être considérées comme des intervalles de confiance de l'estimation du surplus ordinaire du consommateur. Sous cette hypothèse, le surplus marshallien du consommateur apparaît comme un bon estimateur du changement de bien-être⁵⁵. C'est donc à partir de la mesure traditionnelle du surplus du consommateur que peut être envisagé d'estimer la valeur économique de certaines ressources de l'environnement.

Les principes théoriques de mesure du bien-être sont directement applicables aux biens économiques standards, qui se caractérisent par un usage unique et par un prix de marché. Il est plus difficile d'appliquer cette démarche à des biens multi-usages, comme le sont la plupart des actifs naturels. Un environnement naturel est en mesure de répondre à plusieurs types de demande ou d'offre; par conséquent, sa valeur ne peut pas être estimée à partir d'une seule courbe de demande ou d'offre reconstituée. Une forêt, par exemple, répond à une demande de loisirs, d'extraction de produits naturels pour la consommation (gibier, champignons,...) et pour la production (bois), etc... La disparition de cette ressource multi-usages entraîne la disparition de ces différentes utilisations et des surplus qui y sont attachés. La valeur économique totale de cette forêt peut donc être estimée à partir de l'agrégation de ces surplus, qui correspondent à la quantité de bien-être que les agents économiques tirent de l'existence de cet écosystème.

2. Le concept de valeur économique totale

La valeur économique totale, qui vise à intégrer les actifs naturels dans la prise de décision économique, est une notion relativement récente de l'économie environnementale. Elle découle d'une vision strictement économique des éléments de l'environnement naturel et, de ce fait, est plutôt rattachée au courant de l'économie orthodoxe de l'environnement.

⁵⁴ Au total, il existe deux possibilités de variation du bien-être (gain ou perte) et deux possibilités de mesurer la variation du bien-être (variation compensatrice ou équivalente). Il existe donc quatre scénarios de mesure du bien-être, qui sont décrits en annexe II.

Néanmoins, son application a été généralisée avec le succès grandissant des théories de l'école de Londres auprès des instances dirigeantes.

2.1. La valeur économique totale, un concept englobant

L'objectif de cette approche est de mettre à disposition une démarche simple permettant d'arbitrer entre un scénario de développement et un scénario de préservation d'un écosystème. C'est dans ce contexte de prise de décision fondée sur des critères économiques que la valeur économique totale acquiert un rôle important: *"the relevant comparison when looking at a decision on a development project is between the cost of the project, the benefits of the project, and the TEV that is lost by the development. [...] TEV is in fact a measure of Bp [the benefits of preserving the environment by not developing the area], the total value of the asset left as a natural environment"* (Pearce et al., 1989, p. 63). C'est cette valeur économique totale de l'écosystème de laquelle sont déduits les coûts de sa conservation qui est comparée aux coûts et avantages du scénario de développement avant de déterminer quel type d'utilisation des ressources est économiquement optimal (Barbier, 1990).

En théorie, la valeur économique totale d'un écosystème est exhaustive puisqu'elle est conçue en contexte d'information parfaite; en ce sens, elle est censée représenter et englober la diversité des avantages économiques qu'un actif naturel conservé procure à la communauté humaine (Milon, 1995). La définition la plus courante de la valeur économique totale est celle proposée par Pearce & Turner (1990, p. 131)⁵⁶:

valeur économique totale = valeur d'usage réel + valeur d'option + valeur d'existence

Elle est reprise sous une forme plus développée par Munasinghe (1992):

⁵⁵ Un autre avantage de recourir au surplus marshallien est qu'il peut être observé directement à partir des données de marché, contrairement aux deux mesures hicksiennes.

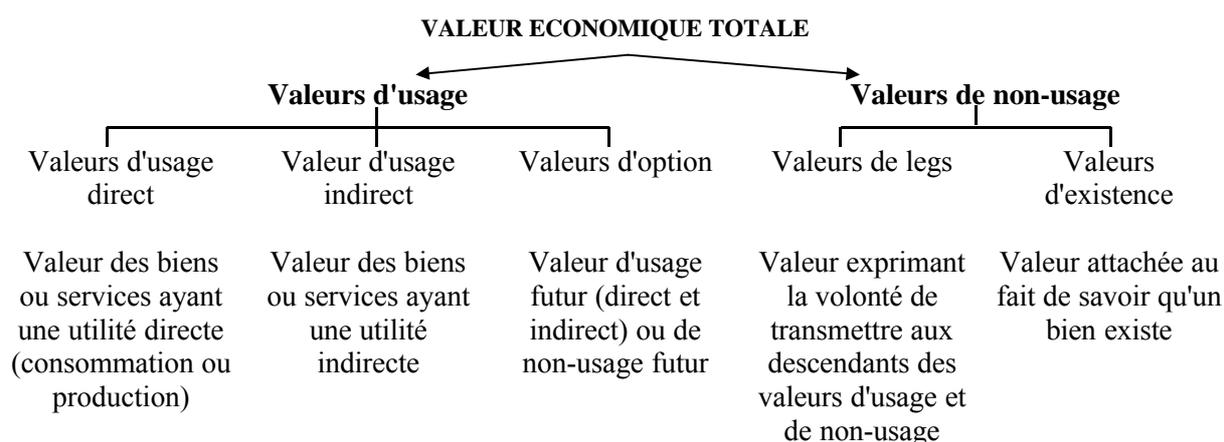
⁵⁶ Pour plusieurs auteurs, la valeur économique totale ne suffit néanmoins pas à refléter l'importance qu'a pour le bien-être humain l'existence d'un environnement naturel: le fonctionnement continu d'un écosystème sain représente plus que la somme de ses éléments individuels: *"because the component parts of a system are dependent on the existence and functioning of the whole, putting an aggregate value on [...] ecosystems is more complicated than has previously been supposed in the economic literature. The total wetland is the source of primary value. The existence of the wetland structure is prior to the range of functions and services that the system then provides. So in this sense there is a primary value source (aggregate life support service value, or 'glue' value) over and above the combined value of the function/service values. These latter values we term total secondary values, and they are conditional on the continued 'health' of the ecosystem"* (Turner et al., p. 272-73).

Dans cette optique, on obtient le système d'équations suivant:

$$TEV = (DUV + IUV + OV) + (EV + BV) \text{ et } TV = (TEV, PV) \text{ avec } TV = (TEV, 0) = 0$$

où TV est la valeur environnementale totale et PV la valeur primaire de l'actif naturel, c'est-à-dire la valeur des caractéristiques du système sur lesquelles reposent toutes ses fonctions.

Si on peut admettre, en théorie, l'existence d'une valeur primaire pour chaque milieu naturel, il n'existe pas aujourd'hui de méthode permettant de fournir son estimation monétaire. Ce nouveau type de valeur semble refléter davantage une perception écologique de la gestion environnementale, qui est difficilement compatible avec une logique économique (Pearce & Moran, 1994). En pratique, les économistes ont donc généralement recours à la valeur économique totale d'un écosystème, et non à sa valeur environnementale totale, pour le calcul du coût d'opportunité de la disparition de cet actif naturel.

Figure 2 : Décomposition de la valeur économique totale

Il convient de connaître plus précisément le contenu de chacune des valeurs qui composent la valeur économique totale. Chacune correspond à un type d'avantage fourni par l'actif naturel.

2.2. Les valeurs d'usage direct et indirect

Les *valeurs d'usage direct* représentent les avantages tirés de l'environnement par l'usage direct que les agents économiques font des ressources de l'environnement. Cette valeur d'usage directe peut prendre plusieurs formes, selon que la ressource est utilisée en tant que bien de consommation (avec ou sans extraction du milieu) ou en tant que facteur de production. On peut ainsi distinguer trois types de valeur d'usage direct d'un écosystème (Boyle & Bishop, 1987):

- avantage économique provenant d'une extraction de produits naturels "consommables".

Si ce type de valeur de l'environnement est relativement marginal dans les économies occidentales, ce n'est pas le cas pour de nombreuses populations vivant en écosystème tropical: celui-ci constitue une source importante de bien-être tant au point de vue alimentaire (Redford, 1993; Hladik et al., 1990), médicinal (Motte-Florac et al., 1993), énergétique⁵⁷ que pour de nombreuses autres activités villageoises (construction, vannerie,...). Ces produits sont principalement utilisés pour la consommation *in situ* et ne sont pas proposés sur un marché. Leur importance économique n'en est pas pour autant négligeable, même s'ils sont rarement évalués monétairement (FAO, 1990)⁵⁸.

- avantage économique tiré d'une consommation de l'actif naturel sans qu'il y ait extraction d'une ressource du milieu naturel. C'est notamment le cas de ce qu'on appelle les "valeurs récréatives" que supporte l'environnement. Cette valeur d'usage récréatif a été l'objet de nombreuses estimations

⁵⁷ Selon Maldague (1986), le bois de feu constitue 68% de tout le bois consommé dans les pays en développement.

⁵⁸ Par exemple, au Belize, en recourant aux prix locaux et en connaissant les quantités de produits médicinaux prélevées par les populations locales, Balick & Mendelsohn (1992) estiment la valeur nette de ces produits pharmaceutiques traditionnels entre 726-3327 \$/ha/an, selon les caractéristiques de l'écosystème-source. Comparées à la rentabilité économique des utilisations alternatives de l'espace forestier (agriculture intensive ou plantation de pins), l'extraction des plantes médicinales à usage local constitue une alternative rentable.

effectuées dans les pays du sud⁵⁹.

- avantage économique tiré d'une extraction à finalité productive de produits naturels. La valeur des actifs naturels donnant lieu à un tel usage est estimée à partir du surplus que va en tirer le producteur. En forêt tropicale, cette logique est applicable à tous les produits forestiers dont l'extraction vise à approvisionner un marché demandeur en produits naturels. Les bois tropicaux sont, par exemple, vendus en tant que matière première sur un marché international; de même, de nombreux fruits sauvages sont prélevés en forêt pour être proposés sur des marchés urbains et fournissent un revenu conséquent aux extracteurs⁶⁰. L'évaluation économique de ces produits dérive directement de leur prix de marché auquel on soustrait les coûts de collecte, de transformation et de transport.

La *valeur d'usage indirect* (ou valeur écologique) est la somme des bénéfices découlant du maintien des services écologiques que procure un écosystème forestier tropical aux niveaux local, régional ou mondial: protection de la qualité des sols et des ressources hydrologiques, régulation locale du climat, stockage du carbone... (Foley, 1983; Whitmore, 1990). La plupart de ces services n'ont pas de substitut artificiel et représentent une source de bien-être déterminante pour la communauté humaine (Costanza et al., 1997)⁶¹.

2.3. La valeur d'option

La valeur d'option repose sur l'hypothèse que même si un individu ne tire pas à l'heure actuelle d'avantage direct ou indirect de la ressource, il peut souhaiter conserver une option d'usage de cette ressource pour l'avenir⁶². Afin de garder cette option ouverte dans le futur, celui-ci est prêt à payer une certaine somme, qui correspond à la valeur d'option exprimée de manière personnelle pour cette ressource. La valeur d'option correspond donc aux bénéfices économiques dont profitent les agents de conserver l'option d'un usage futur probable associé à une ressource⁶³.

⁵⁹ Un des travaux les plus connus en la matière est celui de Brown & Henry (1989) qui, à partir des comportements des touristes, ont pu calculer la valeur d'observation de l'éléphant au Kenya: les résultats des deux techniques d'évaluation utilisées donnant une estimation similaire d'environ 25 millions de dollars par an. Cette étude a connu une large diffusion et a stimulé la recherche autour des valeurs récréatives découlant de la consommation des actifs naturels dans les pays du sud (Dixon & Sherman, 1990; Durojaiye & Ipki, 1988; Tobias & Mendelsohn, 1991). Nous exprimons néanmoins la réserve que la plupart de ces travaux se focalisent sur les réponses des touristes étrangers plutôt que sur les valeurs récréatives exprimées par les populations locales.

⁶⁰ On peut notamment citer, au Brésil, la collecte dans les réserves extractivistes amazoniennes des fruits d'*Euterpe oleracea* et *Euterpe precatoria* ou celle de fibres de *piacaba* (*Leopoldinia piassaba*) qui rapporte entre 100-270 \$/ha/an aux cueilleurs (Lescure, 1993).

⁶¹ Par exemple, à partir de données expérimentales, Chopra (1993) estime à 212\$/ha la valeur économique du service de recyclage des matières nutritives assuré par la forêt tropicale indienne.

⁶² De la même manière, plusieurs économistes ont proposé l'élaboration d'une valeur de quasi-option, qui correspond à la valeur de l'information future conservée en protégeant la ressource environnementale (Arrow & Fisher, 1974; Henry, 1974; Fisher & Hanemann, 1987). Par exemple, un écosystème forestier inutilisé par l'homme à l'heure actuelle peut, dans un avenir plus ou moins proche, être exploité à la suite de l'acquisition de connaissances ayant révélé son intérêt.

⁶³ Le concept de valeur d'option a été élaboré par Weisbrod (1964) pour s'opposer aux propositions de Friedman (1962) concernant la gestion du Sequoia National Park: selon ce dernier, la logique économique requerrait que ce parc soit fermé dès que la valeur des bénéfices annuels tirés de la visite du site devenait inférieure aux coûts de son ouverture; cette ressource devait alors être disponible pour une utilisation alternative plus rentable, comme celle commercialisation des bois. Pour Weisbrod, ce raisonnement était incomplet car il négligeait le fait que des agents tirent un avantage économique à garder ce parc ouvert pour un usage futur probable. Une valeur d'option doit alors être prise en compte dans le processus de décision pour choisir le scénario le plus efficient d'utilisation du parc naturel.

Lindsay (1969) prolonge cette analyse en s'intéressant plus particulièrement à l'aversion pour le risque qui caractérise le plus souvent les agents qui expriment cette valeur d'option: selon lui, du fait du risque que le bien environnemental disparaisse, un agent est prêt à payer plus que le bénéfice qu'il escompte tirer de la consommation éventuelle de ce bien: ce paiement

La forêt tropicale humide est un écosystème encore mal connu des scientifiques. Elle se caractérise par une diversité biologique inégalée par les autres écosystèmes terrestres de la planète. De ce fait, il est très vraisemblable qu'elle constitue l'habitat de nombreux éléments naturels aujourd'hui inconnus qui auront une utilité future, potentiellement de grande ampleur; d'où l'existence d'une valeur d'option attachée à la conservation des ressources de la forêt tropicale. Deux secteurs sont directement concernés par la conservation des ressources génétiques de cet écosystème: le secteur agricole et le secteur pharmaceutique, qui demeurent dépendants du matériel génétique naturel pour accroître l'efficacité de leur production⁶⁴. Il est néanmoins difficile, à partir de données actuelles de marché, d'estimer la valeur économique des ressources génétiques actuellement inconnues: d'une part, car celles-ci représentent un input d'importance très variable dans les budgets de recherche-développement des industries pharmaceutiques et agricoles; d'autre part, parce que la diversité des ressources végétales en forêt tropicale n'a fait l'objet que d'un nombre restreint de travaux taxinomiques, qui sont loin de couvrir l'exhaustivité des espèces présentes dans ce type d'écosystème (Wilson, 1993). A titre indicatif, certains modèles, comme celui de Ruitenbeek (1990) ou de Pearce & Puroshothaman (1992)⁶⁵, existent pour évaluer un prix d'option des ressources pharmaceutiques de la forêt tropicale, mais ils reposent sur des hypothèses controversées, d'où leur intérêt et leur validité limités⁶⁶.

supplémentaire (par rapport au surplus attendu du consommateur) pour conserver cette option correspond, pour Lindsay, au concept de valeur d'option. Il se définit alors de la manière suivante: $VO = PO - E(SC)$ avec VO représentant la valeur d'option, PO le prix d'option (c'est-à-dire le montant maximum qu'un agent est prêt à payer pour conserver l'option d'user ce bien dans le futur) et E(SC) le surplus attendu du consommateur du bien. Par exemple, pour reprendre un exemple tiré de Desaiques & Point (1993), supposons qu'un espace naturel, qui constitue l'habitat d'une espèce endémique, soit menacé par un projet d'aménagement. Il se trouve que M. Dupont est prêt à payer 100F aujourd'hui pour éviter la disparition de cette espèce. Il n'est pas sûr de pouvoir se rendre sur le site, mais il estime à 50% sa probabilité de pouvoir effectuer un voyage pour observer cette espèce. Il estime que le bénéfice qu'il tirerait d'un tel voyage est de 150F. Dans cet exemple, le prix d'option est de 100F. Le surplus attendu par le consommateur correspond à l'espérance mathématique du surplus en contexte d'incertitude, soit $(50\% * 0) + (50\% * 150) = 75F$. La valeur d'option est la différence entre le prix d'option et le surplus attendu: elle se monte à 25F.

Selon la configuration d'incertitude dans laquelle évolue le bien environnemental, la valeur d'option sera positive, négative ou indéterminée. En cas de demande future certaine pour le bien environnemental mais d'offre incertaine, il est vraisemblable de croire que la valeur d'option soit positive: celle-ci représente alors une sorte d'assurance contre le risque de fermeture de cette option (Bishop, 1982). Dans ce cas, la valeur du bien environnemental estimée à partir du surplus du consommateur sous-estime le bénéfice total tiré de sa préservation d'un montant égal à la valeur d'option. Cette configuration est la plus fréquente pour les actifs naturels. Dans les autres cas d'incertitude sur la demande et sur l'offre pour le bien environnemental, Schmalensee (1972) démontre que le signe de la valeur d'option est théoriquement indéterminé: "*it is how the consumer views these risks at alternative possible option prices that determines the sign of option value*" (Bishop, 1982, p. 10). Comme le précisent Desaiques & Point (1993, p. 156): "*en règle générale, pour un individu présentant de l'aversion pour le risque le prix d'option sera supérieur au surplus attendu, et pour un individu préférant le risque le prix d'option sera inférieur au surplus attendu*". Dans la réalité, les mesures économiques sont rarement assez précises pour déterminer le signe de la valeur d'option. Le seul moyen de résoudre cette difficulté est de réaliser des estimations empiriques (Bohm, 1975). De ce fait, dans la réalité, c'est le plus souvent le prix d'option qui est évalué: celui-ci est obtenu par interrogation des futurs usagers et se révèle plus facilement quantifiable que la valeur d'option (Brookshire et al., 1983).

⁶⁴ Les estimations proposées dans la littérature sur cette question sont révélatrices de l'importance de ces enjeux. Concernant le secteur agricole, par exemple, sur les cinquante dernières années, le recours aux ressources génétiques "sauvages" dans l'agriculture américaine a contribué à hauteur de 50% à l'accroissement des rendements céréaliers des principales cultures (Duvick, 1986).

Les ressources génétiques végétales constituent également pour le secteur pharmaceutique une source importante de revenu présent et futur (Akerle et al., 1989). Reid (1989) indique que de nombreuses plantes tropicales ont développé des toxines pour se prémunir des parasites et des prédateurs, qui servent aujourd'hui de base à des principes actifs: c'est le cas de *Rauvolfia serpentina* (traitement contre l'hypertension), de *Dioscorea composita* (traitement du cholestérol), ou de *Catharanthus roseus* (traitement contre le cancer).

⁶⁵ Trometter (1993) propose un modèle plus construit de gestion du risque de perte de biodiversité végétale à but agricole, mais celui-ci s'applique avant tout aux ressources conservées *ex situ* pour lesquelles des données chiffrées sont disponibles.

⁶⁶ Différentes tentatives de calcul de la valeur d'option ont néanmoins été menées avec succès dans les pays occidentaux. Plusieurs cas sont présentés dans la littérature (Brookshire et al., 1983; Greenley et al., 1981). La

2.4. Les valeurs de non-usage

On regroupe sous la dénomination de valeur de non-usage (ou d'usage passif) les bénéfices que va tirer un agent du maintien dans le temps de la disponibilité d'un bien, sans que celui-ci soit destiné à être utilisé. L'intérêt que les individus manifestent pour ces biens ne découle pas de l'usage actuel ou futur qu'ils comptent en faire, mais de la seule satisfaction que ces biens existent et continueront d'exister. S'inspirant de la définition de la valeur d'option de Weisbrod (1964), Krutilla (1967, p. 780) conçoit une demande de non-usage qui existe "*even though there is no current intention to use the area or facility in question and the option may never be exercised*". Contrairement aux valeurs d'usage des biens environnementaux, qui sont mesurées à partir de préférences individuelles exprimées grâce aux mécanismes de marché, la valeur de non-usage est un bien public pur, au sens où sa consommation par un agent ni ne réduit ni n'empêche celle d'un autre. Le fait d'être un bien public pur, c'est-à-dire dont peuvent disposer à volonté et gratuitement l'ensemble des individus, explique probablement que l'expression d'une valeur de non-usage peut être fondée sur des motifs divers. Il existe, dans la littérature, de multiples acceptions pour dénommer la valeur de non-usage, notamment récapitulée par Aylward (1992).

Cette valeur ne pouvant être assimilée à une consommation individuelle et marchande pour laquelle s'établit un prix, les fondements de la valeur d'existence s'éloignent de la conception utilitariste qui guide l'élaboration des autres types de valeur associés aux biens environnementaux. De ce fait, il existe plusieurs motifs qui poussent un agent économique à exprimer une valeur d'existence pour un actif naturel.

Les premiers travaux sur cette question tendaient à montrer que l'altruisme était la motivation principale à l'expression d'une valeur de non-usage (Randall & Stoll, 1983). Il est possible de distinguer trois supports de l'altruisme ressenti pour un actif naturel (Randall, 1986; Perrings, 1995): (i) vis-à-vis des espèces vivantes, auxquelles on reconnaît un droit légitime de vivre sur la planète; (ii) vis-à-vis des générations futures, qui ont le droit de connaître les mêmes ressources environnementales que la génération présente; (iii) vis-à-vis d'autres membres de la génération présente dont on suppose qu'ils tirent du plaisir de l'existence de ressources préservées⁶⁷. En dehors des motifs altruistes comme fondement de l'expression d'une valeur d'existence, plusieurs chercheurs ont mis en évidence que d'autres considérations, notamment d'éthique environnementale, sont déterminantes pour comprendre la signification donnée par les individus au concept de valeur de non-usage (Brookshire et al., 1986; Bishop & Heberlein, 1984).

Les origines altruistes ou éthiques de la valeur d'existence font que celle-ci n'est pas un élément de la

notion de valeur d'option est également présente dans plusieurs études récentes sur la gestion des forêts (Conrad, 1997; Albers, 1996).

⁶⁷ L'expression de ces formes d'altruisme n'est cependant pas sans poser plusieurs difficultés à la théorie économique. D'un point de vue technique, il paraît nécessaire d'analyser en quoi la prise en compte de la valeur d'existence n'engendre pas de double comptabilisation de bénéfices, qui sont alors estimés à la fois à partir de l'utilité personnelle à profiter d'un bien et de la satisfaction ressentie du fait du bien-être d'autrui à utiliser ce même bien (Diamond & Hausmann, 1994).

fonction-utilité de l'agent économique telle que la conçoit la théorie néoclassique et, pour cette raison, elle ne peut être directement exprimée par les préférences individuelles. Pour nombre d'économistes orthodoxes, il est alors délicat de mettre cette valeur sur le même plan que les autres valeurs "utilitaristes" (Freeman, 1992). Comme le notent Amigues et al. (1996, p. 138), "*si les valeurs d'usage passif ne peuvent pas s'interpréter en termes de variation de bien-être, il apparaît tout à fait illégitime pour un certain nombre d'économistes de les inclure dans l'estimation globale des bénéfices induits par les politiques environnementales, ou dans l'estimation des dommages*". De ce fait, plusieurs économistes néoclassiques réfutent, à la fois sur le fond et sur la forme, l'usage de cette notion communément avec les outils conventionnels de la science économique (Rosenthal & Nelson, 1992). Toutefois, même si les fondements de la valeur d'existence restent mal appréciés et potentiellement contestables, la majorité des économistes reconnaissent aujourd'hui la nécessité d'estimer cette valeur dès lors qu'un bien est susceptible de procurer une utilité immatérielle aux membres de la collectivité. Par exemple, Bishop & Welsh (1993), reprenant une estimation de la valeur d'existence de l'épinoche rayé, insistent sur le fait que le résultat obtenu ne peut pas être assimilé au calcul d'une valeur d'usage. La valeur d'existence paraît donc comme une "possibilité théorique" indéniable: "*most economists would probably not rule out the theoretical possibility of existence values for major natural assets. But, the shiner has no present nor known future uses and was unknown to respondents prior to the survey. Some might argue that existence values for the obscure and unknown should be ruled out a priori.[...] It seems to us that positive existence values for obscure and unknown parts of nature must be considered a theoretical possibility*" (p. 137-38).

2.5. Le problème de l'agrégation des composantes de la valeur économique totale

Si le concept de valeur économique totale est admis par la majorité des économistes de l'environnement, une grande confusion règne encore autour de l'appréciation empirique de la valeur économique totale: est-ce à partir de l'agrégation de l'ensemble des valeurs partielles que l'on calcule la valeur économique totale, ou, à l'inverse, est-ce sur la base de l'estimation de la valeur économique totale que l'on peut *a posteriori* mesurer la part de chacune des valeurs partielles? D'un point de vue théorique, ces deux démarches doivent finalement produire des résultats similaires. Ce n'est pas le cas dans la réalité, comme le montrent Hoehn et Randall (1989). Le choix de la démarche d'estimation de la valeur économique totale se révèle alors lourd de conséquences.

Il est utile de revenir à la naissance du concept de valeur économique totale pour comprendre la manière dont elle est calculée aujourd'hui. Initialement les actifs naturels étaient supposés ne fournir que des usages présents et directs aux agents économiques. D'où l'assimilation de la valeur des ressources aux bénéfices directs et instantanés qu'en tiraient les individus. Cette conception s'est progressivement élargie pour prendre en compte les effets indirects de la variation de la quantité/qualité de l'environnement sur le bien-être humain. C'est à partir du milieu des années 1960 que les économistes ont considéré que les actifs naturels pouvaient

également procurer des bénéfices futurs aux consommateurs ainsi que des bénéfices de non-usage. La valeur économique totale apparaît alors comme une notion synthétique de l'ensemble de ces bénéfices qu'elle se propose d'agrèger⁶⁸. Cette démarche d'estimation de la valeur économique totale est néanmoins soumise à plusieurs critiques. Tout d'abord, cette procédure agrège des valeurs monétaires qui n'ont pas toutes la même crédibilité: ainsi, les bénéfices estimés sur la base d'une courbe de demande réelle sont jugés plus fiables que ceux calculés à partir d'une demande simulée. De ce fait, les valeurs de non-usage se révèlent difficilement comparables à des valeurs marchandes (Greenley et al., 1981). Une autre limite importante de l'estimation de la valeur économique totale par agrégation est de ne pouvoir évaluer de manière définitive le bénéfice total: si l'on ne tient pas compte de l'ensemble des bénéfices, la valeur économique totale est sous-estimée. A l'inverse, l'estimation de l'ensemble des valeurs partielles peut donner lieu à une double comptabilisation de certains bénéfices, ce qui surestime la valeur économique totale. Le problème de la double comptabilisation de certains bénéfices se révèle particulièrement épineux quand on veut agréger des valeurs d'usage direct et indirect ou entre valeurs d'usage et de non-usage (Bateman & Turner, 1993; Pearce & Moran, 1994).

Face aux difficultés que pose l'estimation de la valeur économique totale par agrégation des valeurs partielles qui la composent, plusieurs économistes ont proposé de mesurer de manière directe le bénéfice total à attendre d'un actif naturel⁶⁹. Dans cette perspective, il convient de demander aux agents économiques leur consentement à payer pour maintenir à un niveau acceptable tel actif naturel (Milon, 1995). Cette méthode globale de calcul de la valeur économique totale présente une limite forte: lors de l'estimation de la valeur économique totale, la personne enquêtée doit être amenée à donner un consentement à payer qui reflète l'ensemble des bénéfices qu'elle peut attendre de l'actif naturel; elle est ainsi censée établir l'ensemble des utilisations qu'elle peut ou pourra faire de cette ressource et donner à ces usages/non-usages potentiellement concurrents une valeur monétaire globale. Il paraît délicat pour la majorité des individus de procéder à un raisonnement aussi complexe afin de fournir une réponse véritablement significative. Cette difficulté méthodologique importante explique donc que les économistes tendent aujourd'hui à privilégier l'agrégation des valeurs économiques partielles pour produire une estimation même grossière et conservatrice de la

⁶⁸ Greenley et al. (1981) procèdent de cette manière pour estimer la valeur économique d'une bonne qualité des eaux de la South Platte River Basin, Colorado. Trois types de bénéfices sont évalués de manière indépendante: la valeur récréative du site, la valeur d'option d'un usage récréatif futur, et la valeur d'existence et de legs pour les non-usagers. Pour un taux d'actualisation donné et un horizon temporel infini, la valeur actualisée des bénéfices annuels d'une amélioration de la qualité des eaux dans la South Platte River est estimée à près d'un milliard de dollars: soit 165 millions pour la valeur d'option, 414 millions pour la valeur d'usage récréatif, 226 millions pour la valeur d'existence et 153 millions pour la valeur de legs. L'agrégation des valeurs partielles permet de produire la valeur économique totale du site.

⁶⁹ C'est à cet exercice que se livrent Walsh et al. (1984) pour estimer la valeur économique des espaces naturels du Colorado. Si la valeur d'usage récréatif est estimée en recourant à la méthode des coûts de transport, la valeur

valeur économique totale.

La plupart de ces bénéfices environnementaux ne sont pas présents sur le marché. Le fait de les identifier selon une typologie de valeur économique est la première étape de la démarche d'évaluation. La seconde étape est celle de leur quantification monétaire. Plusieurs techniques d'évaluation de ces bénéfices non-marchands ont été élaborées pour répondre à cet objectif.

3. Les méthodes d'évaluation économique de l'environnement

3.1. Comment estimer monétairement la valeur de l'environnement?

Un actif naturel fournit des biens et des services multiples, dont la valeur économique peut être calculée de trois façons différentes:

- dans le cas idéal, le bien environnemental est proposé sur un marché de concurrence pure et parfaite. Au niveau d'équilibre, le prix de marché reflète le consentement à payer pour acquérir le bien. Le prix est alors égal à la valeur économique;
- il est plus fréquent qu'un actif naturel soit disponible sur un marché qui n'obéit pas pleinement aux règles de la concurrence. Dans ce cas, le prix de marché est une donnée financière et il n'est pas égal à la valeur économique du bien. Il convient de procéder à un certain nombre de rectifications du prix de marché pour obtenir la valeur correcte ("*shadow price*") du bien environnemental (Garrabé, 1994; Gittinger, 1982). La valeur économique du bien environnemental dérive alors d'un prix corrigé de marché;
- enfin, pour la majorité des actifs naturels, il n'existe aucun prix de marché spécifique qui permette de fonder l'estimation de leur valeur économique. Il devient nécessaire de recourir à une ou plusieurs techniques d'évaluation économique de l'environnement.

La récapitulation théorique réalisée en début de cette section a permis de montrer que la valeur économique d'un actif naturel non-marchand est calculée en comparant les surplus du consommateur et du producteur avant et après la variation du niveau d'environnement. La valeur totale de ce bien correspond à la variation du bien-être collectif que sa disparition entraînerait.

Il existe peu de travaux sur l'estimation de la valeur des actifs naturels comme facteur de production⁷⁰, et la majorité des techniques d'évaluation s'attachent à calculer la variation du surplus du consommateur. En conséquence, la valeur des actifs environnementaux est mesurée à partir des préférences exprimées sur le marché par les individus consommateurs de ces ressources. En l'absence de marché, deux approches d'estimation de la valeur des actifs

de préservation est calculée par évaluation contingente puis répartie entre valeur d'option, valeur d'existence et valeur de legs.

naturels peuvent être distinguées: "*those which values a commodity via a demand curve (Marshallian or Hicksian) and those which do not and therefore fail to provide 'true' valuation information and welfare measures*" (Bateman & Turner, 1993, p. 122). Dans le premier cas (évaluation directe), les techniques reposent sur l'observation des comportements des agents sur marché réel ou hypothétique: elles cherchent à reconstituer la demande qui existe pour le bien environnemental non-marchand. L'estimation du consentement à payer/consentement à recevoir permet d'obtenir une mesure de la variation compensatrice (ou de la variation d'équivalence) du surplus du consommateur, qui fonde la valeur économique du bien. Dans le second cas, les méthodes d'évaluation indirecte n'ont pas comme objectif de reconstruire la courbe de demande du bien puisqu'elles ne s'appuient pas sur les comportements des individus: elles cherchent à donner une valeur monétaire à une conséquence physique (positive ou négative) de l'évolution de l'environnement en recourant à des estimations monétaires existantes. Ces évaluations n'expriment donc pas les préférences des agents économiques et ne sont pas en mesure de fournir la valeur économique théoriquement exacte de l'actif naturel.

Il existe de nombreuses typologies des méthodes d'évaluation. Nous proposons une classification qui, à défaut d'être exhaustive, représente les deux démarches d'évaluation possibles et les techniques les plus usitées.

Tableau 3 : Les méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement

Evaluation directe		Evaluation indirecte
préférences révélées sur marché réel	préférences exprimées sur marché-substitut	préférences exprimées sur marché fictif
pas de préférence		
- changement de productivité - dépenses de protection - biens substituables	- prix hédonistes - coûts de transports	- évaluation contingente
		- méthode dose-effet - coûts de remplacement

Une description succincte est donnée ci-dessous pour ces différentes techniques d'évaluation, qui met en lumière leurs principes directeurs ainsi que leur utilité en fonction du contexte d'application⁷¹.

3.2. L'évaluation économique par les préférences révélées

L'évaluation directe d'un actif naturel signifie que sa valeur est estimée à partir des préférences des agents qui s'expriment sous la forme d'une courbe de demande sur le marché. Lorsque ces préférences sont exprimées à partir de données constatées sur le marché, on parle

⁷⁰ Desaignes & Point (1993) ou Johansson (1993) constituent les rares références où cet aspect est abordé.

⁷¹ Une présentation plus détaillée de ces techniques d'évaluation est proposée en annexe II.

de *préférences révélées*. On distingue cependant les informations disponibles sur le marché réel et celles sur marché-substitut.

Dans le premier cas, les prix de nombreux biens marchands dépendent de manière directe de l'état du milieu naturel. Trois techniques permettent alors d'estimer la valeur des bénéfices procurés par la conservation d'un environnement de bonne qualité:

(1) l'évaluation économique de l'environnement peut être réalisée par l'impact qu'il a sur la production de biens et services marchands. La variation attendue de la quantité produite d'un bien marchand à cause de la dégradation du milieu naturel permet de donner une valeur monétaire minimale à l'actif naturel conservé⁷².

(2) l'évaluation économique des actifs naturels peut se faire par l'estimation des dépenses réelles de protection que sont prêts à engager les acteurs économiques pour prévenir la dégradation de l'environnement. A partir des dépenses réelles des ménages, il est possible de tracer une courbe de demande pour la protection contre ces nuisances, mettant en relation la quantité de protection demandée et le prix de cette protection.

(3) si l'on admet que deux biens d'usage équivalent ont des valeurs d'échange comparables, alors la valeur économique d'un actif naturel non-marchand utilisé pour un usage déterminé peut être estimée à partir du prix des biens marchands qui fournissent le même service⁷³.

Mais il n'est pas toujours possible d'évaluer des actifs naturels à partir du prix de certains produits marchands. Par exemple, les prix de nombreux biens marchands sont influencés par la présence d'un bien ou service environnemental non-marchand sans qu'une relation directe puisse être établie. Il est par contre envisageable de décomposer le prix de ces biens marchands pour connaître la valeur implicite des actifs environnementaux qui y sont incorporés. Sur le marché immobilier, par exemple, le prix des maisons dépend partiellement de la qualité du milieu qui les environne (méthode des prix hédonistes). De la même manière, les dépenses en temps et en argent que consentent des individus pour effectuer une visite d'un site peut permettre d'apprécier la valeur économique qu'ils accordent à cet actif naturel

⁷² Cette technique d'évaluation est fréquemment utilisée en milieu rural de pays en développement. Bojō (1991) utilise, par exemple, cette technique d'évaluation au Lesotho: la valeur écologique du milieu naturel préservé est estimée à partir de la dégradation attendue de la fertilité des sols (baisse de 1%/an) sans le projet de conservation, de la baisse consécutive de la productivité agricole (diminution annuelle de 7kg de maïs et de 8kg de sorgho par hectare), et de la tendance probable des prix de ces deux produits dans le futur (+2%/an pour le maïs, -2%/an pour le sorgho).

⁷³ La valeur du bois de feu en zone rurale est souvent citée comme exemple: tandis que cet actif naturel est auto-consommé par les populations de zone rurale, il fait l'objet de transactions marchandes en ville: ce prix du marché urbain, moyennant quelques adaptations qui tiennent compte des coûts de transport,... peut alors servir de base à la valeur économique du bois de feu en zone rurale (Barbier et al., 1991). Celle-ci peut également être estimée à partir du prix au village de biens marchands substituables, comme le charbon ou le pétrole, qui fournissent les mêmes bénéfices à la population (Hufschmidt et al., 1990).

(méthode des coûts de transport)⁷⁴.

3.3. L'évaluation économique par les préférences exprimées

Le recours aux données disponibles sur les marchés ne sont pas toujours suffisantes pour permettre d'évaluer économiquement l'ensemble des biens et services environnementaux non-marchands. Par exemple, il n'existe pas de marché en mesure de donner une information sur la valeur d'option ou de non-usage de la plupart des actifs naturels. Une autre approche est cependant applicable pour tenter d'évaluer de tels bénéfices: l'enquête contingente. Contrairement aux méthodes d'évaluation précédentes basées sur les données réelles de marché, la méthode d'évaluation contingente place le consommateur sur le marché fictif du bien naturel afin qu'il y exprime directement ses préférences.

La réalisation d'une évaluation contingente suit trois étapes: une phase de préparation de l'enquête, une phase d'entretien individuel, et une phase de traitement des données. L'objectif de la première phase est de construire un marché fictif dans lequel l'individu puisse donner une réponse aussi réaliste que possible: les enquêtés doivent pouvoir calquer leurs réponses au scénario hypothétique sur leurs comportements en marchés réels. Pour cela, il est nécessaire de réunir sur le marché fictif le maximum de caractéristiques propres au marché réel, c'est-à-dire de "*définir hypothétiquement un espace de transaction et des modalités d'échange, les droits de propriété initiaux sur le bien évalué, et apporter certaines informations: définition du bien (éventuellement information sur les substituts possibles), variation de qualité ou de disponibilité envisagée, modalités de paiement*" (Amigues et al., 1996, p. 128-29). La deuxième étape de la méthode d'évaluation contingente est l'élaboration du questionnaire: son objectif est d'inciter les individus à révéler correctement leurs préférences pour le bien proposé sur le marché hypothétique. Pour cela, il est nécessaire de proposer aux enquêtés un indicateur des préférences (consentement à recevoir ou consentement à payer) et un mode de paiement qui soient réalistes et cohérents avec le scénario hypothétique. L'élaboration du questionnaire est primordiale pour éviter d'obtenir une réponse biaisée de l'individu⁷⁵. Le questionnaire permet aussi d'identifier les caractéristiques socio-économiques des individus interrogées. Enfin, une fois l'enquête réalisée, il devient possible d'estimer, à partir des consentements exprimés, la courbe de demande pour le bien environnemental. Le calcul du consentement moyen nécessite un traitement statistique qui vise à écarter les réponses

⁷⁴ Cette méthode est principalement utilisée pour mesurer les avantages d'usage récréatif des espaces naturels. Elle a connu une large application dans les économies occidentales et depuis peu dans les pays en développement (Durojaiye & Ipki, 1988; Tobias & Mendelsohn, 1991).

⁷⁵ Pour une typologie de ces biais, voir le chapitre XI de Mitchell & Carson (1989).

anormales ou à distinguer les "vraies" des "fausses" réponses nulles. Un second intérêt de l'analyse statistique des réponses est de vérifier que le consentement exprimé pour l'actif naturel est en accord avec les variables socio-économiques des individus enquêtés. Pour être théoriquement acceptable, le consentement moyen estimé doit donc pouvoir être expliqué de manière statistiquement satisfaisante par ces variables.

Si l'on reconnaît que cette technique d'évaluation est théoriquement correcte et peut donner des résultats satisfaisants, elle reste néanmoins soumise à des limites importantes⁷⁶. Une difficulté supplémentaire apparaît lorsqu'on veut recourir à cette méthode d'évaluation dans le contexte économique des pays en développement: les individus interrogés sont rarement accoutumés à faire leurs choix économiques en fonction des seuls mécanismes de marché. L'hypothèse que les agents puissent se comporter sur le marché fictif comme sur le marché réel paraît pour le moins délicate quand il n'existe pas de marché réel concurrentiel. Cette limite fondamentale de cette méthode explique le faible nombre des expériences d'évaluation contingente en pays en développement (Lescuyer, 1998).

3.4. L'évaluation indirecte

Puisqu'elles n'ont pas pour objet de mesurer les pertes d'utilité à partir des fonctions de préférences des individus, les méthodes d'évaluation indirecte ne permettent pas de reconstituer une courbe de demande pour le bien environnemental. Il existe alors de nombreux risques que les deux techniques présentées ci-dessous fournissent une estimation biaisée du consentement à payer pour conserver les bénéfices environnementaux menacés.

L'objectif de la méthode dose-effet est d'évaluer monétairement la variation de la qualité/quantité de l'environnement en observant les conséquences physiques que ce changement entraîne. La démarche est identique à celle de la méthode d'évaluation par le changement de productivité si ce n'est que, dans ce cas, la dégradation de l'environnement ne modifie pas directement la fonction de production des ménages: elle a un impact physique global qui est évalué en recourant à des données monétaires déconnectées de l'expression des préférences individuelles. Cette méthode d'évaluation indirecte présente deux avantages. D'une part, elle est relativement simple à mettre en œuvre puisque, si les données monétaires

⁷⁶ Celles-ci sont largement abordées dans la littérature actuelle. Quatre critiques paraissent principales:
 - les estimations des valeurs calculées par évaluation contingente varient en fonction des informations fournies aux personnes enquêtées (Samples et al., 1986);
 - il en est de même avec le mode de paiement proposé dans le questionnaire;
 - il existe presque toujours un écart important entre consentement à recevoir et consentement à payer, écart que n'explique pas la théorie économique (Hanemann, 1991; Brown, 1994);
 - enfin, il est souvent complexe d'identifier et de traiter les nombreux biais qui sont présents dans les réponses exprimées.

sont disponibles, elle ne repose que sur une quantification correcte de la relation dose-effet. D'autre part, elle est particulièrement adaptée quand il est vraisemblable de penser que la population n'est pas consciente des effets qu'entraîne la dégradation de l'environnement⁷⁷.

Il est également possible d'estimer la valeur d'un actif naturel à partir du coût qu'il faudrait supporter pour remplacer ses fonctions productives par du capital artificiel⁷⁸. Contrairement à l'évaluation de l'environnement par estimation des dépenses *réelles* de protection, cette méthode d'évaluation de bénéfice environnemental vise à estimer la dépense *potentielle* qu'il faudrait accepter pour contrer la dégradation de l'environnement. Cette technique d'évaluation est donc déconnectée des consentements à payer des agents utilisateurs de l'environnement et ne fournit donc qu'une estimation de mauvaise qualité de la valeur économique des actifs naturels.

3.5. Le choix de la méthode d'évaluation

De nombreuses techniques d'évaluation sont disponibles pour estimer les bénéfices tirés d'un environnement en bon état. Ces méthodes ne sont pourtant pas équivalentes et ne fournissent pas des résultats de même qualité. Le choix de recourir à telle méthode plutôt qu'à telle autre se révèle donc délicat pour l'analyste. En réalité, la démarche d'évaluation économique d'un actif naturel requiert de la part de l'économiste un choix arbitraire à deux niveaux: tout d'abord quant au choix de la méthode qu'il va utiliser, ensuite quant aux hypothèses qu'il va poser pour utiliser cette technique.

Pour l'économiste, il s'agit avant tout de retenir une méthodologie susceptible de produire, selon le contexte, une valeur crédible de l'actif naturel: "*the appropriate choice valuation technique depends to a large extent on the type of resource, function or attribute being valued, the context in which the valuation is being made and the data and resource constraints*" (Aylward et al., 1994, p. 50)⁷⁹. Dans la pratique, les économistes tendent fortement à privilégier les méthodes d'évaluation directe qui, en dépit de leur application délicate, fournissent une estimation de la valeur découlant des préférences des agents économiques. Ce choix arbitraire d'une technique d'évaluation est motivé par la volonté de produire une estimation théoriquement correcte de la valeur de l'environnement.

⁷⁷ Cet avantage révèle aussi le principal inconvénient de cette méthode: celui d'être indépendante des comportements des agents économiques sur le marché et, de ce fait, de ne pas révéler la véritable valeur économique des actifs naturels.

⁷⁸ Il est également possible d'appliquer ce raisonnement non pour un remplacement mais pour une restauration de l'environnement. Dans ce cas, les bénéfices d'un maintien de la qualité/quantité d'un environnement sont alors estimés à partir des coûts à supporter pour renverser les effets actuels de la dégradation du milieu.

⁷⁹ Afin d'éclaircir ce choix, plusieurs ouvrages proposent une grille d'utilisation de ces méthodes d'évaluation (OCDE, 1995; Dixon & Sherman, 1990).

Le choix des hypothèses propres à l'application de chaque technique d'évaluation est, lui aussi, teinté d'arbitraire: en effet, "*tous ces calculs font appel à des hypothèses qui, pour une part au moins, relèvent de décisions éthiques et qui pour le reste font appel à des considérations dépassant largement le cas d'espèce*" (Desaigues & Point, 1993, p. 286). En dehors des critères strictement économiques de l'évaluation, pour lesquels la littérature est précise, plusieurs éléments déterminants de l'évaluation économique sont laissés au libre arbitre de l'économiste (Point, 1992). Ces choix discrétionnaires sont évidemment encadrés par une expertise scientifique du dommage ou par un suivi de l'évaluation par le "décideur"; il n'en reste pas moins que l'économiste fait bien autre chose que de simplement appliquer des outils standards d'évaluation économique du milieu naturel.

Cet ensemble d'hypothèses à formuler pour procéder à l'évaluation économique des actifs naturels est encore plus téméraire lorsque l'on veut appliquer cette démarche dans des économies peu ouvertes aux mécanismes de marché: dans ce cas, l'utilisation des techniques d'évaluation environnementale est rendue plus difficile du fait de la faible généralisation des relations marchandes et de l'inexistence d'un système complet de marchés concurrentiels. Au delà d'une extension de la pratique du *shadow pricing*, la difficulté centrale vient de la dissymétrie entre le comportement réel des utilisateurs des ressources et les réaction attendues de l'agent économique. L'objet de la section suivante est d'analyser de quelle manière ces outils d'évaluation économique de l'environnement ont été appliqués dans le contexte d'un pays en développement et dans quelle mesure ils ont participé à la gestion de la forêt tropicale.

Section 3. Une gestion économique de la forêt tropicale

La forêt tropicale est un objet d'étude complexe à la fois parce qu'il est mal connu et, en même temps, qu'il implique un grand nombre d'acteurs aux préoccupations diverses. Dans ce contexte, les outils de l'analyse économique sont censés éclaircir le débat en proposant des moyens d'arbitrer entre les différents modes d'utilisation de ce milieu naturel.

1. Pourquoi vouloir gérer la forêt tropicale?

Selon la terminologie économique, la forêt tropicale, comme toutes les ressources qui sont rares, peut être définie comme un ensemble de biens et services dont la disponibilité a une influence sur le bien-être collectif. A ce titre, elle peut être considérée comme une ressource dont l'utilisation doit être soumise à un arbitrage économique. Mais la forêt tropicale ne peut

ainsi être réduite au simple statut d'objet d'étude: dans de nombreux pays du sud, elle constitue une ressource fournissant des bénéfices importants à la société et se situe, de ce fait, au centre des discussions politiques.

1.1. Débat sur la forêt tropicale: évolution récente

Les débats autour de la gestion de la forêt tropicale sont généralement controversés pour deux raisons. D'une part parce que les interactions hommes-milieu sont complexes et que les connaissances des processus tant écologiques que sociaux sont limitées. D'autre part parce que les parties prenantes d'un tel débat sont nombreuses et se caractérisent par des attributs et des intérêts différents. Un certain nombre de consensus ont pourtant émergé de ces discussions, notamment en ce qui concerne la définition des termes employés. Actuellement, la terminologie et les estimations proposées par la FAO sont les plus largement utilisées. Pour la FAO (1997), une forêt se définit par deux caractéristiques:

- c'est un écosystème⁸⁰ où la densité minimale du couvert d'arbres et/ou de bambous (dépassant 10 mètres de hauteur) est de 10% de la surface au sol. La densité de la couverture d'arbres est estimée par la surface au sol qui n'est pas visible du dessus car recouverte par les canopées. Si la densité de la formation arborée est comprise entre 10-40%, il s'agit de forêt claire, caractérisée par le développement d'une strate herbacée continue. Au dessus d'une densité de 40%, on parle de forêt dense;
- l'espace forestier ne doit pas faire l'objet d'utilisations agricoles⁸¹.

Il est généralement admis de diviser la forêt en deux catégories (primaire et secondaire⁸²) et de distinguer les "forêts naturelles" des plantations. Le terme de "forêt naturelle" recouvre en

⁸⁰ Un écosystème se définit comme "*un système d'interactions complexe des espèces entre elles et entre celles-ci et leur milieu*" (Frontier & Pichod-Viale, 1993, p. 1). Il présente les trois propriétés suivantes:

- les éléments dépendent les uns des autres dans leurs fonctionnements et leurs évolutions. On considère qu'un écosystème se caractérise comme une "*fermeture transitive d'un réseau d'interactions entre des populations vivantes et le milieu*" (p. 4);
- il y a émergence de propriétés globales: l'agencement plus ou moins complexe des actions crée une entité nouvelle qui manifeste des propriétés différentes de la simple superposition des propriétés des éléments;
- l'ensemble agit sur les parties: le système agit sur les propriétés, le fonctionnement et l'évolution des éléments qu'il englobe.

Au total, "*un écosystème n'est en fait jamais stable mais en perpétuelle mouvance*" (p. 365). Il est le plus souvent soumis à des perturbation anthropiques ou naturelles plus ou moins fortes qui ne le déstructurent pas mais l'incitent à s'adapter: "*la permanence d'un écosystème implique son évolution incessante, peut-être autour d'une configuration moyenne mais sans qu'on observe de tendance vers une composition immuable*" (p. 366). Les notions de *climax* ou d'équilibre d'un écosystème sont donc à manier avec précaution. D'aucuns préfèrent une analyse des ressources naturelles en termes de variabilité.

⁸¹ Cette deuxième caractéristique est néanmoins plus difficile à contrôler, puisque les recensements forestiers se font le plus souvent à partir de l'analyse de photos aériennes. De cette manière, un certain nombre de plantations agricoles qui se font sous couvert forestier, comme celles de cacao, ne sont pas repérables.

⁸² La forêt secondaire est celle qui se trouve transformée principalement à la suite d'un impact humain sur la forêt. On exclut généralement de cette définition les forêts endommagées par des cataclysmes naturels, comme un ouragan, un glissement de terrain,... (Brown & Lugo, 1990).

fait un ensemble d'écosystèmes forestiers de surfaces, d'âges et de structures différents et qui sont en évolution permanente (Letouzey, 1968). Du fait de l'interdépendance et de la mosaïque des écosystèmes présents dans la forêt, il convient de contester la distinction souvent réalisée entre forêt primaire et forêt secondaire: de plus en plus de chercheurs en écologie forestière comme en anthropologie reconnaissent actuellement qu'il n'existe guère d'écosystèmes climaciques n'ayant jamais été modifiés par l'homme (Bahuchet, 1996). La forêt tropicale vierge de toute influence humaine n'est plus qu'un mythe qu'il est contestable de retenir comme référence.

Au niveau mondial, les forêts tropicales représentent environ 50% des superficies forestières, avec 1734 millions d'hectares (FAO, 1997). Ces écosystèmes forestiers présentent une végétation conditionnée principalement par le régime des pluies (hauteur et répartition) et, secondairement, par la température⁸³. Environ 60% de la superficie de forêt tropicale est de type forêt dense. Elle est constituée presque totalement d'essences feuillues, qui conservent leurs feuilles toute l'année dans les climats les plus humides (forêt sempervirente) ou se défolient durant la saison sèche (forêt semi-décidue).

1.2. Déforestation tropicale: estimations et facteurs explicatifs⁸⁴

Pour la FAO, la *déforestation* est la conversion des terres forestières pour des usages non-forestiers, associée à la réduction du couvert forestier à une densité inférieure à 10% (Lanly et al., 1991). Etant donné la multiplicité et la diversité des situations forestières, les estimations de surface forestière sont délicates à réaliser au niveau global, ce qui explique l'existence de résultats potentiellement divergents sur la question (Tiengou, 1995). Nous dressons ci-dessous deux tableaux récapitulatifs de l'évolution des forêts tropicales tels qu'ils sont présentés dans le dernier *State of the World's Forests* (FAO, 1997):

Tableau 4 : Evolution des surfaces de forêt tropicale 1980-1995

Région	Nombre de pays	Superficie de forêt en 1980	Superficie de forêt en 1995	Diminution annuelle	Taux annuel de déforestation
--------	----------------	-----------------------------	-----------------------------	---------------------	------------------------------

⁸³ Les relations entre la végétation, les précipitations et la température sont classiquement représentées par le diagramme de Holdridge (1967), qui permet de définir différentes zones de vie. Ce modèle retient trois variables explicatives, appliquées ici à la forêt tropicale: (1) les forêts denses se caractérisent le plus souvent par des précipitations supérieures à 1500 mm/an (climat de type guinéen ou amazonien), les forêts claires par un niveau inférieur (climat soudanien); (2) le rapport évotranspiration potentielle/précipitations est inférieur à 2 pour les forêts tropicales; (3) la biotempérature est généralement supérieure à 12°C.

⁸⁴ Pour une analyse plus détaillée de cette question, il est conseillé de se reporter à l'annexe III.

		(millions ha)	(millions ha)	(millions ha)	(%)
Afrique	40	564	505	-3,9	-0,70
Amérique latine	33	998	907	-6,1	-0,61
Asie et Océanie	17	363	322	-2,7	-0,75
Total mondial	90	1925	1734	-12,7	-0,66

Tableau 5 : Taux annuels de déforestation tropicale (millions ha)

	1976-1980	1980-1990	1990-1995
Déforestation tropicale mondiale	11,4	12,8	12,6

La lecture de ce dernier tableau indique que la perte annuelle de forêts tropicales a été plus faible entre 1990-1995 qu'entre 1980-1990. Il convient néanmoins de considérer avec prudence ces chiffres de déboisement et les interprétations rapides auxquelles ils donnent parfois lieu. Les marges d'erreur restent considérables, comme le montrent les "générations" successives de statistiques publiées par la FAO sur ce sujet.

La déforestation est un phénomène à l'œuvre simultanément sur trois continents. Les facteurs qui expliquent cette évolution sont fortement liés aux contextes nationaux, voire locaux, d'utilisation de la forêt tropicale. De nombreux travaux s'interrogent néanmoins non pas sur les comportements particuliers qui engendrent sa disparition, mais sur les variables explicatives de ce phénomène (Cléroux & Salles, 1996; Brown & Pearce, 1994).

Parmi les raisons invoquées pour expliquer la déforestation, l'accroissement de la densité de la population est donné comme une cause majeure. Il convient néanmoins de revenir, comme le nomment Barbut et al. (1994), sur cette "logique de bouc émissaire". Alors que la densité démographique est souvent considérée comme une cause systématique de la déforestation, la multiplicité et la diversité des situations locales de disparition de la forêt amènent à contraster un tel constat: la même densité de population en Afrique centrale et en Asie du sud-est produit une pression différente sur l'écosystème: *"prise indépendamment de la nature de l'écosystème et du système de production, la densité de la population ne révèle rien en elle-même"* (Eurofor, 1993, p. 34). De ce point de vue, le concept de pression humaine (exprimée par exemple par la densité de population par hectare cultivé) a l'avantage de refléter le système technique employé et les capacités de l'écosystème exploité (Boserup, 1965). Cet indicateur est notamment pertinent pour distinguer plusieurs types d'agriculture, qu'il n'est pas possible d'appréhender à partir du concept de densité démographique.

Selon la définition admise de la déforestation, celle-ci ne peut guère être imputée à l'exploitation forestière qu'en cas de coupe rase. De ce fait, l'exploitation forestière n'est pas considérée par la FAO comme un facteur de déforestation mais seulement de dégradation de

l'écosystème. Pourtant, en ouvrant de nombreuses pistes forestières, cette exploitation permet l'acheminement des produits de rente cultivés en forêt vers les marchés urbains et assurent la connexion de l'activité agricole avec le marché. Or, parmi les activités agricoles de forêt dense, c'est rarement l'agriculture vivrière familiale qui est à l'origine de la déforestation de grande ampleur, mais bien l'agriculture de rente, l'agriculture industrielle ou l'élevage extensif (Barbut et al., 1994). Ainsi, si la récolte du bois d'œuvre n'est pas un facteur direct de déboisement, elle est généralement un facteur initiateur ou aggravant de ce phénomène⁸⁵.

Mais, là encore, il serait trop simple de vouloir ramener l'ampleur de la déforestation aux seules exploitations forestières. Celles-ci sont, de surcroît, engagées sur le marché mondial, dont les cours ne sont sans doute pas sans influence sur l'expansion des surfaces de forêts tropicales endommagées.

Au total, la déforestation apparaît comme un processus dans lequel différentes pratiques (agriculture et élevage, exploitation forestière, plantation,...) et différents acteurs (populations locales, Etats, intervenants internationaux,...) engagés à des échelles de décision différentes sont en interaction. La déforestation est un phénomène complexe dont *"il est difficile de pondérer les causes tenant à la croissance démographique et aux besoins de populations croissantes, celles tenant aux politiques nationales, et celles tenant à la coopération internationale et au contexte économique mondial"* (Eurofor, 1993, p. 47). D'où la nécessité d'appréhender le devenir de la forêt tropicale en étudiant les relations qui s'établissent entre agriculture, population et développement (Barbut et al., 1994; Locatelli, 2000).

1.3. La forêt tropicale dans le discours politique et l'analyse économique

Depuis 1983, avec la signature de l'Accord International sur les Bois Tropicaux, la forêt tropicale est au centre d'importantes discussions internationales⁸⁶. Ces débats sont réalisés

⁸⁵ Cette hypothèse est d'ailleurs avérée économétriquement par Barbier & Burgess (1997) pour un échantillon de 53 pays tropicaux. D'ailleurs, pour plusieurs organismes internationaux, les projets d'exploitation ligneuse sont implicitement jugés comme une des causes structurelles majeures de déforestation: c'est notamment le cas de la Banque Mondiale qui ne finance plus aucun projet d'exploitation ligneuse en forêt tropicale (World Bank-Environment Department, 1991-b).

⁸⁶ A titre illustratif, il est intéressant de présenter la pléthore d'institutions internationales engagées sur le thème de la forêt tropicale:

- Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OIBT ou ITTO en anglais), créée en 1986 pour contrôler la mise en œuvre de l'Accord International sur les Bois Tropicaux (AIBT). 25 pays tropicaux sont membres de cette organisation, ce qui représente une superficie forestière de 1305 millions d'hectares;
- l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), qui coordonne le Programme d'Action Forestier Tropical (PAFT);
- Conférence des Nations unies pour l'environnement et le développement (Cnued), tenue à Rio en juin 1992, qui a produit une déclaration sur les forêts et un calendrier d'actions à mener d'ici le siècle prochain (Agenda 21), dont le chapitre 11 est consacré aux forêts;
- Commission des Nations unies pour le développement soutenable, créée pour surveiller l'application de l'Agenda 21;
- Programme des Nations unies pour le Développement (PNUD), qui a lancé l'application des PAFT;

sans que les connaissances sur ce sujet soient établies de manière certaine, ce qui constitue ce que Godard (1992-b) nomme un univers controversé. La controverses porte principalement sur deux variables: la mesure du déboisement de la forêt tropicale et les bénéfices de sa protection. Elle est d'autant plus marquée que la déforestation engage la responsabilité de nombreux acteurs ayant des intérêts dans l'utilisation des ressources forestières et intervenant à différents niveaux de décision⁸⁷. Si les multiples bénéfices de la forêt tendent à justifier aux yeux de tous les acteurs une politique de réduction de la déforestation, il reste difficile de mettre sur pied des politiques internationales appropriées. En effet, les bénéfices publics locaux et surtout globaux sont difficilement mesurables et ne font pas l'objet de transaction marchande. Sans l'instauration de droits de propriété sur ces biens publics, comme le réclament les économistes orthodoxes, les pays tropicaux se trouvent en position économique inefficace, en protégeant au profit de tous et sans contrepartie, leurs espaces forestiers.

Ainsi, face à la complexité des discussions autour de la forêt tropicale, de nombreux économistes environnementaux proposent de recourir aux concepts et aux outils de l'économie, et notamment l'évaluation monétaire des bénéfices, pour éclaircir ce débat⁸⁸: *"les conditions politiques et juridiques actuelles ne fournissent pas un cadre adapté à une gestion soutenable des espaces forestiers tropicaux pour lesquels les enjeux sont multiples et ne sont pas toujours bien perçus ou construits. L'évaluation économique, malgré ses limites, nous semble donc constituer un cadre de réflexion approprié"* (Cléroux et al., 1996, p. 44). Dans le discours politique, la déforestation est un symptôme systématique d'une mauvaise gestion des ressources. Le défrichement de la forêt tropicale est généralement associé à une perte importante de bien-être pour la communauté humaine. Le propre de l'analyse économique est justement de proposer les outils qui permettent de tester cette hypothèse.

Le moyen de considérer économiquement ces ressources est de leur attribuer une valeur monétaire qui leur permet d'être comparées avec les autres biens et services (marchands) utilisés par les agents économiques (Kramer et al., 1991). La première étape d'une analyse économique de la forêt tropicale

-
- Programme des Nations unies pour l'Environnement (PNUE), qui établit des réserves forestières et soutient de projet de gestion forestière;
 - la Banque Mondiale, qui finance des projets de foresterie sociale et participe à l'application du Fonds pour l'Environnement Mondial;
 - les Banques régionales de développement (africaine, asiatique, interaméricaine) qui définissent des politiques forestières pour remédier aux problèmes régionaux.

⁸⁷ Les biens et services forestiers prennent des formes variées, que Sandler (1993) propose de rassembler en trois familles: (1) les biens privés, comme le bois d'œuvre, qui sont présents sur le marché et pour lesquels la valeur économique est révélée par le prix; (2) les biens publics globaux, dont l'usage est non-rival et non-exclusif sur une échelle globale. C'est, par exemple, le cas de la biodiversité ou de la séquestration du carbone; (3) les biens publics locaux, dont le pays seulement, et non la communauté internationale, tire profit. On peut citer, par exemple, la protection des bassins versants.

consiste donc à évaluer monétairement les différents bénéfices tirés de l'utilisation des ressources environnementales puisque, dans un second temps, c'est à partir d'un arbitrage entre valeurs économiques qu'il est possible de déterminer une allocation optimale des ressources. En comparant des scénarios alternatifs d'utilisation de la forêt tropicale basés sur des valeurs monétaires, l'analyse économique vise à définir l'usage le plus efficient des ressources et peut contribuer de cette manière à clarifier le débat politique.

2. Les modalités de gestion de la forêt tropicale

Alors que les premières études économiques de la forêt avaient pour objectif de définir les modalités d'une exploitation soutenue du bois d'œuvre, l'économie environnementale s'est davantage focalisée sur la possibilité d'une gestion multi-usages de la forêt. C'est principalement cette dernière approche qui est appliquée actuellement pour les forêts tropicales. Elle est le résultat d'une longue évolution du concept de gestion économique de la forêt.

2.1. Quel mode de gestion de la forêt?

Historiquement, la gestion de la forêt est une gestion des ressources ligneuses: l'économie forestière vise à rentabiliser l'utilisation de la ressource majeure de la forêt, à savoir le bois d'œuvre. Les premiers principes de l'économie forestière ont été posés au milieu du XIX^{ème} siècle⁸⁹: ils reposent sur l'application de la règle de Faustmann (1849), qui considère le bois comme l'unique ressource à exploiter de la forêt. La question centrale est celle de la rotation optimale de coupe des arbres, c'est-à-dire de la rotation qui maximise le profit du gestionnaire de la forêt. Cette gestion mono-usage de la forêt n'a été remise en cause que dans les années 1970 avec les travaux d'écologues forestiers mettant en lumière les multiples fonctions que remplit cet écosystème. Ces fonctions sont souvent représentées sous la forme suivante (Ruitenbeek, 1992-b; de Groot, 1994):

Tableau 6 : Les fonctions d'un écosystème forestier

Fonctions régulatrices	Fonctions productives
la forêt fournit le support aux activités économiques et au bien-être humain, par:	la forêt fournit les ressources de base, notamment:

⁸⁸ De nombreuses publications de l'école de Londres développent notamment cette argumentation (Pearce, 1990; Barbier, 1991).

⁸⁹ Les principes de l'économie forestière ainsi que ses principales évolutions sont rappelés en annexe IV.

<ul style="list-style-type: none"> - la régulation du climat - la régulation hydrique - la protection contre l'érosion des sols - le maintien de la biodiversité - la séquestration de carbone - le recyclage de la matière organique et des déchets humains 	<ul style="list-style-type: none"> - matériaux de construction: bois, liane,... - énergie: bois de feu... - ressources alimentaires: produits non-ligneux, gibier,... - ressources médicinales - ressources génétiques
Fonctions de support physique	Fonctions informationnelles
<p>la forêt fournit l'espace et le substrat nécessaires pour:</p> <ul style="list-style-type: none"> - habitat - zone agricole - sites récréatifs - espaces naturels conservés 	<p>la forêt fournit des avantages esthétiques, culturels et scientifiques</p> <ul style="list-style-type: none"> - source d'inspiration artistique et culturelle - information spirituelle - information historique, scientifique et éducationnelle - information potentielle

Ces diverses fonctions de la forêt ont une influence réelle ou potentielle sur la communauté humaine et doivent, par conséquent, être prises en compte dans l'établissement d'une gestion économique de cet écosystème. Cette évolution de l'économie forestière s'est faite principalement par une modification de la règle de Faustmann afin d'y inclure ces bénéfices complémentaires (Hanley et al., 1994). Dans cette approche, l'exploitation de la ressource ligneuse reste la forme principale de valorisation de la forêt, les autres bénéfices potentiels de la forêt n'étant considérés que de manière secondaire: l'objectif est toujours de déterminer la durée de la rotation optimale, mais, cette fois, en incluant dans ce calcul les autres usages qui peuvent être associés à cette exploitation ligneuse. La formalisation la plus claire de cette gestion de foresterie multi-usages est celle de Hartman (1976). Plusieurs développements théoriques ont été réalisés à la suite de ce premier modèle⁹⁰ en recourant toutefois à une formalisation mathématique et économique de plus en plus sophistiquée (Terreaux, 1995-a). Ces travaux se révèlent donc d'une utilité pratique limitée, d'autant qu'ils adoptent une vision strictement économique de la forêt sous forme de stock global de ressources à exploiter (Albers, 1996).

Devant la difficulté ou l'insatisfaction d'appliquer ces modèles de foresterie multi-usages pour gérer la forêt, une approche alternative de gestion multi-usages est proposée (Bowes & Krutilla, 1989). Selon cette conception, aucun usage n'est retenu *a priori* comme nécessaire et il convient au contraire de rechercher la combinaison optimale d'usages complémentaires des ressources (Panayotou & Ashton, 1992; FAO, 1993; Aylward et al., 1994). Cette approche présente au moins trois différences avec celle de foresterie multi-usages:

- alors que la foresterie multi-usages se focalise sur les recettes actualisées tirées de la production de bois pour déterminer la rotation optimale de coupe, la gestion multi-usages de la forêt cherche à maximiser la valeur actualisée nette de tous les usages combinés des ressources.
- la gestion multi-usages vise à maximiser la valeur *sociale* actualisée de l'espace forestier, c'est-à-dire une valeur qui inclut l'ensemble des bénéfices dont profitent les membres de la société. Cette valeur

⁹⁰ Par exemple, Mendoza et al. (1987) résolvent ce problème intertemporel de maximisation des revenus tirés d'une foresterie multi-usages non plus pour une mais pour plusieurs parcelles forestières.

sociale correspond à la *valeur économique totale* présentée précédemment.

- enfin, du fait de la multiplicité des biens et services pris en compte, cette approche est basée sur "*the explicit recognition and utilization of the complex ecological, economic, and social interactions associated with a forest. Only when all of these positive and negative relationships are evaluated and accounted for can the greatest value be obtained from a forest*" (Panayotou & Ashton, 1992, p. 132).

Ainsi, même si cette gestion multi-usages reste fondée sur des critères économiques, cette approche consacre une nouvelle perception de l'écosystème forestier: d'un stock de ressources ligneuses à exploiter, la forêt apparaît dorénavant comme un système écologique complexe ayant de larges retombées sur les activités humaines.

2.2. La place de l'évaluation monétaire des ressources

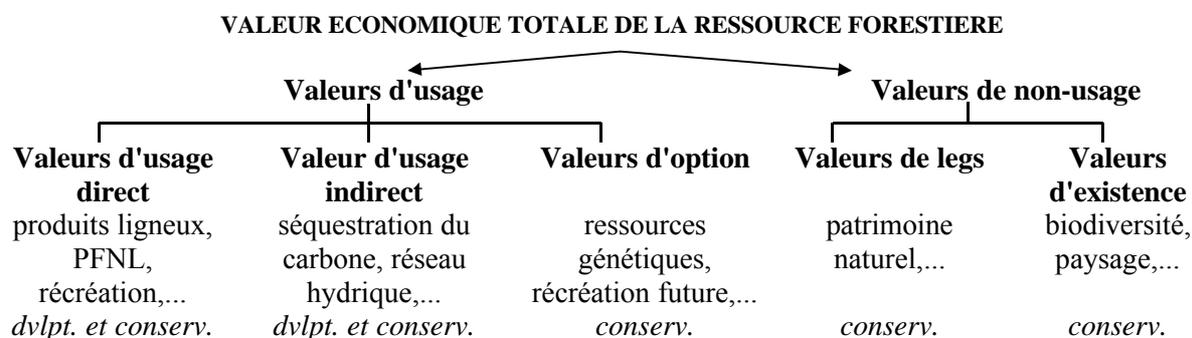
L'objectif d'une gestion économique multi-usages de la forêt est d'utiliser le plus efficacement possible les ressources présentes dans l'écosystème. En économie, l'efficacité des choix est estimée à partir de grandeurs monétaires: est considéré comme optimal le scénario de gestion de la forêt qui maximise les bénéfices nets tirés de l'utilisation des ressources (Barbier et al., 1991). Plusieurs méthodes sont disponibles pour arbitrer entre les différents modes d'utilisation de l'espace forestier. La démarche la plus fréquente est celle de l'analyse coûts-avantages (Aylward et al., 1994; Barbier & Burgess, 1997). Cet outil d'arbitrage économique est appliquée à la forêt tropicale de manière classique: pour connaître si la conversion agricole est préférable à la foresterie ou à la préservation de la forêt, les bénéfices nets de ces options sont comparés⁹¹.

L'arbitrage entre les modes envisageables d'usage des ressources nécessite d'estimer les bénéfices tirés de l'environnement selon les différentes utilisations qui y sont faites. Le calcul de la valeur économique totale de l'écosystème suppose, par nature, que les ressources ne disparaissent pas avec l'usage qu'on en fait. Mais pérennité de l'écosystème ne signifie pas nécessairement préservation stricte de cet environnement. D'autres types d'utilisation de la forêt permettent également son maintien dans le temps: c'est, par exemple, le cas de la conservation de cet écosystème, qui suppose que soient poursuivies toutes les activités qui ne portent pas durablement atteinte au site. Il n'y a donc pas une valeur économique totale absolue de la forêt tropicale, mais plusieurs valeurs économiques totales relatives qui dépendent du mode d'utilisation de l'écosystème (Pearce, 1987).

⁹¹ L'application de l'analyse coûts-avantages à la forêt tropicale est le plus souvent réalisée au niveau du projet d'utilisation de l'espace forestier, c'est-à-dire à une échelle où les différentes options sont identifiables et peuvent être étudiées avec détail. Cette démarche est néanmoins de plus en plus courante au niveau macro-économique, notamment pour arbitrer entre espaces agricoles et espaces spécifiquement forestiers. Hartwick (1992) montre, par exemple, que l'espace forestier sera converti en zone agricole jusqu'au moment où la valeur marginale de la rente agricole est égale à la valeur marginale de la rente tirée de l'usage forestier: "*the competitive equilibrium between forestry and agriculture exists where the rate of return on the last hectare employed in agriculture, the agricultural rent in perpetuity, equals the rate of return on forestry given by Faustmann's formula*" (Hanley et al., 1994, p. 344). Ces modèles permettent ainsi de calculer le taux socialement optimal de déboisement pour un pays qui maximise son utilité collective en fonction de la valeur actualisée des profits tirés des productions agricole et forestière sous contrainte d'une quantité fixe de forêt et de terres arables (Ehui et al., 1990).

Prenons, par exemple, le cas où un arbitrage doit être rendu pour un espace forestier appelé à être transformé soit en parc national, soit en concession forestière. Dans les deux situations, ces usages sont supposés ne pas mettre en danger la pérennité de l'espace forestier et il convient donc d'estimer deux valeurs économiques totales "approchées" de l'écosystème, qui seront ensuite comparées. Dans le cas de la préservation, cette valeur totale comprendra notamment les dépenses des touristes, les valeurs de non-usages associées à ce type d'écosystème,... Dans le cas de l'exploitation ligneuse, la valeur économique de la forêt se composera de la valeur des arbres commercialisables, des produits naturels utilisés par les populations locales,... Bref, "*some of these benefits depend on the forest being left untouched or subject to minimal interference. Others can only be realized by harvesting the forest for wood and other products*" (FAO, 1993, p. 33). Il est donc nécessaire de revenir sur ce concept abstrait de valeur économique totale de la forêt tropicale: il n'existe que des valeurs économiques totales approchées de l'environnement, qui dépendent directement des modes d'utilisation de l'écosystème (Fisher & Hanemann, 1997). C'est ce qu'illustre la figure ci-dessous, proposée par Bateman & Turner (1993) pour un arbitrage entre développement et conservation d'un écosystème forestier:

Figure 3 : Quelle valeur économique totale d'une forêt tropicale?



Cette "relativisation" du concept de valeur économique totale ne remet toutefois pas en cause l'utilité de ce concept théorique. Il présente un double intérêt: le fait de vouloir exprimer une valeur économique totale requiert, d'une part, que tous les bénéfices de la forêt tirés d'un mode d'utilisation donné soient pris en compte et, d'autre part, exprime la résolution de maintenir dans le temps les ressources de la forêt. En ce sens, l'opposition entre la valeur économique totale d'une forêt et les bénéfices d'une exploitation agricole, réalisée grâce au défrichement par le feu, est significative. C'est d'ailleurs généralement cette configuration qui fait l'objet des analyses coûts-avantages appliquées à la forêt tropicale (Aylward et al., 1994).

3. Vers une gestion économique soutenable de la forêt tropicale de l'est-Cameroun

Le recours à l'analyse coûts-avantages est aujourd'hui courant pour justifier les interventions sur le milieu naturel. Cette pratique est étendue aux pays du sud par la plupart des grandes organisations internationales qui trouvent dans cette approche le bien-fondé de leurs opérations. Cette démarche reste toutefois délicate dans ces pays où les comportements sont encore relativement peu expliqués par une logique marchande alors qu'une gestion économique de l'environnement est fondée sur l'économie du bien-être.

3.1. Evaluation économique de la forêt tropicale: le choix du contexte

La plupart des expériences d'évaluation économique totale de la forêt tropicale partagent les mêmes hypothèses:

- elles sont réalisées dans un contexte où la préservation de l'écosystème est jugée comme la seule possibilité de son maintien dans le temps (Kramer et al., 1995; Ruitenbeek, 1990; Dixon & Sherman, 1990). Ainsi on oppose la valeur économique totale d'un écosystème préservé aux bénéfices marchands tirés par la population de l'usage des ressources, ces usages étant considérés comme dégradants. Ces différentes expériences visent en fait à la "mise sous cloche" d'espaces naturels et c'est dans cette perspective que sont principalement utilisés les outils de l'évaluation économique.
- les principaux biens et services forestiers évalués sont ceux en rapport direct avec les mécanismes de marché. Ce sont, d'une part, l'ensemble des produits proposés sur les marchés locaux, nationaux ou internationaux (Peters et al., 1989; Balick & Mendelsohn, 1992; Bressolette & Rasse, 1992). D'autre part, cela englobe aussi tous les actifs naturels dont la valeur peut être exprimée à partir de consentements à payer, principalement ceux de touristes étrangers, qui sont le plus en mesure de percevoir l'environnement sous forme monétaire (Echeverria et al., 1995; Tobias & Mendelsohn, 1991; Brown & Henry, 1989). Ainsi, d'une manière ou d'une autre, le calcul des valeurs économiques de la forêt tropicale est rattaché au contexte de l'économie marchande.

Trois caractéristiques peuvent donc être mises en lumière de ces expériences d'évaluation économique en forêt tropicale: (i) une opposition entre préservation de l'écosystème/poursuite d'activités locales "dégradantes"; (ii) l'évaluation marchande possible des biens et services forestiers par le biais direct de marchés ou par la présence de touristes étrangers; (iii) la volonté explicite des gestionnaires de préserver l'environnement. Or ces trois particularités sont rares en forêt tropicale. Par conséquent, il paraît nécessaire d'élargir l'application de l'évaluation économique à des configurations forestières moins spécifiques et de tester ainsi la

possibilité réelle d'une gestion économique de la forêt tropicale. La nécessité d'une gestion économique de la forêt tropicale se fait ressentir avant tout:

- en contexte multi-usages des ressources, ceux-ci étant potentiellement complémentaires et/ou potentiellement conflictuels. Il ne s'agit pas d'opposer les activités des populations locales au maintien de l'écosystème mais d'étudier les interactions entre les différents acteurs intervenant dans l'espace naturel commun;
 - en économie peu monétisée, où les moyens d'évaluation monétaire sont difficiles à utiliser.
- C'est dans un tel contexte que sont éprouvées l'applicabilité et la pertinence d'une gestion économique soutenable de la forêt tropicale.

3.2. Une comparaison de deux scénarios d'usage des ressources forestières

Les principales caractéristiques d'une gestion économique soutenable de la forêt tropicale ont été décrites précédemment. Il s'agit, d'une part, de comparer les avantages et les coûts actualisés de différentes alternatives d'utilisation des ressources. Délaissant l'évaluation des coûts, ce travail se focalisera sur l'estimation des différentes valeurs économiques totales de la forêt selon qu'elle est soumise à tel ou tel scénario d'usage. D'autre part, le choix de l'option économiquement optimale est contraint par une exigence de soutenabilité, définie comme le maintien dans le temps du stock de capital naturel critique.

La forêt de l'est-Cameroun fait l'objet d'utilisations multiples mais trois acteurs principaux ont une influence considérable sur le milieu: l'Etat qui est le propriétaire de la forêt et qui édicte les réglementations d'usage des ressources, l'exploitant forestier qui extrait du bois d'œuvre et les populations locales qui sont les principaux utilisateurs de l'environnement. Dans ces conditions, deux scénarios d'usage des ressources forestières sont envisageables⁹², reproduisant ainsi une application standard de l'analyse coûts-avantages à la forêt tropicale: un scénario d'exploitation où l'utilisation majeure de l'écosystème est la production de bois d'œuvre et un scénario de conservation où les pratiques "traditionnelles" villageoises sont poursuivies sans menace sur le milieu. Deux valeurs économiques totales sont donc à estimer⁹³, regroupant les principaux bénéfices économiques associés à ces deux scénarios d'usage. Ces valeurs économiques totales sont dites "approchées" puisqu'elles ne correspondent pas à la sommation exhaustive de tous les bénéfices économiques pouvant être tirés de la forêt mais seulement de ceux qui ont pu être évalués pendant la durée

⁹² Si, comme le mentionne Thébaud (1997), le choix des modes d'utilisation des ressources devant être comparés renferme toujours un jugement de valeur de l'analyste, ces deux scénarios de gestion de la forêt camerounaise se plient en tout cas à une contrainte de réalisme.

⁹³ Nous reprenons la démarche standard du calcul de la valeur économique totale où celle-ci est considérée comme une agrégation de valeurs économiques partielles.

d'investigation:

Figure 4 : Valeur économique totale de l'écosystème forestier exploité

Valeur économique totale de l'écosystème exploité	=	Valeur des bois sur pied commercialisables
	-	Dommages au massif
	-	Contribution au renforcement de l'effet de serre

Figure 5 : Valeur économique totale de l'écosystème forestier conservé

Valeur économique totale de l'écosystème conservé	=	Valeur des produits de cueillette alimentaires
	+	Valeur des produits médicinaux traditionnels
	+	Valeur de la fonction de séquestration de carbone
	+	Valeur de non-usage de la forêt tropicale

Une telle démarche d'évaluation économique des actifs naturels permet d'envisager une gestion économique de la forêt tropicale. Celle-ci se doit d'être encadrée d'une contrainte de soutenabilité, qui vise à assurer le maintien dans le temps d'un stock de capital naturel critique. Cette soutenabilité forte peut trouver, grâce aux propositions des économistes de l'école de Londres, une application concrète au niveau de chaque projet local d'utilisation des ressources. Dans le cas d'étude, comme cela va apparaître dans le chapitre suivant, cette contrainte de soutenabilité est respectée par les deux scénarios d'utilisation de l'écosystème forestier. En l'état actuel, l'ensemble des pratiques des populations locales comme de l'exploitant ne met pas en danger le stock de capital naturel, qui subit des pressions encore très inférieures à ses capacités de régénération. Dans ces deux configurations, il s'agit donc d'un mode d'utilisation soutenable des ressources, mais cette affirmation reste strictement dépendante de la définition donnée de la soutenabilité et des activités actuelles menées dans cet espace.

DEUXIEME PARTIE - EVALUATION ECONOMIQUE DES RESSOURCES D'UNE FORET DE L'EST-CAMEROUN

Si le modèle de gestion économique de la nature présenté précédemment a fait l'objet de développements théoriques assez poussés, il a également été mis en œuvre pour la forêt tropicale. On remarque d'ailleurs que les promoteurs de ces applications, probablement convaincus par avance de la justesse de leur approche, sont généralement positifs sur l'utilité des résultats obtenus. Tout au plus relève-t-on quelques critiques techniques ou certaines mises en garde sur l'usage des techniques d'évaluation. A l'inverse de ces conclusions se dégage dans la littérature tout un courant d'économistes adoptant une attitude critique vis-à-vis de ce modèle de gestion. Toutefois, à de rares exceptions près, leur réflexion porte surtout sur certaines aspects théoriques ou conceptuels de cette approche: celle-ci est remise en cause *a priori* car elle néglige ou écarte certaines questions essentielles concernant le bon usage des ressources. La démarche proposée dans cette deuxième partie se situe entre ces deux positions: elle consiste, sur la base d'une expérience dans une zone rurale de l'est-Cameroun, à s'interroger *a posteriori* sur la pertinence de ce modèle de gestion économique appliquée à la forêt tropicale.

Deux questions structurent cette investigation: (i) celle de l'applicabilité des méthodes d'évaluation économique des actifs naturels dans ces contextes socio-économiques et écologiques particuliers; et (ii) celle de l'utilité de tels résultats pour guider la prise de décision concernant la gestion du massif forestier. Dans cette partie, qui concerne les travaux entrepris sur le terrain, seule la première de ces interrogations est abordée tandis que la seconde thématique ouvre la troisième partie de cette thèse.

Relever la pertinence du modèle de gestion économique de la nature pour fonder un choix collectif d'utilisation de la forêt nécessite d'avoir une connaissance assez précise du contexte d'usage des ressources. C'est l'objet du **chapitre 3** de décrire les caractéristiques essentielles de la zone d'étude tant au niveau écologique, économique et social. Trois utilisateurs principaux sont identifiés qui, bien qu'utilisant le même espace, divergent à la fois dans leurs représentations de la forêt et dans leurs usages des ressources. C'est à partir de leurs pratiques de la forêt qu'est réalisée, dans les deux chapitres suivants, l'évaluation économique des actifs naturels de ce massif. **Le chapitre 4** regroupe les tentatives d'estimation de la valeur d'usage direct de la forêt de la zone d'étude. Cet exercice a lieu en trois temps, qui correspondent à l'évaluation de trois types de bénéfices tirés de la forêt: valeur économique des bois sur pied,

des produits pharmaceutiques traditionnels et des produits de cueillette alimentaires⁹⁴. Ces estimations recourent à des techniques d'évaluation directe dont l'application est explicitée ainsi que les principales hypothèses de calcul. Cette volonté d'une démarche transparente d'évaluation économique des ressources est maintenue dans **le chapitre 5**. Celui-ci se concentre sur l'estimation des valeurs d'usage indirect et de non-usage pouvant être attendues du massif forestier étudié en utilisant, cette fois, trois méthodes d'évaluation indirecte des actifs naturels. Le résultat final, discuté en troisième partie, est le calcul de deux valeurs économiques totales approchées pour l'écosystème forestier.

⁹⁴ Les supports matériels utilisés pour l'ensemble des enquêtes de terrain sont présentés en annexe IX.

"Cette forêt suscite ainsi bien des convoitises et ses utilisations alimentent tout naturellement la controverse. Cependant, le Cameroun n'a pas attendu les préoccupations et les inquiétudes de la communauté internationale pour se soucier de l'aménagement durable de ses forêts"

S. Naah Ondo, Ministre de l'Environnement et des Forêts
(ONADEF, 1998, p. 1)

Chapitre III: Caractéristiques du site d'étude: contextes économique, écologique et humain

Ce chapitre constitue une introduction à l'expérience de terrain d'évaluation économique des actifs naturels, qui est l'objet de la deuxième partie de ce travail. Milieux naturels et humains y sont décrits afin de mieux apprécier dans quelles conditions a lieu l'utilisation des ressources de cette forêt tropicale. En raison de la faible pression humaine sur le milieu et des modalités de la réglementation forestière camerounaise, il apparaît que l'ensemble des prélèvements effectués actuellement dans la forêt étudiée se plie à la contrainte de soutenabilité telle que définie précédemment.

La première section permet d'apprécier l'importance socio-économique ainsi que les caractéristiques écologiques de la forêt camerounaise. Celle-ci apparaît comme une ressource multi-usages utilisée par trois acteurs principaux que sont les populations locales, l'Etat et l'exploitant forestier. Ces acteurs sont présents dans la zone d'étude, qui est brièvement décrite.

Les populations des villages retenus pour cette étude constituent les usagers les plus directs et les plus fréquents de l'écosystème forestier. A ce titre, la deuxième section permet, d'une part, de mettre en lumière certains principes majeurs de leur organisation sociale et, d'autre part, de fournir les principales données démographiques et économiques de cette zone. Cette présentation vise à éclairer la dynamique d'usage des ressources forestières mises en œuvre par ces populations.

La troisième section élargit le spectre des usagers de la forêt à l'Etat camerounais et l'exploitant forestier, dont les préoccupations en matière de gestion forestière sont présentées. La promulgation d'une nouvelle loi forestière fournit l'occasion d'une re-définition de leurs rôles respectifs.

Section 1. La forêt au Cameroun: importance économique et caractéristiques écologiques

Avant de s'intéresser plus particulièrement aux différents usagers des ressources forestières de la zone d'étude retenue pour cette recherche, une présentation rapide est faite des principales caractéristiques de la forêt au Cameroun et de son importance socio-économique. Cette section permet également d'introduire les trois villages de la province de l'est-Cameroun où ont été conduites les enquêtes de terrain.

1. Une ressource essentielle dans un contexte économique en crise

1.1. Description succincte de la situation socio-économique au Cameroun

Le Cameroun est l'un des principaux pays du sous-continent de l'Afrique centrale. Il est situé entre les parallèles 1,4° et 13° de latitude nord et entre les méridiens 8,3° et 16,1° de longitude est. Sa superficie est de 475 442 km², divisée de façon assez nette entre la zone forestière au sud et la zone de savane au nord. Le Cameroun se caractérise ainsi par une grande diversité d'écosystèmes⁹⁵ et de populations: plus de deux cents groupes ethniques sont présents au Cameroun. Au total, la population camerounaise s'élevait en 1995 à 13,2 millions d'habitants, soit une densité humaine d'environ 28 hab/km². Ce niveau relativement bas cache néanmoins une grande disparité entre les provinces, celles du nord étant traditionnellement plus densifiées que les zones forestières du sud.

Les trois quarts de la population active camerounaise vit en zone rurale et pratique l'agriculture; cette proportion tend même à augmenter avec le "retour au village" de nombreux individus n'ayant pas trouvé d'activité en ville (Nkoujam, 1995). Ces mouvements migratoires internes constituent un indice révélateur du contexte économique difficile qu'a connu le Cameroun jusqu'à peu. Alors qu'au début des années 1980, le Cameroun était considéré comme un pays à revenu intermédiaire, 1985-86 marquent la fin d'une croissance rapide et le début de la récession économique qui a sévi jusqu'à récemment⁹⁶. C'est dans ces circonstances que le Cameroun négocia en septembre 1988 avec le FMI un premier Plan d'Ajustement Structurel (PAS). Les mesures prises dans ces conditions semblent néanmoins n'avoir eu que peu de conséquences, au moins dans un premier temps, sur la situation économique et sociale. Le PNB par habitant n'a cessé de décroître pour s'établir en 1994 à moins de 700\$ par tête. D'autres indicateurs montrent également, à partir de 1985, la dégradation des conditions de

⁹⁵ On dit parfois que le Cameroun est à l'Afrique ce que la France est à l'Europe: une synthèse de l'ensemble des paysages présents sur le continent.

⁹⁶ Une annexe V est proposée qui reprend cette analyse avec davantage de détails.

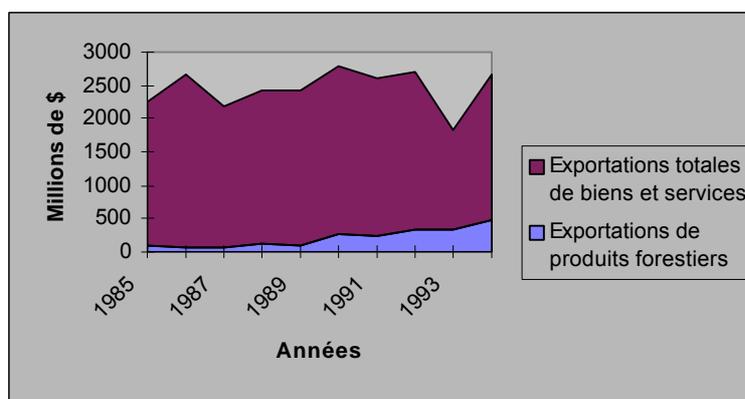
vie au Cameroun (Banque mondiale, 1996)

Dans les faits, après une décennie de déclin, le Cameroun renoua avec la croissance à partir de 1993 et de manière plus marquée après 1994. Cette reprise est généralement imputée au dynamisme des secteurs d'exportation et au redressement de la demande interne, principalement stimulés par la dévaluation de 50% de la monnaie nationale le 12 janvier 1994. Le niveau des exportations s'est particulièrement accru depuis 1993, mais cette évolution tient vraisemblablement davantage à l'amélioration du contexte économique mondial qu'à la réussite des PAS imposés par le FMI⁹⁷.

1.2. Le secteur bois porteur d'un nouveau dynamisme économique

Dans ce contexte économique fragile et qui reste dépendant de l'évolution de la conjoncture mondiale, le bois apparaît comme une ressource économique à fort potentiel puisque la demande sur le marché national comme international connaît une hausse continue depuis une quinzaine d'années: la production et l'exportation des ressources ligneuses au Cameroun n'ont cessé d'augmenter depuis 1985. Sur cette période, le taux annuel de croissance de la production s'établit à environ 3%. De manière parallèle, la part des exportations de produits forestiers par rapport à l'ensemble des exportations de biens et services camerounais a augmenté fortement.

Figure 6 : Les exportations de produits forestiers dans les exportations nationales



(Sources: World Bank, 1996)

⁹⁷ Plusieurs motifs permettent en effet d'étayer cette hypothèse:

- depuis 1994, on assiste à un retournement à la hausse des cours des principaux produits de base exportés par le Cameroun. C'est notamment le cas pour le café, le cacao ou le coton;
- si les principales exportations de produits primaires ont bien augmenté en valeur depuis 1994, cet accroissement des chiffres d'affaires tient plus à un effet prix qu'à un effet volume: pour les cinq principales cultures d'exportation (café, cacao, banane, caoutchouc, coton), le taux de croissance des exportations pour 1993-95 s'établit entre -3% et +20% quant elles sont exprimées en milliers de tonnes, et entre +41% et +108% quand elles sont exprimées en millions de dollars. Or l'objectif d'une dévaluation compétitive est avant tout de relancer à moyen terme le volume des exportations, profitant justement de leur faible prix sur le marché international;
- enfin, alors que la production pétrolière camerounaise n'a cessé de baisser depuis 1987 (60 millions de barils) pour s'établir à 39 millions de barils en 1994-95, de nouveaux puits ont été découverts récemment.

Depuis le début de la récession économique, la part du secteur primaire dans le PIB réel du Cameroun est passé de 24% en 1987 à 35% en 1994 (World Bank, 1996), confirmant ainsi les activités d'exploitation des ressources comme un des principaux moteurs de l'économie. L'exploitation des ressources ligneuses tient une place importante dans cette évolution en contribuant en 1993 à hauteur de 3,7% au PNB camerounais (Marchés Tropicaux, 1994). La ressource ligneuse étant de moins en moins commercialisée sous forme brute, du moins sur le marché international, la croissance du chiffre d'affaires du secteur bois implique donc la mise en place progressive d'une filière de transformation du bois d'œuvre au Cameroun.

Cette finalité "productiviste" assignée aux forêts par le gouvernement camerounais se révèle néanmoins être une vision restreinte de l'usage des ressources forestières. La forêt tropicale est un écosystème complexe, multi-fonctionnel et utilisé, par conséquent, de manière différente par plusieurs types d'utilisateurs. Cette diversité des modes d'utilisation de la forêt est illustrée par une étude de cas réalisée dans une zone rurale de l'est-Cameroun.

2. La forêt, une ressource complexe et variée

*2.1. La forêt tropicale camerounaise: présentation écologique générale*⁹⁸

La surface forestière du Cameroun est estimée en 1995 par la FAO (1997) à 195 980 km². Elle représente environ 41% de la surface du territoire national. Sur cette superficie totale, on estime généralement à 16 millions d'hectares la superficie forestière exploitable pour ses ressources ligneuses. De ce point de vue, le Cameroun se classe au troisième rang des pays forestiers africains après la République Démocratique du Congo et le Gabon. Le taux de déforestation pour 1990-95 s'établit à 129 000 ha/an, soit -0,6%/an, ce qui situe le Cameroun dans la moyenne de déforestation pour l'Afrique centrale (FAO, 1997).

La forêt camerounaise représente une grande diversité d'écosystèmes, allant de la forêt congolaise primaire au sud aux forêts galeries de savanes du nord ou à la forêt biafréenne de l'ouest du pays. Letouzey (1968) la divise en trois unités phytogéographiques⁹⁹ :

- la forêt littorale, qui se situe le long de la côte camerounaise;
- la forêt biafréenne, présente dans le sud-ouest du pays, à côté de la forêt littorale¹⁰⁰.
- la forêt congolaise, située au sud du pays. C'est cette forêt que l'on rencontre dans la

⁹⁸ Cette thématique est davantage développée dans l'annexe VI.

⁹⁹ Un tableau et une carte présentant la diversité des écosystèmes forestiers camerounais (Gartlan, 1989) sont proposés en annexe VI. Pour un inventaire floristique poussé de l'ensemble des écosystèmes forestiers présents au Cameroun, se reporter à Letouzey (1968, 1985).

¹⁰⁰ La forêt littorale et la forêt biafréenne sont regroupées par Gartlan (1989) sous la dénomination de forêt côtière atlantique: ce massif forestier couvre approximativement 100 000 km², tout comme la forêt congolaise.

province de l'est. Elle se divise entre forêt semi-décidue au nord (environ 40 000 km²), où se situe la zone d'étude, et forêt congolaise *per se* au sud (60 000 km²)¹⁰¹.

La zone forestière où ont été réalisées les enquêtes se situe en forêt dense humide semi-décidue. Elle comporte également quelques rares îlots de forêt congolaise (Zapfack, 1995)¹⁰². De manière générale, la forêt dense humide semi-décidue présente plusieurs caractéristiques communes avec la forêt sempervirente mais avec des performances inférieures. C'est par exemple le cas au niveau de la production de bois exploitables: un hectare de forêt tropicale semi-décidue compte beaucoup plus d'espèces secondaires que d'espèces principales: des travaux récents réalisés dans ce type d'écosystème en Côte d'Ivoire indiquent par exemple, que "*la densité de la régénération naturelle acquise est de l'ordre de 3000 à 5000 tiges/ha, les essences commerciales représentent 12-15% des effectifs*" (Dupuy et al. 1997, p. 30), le reste étant composé d'essences secondaires. Cette proportion d'essences commerciales est plus importante en forêt congolaise, notamment pour ce que l'on nomme communément les "bois rouges".

Le peuplement forestier de la zone d'étude se compose ainsi principalement de Sterculiacées et d'Ulmacées; il est caractéristique des forêts de plateaux de moyenne altitude (600-900 mètres) que l'on trouve dans cette région pour une pluviométrie annuelle entre 1450 et 1750 mm/an¹⁰³. Ce type de végétation se développe sur des sols ferrallitiques rouges sur roches éruptives et cristallines acides, que l'on rencontre fréquemment en forêt tropicale d'Afrique centrale: ils présentent une couche superficielle peu épaisse à faible teneur en matière organique et une couche intermédiaire de structure massive et farineuse, au ph. acide et détenant une très faible réserve minérale (Letouzey, 1968). Ainsi, en l'absence d'un couvert forestier permanent, ces surfaces ne peuvent supporter d'autres activités productives qu'à court terme.

La présentation statique des types de forêt tropicale ne doit pas tromper sur le perpétuel renouvellement de la phytocénose de cet écosystème: l'étude écologique des écosystèmes forestiers tropicaux ne peut être réalisée que dans une perspective dynamique qui a de multiples origines naturelles (chablis, inondation,...) ou humaines (feu, défrichement, exploitation forestière,...). Mais si la dynamique forestière est relativement bien connue pour

¹⁰¹ Si cet espace forestier tend à gagner globalement sur la savane, c'est principalement par l'extension des forêts semi-décidues, qui empiètent d'ailleurs aussi au sud sur les forêts de type congolais. Letouzey (1968) cite à cet égard la raréfaction des tiges de Moabi (*Baillonella toxisperma*), arbre caractéristique de la forêt congolaise, dans l'ensemble de ce massif et son remplacement par des arbres de forêt semi-décidue comme l'Ayous (*Triplochyton scleroxylon*).

¹⁰² Ces deux types d'écosystèmes présentent des caractéristiques résumées en annexe VI.

¹⁰³ Une étude détaillée de la structure du peuplement forestier dans une zone proche est réalisée pour les

l'étage végétal supérieur de la forêt tropicale, cela n'est pas le cas pour les étages inférieurs: les données sont rares et controversées sur la variation de la végétation à petite échelle. Or, "*la connaissance de la nature et de la complexité de la variation aux niveaux moyen et inférieur [...] est capitale pour l'évaluation de la variation correspondante des fonctions et des possibilités des écosystèmes forestiers tropicaux*" (Unesco, 1979, p. 41). De telles études sont rendues difficiles par la très grande diversité biologique que supporte la forêt tropicale humide (Wilson, 1993; Miller & Tangle, 1991; Lugo, 1988). Cette connaissance partielle des éléments de la biocénose de la forêt tropicale renforce la difficulté à estimer les évolutions potentielles de cet écosystème.

La multiplicité et la variabilité des interactions écologiques existant en forêt tropicale expliquent en grande partie l'absence d'écosystèmes homogènes s'étendant sur de grandes surfaces. Il suffit de faire quelques kilomètres en forêt semi-décidue pour se rendre compte qu'il ne s'agit en réalité que d'une mosaïque d'écosystèmes divers. Plus spécifiquement pour la zone d'étude, l'écosystème forestier présente des espaces de forêt semi-décidue, où certaines essences typiques de la forêt congolaise sont parfois présentes, et de forêt secondaire entrecoupés par des champs de cultures sur brûlis et des zones agricoles permanentes (Zapfack, 1995).

2.2. Une multiplicité d'usages potentiels

Le massif forestier où les villageois pratiquent leurs activités "coutumières" se révèle être un ensemble disparate d'écosystèmes hétérogènes. Si l'espace qui entoure les villages d'enquête reste essentiellement forestier, l'écosystème dominant est celui de la forêt semi-décidue "secondarisée" à la suite de plusieurs pressions humaines sur le milieu, notamment l'agriculture sur défriche-brûlis et l'exploitation forestière. Les ouvertures du massif forestier ont engendré l'installation d'une végétation de forêt secondaire, qui présente plusieurs caractéristiques intéressantes pour les acteurs locaux, notamment en termes de production¹⁰⁴.

principales essences commerciales par Durrieu de Madron & Forni (1997).

¹⁰⁴ On trouvera une bonne description de ces forêts tropicales secondaires dans Unesco (1979) ou Brown & Lugo (1990). Les essences ligneuses qui y sont présentes ont notamment les caractéristiques suivantes:

- ce sont des essences typiquement héliophiles qui exigent au moins 75% de la lumière du jour;
- elles développent une bonne fructification et un fort pouvoir de dissémination;
- elles ont une croissance rapide (de 1-4 mètres de hauteur par an et 2-4 centimètres de diamètre par an) mais une faible longévité: ces essences meurent souvent au bout de 15 ans;
- il s'agit souvent d'espèces grégaires, dont le bois est léger et ne présente pas d'intérêt pour l'exploitation forestière;
- enfin, ces espèces secondaires recyclent davantage les éléments nutritifs que les espèces primaires.

Un arbre caractéristique de cette configuration forestière est le Parasolier (*Musanga cecropioides*) qui est très fréquent dans la zone: il couvre l'ensemble des zones défrichées qui se régénèrent naturellement comme, par exemple, les anciennes pistes forestières.

Le stade de la forêt secondaire est en effet celui où la biomasse et la production sont maximales (Unesco, 1979). Ces écosystèmes forestiers secondaires présentent donc plusieurs avantages. D'une part ces formations sont transitoires et, en l'absence de nouvelles perturbations humaines, l'écosystème originel se reconstitue après plusieurs dizaines d'années: au terme de 60-80 ans, il est difficile de distinguer, sur la base de critères écologiques, une ancienne forêt secondaire d'une forêt primaire conservée (Whitmore, 1990). D'autre part, parce que leur niveau de production primaire est le double de celui obtenu en forêt non perturbée, ces écosystèmes secondaires sont en mesure de supporter un grand nombre d'usages humains (Brown & Lugo, 1990). Enfin, ces formations forestières spécifiques proposent aux acteurs locaux des biens et services qui ne sont pas présents en forêt primaire: la diversité des écosystèmes qui composent la forêt de la zone d'étude permet la multiplication des bénéfices que vont en tirer les populations locales. De manière générale, les acteurs tirent d'autant plus de bénéfices de leur environnement que celui-ci est diversifié. Il est possible de mettre en lumière les fonctions majeures qu'assure la forêt tropicale au Cameroun.

La forêt tropicale constitue tout d'abord pour les populations locales le support matériel de leur mode de vie: cet écosystème est à la fois l'habitat de nombreux individus, une source de matières premières et de produits alimentaires, et une réserve foncière pour l'extension des activités agricoles. La majorité de la population camerounaise couvre ses besoins principaux par une exploitation directe de son milieu de vie¹⁰⁵. Or, en l'état actuel des tendances démographiques, cette pression sur l'environnement est appelée à s'accroître très fortement¹⁰⁶. Une conséquence directe de cette croissance démographique est une pression accrue sur les ressources naturelles, notamment par une extension importante de l'agriculture: *"it is clear that in order to meet the needs of an increasing population, it is necessary to organize and manage land which implies protection of the environment and the rational and economic use of natural resources* (MINEF, 1992, p. 10).

Au niveau national, la forêt tropicale est considérée comme un support de développement économique: la forêt camerounaise contient un volume de bois d'œuvre commercialisable estimé à plusieurs centaines de millions de mètres cube, dont l'exploitation est censée engendrer dynamisme économique, emploi et rentrée de devises (Carret & Clément, 1993).

¹⁰⁵ C'est, par exemple, le cas de la demande d'énergie: au Cameroun, en 1996, sur une production de bois rond de plus de 16 millions de mètres cube, 11,8 millions de mètres cube sont utilisés pour le chauffage, sous forme de bois de chauffe ou de charbon. Ainsi, les trois quarts de la production de bois au Cameroun ne font pas l'objet d'une transformation industrielle et sont cantonnés à un usage domestique.

¹⁰⁶ Même si le Cameroun entre lentement dans une phase de transition démographique, les projections moyennes estiment cette population à plus de 43 millions d'individus en 2050, soit un triplement en 50 ans (Gendreau, 1996).

De ce fait, les autorités publiques, qui sont les propriétaires et les garants de la pérennité de ces ressources, ont pour objectif de parvenir à une gestion rentable et durable de la forêt : aussi bien au niveau régional que national, la forêt tropicale est un enjeu économique et politique majeur pour le Cameroun. Enfin, considérée sous la forme d'un "capital naturel", la forêt tropicale fournit un ensemble de bénéfices non-marchands (fonctions environnementales et bénéfices de non-usage) au niveau local, national et international¹⁰⁷.

Dans ces circonstances, une gestion forestière paraît délicate à mettre en place puisqu'elle implique plusieurs acteurs aux intérêts divers et complexes. Plutôt que de se focaliser sur des principes théoriques de gestion forestière, l'intérêt est de restreindre le champ d'analyse à une zone géographique précise où les acteurs et leurs usages peuvent être identifiés.

3. Caractéristiques de la zone d'étude

Ce travail repose sur des enquêtes de terrain réalisés dans une zone forestière située dans la partie orientale du Cameroun. Les caractéristiques de cette région sont rapidement présentées et, plus précisément, celles de la zone d'étude.

3.1. La province de l'est

Le Cameroun est divisé en dix provinces, dont la province de l'Est est à la fois la plus grande et la plus boisée: elle couvre une superficie de 108 940 km², soit 23% du territoire national, et réunit plusieurs types d'écosystème : d'une forêt sempervirente au sud, on passe progressivement à une forêt semi-décidue pour aboutir à une forêt de transition avec la savane au nord. Le climat est de type guinéen, se caractérisant surtout par une longue saison pluvieuse (septembre-novembre), puis une longue saison sèche (décembre-mars). Une petite saison des pluies a lieu de début avril à mi-juin; elle est suivie par une petite saison sèche jusqu'à septembre. Les températures moyennes ont cependant une faible variation saisonnière pendant l'année, oscillant presque toujours entre 23 et 25°C.

Bertoua est la capitale provinciale. La province de l'Est est composée de quatre départements (le Lom et Djérem, la Kadéï, le Haut-Nyong, et le Boumba-Ngoko), qui sont eux-mêmes divisés en arrondissements et en communes. Enfin, chaque commune regroupe plusieurs cantons, qui comprend plusieurs villages.

L'activité industrielle principale de cette région du Cameroun est l'exploitation forestière. Elle engendre à peu près tous les emplois du secteur privé dans la région. La forêt dense de cette province, qui représente environ 77 390 km² (soit 39% de la superficie de la forêt nationale),

¹⁰⁷ Au niveau international, par exemple, le Cameroun a déjà engagé sa responsabilité en ratifiant les conventions sur le changement climatique et la biodiversité, qui l'enjoignent à gérer et à utiliser durablement les ressources

constitue le massif le plus grand du pays et recèle plus de la moitié du potentiel forestier exploitable à long terme (Laurent, 1994)¹⁰⁸. Selon les zones, entre 2 et 25m³ de bois par hectare peuvent être exploités à des conditions économiques rentables. La gestion de la forêt de l'est constitue donc un enjeu majeur au plan régional et national, d'autant que la province de l'Est est économiquement en retard par rapport au reste du territoire.

En dépit de ce fort potentiel, l'est du Cameroun est la région la plus enclavée du pays. Si elle bénéficie de chemin de fer, qui passe à Bélabo, elle est encore dépourvue d'axe goudronnée la reliant au reste du pays. La seule route existante est celle qui joint depuis 1981 Bertoua à Bélabo : elle fait 82 km, pour plus de 4000 km de pistes qui sillonnent la province. L'axe de communication le plus important est la route nationale N°10 qui relie Yaoundé-Doumé-Bertoua-Batouri. L'accès à la zone forestière est assuré par les pistes créées et entretenues par les sociétés d'exploitation forestière mais celles-ci ne correspondent pas à un réel aménagement du territoire et ne suffisent pas pour désenclaver le sud de cette région.

La densité humaine moyenne est de 7hab/km² dans cette province, ce qui en fait la région la moins peuplée du Cameroun par rapport à sa superficie. La population est d'autant moins dense qu'on s'enfonce en forêt. Si le taux de croissance démographique est égal à la moyenne nationale, aux environs de 3%, cet indicateur est beaucoup plus faible au sud qu'au nord de la province¹⁰⁹. De nombreux groupes ethniques sont présents dans cette province: schématiquement, la zone forestière est essentiellement habitée par des populations d'origine bantou (Kozimé, Maka, Mézimé,...) et pygmée (Baka) tandis que des populations d'origine savanicole (Baya, Kako,...) résident en savane ou sur la lisière savane-forêt (Dugast, 1949). Malgré l'implantation ancienne de ces populations dans la région, l'essentiel de l'activité économique locale est entre les mains d'autres ethnies, principalement les Bamiléké et les Haussa. Cette dépendance économique est manifeste à la fois en ville et au village, où la majorité des commerçants sont originaires du nord et de l'ouest du pays.

3.2. Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude est localisée à 4,1° au nord de l'équateur, et 14,1° de longitude est. Il s'agit d'une zone forestière de type semi-décidu, où sont installés trois villages: Bimba, Gouté et

forestières.

¹⁰⁸ A l'heure actuelle, la province de l'est est pourvoyeuse d'environ 60% du volume ligneux exploité au Cameroun. La part de cette région dans la production totale de grumes ou de produits forestiers transformés tend d'ailleurs à s'accroître depuis les années 1980.

¹⁰⁹ Une des raisons invoquées pour expliquer cette différence de natalité nord-sud de cette province est la forte stérilité des femmes résidant en zone enclavée et qui ne bénéficie que difficilement de soins médicaux. Gendreau (1996) indique que dans l'est-Cameroun, dans les années 1960, 30% des femmes de 50 ans étaient stériles. Si

Djémiong. Ces villages sont tous rattachés au département de la Kadéï¹¹⁰. Gouté et Bimba appartiennent au canton Boli-Lossou qui s'étend sur la rive nord de la Doumé. Bimba est le chef-lieu de ce canton. Djémiong appartient au canton Mézimé, dont il est le village le plus septentrional et jouxte, de ce fait, les villages boli.

Comme on peut le voir sur la carte présentée en annexe VIII, les trois villages sont distants entre eux de quelques kilomètres de piste (4km entre Bimba et Gouté, 9km entre Bimba et Djémiong). Ils sont séparés par la rivière Doumé. Le territoire bordant la rive nord de la Doumé est peuplé de l'ethnie boli répartie dans cinq villages dont Bimba et Gouté; au sud, on rencontre l'ethnie Mézimé, de taille plus importante, qui est implantée dans quelques dizaines de villages. Plusieurs autres ethnies sont également présentes dans la région. D'une part, en bordure forêt-savane (au nord et à l'ouest de la zone), l'ethnie Kako se déploie sur de grandes superficies et est représentée par de nombreux lignages. D'autre part, en zone forestière (plutôt au sud), sont présents les pygmées Baka. Cette population, traditionnellement itinérante, développe de nos jours un mode de vie semi-sédentarisé. Enfin, à l'est, les populations boli et mézimé côtoient également les Lossou et les Bangantou. De nombreuses relations matrimoniales unissent ces populations voisines.

L'activité principale des villageois est l'agriculture de subsistance et de rente. Les surfaces agricoles sont prises sur la forêt qui entoure les villages. Par ailleurs, la forêt constitue pour les habitants un environnement riche en produits naturels dont l'extraction est largement pratiquée. De ce fait, cette forêt dense humide connaît plusieurs pressions anthropiques et ne présente plus les traits propres à une forêt primaire. Par exemple, la présence de nombreux Ayous (*Triplochyton scleroxylon*) dans les environs de Bimba semble indiquer la pratique ancienne de défriche agricole (Letouzey, 1968). Hormis cette utilisation "traditionnelle" des ressources forestières, cette forêt est également utilisée par la SFID de Mbang pour ses ressources en bois blancs. L'ensemble de ces pratiques forestières doivent respecter la nouvelle loi forestière camerounaise promulguée en 1994 et que la Délégation provinciale de l'Environnement est censée appliquer. L'Etat camerounais est donc lui aussi impliqué dans l'utilisation de ce massif forestier.

Afin d'étudier la possibilité d'une gestion économique de la forêt, une description plus poussée des acteurs et de leurs usages en forêt est nécessaire.

l'amélioration de l'état de santé est significatif au nord de la province, cette évolution est certainement moindre en zone forestière.

¹¹⁰ Préfecture: Batouri; sous-préfecture et commune: Mbang

Section 2. Description socio-économique de sociétés rurales dans l'est-Cameroun

Ce travail repose sur une analyse détaillée d'une forêt de l'est-Cameroun utilisée communément par trois acteurs principaux que sont les populations locales, l'Etat et l'exploitant forestier. Les habitants des trois villages d'étude sont les utilisateurs les plus immédiats et les plus réguliers de cet écosystème. La compréhension de leurs pratiques en forêt requiert l'appréciation préalable de leurs caractéristiques socio-économiques et anthropologiques. Pour se faire, en plus des enquêtes conduites sur le terrain, le propos est étayé par plusieurs études réalisées dans les ethnies voisines (Kako, Baya, Maka et Bëti). L'annexe VII permet d'aller plus loin dans l'analyse anthropologique de ces sociétés rurales.

1. Origines et localisation de ces sociétés rurales

1.1. Une classification basée sur les langages

Les Boli et les Mézimé demeurent en bordure de la Doumé depuis environ un siècle. Leur venue simultanée dans cette zone forestière ne signifie pourtant pas que ces deux ethnies partagent une histoire commune. En réalité, ces populations ont connu des évolutions très différentes, qui sont vraisemblablement en mesure d'éclairer les perceptions et les usages actuels que ces populations développent vis-à-vis de la forêt.

Le langage est le critère le plus pertinent pour différencier les populations humaines. La classification linguistique de Greenberg (1963) permet ainsi de distinguer le Boli qui, comme toutes les langues Baya, appartient à la branche *Adamaoua Orientale* (Nigritique Oriental) alors que le Mézimé est une langue bantou¹¹¹ rattachée à la branche *Bénoué Congo*. La zone d'étude rassemble ainsi deux ethnies aux origines très différentes. Les Boli constituent un groupe baya originaire des savanes du nord, même si ces populations ont longtemps demeuré dans la zone forestière de l'Oubangui; à ce titre, ni leur langue ni leur culture ne peuvent être assimilées à celles des Bantou. Les Mézimé, quant à eux, sont un peuple typiquement forestier et de souche bantou.

Le peuplement actuel de la forêt de l'est-Cameroun s'explique par un double mouvement migratoire, réalisé tout au long du XIXème siècle, de populations bantou venant du sud-est et de populations oubanguiennes (ou semi-bantou) venant principalement du nord-est.

¹¹¹ Le terme de "bantou" désigne la mosaïque des peuples issus d'un noyau commun vivant en climat chaud et humide, et principalement en forêt tropicale. Cette famille vit au sud d'une ligne qui coupe le continent africain d'est en ouest, de Douala à l'embouchure de la rivière Tana dans l'océan indien, en passant par le nord du lac Victoria (Kouerey et al., 1989).

1.2. Vers une installation définitive des Boli et des Mézimé

Si les mouvements migratoires des populations baya au cours du XIX^{ème} siècle sont assez bien connus, les travaux disponibles sur cette ethnie tendent à ignorer le groupement Boli. D'après les entretiens réalisés à Gouté et à Bimba, les Boli situent leur origine (mythique) dans la région de Mouloundou, à l'extrême sud-est du Cameroun¹¹². Décidant de quitter cette région en raison de querelles familiales, ils auraient suivi la Kadéi vers le nord (Takforyan, 2001). L'arrivée des colons allemands dans cette zone va avoir comme conséquence majeure de stopper le phénomène d'incessants mouvements migratoires des populations en forêt. A partir du début du XX^{ème} siècle, les "autochtones" sont appelés à se rassembler et à se sédentariser dans des villages qui peuvent être identifiés par l'administration coloniale. L'histoire contemporaine des Boli est assez complexe et donne lieu à de nombreuses scissions entre familles, qui partent créer d'autres campements principalement dans les années 1920. A l'heure actuelle, les Boli regroupent environ 1500 habitants répartis en cinq villages officiels. L'histoire récente des Mézimé est moins bien connue que celle des Boli. De nombreuses similitudes avec les Badjué¹¹³, de la zone du Dja, tendent à confirmer l'hypothèse que les Mézimé auraient migré en direction du nord-est pour atteindre leur zone actuelle d'implantation (Burnham et al., 1986). Sous la pression des forces coloniales, les populations mézimé se sont sédentarisées dans la zone située au sud de la Doumé. Ils sont aujourd'hui répartis dans plusieurs dizaines de village qui dépendent de trois clans distincts. Ils forment néanmoins une entité administrative homogène sous la forme d'un canton Mézimé. En dépit de leurs origines géographiques divergentes, ces deux ethnies développent des organisations sociales qui peuvent être apparentées et qui sont directement liées aux relations établies par le système de parenté.

2. Organisation sociale et système de parenté

La présentation précédente des principaux indicateurs économiques et démographiques appliqués à la zone d'étude donne une première idée du contexte socio-économique. Cette première description ne suffit néanmoins pas pour apprécier les processus qui conditionnent les modes de gestion envisageables de l'environnement dans ces sociétés rurales. Pour cela, il paraît nécessaire de s'intéresser de plus près au contexte social et politique dans lequel ces

¹¹² Cette origine légendaire est également citée par Burnham et al. (1986). Malgré la concordance des témoignages, il est néanmoins surprenant de trouver des populations baya en une zone forestière si méridionale.

¹¹³ Koch (1968) indique que, selon la mythologie Badjué, les Mézimé sont, comme eux, les fils de *mot*, l'homme originel.

individus évoluent¹¹⁴. Il apparaît que le système de parenté est la variable déterminante de l'organisation sociale, politique et spatiale de ces populations. L'objectif n'est pas ici d'en proposer une description complexe mais davantage d'en faire ressortir les niveaux d'organisation qui structurent la logique (individuelle et collective) de ces acteurs de l'écosystème forestier. Cette analyse permet en outre, dans la troisième partie de la thèse, de réfléchir aux unités locales de décision en matière de gestion des ressources.

Plutôt qu'une description statique de l'organisation sociale actuelle des villages d'étude, l'évolution historique de ces sociétés est présentée, ce qui permet de poser un à un les concepts fondamentaux de l'organisation sociale et du système de parenté.

2.1. Structure sociale et politique à la fin du XIX^{ème} siècle

A l'arrivée des premiers Européens dans l'est-Cameroun, les peuplements humains installés en forêt ou en savane étaient extrêmement dispersés et tous de petite taille. L'histoire de ces groupements est faite de déplacements et leurs résidences ponctuelles ne peuvent être assimilées à des villages. Afin d'éviter toute confusion avec les villages existant actuellement et pour insister sur la différence de taille, Burnham (1980) utilise le terme de "hameau" pour désigner ces unités locales. Un hameau constituait un petit groupement se composant d'un homme d'âge mûr et de ses différents parents. Au siècle dernier, cette forme d'organisation sociale présente la caractéristique de constituer à la fois une unité lignagère, une unité politique et une unité spatiale. Une unité lignagère tout d'abord car les habitants du hameau appartiennent tous au même patrilignage¹¹⁵. L'unité lignagère que représente ce groupement permet d'asseoir une unité politique: celle-ci repose sur l'autorité qu'est susceptible d'exercer l'aîné du lignage-fondateur du hameau sur les membres de son groupe.

Que ce groupement puisse être considéré comme autonome ne signifie cependant pas qu'il constitue une entité formelle et figée. Si le lignage constitue un cadre de référence, il est par contre perpétuellement animé de dynamiques diverses découlant de la mobilité des individus à la fois dans l'espace et au sein du système de parenté. En particulier, il est sans cesse animé d'un double mécanisme d'effritement des branches cadettes (tendance à la scission) et

¹¹⁴ Dans ce but, à défaut de travaux spécifiquement consacrés aux Boli et aux Mézimé, il est nécessaire de consulter les études anthropologiques réalisées dans l'est-Cameroun. Plusieurs groupes ethniques de la zone ont ainsi été étudiés par des anthropologues et semblent présenter des caractéristiques proches de celles des Boli et des Mézimé. Il s'agit notamment des populations Kako (Copet-Rougier, 1978, 1979, 1986, 1987-a/b), des Maka (Geschiere, 1982, 1995), et des Baya (Burnham, 1980, 1981). Plusieurs traits sont également partagés par les ethnies Boulou (Weber, 1977) et Bëti (Laburthe-Tolra, 1981) présentes dans la forêt du sud-Cameroun.

¹¹⁵ Pour reprendre la terminologie académique (Augé, 1975), le patrilignage est un groupe de filiation dont tous les membres se considèrent descendants en ligne agnatique d'un ancêtre commun, et sont capables de décrire les connexions généalogiques qui les lient les uns aux autres, ainsi que de remonter à l'ancêtre par une ligne généalogique ininterrompue.

d'assimilation d'individus étrangers au lignage (tendance à l'intégration). En dépit de l'autorité du chef de lignage, chaque chef de foyer reste libre de son choix et c'est cette liberté fondamentale de décision individuelle qui explique la fluidité de cette organisation sociale.

Une autre dynamique est également à l'œuvre dans ces sociétés lignagères: la règle d'exogamie¹¹⁶ qui interdit au lignage de se renfermer sur lui-même et le contraint à l'échange. Il y a donc nécessité d'alliance pour assurer la pérennité du groupe lignager. Les différentes alliances passées entre groupes lignagers se font principalement à l'intérieur d'un groupement plus large nommé clan. Contrairement à la notion de lignage qui repose sur une connaissance précise de la descendance d'un ancêtre commun, le patriclan rassemble tous ceux qui se considèrent, en vertu d'une relation généalogique présumée, comme les descendants en ligne directe paternelle d'un ancêtre commun légendaire ou mythique. Une différence importante entre clan et lignage tient à la règle d'exogamie: selon les définitions les plus courantes, le clan est dit endogame tandis que le lignage est exogame (Augé, 1975)¹¹⁷. Le groupe clanique représente le cadre privilégié des alliances entre lignages autonomes, que celles-ci soient matrimoniales, politiques ou guerrières.

A partir des entretiens réalisés avec les habitants et de la littérature disponible, il est également possible de distinguer ces deux niveaux d'organisation lignagère chez les Boli et les Mézimé. La caractéristique principale des sociétés présentes dans l'est-Cameroun à l'époque précoloniale est que l'organisation sociale, politique et spatiale coïncide avec la structure du système de parenté, tel que le montre le tableau suivant:

Tableau 7 : Structure sociale et spatiale avant la colonisation

Organisation sociale et lignagère	Organisation spatiale
clan = ensemble de patrilignages autonomes	1 <i>clan territory</i> , formalisé ou non
patrilignage = ensemble de parents	1 hameau, autour de la case du chef de lignage
foyer	1 maison-cuisine

Il y a lieu de distinguer nettement le fonctionnement du patrilignage, qui constitue un groupe de filiation dominé de manière permanente par un chef de lignage, et du clan, qui regroupe des parents lointains refusant de se soumettre à une structure politique hiérarchique. Dans les deux cas, les rapports de pouvoir qui s'établissent dans ces sociétés reposent sur le système de parenté que partagent les individus. Or, la parenté se définit comme une convention sociale

¹¹⁶ L'interdiction de mariage s'applique pour un individu à tous les membres des lignages de ses parents directs du côté homme et femme. Il n'est pas possible de se marier avec une personne dont le lien de parenté peut être établi. Toutefois, en pratique, la mémoire de la descendance s'efface rapidement, notamment du côté de l'épouse. Il existe donc toujours des incertitudes sur l'autorisation du mariage, qui reste sujette à différentes interprétations et n'a jamais un caractère absolu.

qui ne se réduit pas à la consanguinité. Elle peut ainsi être interprétée de manière large. Cette souplesse du système de parenté a pour conséquence d'offrir une grande fluidité à l'organisation sociale et spatiale de ces groupements. Celle-ci va cependant être modifiée avec l'arrivée des colons européens dans l'est-Cameroun au début du XXème siècle.

2.2. Modification de l'organisation résidentielle avec la création des villages

La politique coloniale de mise en valeur du territoire camerounais pratiquée à partir des années 1910 a deux conséquences importantes pour les populations locales. D'une part, elles sont appelées, dans un premier temps, à se rassembler dans des villages accessibles et contrôlés par l'autorité publique. D'autre part, à partir de la fin des années 1920, est mise en place une administration coloniale s'appuyant notamment sur le nouveau statut de "chef de village". Les populations se voient donc contraintes d'adapter leur mode de fonctionnement "coutumier", en respectant les prérogatives d'une nouvelle autorité officielle imposée *ex nihilo*. Pour ces populations, le village ne représente qu'une agrégation artificielle de patrilignages, ceux-ci continuant à fonctionner de manière indépendante: dans toutes les ethnies étudiées dans la zone, le patrilignage reste considéré comme une entité autonome, même s'il est dorénavant contraint de cohabiter avec d'autres groupes similaires. Ainsi la structure socio-politique du village continue à dépendre étroitement des patrilignages qui y sont présents: ceux-ci constituent encore des unités lignagères et politiques mais leur unité spatiale est altérée.

Cette stratégie coloniale a eu des retombées différentes dans les villages de la zone d'étude. Dans le cas des Mézimé, comme pour la majorité des ethnies forestières de cette zone, la volonté coloniale de sédentarisation s'est traduite par un regroupement important de lignages autonomes mais voisins. A Djémiong par exemple, deux segments de lignage récemment séparés ont opté pour la fusion plutôt que de chercher de nouvelles alliances avec des lignages mézimé différents (Takforyan, 2001). L'ensemble de cette population partage donc un ancêtre connu mais les individus font toujours référence aux ancêtres qui ont procédé à la segmentation, ce qui conduit à distinguer deux "grandes familles" dans ce village.

Une stratégie inverse semble avoir été menée par les autorités coloniales chez les Boli: au lieu d'instituer une politique autoritaire de regroupement des populations locales les forces coloniales françaises ont manifestement préféré prôner une répartition plus équilibrée de ces populations dans l'espace; et contrairement aux autres populations de la zone, ces ethnies ont été fortement incitées à se redéployer le long des pistes, par exemple, pour les Kako, sur celle

¹¹⁷ Burnham (1980), pour les Baya de la région de Meiganga, retient trois attributs spécifiques au clan: un nom

qui mène à Ngélébok (Copet, 1978). Cette politique coloniale de dispersion des populations a eu pour principal effet de segmenter encore davantage les lignages¹¹⁸.

Mais, que ce soit chez les Mézimé ou les Boli, le lignage demeure un critère déterminant pour décrire la création du "village". La forte connotation lignagère de tout groupement humain se retrouve également dans l'organisation spatiale du village puisque chaque patrilignage se caractérise par une implantation homogène et conserve, de cette manière, un fonctionnement indépendant des autres lignages appartenant au village. En effet, les populations regroupées par les forces coloniales ne se sont pas installées de manière aléatoire dans le village qui leur était assigné. Les membres d'un même lignage ont eu tendance à conserver leur unité en se rassemblant dans un "quartier" précis du village (Burnham, 1980). L'unité de résidence du lignage passe donc du hameau au XIX^{ème} siècle à celui de quartier de village au cours du XX^{ème} siècle. Cette implantation du lignage dans un quartier homogène permet au groupe de lignager de conserver la plupart des caractéristiques qu'il présentait au début du siècle, notamment son autonomie de décision. Il reste également animé de la même dynamique d'assimilation/segmentation, quoique celle-ci ne fonctionne plus de la même façon: en effet, si le phénomène d'intégration d'étrangers au lignage demeure le même, le mécanisme d'effritement du lignage par séparation physique de certains segments est maintenant empêché par la volonté coloniale de maintenir les populations en un nombre fixe de villages. Le phénomène de segmentation du lignage va donc trouver de nouveaux mécanismes d'expression. Du fait de l'obligation de résider au village, la division "naturelle" du patrilignage se réalise à l'intérieur du quartier lignager: on assiste ainsi, à partir des années 1930-40, à un morcellement spatial du groupe lignager en groupements de plus petite taille, que les anthropologues nomment "familles étendues"¹¹⁹. En fait, il ne s'agit pas ici d'une forme nouvelle de groupement mais de la reproduction, au sein du quartier, du groupe patrilignager tel qu'il se présentait au siècle dernier: un groupe de vingt-trente personnes qui ont entre eux des liens de filiation et qui admettent l'autorité d'un leader, généralement le fondateur de la famille étendue.

En guise de récapitulation, si l'on dresse un tableau descriptif de l'organisation sociale et spatiale de ces populations pendant la période coloniale, il apparaît clairement que le système

commun, un tabou alimentaire et une règle d'exogamie qui sont partagés par l'ensemble de ses membres.

¹¹⁸ Si le village de Gouté est constitué d'un seul lignage du nom de *Bogoh*, "la famille de la panthère", celui de Bimba est composé de six lignages (*Boyanganga*, *Boyaboh*, *Bombotoh*, *Bobona*, *Bombongoh*, *Boabilo*) de taille différente.

¹¹⁹ Augé (1975, p. 39) en donne la définition anthropologique: "*la famille étendue résulte de l'extension, dans le temps et par l'intermédiaire des liens de mariages, des relations entre parents et enfants. Dans une société à*

de parenté reste l'élément explicatif majeur du fonctionnement de ces sociétés. Le village apparaît comme une entité territoriale qui est loin de constituer une institution politique satisfaisante pour ces populations. Le lignage demeure une entité politique autonome, même s'il se compose maintenant de familles étendues spatialement distinctes.

Tableau 8 : Structure sociale et spatiale à partir de 1920

Organisation sociale et lignagère	Organisation spatiale
Patrilignage: ensemble de "familles étendues"	Village: ensemble de patrilignages
Famille étendue: groupe de parents directs	Quartier lignager
Foyer	Zone du quartier lignager
	Maison-cuisine

2.3. L'organisation sociale et spatiale actuelle de la zone d'étude¹²⁰

La mise en valeur coloniale du territoire, qui supposait une implantation organisée en villages des populations locales, a eu deux conséquences majeures dans la zone d'étude: d'une part, cette stratégie a eu pour effet de sédentariser les populations de manière définitive dans les villages; d'autre part, elle a vraisemblablement contribué à allonger considérablement la mémoire généalogique des Boli comme des Mézimé. En conséquence, les notions associées de territorialité et de patrilignage ont conservé une importance considérable pour comprendre l'organisation sociale actuelle de ces groupements humains.

Si la conception et l'importance sociale du patrilignage ont été relativement peu affectées par les changements de la période coloniale, il n'en est pas de même de la répartition spatiale des foyers puisqu'il n'existe plus aujourd'hui de quartier lignager homogène. La localisation des différents foyers de Bimba est, de ce point de vue, explicite. Elle est présentée en annexe VII. Si la plupart des familles présentent encore un quartier originel qui regroupe la majorité des membres du lignage, on remarque actuellement une forte hétérogénéité des groupements: les familles étendues paraissent aujourd'hui dispersées dans l'espace villageois non pas tant en fonction de stricts liens de filiation qu'en fonction de liens d'alliance établis avec les autres lignages. Ces sociétés rurales semblent ainsi connaître, depuis quelques décennies, une double évolution. D'une part, la structure lignagère est de plus en plus morcelée avec l'autonomie croissante du foyer nucléaire en tant qu'entité résidentielle. D'autre part, le village, en dehors

filiation différenciée (linéaire), la famille étendue peut coïncider avec le groupe constitué par les membres d'un segment de lignage, leurs conjoints et leurs enfants".

¹²⁰ La plupart des ouvrages anthropologiques consacrés aux ethnies présentes à proximité de la zone d'étude sont le résultat de longues études de terrain réalisées pendant les années 1960 et 1970. Elles ont permis de mettre en lumière les principes fondamentaux de l'organisation de ces sociétés. Ici, contrairement aux sous-sections précédentes, l'analyse est fondée sur la situation telle que constatée lors du séjour dans ces villages. Plus précisément, le village de Bimba semble représentatif de l'évolution qu'ont connu les autres villages de la zone depuis la fin des années 1960 et est retenu comme cas d'étude.

de toute pression extérieure explicite, tend à devenir un pôle "attracteur" pour les populations. Cette nouvelle configuration spatiale des foyers¹²¹ à l'intérieur du village est la conséquence de plusieurs phénomènes extérieurs, qui tendent à modifier l'organisation économique et sociale de ces groupements communautaires. C'est notamment le cas de la rapide expansion des cultures de café et de cacao au Cameroun à partir des années 1950. Ces cultures de rente ont, d'une part, fourni l'opportunité aux individus de gagner des sommes considérables d'argent sans avoir à quitter le village. D'autre part, elles ont été entreprises de manière individuelle, ce qui a permis aux planteurs d'acquérir rapidement une certaine autonomie monétaire, et ceci indépendamment de leur place dans la structure lignagère. Cette monétarisation accrue de l'économie villageoise a sans doute favorisé un relâchement des liens (au moins économiques) au sein de la famille étendue et sa dispersion en foyers nucléaires plus ou moins indépendants. Le foyer, qu'il continue à résider à l'intérieur du quartier lignager ou qu'il s'en écarte spatialement, constitue donc un niveau d'action dont l'importance semble s'être accrue depuis quelques décennies.

Cette tendance nouvelle au morcellement spatial des lignages ne remet pas en cause l'implantation commune du village. La disparition de l'homogénéité spatiale des lignages pose *a contrario* le village comme nouveau pôle attracteur pour les populations. Alors qu'à la période coloniale la création des villages était considérée comme une contrainte au mode de vie mobile de ces populations, le village constitue aujourd'hui leur mode régulier de résidence. Plusieurs raisons partielles semblent pouvoir être avancées pour expliquer le maintien de ces populations dans l'espace villageois. Tout d'abord, comme l'indique Copet (1978), pour un individu, l'éloignement spatial du village et des autres membres du lignage est dangereux puisqu'il accroît le risque d'une rupture définitive. Deuxièmement, il est probable que la pratique répandue de l'agriculture de rente, majoritairement du cacao, participe à sédentariser les individus à proximité de leur plantation. Enfin, les groupements villageois sont dotés d'une institution collective informelle, le Conseil Villageois¹²², qui rassemble les

¹²¹ Il est généralement admis que le foyer représente à la fois une unité de résidence, de production et de consommation (Augé, 1975). Il doit donc être considéré de manière plus large que la notion de ménage, qui correspond généralement à la simple famille nucléaire: si le noyau du foyer se compose en effet du mari, de sa (ses) femme(s) et de leurs enfants, d'autres personnes (parents à différents niveaux) sont également membres à part entière du foyer. Dans la zone d'étude, ces différentes personnes sont le plus souvent rassemblées en une seule habitation ou en un seul groupe d'habitations voisines, ce qui vérifie le critère d'unité de résidence. Il est, par contre, plus difficile de définir le foyer sur la base de l'unité de production et de consommation puisque la plupart des actes socio-économiques fondamentaux dépendent rarement de cette cellule restreinte.

¹²² Cette dénomination de Conseil Villageois est empruntée à Geschiere (1995) pour représenter le comité des aînés du village, bien que cette expression ne soit pas employée telle quelle dans les villages d'étude. Ce terme présente cependant l'avantage d'être suffisamment large pour comprendre les différentes structures possibles de

ânés des lignages et offre l'occasion de discuter de décisions collectives dans une enceinte ouverte à l'ensemble des villageois. Cette instance présente ainsi l'intérêt d'être une structure de décision commune, tout en respectant les principes fondamentaux de l'organisation villageoise: tous les lignages y sont représentés, il n'existe pas de moyens coercitifs pour faire appliquer une décision, et, malgré l'ascendant des ânés, tous les interlocuteurs sont considérés comme égaux. Il paraît, dans ce cas, être une instance politique et juridique légitime, qui tend à entériner le village comme cadre normal de négociation des décisions collectives.

L'évolution qu'ont connu les groupements humains de la zone d'étude depuis une trentaine d'années tend donc à mettre en avant deux unités de décision, qui existaient déjà à l'époque coloniale mais n'avaient pas pris tant d'ampleur: d'un côté le foyer, dont l'indépendance économique est généralement assurée; de l'autre le village, qui semble acquérir peu à peu une légitimité. L'émergence de ces deux unités de décision ne va cependant pas jusqu'à remettre en cause la régulation "coutumière" de ces groupements communautaires: aujourd'hui encore, le fonctionnement du foyer comme du village ne peut être interprété en dehors du système de parenté. C'est d'ailleurs à partir de la structure lignagère de ces villages qu'il est possible de décrire à la fois leur organisation sociale et spatiale. Le cas typique de Robert Mondele, chef d'une famille nucléaire de Djémiong, mais qui reste rattaché à la famille étendue de son père Albert Bell illustre l'actualité et l'utilité d'une étude lignagère de ces sociétés rurales: son statut social, son pouvoir politique et sa résidence dépendent du système de parenté auquel il appartient et des interprétations qu'il est possible d'en faire.

Tableau 9 : Structure sociale et spatiale actuelle

Organisation sociale et lignagère	Organisation spatiale	1 cas de Djémiong
Ethnie	Canton	Mézimé
Clan	Zone de canton	Bobong
	Village	Djémiong
Patrilignage	Quartier	Djebell
Famille étendue	Zone de quartier	Bell Albert
Foyer	Maison-cuisine	Mondele Robert

Cette description statique de l'organisation sociale de ces groupements villageois renseigne peu sur les processus de décision sous-jacents. Toutefois, cette présentation sommaire du fonctionnement du système de parenté et des structures sociales est un préalable à l'étude des "actes économiques" réalisés dans ces villages.

décision collective où les ânés sont représentés et d'être explicite puisqu'il constitue l'institution centrale de la politique villageoise.

3. Caractéristiques actuelles des villages

3.1. Principales données démographiques et économiques

Les recensements réalisés dans les trois villages d'étude indiquent le nombre d'habitants estimé en avril 1995:

Tableau 10 : Estimations démographiques en 1995

(1995-1996)	Gouté	Bimba	Djémiong
Population totale	139	712	245
Population masculine	57	323	120
Population féminine	82	389	125
0 à 14 ans	61	220	93
15 à 29 ans	37	217	76
30 à 44 ans	14	143	35
45 ans et plus	26	132	41

Sur l'ensemble des villages d'étude, 134 foyers ont été recensés à Bimba, 20 à Gouté et 30 à Djémiong. Si l'on rapporte le nombre de villageois recensés au nombre de foyers, on obtient pour les trois villages un ratio compris entre 5,3-8,2 individus par foyer. Du fait de leur taille réduite, des analyses démographiques plus poussées ont été réalisées pour Gouté et Djémiong. L'âge moyen de ces deux populations a pu être estimé à 25 ans et l'âge médian à 20 ans. Cette population suit une pyramide des âges assez caractéristique des pays en développement, très évasée pour les premières classes d'âge et très fine au delà de 50 ans. Comme toute la province de l'est-Cameroun, l'espérance de vie est faible, le taux de mortalité assez élevé et le taux de natalité important. Le taux de croissance démographique moyen est présenté dans le tableau suivant:

Tableau 11 : Croissance démographique

	Gouté	Bimba	Djémiong
Population en 1966	51	641	128
Population en 1995	139	712	245
Taux annuel de croissance démog.	+3,5%	+0,3%	+2,3%

Contrairement au village de Bimba dont la taille a peu évolué depuis trente ans, Gouté et Djémiong ont connu une croissance démographique importante.

Ces données démographiques sont relativement peu influentes sur les activités qui sont pratiquées dans ces villages: Bimba, malgré sa taille, ne constitue pas vraiment un pôle économique attractif pour les communautés voisines. La description des données économiques se fait donc sur les deux cas de Gouté et Djémiong, qui sont de taille proche tout en présentant des différences notables, par exemple en matière d'accès à la route. Une enquête budget d'une année, dont les détails sont fournis dans Takforyan (2001), permet par exemple

d'asseoir une comparaison entre les deux villages quant à leur sources de revenus et l'emploi que ces habitants en font:

Tableau 12 : Comparaison des revenus entre Gouté et Djémiong

Revenu moyen par foyer et par an (en F.CFA)	Gouté		Djémiong	
	Revenu	%	Revenu	%
Revenus agricoles	121 207	63%	36 134	24%
Activités de collecte	14 358	7%	32 193	21%
Petit commerce	18 672	10%	36 776	24%
Mouvements financiers ¹²³	24 463	13%	22 021	14%
Emplois salariés	7 605	4%	22 056	14%
Autres	5 509	3%	4 308	3%
Total	191 814	100%	153 488	100%

Plusieurs traits saillants ressortent de ce tableau. Tout d'abord l'accès à la piste joue à Djémiong un rôle déterminant en offrant un débouché aisé aux produits commercialisables: les revenus agricoles, le petit commerce puis les activités de collecte constituent trois sources à peu près équivalentes de revenus. Au contraire, à Gouté, les revenus agricoles sont prédominants, ce qui semble indiquer une spécialisation des villageois dans cette production qu'ils sont sûrs de pouvoir écouler lors de la venue de commerçants spécialisés. D'autres produits, comme le gibier, les plats préparés, le vin... ne peuvent être vendus que rarement et ne représentent ainsi pas une source de revenus conséquente pour la majorité des foyers. Néanmoins, malgré l'accès à des pistes importantes, les revenus monétaires des habitants de Djémiong restent inférieurs à ceux de Gouté. L'existence de débouchés marchands ne semble donc pas modifier fondamentalement le système économique de ces deux sociétés rurales. Cette hypothèse est renforcée par l'étude des dépenses monétaires dans les deux villages:

Tableau 13 : Comparaison des dépenses entre Gouté et Djémiong

Dépense moyenne par foyer et par an (en F.CFA)	Gouté		Djémiong	
	Dépense	%	Dépense	%
Produits manufacturés	69 899	43%	51 716	37%
Produits alimentaires	19 708	12%	28 122	20%
Mouvements financiers	30 322	19%	23 163	16%
Autres	43 522	27%	37 434	27%
Total	163 451	100%	140 435	100%

¹²³ Cette catégorie comprend toutes les mouvements d'argent sans contrepartie matérielle: dons, emprunts et prêts, versement à la tontine,...

Quoique les niveaux globaux des dépenses, comme les revenus, ne soient pas égaux, les structures de dépense de Gouté et de Djémiong peuvent être assimilées. La majorité des revenus dans les deux villages sert à se procurer des produits manufacturés provenant de la ville.

Il peut être utile pour apprécier le degré de monétarisation de ces économies de calculer un indicateur standard de bien-être, à savoir le revenu monétaire par tête. Ramené à la population présente dans ces villages et à raison de 7,5 individus par foyer, le revenu moyen par tête s'établit à 230 FF/an, soit, pour une parité 1\$ = 5,5FF, environ 42 \$/an. Bien qu'ils ne soient pas exactement comparables, ce chiffre peut être mis en parallèle avec l'estimation de la Banque Mondiale (1996) du PIB par tête, qui s'élève à 680\$. Que signifie alors l'estimation du revenu moyen par habitant calculés pour ces deux villages de l'est-Cameroun? Plutôt qu'une analyse strictement monétaire du bien-être, qui indiquerait une indigence extrême de ces populations, cet indicateur paraît avant tout significatif de la faiblesse des échanges marchands dans ces économies. D'autres mécanismes sociaux de régulation des échanges pallient l'absence de marché et, au delà, constituent une des caractéristiques fortes de ces économies rurales. L'analyse de cette situation concrète indique donc *a priori* que ce type de société ne peut être que difficilement assimilée à une société dont l'économie de marché constitue un des fondements.

3.2. Description des principales activités villageoises

Les Boli et les Mézimé se définissent comme agriculteurs. Leur activité première est l'agriculture vivrière, les principaux produits cultivés¹²⁴ étant l'arachide, le maïs, la banane plantain, le manioc, le macabo et la courge ("le concombre")¹²⁵. Ces espèces sont cultivées en association sur une même parcelle avec des interférences à la fois spatiales et temporelles. Il s'agit d'une agriculture sur brûlis, organisée autour de plusieurs types de rotations: certains champs sont directement pris sur la forêt pour y installer, par exemple, le plantain et le concombre. Néanmoins, la plupart des champs sont ouverts sur des surfaces retournées en friche. Plusieurs types de jachères peuvent ainsi être observées: les jachères courtes d'environ trois ans, les jachères de durée moyenne de cinq-sept ans et, plus rarement, les jachères longues dont la rotation dépasse la décennie et qui présentent les caractéristiques d'une jeune forêt secondaire. La plupart de ces champs sont exploités deux-trois ans avant de réintégrer le

¹²⁴ Les villageois pratiquent également, de façon secondaire, les cultures fruitières telles la mangue, l'avocat, la banane douce, ... Ces essences se situent le plus souvent en bordure de champs, dans les plantations ou près des cases.

¹²⁵ Une étude approfondie des modes de production agricole dans cette zone de l'est-Cameroun est faite par Sieffert & Truong (1992). Dans le sud-Cameroun, un travail similaire et complémentaire a été réalisé par Nounamo & Yemefack (1997).

cycle d'assolement. Etant donné la faible pression humaine sur le milieu, ces pratiques culturelles ne semblent pas poser de problème d'épuisement des sols.

Jusqu'à la fin des années 1980, les cultures d'exportation, principalement le cacao dans la zone, ont représenté une activité majeure pour les populations et leur principale source de revenus. La chute des cours en 1989 a entraîné l'effondrement de l'activité et, dans les villages d'étude, un abandon quasi-total des plantations. Toutefois, depuis 1995-96, la reprise des cours a incité de nombreux villageois à réhabiliter leurs anciennes parcelles. Ces produits sont exclusivement réservés à la vente et n'ont aucun usage direct au village. Ce n'est pas le cas des arachides, du maïs ou des graines de courge dont les récoltes sont largement vendues et constituent en même temps des aliments de base pour les habitants.

Parallèlement, la majorité des villageois possèdent des animaux domestiques (gallinacés, chèvres, moutons, porcs). Il paraît toutefois difficile de parler d'une réelle activité d'élevage puisque ces animaux ne font l'objet d'aucun soin. A l'inverse, ils sont source de fréquentes disputes à l'intérieur de la communauté dues, entre autres, aux dommages faits dans les cultures par les bêtes en divagation. Ces animaux d'élevage conservent une importance considérable au village non pas tant pour leur potentiel apport protéique dans l'alimentation que pour leur fonction sociale. Ils ont en effet comme vocation première d'être consommés lors de cérémonies et de fêtes ou sont fréquemment donnés pour harmoniser une relation¹²⁶. De ce fait, ces animaux ne sont pas considérés comme un élément véritable du système de production agricole et ils ne font l'objet que de rares transactions monétaires.

En dehors de l'agriculture, la plupart des activités sont tournées vers les ressources de la forêt, avec la chasse, la pêche et la cueillette.

Même s'ils se définissent avant tout comme des agriculteurs, la plupart des hommes, adultes et enfants, chassent¹²⁷. Toutefois, les femmes ne sont pas totalement absentes de l'activité cynégétique, puisque quelques unes s'y adonnent parfois en compagnie ou sous l'impulsion de leur époux. Cette activité est pratiquée à la fois autour des champs, où les collets visent à limiter l'intrusion des prédateurs, et dans la forêt. Plusieurs techniques sont employées, mais les pièges avec câble et la chasse au fusil sont les plus usitées. L'activité cynégétique est intensément pratiquée pendant la grande saison des pluies, entre août et novembre. Plus de soixante-dix espèces animales ont été attrapées en une année d'enquête entre juillet 1995 et juin 1996 (Takforyan, 2001). Parmi celles-ci, trois d'entre elles constituent environ la moitié

¹²⁶ Par exemple, les animaux d'élevage ont de tout temps constitués une composante essentielle de la dot à verser pour prendre femme. De la même manière, lors de notre première réunion à Gouté, un bouc nous a été offert en cadeau de bienvenue.

¹²⁷ Une étude détaillée de la chasse pratiquée dans les villages d'étude est faite par Takforyan (2001).

des prises totales: le céphalophe bleu (*Cephalophus monticola*), l'athérure (*Atherurus africanus*) et le rat de Gambie (*Cricetomys sp.*).

La pêche est pratiquée principalement pendant la saison sèche, dans les nombreux cours d'eau qui sillonnent la forêt¹²⁸. C'est une activité à laquelle s'adonnent à la fois les hommes et les femmes, avec des méthodes différentes: les hommes pêchent à la ligne, au filet ou en barrant les bras de rivière à l'aide de nasses; les femmes construisent également des barrages et écopent les mares qui se forment lors de la décrue des rivières.

La cueillette est également une activité fréquente en forêt, pratiquée en majorité par les femmes et les enfants ; les hommes s'y adonnent également, mais contrairement aux femmes qui font une exploitation plus systématique des ressources, il s'agit pour eux d'une activité collatérale à la chasse et/ou à la pêche, les produits étant collectés au hasard de leurs pérégrinations. La cueillette contribue significativement à la diversification du régime alimentaire, car de très nombreux produits sont prélevés : fruits, champignons, lianes, escargots, etc. Elle est pratiquée tout au long de l'année, mais de façon plus intensive pendant les saisons des pluies.

Deux autres activités économiques secondaires sont également pratiquées dans les villages d'étude: l'artisanat et le petit commerce. L'artisanat est une activité économique peu lucrative. Elle consiste avant tout à répondre à la demande locale pour des produits peu transformés: panier, hotte, lit,... Ces artisans sont le plus souvent spécialisés dans quelques produits. Ceux-là sont rarement vendus entre villageois mais davantage échangés contre d'autres services. En réalité, cette pratique représente plus un passe-temps et une source de prestige local qu'un moyen de tirer des revenus monétaires d'un savoir-faire particulier. Il n'en est pas de même du petit commerce, qui peut représenter une source conséquente de revenu. Il convient néanmoins de différencier les potentialités de commercialisation entre les villages enclavés de Gouté ou Bimba et ceux qui le sont moins comme Djémiong. Dans le second cas, il est possible d'écouler en bord de piste les suppléments agricoles, les gibiers chassés... ainsi que de vendre des plats préparés ou de fournir divers autres services. Les villages boli doivent attendre le passage de Bayam-salam¹²⁹ ou d'acheteurs spécialisés pour se défaire, souvent à bas prix, de leurs productions agricoles. Dans l'ensemble des villages, on trouve également des "petits commerçants" qui achètent certains produits manufacturés en ville (pétrole, savon, sel, pile..) pour les revendre au village. La marge est importante et les prix villageois élevés, mais la majorité des habitants ne dispose pas d'autre moyen de s'approvisionner. Cette activité est plutôt réservée aux hommes faisant preuve d'un certain dynamisme: les "débrouillards".

¹²⁸ Cette activité est abondamment pratiquée dans les villages boli, réputés grands pêcheurs; par contre, les Mézimé sont globalement réticents à toute activité exercée dans l'eau.

¹²⁹ Ce terme désigne les marchands itinérants qui passent fréquemment dans les villages: ils s'approvisionnent en produits vivriers auprès des villageois et leur revendent certains produits manufacturés de la ville (N'Sangou, 1975). D'où leur nom, qui vient de la déformation "Buy them, Sell them".

3.3. Importance économique, temporelle et spatiale des activités villageoises

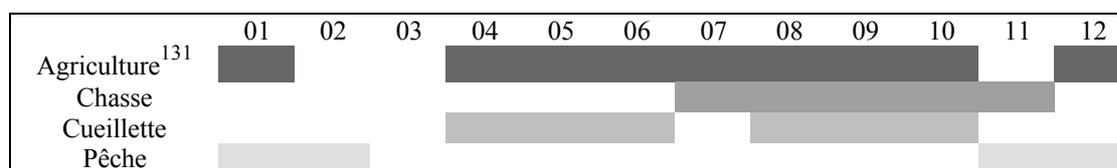
L'économie de ces villages étant en grande partie d'auto-subsistance, il est délicat de rendre compte de l'importance de ces différentes activités économiques villageoises en exprimant les chiffres d'affaires qu'elles engendrent. Il semble plus à propos de transcrire le poids de ces activités en termes de personnes qui les pratiquent:

Tableau 14 : Activités économiques et nombre de personnes impliquées

<i>en nombre d'individus</i>	GOUTE	DJEMIONG	BIMBA ¹³⁰
Population Totale	139	245	712
Agriculture	Totalité des adultes valides ≈ 75	Totalité des adultes valides ≈ 150	Quasi-Totalité des adultes valides ≈ 480
Chasse	47	68	n.d.
Cueillette	97	157	460
Pêche	19	24	n.d.
Petit commerce	3	16	33
Artisanat	2	5	n.d.

Ces activités ne doivent pas être perçues comme concurrentes, ce qui correspondrait à une mono-spécialisation de chaque villageois, mais complémentaires. Cela est confirmé par le calendrier annuel des différentes pratiques forestières, qui se trouvent mêlées notamment pendant la longue saison de pluies. Les périodes spécifiées ci-dessous sont celles d'activité intense. Les "périodes creuses" correspondent davantage à des périodes de prélèvements occasionnels ou d'entretien des champs.

Figure 7 : Calendrier des activités d'usage des ressources



Il n'est pas toujours évident de distinguer clairement les espaces sur lesquels s'exercent ces différents usages des ressources. La majorité des activités villageoises a lieu dans un espace rural-forestier de superficie assez importante. Les activités agricoles se tiennent le plus souvent autour du village quoiqu'il faille toujours au moins marcher une dizaine de minutes pour rejoindre les champs. Chaque agriculteur gère personnellement un espace se limitant à l'espace défriché et son pourtour, qui correspond aux jachères et à une bande forestière de plusieurs dizaines de mètres de profondeur autour de l'espace agricole. Celle-ci est considérée comme une réserve pour l'implantation des futurs champs. Par ailleurs, la forêt relativement proche du village (moins de 3 km) est généralement appropriée par certains lignages. Au delà,

¹³⁰ Les recensements rapides réalisés à Bimba ne permettent pas de fournir toutes les informations.

¹³¹ Pour les trois cultures dominantes: arachide, maïs, cacao.

la forêt est commune aux villageois et les individus des villages voisins y sont tolérés tant qu'ils n'implantent pas de champ et qu'ils évitent d'y créer des campements permanents de chasse.

A la suite du travail du projet API (1995) qui s'est attelé à délimiter le terroir du village de Bimba, une démarche proche a été entreprise pour connaître les limites informelles des espaces d'activité de Gouté et de Djémiong. Le résultat est présenté dans l'annexe cartographique VIII. Si la superficie du terroir de Bimba a pu être calculée à 9632 ha par Système d'Information Géographique (Pénelon, comm. pers.), ceux de Djémiong et de Gouté n'ont pu être estimés qu'à environ 4500 ha et 3500 ha respectivement. Au total, il est possible d'évaluer la surface appropriée par les trois villages d'étude à environ 16-18 000 hectares, dont approximativement 75% est recouverte de forêt. En l'absence d'étude spécifique et étant donné la faible empreinte anthropique, il est possible de supposer la soutenabilité des extractions forestières réalisées par ces populations locales. Hormis pour certaines espèces (végétales et animales¹³²) particulièrement recherchées, la hauteur des prélèvements reste inférieure aux capacités de l'écosystème. L'ouverture annuelle des champs sur forêt reste par ailleurs marginale par rapport à la surface du massif et à sa capacité de reconstitution après de telles ouvertures. Ces activités ne menacent donc pas le stock de capital naturel disponible dans cette zone.

Section 3. Les autres acteurs présents en forêt

Si les populations locales constituent manifestement un groupe d'usagers ayant une influence directe sur l'écosystème forestier, elles partagent cette prérogative avec l'Etat camerounais, propriétaire des forêts, et la société forestière, à qui est concédée pour un temps l'exploitation du bois d'œuvre du massif¹³³. Alors que ces trois acteurs utilisent communément la forêt, leurs perceptions et leurs utilisations de ces ressources divergent profondément. La question d'une gestion conjointe de ce massif trouve donc toute sa pertinence.

1. L'Etat camerounais

1.1. Evolution récente du contexte institutionnel d'administration des forêts

Perpétuant la pratique de l'administration coloniale, l'autorité publique camerounaise, après

¹³² Si la plupart des singes caractéristiques de cet écosystème sont encore présents, il n'en est plus de même de la panthère et encore moins de l'éléphant.

¹³³ D'autres acteurs sont envisageables, comme certaines ONG de conservation de la nature, mais leur absence dans la zone d'étude ne permet pas de les représenter de manière opérationnelle.

l'indépendance, a considéré comme domaine public toute "terre vacante et sans maître", c'est-à-dire tout espace qui n'était pas mise en valeur par un individu ou une entité juridique particulière. L'Etat est donc le propriétaire officiel de la presque totalité de la forêt camerounaise et fixe, à ce titre, le cadre d'action de l'ensemble des usages forestiers. Les attributions de l'Etat camerounais dans la gestion des forêts ont été redéfinies par le vote de la loi n°94/01 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche, et par le décret d'application n°95/531 du 23 août 1995. Celle-ci a pour objectif d'organiser des modes de gestion de la forêt qui assurent à la génération présente un niveau de bien-être maximum tout en garantissant la pérennité des ressources environnementales. Plus précisément, la loi vise à établir "*le cadre d'une gestion intégrée assurant de façon soutenue et durable, la conservation et l'utilisation desdites ressources et des différents écosystèmes*" (loi 94/01, art. 1). Dans cette perspective, l'Etat doit contrôler, voire modifier ou sanctionner, les utilisations que font les agents économiques de cette forêt et détermine les modalités actuelles d'usage des ressources forestières.

L'objectif général de la nouvelle politique forestière est de pérenniser et développer les fonctions économiques, écologiques et sociales des forêts dans le cadre d'une gestion intégrée, qui assure de façon soutenue et durable la conservation et l'utilisation des ressources et des écosystèmes forestiers. A ce jour, ce sont principalement les objectifs économiques qui ont reçu une formulation explicite. Ainsi, la volonté d'accroître la contribution de la production forestière au PIB camerounais a incité le gouvernement à souhaiter une augmentation importante du volume de la production: d'ici l'an 2000, la production de bois au Cameroun devrait être portée à 4 millions de m³/an. De manière parallèle, l'obligation de transformer localement 70% des volumes exploités va passer à 100%¹³⁴. A partir du siècle prochain, aucune grume ne sera plus exportée au profit de l'exportation des produits forestiers finis et semi-finis. Enfin, le Cameroun a pour but de devenir à moyen terme le plus gros exportateur africain de bois, d'une part afin de bénéficier de rentrées de devises et, d'autre part, pour mettre sur pied une industrie importante d'exportation basée sur le bois.

La croissance économique attendue du secteur bois n'est pas sans poser de questions sur la pression exercée sur les ressources forestières. Si le développement de long terme de l'économie nationale suppose la constitution d'une filière forestière de grande taille, celle-ci dépend *in fine* de la pérennité des ressources forestières. De ce fait, la nouvelle politique forestière s'est dotée de plusieurs objectifs d'ordre écologique et social. Ils suivent trois

¹³⁴ Un certain nombre de dispositions, comme l'arrêté conjoint n°0796 AC/MINEF/MINDIC du 18 juin 1999, permettent certaines exceptions à cette règle.

orientations principales (MINEF, 1993): (i) assurer la protection du patrimoine forestier et de l'environnement; (ii) améliorer l'intégration des ressources forestières dans le développement rural; (iii) mettre en place un système institutionnel efficace qui fasse participer tous les intervenants dans la gestion du secteur forestier. L'objectif du gouvernement camerounais n'est donc pas seulement de promouvoir une gestion économiquement efficace du patrimoine forestier; il est également d'en assurer la durabilité¹³⁵. Un moyen direct d'influencer les activités en forêt est de modifier le cadre réglementaire de ces pratiques: une mesure importante de la nouvelle loi forestière est ainsi de réformer les anciens statuts juridiques des forêts.

Le premier texte juridique fixant le régime forestier national au Cameroun est l'ordonnance 73/18 publiée le 22 mai 1973, dont l'application est réglée par le décret 74/357 du 17 avril 1974. Ces dispositions se sont révélées assez rapidement inadéquates et incomplètes. Elles ont été abrogées par la loi 81/13 du 27 novembre 1981 et par le décret 83/169 fixant le régime des forêts. Ce dispositif juridique fut sérieusement remis en cause à la fin des années 1980 par la Banque mondiale et la FMI, en raison notamment de l'allocation arbitraire des concessions forestières, de l'inefficience du système de taxes et de l'absence de protection effective des forêts appartenant à l'Etat. Dans ce dernier cas, le défrichement de la forêt domaniale permet au planteur de revendiquer un droit d'usufruit sur cet espace et, à terme, de contester le statut de forêt classée. Il convenait donc de revoir les conditions de mise en valeur de l'espace forestier.

De nouvelles dispositions ont été prises le 20 janvier 1994 avec la ratification de la loi 94/01 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche. Ce texte, ainsi que le décret d'application 95/531, définit de nouveaux statuts pour les terres forestières du Cameroun, qui sont résumés ci-dessous:

Tableau 15 : Nouveaux statuts forestiers au Cameroun en 1994

Vocation issue des objectifs d'aménagement du territoire	Domaine forestier permanent		Forêts non permanentes	
	Forêts domaniales	Forêts communales	Forêts communautaires	Autres forêts
Dénomination administrative	Forêts domaniales	Forêts communales	Forêts communautaires	Autres forêts
Statut juridique	Domaine privé de l'Etat	Domaine privé de la commune	Démembrement du domaine	Domaine national, forêt

¹³⁵ L'objectif de durabilité est mentionné plusieurs fois dans les textes de loi camerounais. Ainsi dans la loi 96/12 relative à la gestion de l'environnement, l'article 3 indique que "*le Gouvernement élabore des stratégies, plans ou programmes nationaux tendant à assurer la conservation et l'utilisation durables des ressources de l'environnement*".

			national	des particuliers
--	--	--	----------	------------------

(Sources: Karsenty et al., 1997)

Une décision majeure de cette nouvelle loi est d'instituer deux types de tenure, qui sont caractérisés par des usages différents: d'un côté, les *Forêts Permanentes* qui sont assises sur des terres définitivement affectées à la forêt et/ou à l'habitat de la faune¹³⁶. Elles doivent couvrir 30% de la superficie totale du territoire national et représenter la diversité écologique du pays. Les catégories de forêt qui appartiennent au domaine privé de l'Etat sont diverses et correspondent en fait à la classification déjà établie dans la loi forestière de 1981: aires protégées, forêt de production, forêt de récréation... Leur classement est lui aussi associé à l'élaboration d'un plan d'aménagement qui vise à pérenniser ces ressources.

La majeure partie des forêts permanentes sont, ce que la loi dénomme, des "forêts de production", qui sont destinées "à la production soutenue et durable de bois d'œuvre, de service ou de tout autre produit forestier" (décret 95/531, art. 3). Ces espaces forestiers doivent être gérés selon des plans d'aménagement conçus sur la base d'Unités Forestières d'Aménagement (UFA), dont la première proposition est fournie dans le plan de zonage du Cameroun forestier méridional (Côté, 1993)¹³⁷. La délimitation définitive des UFA doit être réalisée pour l'an 2000. Sur ces UFA, des concessions forestières à long terme pourront être accordées en fonction de l'outil industriel que l'exploitant s'engage à mettre en place pour valoriser le bois.

Cette première catégorie d'espaces spécialisés (domaine privé de l'Etat et de la commune), qui sont censés conserver leur vocation strictement forestière, a pour pendant les *Forêts Non Permanentes*. Ces forêts du domaine national sont susceptibles d'être affectées à des utilisations autres que forestières. Ces forêts à vocation multiple constituent, pour reprendre l'expression de Leroy et al. (1996), des "zones de libre emprise humaine", censées pourvoir aux besoins des villageois en matière d'extension des surfaces agricoles. Ces forêts sont soumises à un plan simple de gestion quand il s'agit de forêt communautaire et au respect élémentaire des principaux règlements en matière d'environnement pour les autres forêts du domaine national: ainsi, au Cameroun, "le schéma ivoirien se remet en place: autour des forêts classées qu'on aurait voulu être des forteresses inexpugnables, l'Etat se désintéresse de la gestion des 'espaces interstitiels' et des jachères forestières et boisées" (Leroy et al., 1996,

¹³⁶ Par définition, ce statut forestier, qui représente la majeure partie de l'espace de la zone d'étude, garantit le maintien à long terme du capital naturel et constitue une réelle contrainte de soutenabilité aux usages des ressources.

p. 115).

Dans la nouvelle loi forestière, l'accent a incontestablement été mis sur la définition des forêts permanentes et, plus précisément, sur l'aménagement des forêts de production. L'espace forestier semble vouloir être mis en valeur avant tout par l'exploitation des ressources ligneuses. Cette perception de la forêt a des conséquences directes sur la place et le rôle accordés aux autres usagers dans la gestion de la forêt tropicale. Si les textes juridiques précisent les attributions des exploitants forestiers comme des populations locales, les droits de ces dernières sont en quelque sorte définies par défaut. L'aménagement de la forêt vise principalement à implanter une exploitation durable et efficace des bois; les usages locaux sont admis tant qu'ils ne vont pas à l'encontre de cet objectif.

1.2. Modalités réglementaires de la mise en valeur des ressources ligneuses

La loi et le décret d'application édictés en 1994 accordent une priorité nouvelle aux notions d'aménagement du massif forestier et de transformation locale des produits forestiers. Ainsi des concessions forestières importantes et de long terme ne seront plus accordées qu'aux exploitants satisfaisant un plan d'aménagement forestier précis et l'obligation de transformer dans une industrie installée sur place au moins 70% de la production ligneuse¹³⁸. Des restrictions supplémentaires s'appliquent aux sociétés étrangères qui veulent exporter des grumes: alors que la commercialisation du bois en grumes sur le marché local comme international est autorisé aux personnes de nationalité camerounaise (si elles sont enregistrées auprès de l'administration forestière), pour les personnes de nationalité étrangère, l'exportation de grumes doit être justifiée d'un titre d'exploitation et d'une industrie de transformation locale.

Cette volonté d'inciter à une transformation importante des produits forestiers a poussé le gouvernement camerounais à élaborer une différenciation au niveau des autorisations d'exploitation accordées aux exploitants. La loi forestière établit ainsi cinq types de permis d'exploitation en forêt camerounaise, qui ne contraignent pas tous les exploitants aux mêmes obligations:

Tableau 16 : Typologie des autorisation d'exploitation forestière en 1994

Type d'exploitation	Surface exploitée ou contrainte de production	Période d'exploitation	Type d'exploitant
---------------------	-----------------------------------------------	------------------------	-------------------

¹³⁷ Cette répartition de l'espace entre zones forestières permanentes et non-permanentes est présentée pour le cas des trois villages d'étude en annexe VIII.

¹³⁸ Le fait d'octroyer des grandes superficies aux seuls exploitants forestiers qui installent des unités locales de transformation est fréquent dans les pays appartenant à l'Organisation Africaine des Bois (Schmithüsen, 1986).

En forêt domaniale de production			
Vente de coupe	?	1 an, non-renouvelable	Exploitant camerounais
Convention d'exploitation	< 200 000 ha	15 ans, renouvelable	Pas d'obligation de nationalité Obligation pour l'exploitant de transformer au moins 70% de sa production dans son industrie locale
En forêt du domaine national			
Vente de coupe	< 2500 ha	3 ans, non-renouvelable	Pas d'obligation de nationalité ou de transformation
Permis d'exploitation	< 500 m ³	1 an, non-renouvelable	Exploitant camerounais
Utilisation personnelle de coupe	< 30 m ³	3 mois, non-renouvelable	Usager camerounais Utilisation personnelle non-lucrative

Cette nouvelle réglementation semble répondre à deux objectifs. Tout d'abord, les nombreuses facilités faites aux exploitants camerounais reflète la volonté du gouvernement à inciter les producteurs nationaux à entrer dans le secteur forestier. Les surfaces qui leur sont proposées dépendent des moyens en matériel et financiers dont ils peuvent disposer: hormis pour les ventes de coupe en forêt de production, dont ni la loi ni le décret ne fixe l'étendue, les autorisations d'exploitation accordées aux Camerounais ne portent que sur des surfaces inférieures à 2500 hectares. Les exploitants camerounais semblent ainsi cantonnés à l'exploitation de faibles superficies forestières et principalement à la production de grumes. La faveur accordée à ces petits exploitants paraît, par conséquent, aller à l'encontre de l'effort de valorisation locale des produits forestiers. L'obligation de transformer sur place le bois abattu s'applique en réalité à un nombre relativement faible d'entreprises, sur lesquelles repose principalement l'effort d'aménagement durable de la forêt.

La notion d'aménagement et de valorisation locale de l'espace forestier est le second principe important de la nouvelle réglementation camerounaise. Si la surface forestière maximale (200 000 hectares) est restée la même par rapport aux prescriptions de la loi de 1981, la durée d'exploitation s'est considérablement allongée pour s'établir à quinze ans, avec possibilité de renouvellement de la concession. La recherche d'un aménagement durable de la forêt passe ainsi par un allongement de la durée des concessions forestières et par une mobilité réduite des capitaux du secteur industriel: c'est en obligeant les exploitants à investir dans du capital fixe, par l'implantation d'usines de transformation locale, que ceux-ci sont contraints d'avoir une gestion à long terme des ressources ligneuses sur des espaces de grande superficie¹³⁹.

¹³⁹ Cette politique de valorisation de la ressource forestière est cependant critiquée par plusieurs observateurs. En effet, cette stratégie suit l'idée est qu'il est financièrement préférable pour un pays producteur de transformer le bois sur place que de l'exporter sous forme de grumes. Cependant, comme le notent Maître et al. (1993, p. 12), "si l'on considère l'opération au sens de maximisation de la rente forestière, on s'aperçoit qu'étant donné l'écart

Le plan d'aménagement demandé à l'exploitant pour accéder à une forêt de production est le principal outil qui permet d'organiser l'utilité des ressources forestières au Cameroun. Selon la loi, un tel document devrait être requis pour le classement de toute forêt permanente (protection, tourisme, recherche,...). Or, dans la réalité, à quelques exceptions près¹⁴⁰, l'aménagement forestier ne concerne que les forêts de production et se focalise sur l'exploitation des ressources ligneuses. A l'heure actuelle, si deux guides sont disponibles pour élaborer un plan d'aménagement pour une forêt de production (MINEF, 1998-b; ONADEF, 1998), aucun document équivalent n'existe pour les autres types de forêt permanente. Les différentes mesures édictées par le gouvernement camerounais semblent ainsi favoriser une vision spécifique des ressources forestières: la politique d'aménagement de la forêt camerounaise paraît se restreindre à la mise en place d'une exploitation durable des seules ressources ligneuses¹⁴¹. Les usages alternatifs des ressources forestières sont considérés de manière secondaire: la gestion de la forêt apparaît alors comme un contrat s'établissant principalement entre l'Etat et l'exploitant forestier. Une rapide analyse de l'importance accordée aux populations locales dans les textes de loi confirme ce sentiment.

1.3. La place des populations locales dans le dispositif réglementaire

Si la forêt camerounaise est le plus souvent considérée comme un stock de ressources ligneuses potentiellement exploitables, des droits d'usage coutumiers ont toujours été reconnus aux populations locales, que ce soit au niveau collectif ou individuel. Cependant la possession d'un droit d'usage des ressources ne signifie pas propriété sur ces ressources et encore moins sur l'espace producteur de ces ressources. Ces droits sont généralement reconnus aux populations locales, sans pour autant acquérir une légitimité juridique: si ces usages sont tolérés, ils sont rarement inscrits en tant que droits spécifiquement déterminés et quantifiés (Schmithüsen, 1986).

Au Cameroun, la reconnaissance des droits d'usage traditionnel part du principe fondamental que les populations locales sont garantes de la pérennité des ressources qu'elles utilisent: en effet, *"en l'absence d'une règle de droit écrit [...], la norme coutumière identifiée d'un terroir donné et avérée la plus efficace pour la protection de l'environnement s'applique"* (loi 96/12,

de rémunération entre les marchés des grumes et des produits transformés (en faveur des grumes), les pays qui ont entrepris des stratégies volontaristes de développement d'une industrie du bois perdent généralement une partie de la rente potentielle en réduisant la vente de grumes. Cette tendance est d'autant plus accentuée que les industries de transformation locales sont peu efficaces". La Banque Mondiale adopte sur cette question une argumentation identique (D'Silva & Appanah, 1993).

¹⁴⁰ Comme la réserve de faune du Dja (Vautherin, 1999), le parc national de Waza (MINEF & UICN, 1997) ou un massif forestier étudié par le Programme Tropenbos Cameroun (Fines et al., 1999).

art 9). Avec la création récente d'un domaine forestier privé de l'Etat, il convient de différencier l'exercice des droits d'usage selon l'espace auquel ils s'appliquent. Dans les forêts du domaine national, la norme coutumière ne peut être remise en cause puisque *"les populations riveraines conservent leurs droits d'usage qui consistent dans l'accomplissement à l'intérieur de ces forêts, de leurs activités traditionnelles [...]. En vue de satisfaire leurs besoins domestiques, notamment en bois de chauffage et de construction, les populations riveraines des zones concernées peuvent abattre un nombre d'arbres correspondant à leurs besoins"* (décret 95/531, art. 26). Ainsi aucune autorisation spécifique n'est nécessaire pour les prélèvements répondant aux besoins domestiques¹⁴². L'exercice des droits d'usage coutumiers est déjà plus restreint dans les forêts communautaires puisqu'il doit être conforme aux prescriptions du plan simple de gestion de cette forêt. Le contrôle des activités traditionnelles des populations est encore renforcé dans le cas de forêts permanentes, notamment des forêts de production. De manière générale, le bénéficiaire d'une autorisation de coupe ne peut faire obstacle au prélèvement de produits non mentionnés dans son titre d'exploitation. Comme le précise l'article 26 de la loi 94/01, *"l'acte de classement d'une forêt domaniale tient compte de l'environnement social des populations autochtones qui gardent leurs droits normaux d'usage. Toutefois ces droits peuvent être limités s'ils sont contraires aux objectifs assignés à la dite forêt"*. Dans les forêts de production, les droits d'usage en matière de chasse, de pêche et de cueillette sont définis dans le plan d'aménagement (décret 95/531, art. 3).

Dans tous les cas, une restriction importante des droits coutumiers du fait de l'exploitation des bois est assortie du versement d'une contrepartie aux populations locales. Jusqu'au début des années 1980, ces compensations faisaient l'objet d'une "tenue de palabres", par laquelle les sociétés d'exploitation négociaient directement avec les populations locales sur les compensations. Ce système présentait néanmoins plusieurs inconvénients tant pour l'exploitant que pour les populations autochtones. Pour ces dernières tout d'abord, comme le montre Colchester (1994) avec le cas de la Papouasie-Nouvelle Guinée, il existe un risque d'être en position d'infériorité dans la négociation: d'une part, car les populations ne connaissent pas aussi bien que l'exploitant la valeur sur pied des bois qui sont aux alentours du village; d'autre part, car il n'est pas toujours facile d'émettre un avis clair et uniforme pour une communauté d'individus aux intérêts potentiellement divergents. L'exploitant forestier, qui peut profiter de ces failles pour tirer parti de la négociation, est pourtant fréquemment

¹⁴¹ C'est cette même perception que l'on trouve dès le début du siècle dans l'élaboration des premières réglementations de l'exploitation forestière (Territoire du Cameroun, 1922).

confronté à une situation inverse: celle où les compensations réclamées sont multiples, diverses et sans relation avec les arbres qu'il envisage d'abattre¹⁴³. Ce système de compensation directe négociée par "tenue de palabres" a été remplacé à partir de 1981 par le versement d'une somme par l'exploitant à l'administration forestière et communale, somme censée revenir finalement en partie aux communautés rurales touchées par les dommages de l'exploitation¹⁴⁴.

Ce mécanisme a été revu en 1994, même si le principe de versement indirect aux populations locales est resté le même. Parmi les charges financières que doit payer l'exploitant, *"en vue du développement des communautés villageoises riveraines de certaines forêts du domaine national mises sous exploitation, une partie des revenus tirés de la vente de produits forestiers doit être reversée au profit desdites communautés [...]. La contribution à la réalisation des œuvres sociales est reversée en totalité aux communes concernées"* (loi 94/01, art. 68). Ce système est pourtant loin d'être parfait, au moins pour deux raisons. D'une part, la répartition des sommes entre le trésor public, le fonds spécial de développement forestier et les communautés locales varie tous les ans selon le vote de la loi de finances de sorte que les villageois ne savent jamais à l'avance à quel montant ils auront droit. D'autre part, les charges versées par l'exploitant à l'administration fiscale sont bien souvent allouées à d'autres fins et parviennent rarement jusqu'au niveau villageois.

Au total, l'absence de compensations effectives pour la diminution des usages forestiers des populations locales témoigne là encore de l'importance secondaire qu'on leur accorde dans la prise de décision. En se reportant aux textes juridiques, la gestion de la forêt camerounaise paraît dépendre avant tout des modalités d'exploitation et de valorisation des essences ligneuses. La consultation des premières réglementations coloniales de la forêt indique qu'il en était déjà de même en 1920.

¹⁴² Cependant, si la finalité de ce prélèvement est la commercialisation, une autorisation doit être réclamée auprès de l'administration forestière.

¹⁴³ *"Au Cameroun, lorsqu'on veut faire une route ou un aménagement quelconque de mise en valeur et que l'on attaque la forêt ou la brousse, aussitôt tout un tas de réclamations s'élèvent pour revendiquer tel palmier, tel cacaoyer abandonnés depuis longtemps et non exploités. Les tenues de palabres au sujet de ces prétendus droits donnent lieu à des exigences hors de proportion avec la valeur de l'objet"* (Vaillant, 1949, p. 36). Ce discours est très proche de celui tenu par M. Bonnafous, alors directeur de la SFID-Mbang, en 1995. Selon lui, les villageois n'hésitent pas à venir demander des compensations lorsqu'ils estiment que leur zone d'activité traditionnelle s'est détériorée du fait des activités de la SFID: leur demande est néanmoins le plus souvent disproportionnée par rapport aux dommages réellement subis.

¹⁴⁴ Deux de ces taxes, la redevance territoriale et la participation à la réalisation d'infrastructures socio-économiques, sont censées être reversées au niveau local. La première au Fonds d'Équipement Intercommunal (FEICOM), la seconde directement aux communes concernées (loi 81/13, art. 31-32).

1.4. Une gestion forestière entérinant une perception surannée de la forêt

Le vote de la loi 94/01 du 20 janvier 1994 a permis de définir de nouvelles modalités de gestion des ressources forestières sur le territoire camerounais. En dépit de ses nombreuses innovations techniques, cette législation, pour reprendre une expression de Le Roy et al. (1996), "*consacre une représentation singulière*" de la forêt. En distinguant un domaine forestier permanent de forêts non permanentes, cette réglementation entérine une perception dichotomique de l'espace, séparé entre espace forestier d'un côté et espace agricole de l'autre. La forêt apparaît dès lors comme une succession d'espaces spécialisés, chacun étant géré de manière indépendante par rapport aux autres. La lecture des textes de loi indique par ailleurs clairement que le mode d'utilisation prédominant des ressources est celui de l'exploitation forestière en définissant 67% du domaine forestier permanent comme "forêt de production" (MINEF, 1993). Dans ce cadre, l'aménagement des forêts est conçu avant tout par rapport à cette seule possibilité d'exploitation et se réduit finalement à un objectif productiviste. Ce n'est que récemment, avec la promulgation de l'arrêté conjoint 00122/MINEF/MINAT du 29 avril 1998, qu'une association formelle avec les populations locales pour la gestion des forêts de production est envisagée. Toutefois si les droits coutumiers des populations ne sont pas remis en cause, ils ne donnent jamais lieu à une reconnaissance juridique d'une propriété sur le sol ou sur les ressources. De ce fait, ils sont considérés comme secondaires par rapport au mode principal de valorisation de la ressource, c'est-à-dire l'exploitation forestière. Cette représentation de la gestion forestière reste fondamentalement la même que celle mise en œuvre à partir de 1920 par les administrateurs coloniaux.

A l'opposé de ces espaces à vocation strictement forestière, les "zones d'occupation humaine" correspondent, dans l'esprit des planificateurs, à des espaces forestiers appelés à être défrichés pour répondre aux besoins des populations locales jusqu'à l'an 2020 (Côté, 1993). L'estimation des besoins s'est faite principalement sur la base de projections démographiques tandis que le zonage des aires "défrichables" a été réalisée à partir de l'emplacement actuel des villages et de leurs espaces agricoles. Cette démarche révèle donc que "*le zonage établi par l'administration forestière avec l'assistance de l'aide canadienne est typique d'une approche descendante, réalisée en bureau sans concertation avec les populations locales*" (Le Roy et al., 1996, p. 119). La catégorisation des espaces forestiers spécialisés semble avoir été effectuée sur la base de critères à la fois partiels et peu en rapport avec la réalité des usages forestiers. Cette démarche de zonage paraît donc critiquable dans sa conception. Il est également nécessaire de s'interroger sur son applicabilité réelle.

L'aménagement des forêts du domaine privé de l'Etat vise essentiellement une exploitation

durable des massifs forestiers, utilisation qui doit être avalisée puis contrôlée par l'administration locale. Or, à l'heure actuelle, cette mission de surveillance et de conseil assignée aux services forestiers provinciaux et départementaux est difficilement réalisable: le manque de moyens matériels comme financiers empêchent les agents de se rendre aisément sur les sites de prélèvement en forêt pour assurer un contrôle effectif de l'activité (MINEF, 1993). Par conséquent, l'Etat qui est garant de la bonne gestion des ressources forestières, n'est en réalité qu'un acteur indirect dans l'utilisation quotidienne de massifs forestiers. Il détermine le cadre dans lequel peuvent s'exercer les activités forestières, en ayant toutefois peu de moyens pour faire respecter les prescriptions de la loi. Dans ces conditions, l'aménagement des forêts de production repose principalement sur la conduite qu'adopte l'exploitant forestier sans qu'un contrôle effectif de ses activités puisse être systématiquement réalisé.

2. L'exploitant forestier

2.1. L'exploitation forestière au Cameroun: principaux traits

Si la forêt est considérée dans les textes réglementaires actuels principalement pour ses ressources ligneuses, les premières exploitations organisées de la forêt camerounaise concernaient, elles, une ressource non-ligneuse, à savoir la sève de plantes lactifères, notamment l'hévéa. C'est en fait le premier produit forestier d'Afrique centrale à avoir eu une finalité essentiellement commerciale (Ooi, 1990)¹⁴⁵. La première compagnie forestière, la Société Nationale du Cameroun, ne fut créée qu'en 1909: elle était localisée dans les environs de Kribi, où elle exploitait l'Ebène (*Diospyros crassiflora*), particulièrement abondant dans cette contrée (Schanz, 1914). C'est à partir de la première guerre mondiale que des réglementations spécifiques à l'exploitation forestière sont édictées. Elles s'appliquent surtout à la région littorale du Cameroun, qui constitue la seule région exploitée pour son bois avant 1916. Le secteur de l'exploitation forestière commence à s'organiser et à se diversifier à partir des années 1920.

L'exploitation sélective des forêts camerounaises, c'est-à-dire une exploitation par écrémage de certaines essences de bois précieux, est déjà une caractéristique importante de cette

¹⁴⁵ Dès 1903, un organisme allemand, le Kautschuckkultur Syndikat, participe à différentes sociétés de plantation dans le but de produire du caoutchouc. L'exportation du caoutchouc à partir de cette colonie repose cependant essentiellement sur le latex directement récolté dans la forêt par les populations autochtones: "en 1910-11, on comptait 49 maisons de commerce, possédant 230 établissements d'achat de caoutchouc et plus de mille agents autochtones. On estime à plus de 25000 les porteurs acheminant le caoutchouc vers la côte et retournant avec des marchandises" (Serier, 1993, p. 113).

activité¹⁴⁶: les concessions ne sont exploitées que pour les arbres qui ont un débouché marchand immédiat. Comme l'écrivait Aubréville en 1947 (p. 463) au sujet des bois ivoiriens et camerounais: *"il n'est pas besoin de connaître beaucoup le marché des bois pour savoir que plus de quinze espèces africaines sont de vente courante depuis vingt ans en tonnage très appréciable. Ce passé garantit l'avenir"*. Et, en effet, dans les années 1920 comme dans les années 1990, une dizaine d'essences seulement suffisent à constituer entre 85 et 90% de la production de bois au Cameroun. Cette caractéristique structurelle de l'exploitation du bois au Cameroun résulte de deux phénomènes. D'une part, elle indique une faible variation des préférences des exploitants en matière d'essences recherchées: les Méliacées, l'Ayous et l'Azobé constituent des essences exploitées prioritairement. Confirmant les propos précédents, Laurent (1994) juge que le potentiel à très long terme de la ressource ligneuse au Cameroun est concentré sur 10 essences. Ces arbres étaient déjà d'exploitation courante en 1958 (Services des Eaux et Forêts, 1959). Il s'agit de: (i) bois nobles: Sapelli, Sipo, Afrormosia; (ii) bois blancs: Ayous, Fraké, Ilomba, Fromager; (iii) bois lourds: Azobé, Limbali, Tali.

D'autre part, cette focalisation sur quelques espèces ligneuses implique un mode d'exploitation inchangé, qui consiste à extraire un nombre restreint d'essences disséminées en faible quantité dans des massifs très hétérogènes (Carret & Clément, 1993). De ce fait, les taux d'extraction de bois d'œuvre au Cameroun sont faibles¹⁴⁷: *"en Afrique, le prélèvement est souvent très inférieur au volume potentiellement exploitable, les concessionnaires, du fait des conditions d'exploitation et du marché, cantonnent de préférence leur exploitation aux espèces dites 'précieuses', souvent des 'bois rouges', dont la vente est assurée à un prix élevé"* (Maître et al., 1993, p. 6). Cette hétérogénéité des forêts camerounaises et le faible nombre d'espèces commercialisables par hectare explique en grande partie l'exploitation sélective qui est faite de ces espaces forestiers: les concessions ouvertes sont exploitées par "écrémages" successifs, où sont d'abord recherchés les bois rouges, puis généralement les bois blancs; d'autres passages peuvent également être effectués soit pour répondre à une commande spécifique, soit pour prélever les bois précieux oubliés ou de moindre qualité. Les conséquences écologiques de cette exploitation sélective sont controversées¹⁴⁸ et de plus en plus souvent considérées

¹⁴⁶ *"Ce qui a manqué jusqu'à présent, c'est une exploitation rationnelle, tirant parti non seulement d'une seule essence, mais du plus grand nombre possible, quand bien même certaines espèces ne laisseraient qu'un très modeste bénéfice"* (Mission de délimitation, 1916, p. 200-01).

¹⁴⁷ A l'inverse, le Gabon et la Guinée Equatoriale offrent des forêts relativement riches et homogènes, avec une production potentielle de 20m³/ha dont 80% d'Okoumé (*Aucoumea klaineana*) et beaucoup de Tali (Debroux & Karsenty, 1997).

¹⁴⁸ Les travaux consultés présentent plusieurs avantages et inconvénients de ce type d'exploitation en Afrique centrale. Trois avantages sont couramment cités: (i) la première coupe étant sélective, un deuxième abattage peut être obtenu plus tôt que dans le cas d'une coupe rase (van Dorp, 1995); (ii) la croissances des lianes et des

comme incompatibles avec une gestion durable des ressources forestières (Verhagen & Enthoven, 1993; Karsenty, 1998). D'où l'intérêt de concevoir et de faire appliquer des normes d'aménagement qui préviennent de telles pratiques: c'est l'objet des textes récents de l'administration forestière camerounaise (MINEF, 1998-b; ONADEF, 1998), qui contraignent les compagnies à suivre des principes stricts d'exploitation dans les forêts permanentes. Ce contexte juridique permet ainsi de respecter l'objectif de soutenabilité de l'exploitation forestière édicté dans la loi 94/01.

La quantification des volumes sur pied et des volumes exploitables de ces ressources ligneuses demeure un exercice difficile. De telles estimations sont néanmoins fournies par Carret & Clément (1993, p. 73). A partir du volume sur pied des essences commercialisables évalué pour le PAFT, ces deux chercheurs proposent d'estimer le prélèvement annuel réalisable à moyen terme. Pour cela, ils différencient les potentialités biologiques théoriques de la forêt camerounaise du volume ligneux techniquement exploitable (en millions de m³):

Tableau 17 : Prélèvement annuel des espèces commercialisables au Cameroun

Stock sur pied des espèces commercialisables ¹⁴⁹	384
Potentialité biologique théorique	6,4
Volume annuel présumé réalisable à moyen terme	4
Production en 1996 (FAO, 1996)	3,92

Malgré ses nombreuses insuffisances¹⁵⁰, cette estimation indique l'existence d'un capital

espèces ligneuses non-commerciales est réduite, ce qui permet une meilleure régénération des essences commerciales (CTFT, 1989); (iii) l'impact ponctuel sur l'écosystème forestier de chaque cycle d'abattage est minimisé (Carret & Clément, 1993). Pourtant, comme le note Karsenty (1998, p. 22), "*si à chaque passage 10 à 12 m³ sont prélevés mais que la parcelle subit cinq passages en dix ans, on dépasse les 50m³ avec des conséquences sur la régénération bien plus graves qu'un prélèvement de la quantité équivalente au premier et unique passage*". Ce mode d'exploitation présente donc des inconvénients importants, dont les suivants: (i) de nombreux arbres de petite taille sont endommagés à chaque nouvelle exploitation. Ce sont ces arbres de petit diamètre qui assurent la régénération de l'écosystème; (ii) il existe un risque d'épuisement des populations d'essences ligneuses commercialisables du fait d'une extraction récurrente. La diminution de la durée des cycles de rotation joue évidemment en défaveur de la pérennité des ressources ligneuses de qualité; (iii) l'écrémage des seuls bois précieux est un mode d'exploitation extensif de la forêt, c'est-à-dire qui ne s'applique qu'à de grands espaces forestiers. Au total, les dommages subis par l'écosystème sont vraisemblablement plus conséquents que ceux causés par une exploitation intensive sur un petit espace (van Dorp, 1995).

¹⁴⁹ C'est-à-dire dont le diamètre est supérieur à 60cm. Or, le diamètre minimum d'exploitabilité est généralement autour de 80cm au Cameroun, ce qui réduit déjà le stock total sur pied estimé ici.

¹⁵⁰ Cette démarche soulève deux difficultés majeures. D'une part, le calcul de la potentialité biologique théorique, obtenue en divisant le stock sur pied des essences commerciales par 60 ans, va à l'encontre des modalités réelles de l'exploitation forestière: l'exploitation sélective pratiquée au Cameroun suppose plusieurs passages dans la concession forestière et la rotation d'une telle activité est de très loin inférieure à soixante ans. D'autre part, l'estimation finalement obtenue d'un prélèvement annuel réalisable de 4 millions de mètres cube de bois par an paraît "*complètement irréaliste*" pour des écologues comme Poore et al. (1989, *in* Verhagen & Enthoven, 1993). De telles données semblent en effet découler d'une vision statique et productiviste des ressources forestières et constituer une application simpliste des raisonnements de l'économie des ressources naturelles. La forêt y apparaît comme une grande plantation monospécifique, dont la gestion est réduite au respect de la règle de Faustmann (1849). Si de telles estimations sont utiles pour estimer la taille "optimale"

forestier substantiel, qui place le Cameroun parmi les principaux pays producteurs et exportateurs de bois tropicaux¹⁵¹. En dépit d'une concurrence forte sur le marché international, l'exportation des produits forestiers constitue l'objectif principal des grandes sociétés forestières installées au Cameroun: chacune, que ce soit par appartenance à un groupe international, par l'établissement de liens réguliers avec des opérateurs internationaux, ou simplement par la mise à disposition sur le marché mondial, cherche à y écouler le maximum de produits forestiers (Fomete Nembot, 1997; Eba'a Atyi, 1998). Les faibles quantités de bois exportés en comparaison des volumes du commerce mondial ne permettent pas au Cameroun d'avoir une grande influence sur les prix: en 1992, par exemple, ce pays représentait moins de 2% du marché mondial des grumes, 0,31% pour les sciages, 1,3% pour les placages, et 0,03% pour les contre-plaqués (Laurent, 1994). Le Cameroun est donc *price-taker* et subit les cours du marché international. Toutefois, l'exportation des produits forestiers est principalement le fait de certaines compagnies fortement intégrées et dont les échanges avec leurs maisons mères européennes ne sont que partiellement régis par les prix de marché.

2.2. L'organisation du secteur forestier

Laurent (1994), dans son étude sur *La compétitivité et l'organisation de la filière bois au Cameroun* dresse une typologie détaillée des exploitants forestiers, pouvant être subdivisée en quatre sous-filières, différentes par leur niveau d'activité et leur localisation spécifique:

- les "artisans" du secteur informel, qui exercent, le plus souvent illégalement, dans les forêts à la périphérie des lieux de consommation.
- les sociétés camerounaises, qui sont essentiellement orientées vers le marché intérieur et sont, par conséquent, implantées à proximité des grandes concentrations urbaines. Ces exploitants nationaux se spécialisent généralement dans l'approvisionnement en grumes des petites industries de transformation locale. Ces petits producteurs peuvent également s'entendre, sous la forme d'un contrat informel de "fermage", avec des sociétés forestières aux moyens d'action plus importants qui vont exploiter à leur place les parcelles qui leur ont été

d'une future industrie du bois, elles s'interrogent en revanche moins sur la viabilité des ressources soumises à un tel prélèvement.

¹⁵¹ Les grumes tirées des forêts camerounaises connaissent deux types de destination: soit la livraison à des usines locales de transformation, soit la mise à disposition directe sur le marché international par acheminement vers les ports de Douala ou de Kribi. Si l'on s'en tient à la nomenclature de la FAO (1996), le Cameroun est donc producteur de trois types de produits forestiers: (i) les grumes, qui sont exportées telles qu'elles pour servir de sciage ou de placage à l'acheteur; (ii) les sciages, qui comprennent les "*sciages et les traverses [...] sciés dans le sens de la longueur ou obtenus à l'aide d'un procédé de profilage*" (FAO, 1996, p. xx); (iii) les panneaux à base de bois, qui comprennent les feuilles de placage, les contre-plaqués, les panneaux de particules et de fibres (ces derniers étant rares au Cameroun).

Plus simplement, l'activité forestière au Cameroun est souvent divisée en quatre secteurs économiques: grumes (211 sociétés), sciages (196 usines), placages (3 usines) et contre-plaqués (4 usines) (Fomete Nembot, 1997).

conçédées: ainsi, en contrepartie de l'accès à la licence qui avait été attribuée au concessionnaire camerounais, la société forestière lui verse une somme d'argent, dont le montant est établi selon le volume exploité ou selon le pourcentage de la valeur des bois récoltés.

- les sociétés grecques et libanaises d'envergure moyenne, qui exploitent les zones forestières un peu plus éloignées où les ressources sont relativement abondantes mais de qualité moyenne.

- les grosses sociétés industrielles, essentiellement sous contrôle européen, qui réalisent environ 80% du chiffre d'affaires de la filière bois au Cameroun; elles sont installées dans les zones forestières les plus éloignées, où la ressource ligneuse est la plus abondante et de meilleure qualité. Ce sont ces sociétés à capitaux étrangers qui sont les acteurs principaux du secteur forestier au Cameroun. Dans chaque catégorie retenue (production, transformation, exportation), seules onze exploitations forestières assurent entre 57% et 74% de l'activité¹⁵². L'importance des sociétés forestières étrangères tend d'ailleurs à se renforcer avec l'accélération de la concentration dans cette filière depuis quelques années. Celle-ci tend à accroître le pouvoir de négociation de ces firmes, d'autant que la contribution du secteur à l'économie nationale se renforce depuis plusieurs années. Au delà des indicateurs macro-économiques présentés précédemment, la filière bois employait 19 235 personnes en 1995, dont environ six mille en exploitation forestière et le reste dans l'industrie du bois¹⁵³ (Fomete Nembot, 1997).

Cette concentration et cet accroissement des capacités de production et de transformation du bois au Cameroun s'accompagnent d'une migration géographique des sociétés productrices vers l'est du pays. L'approvisionnement en bois de ces compagnies est fait soit par l'exploitation de leurs propres licences ou de licences affermées, soit par l'achat des grumes produites par d'autres sociétés. En général, le premier mode est le plus pratiqué, d'où le déplacement de ces sociétés vers la province de l'est, qui conserve le plus grand potentiel ligneux. Cet accroissement rapide des prélèvements en ressources ligneuses tend à modifier les modalités de l'exploitation forestière dans l'est-Cameroun. D'une part, en raison d'une diminution de la disponibilité en bois rouges sur les parties anciennement exploitées, les nouvelles concessions sont généralement demandées sur des zones de plus en plus méridionales, en se déplaçant progressivement vers des zones de forêts primaires: "*an observed geographical*

¹⁵² Six sociétés (SFID, SEBC, Forestière de Campo, Alpica, SEFAC et Wijma) occupent une place prépondérante et constituent ce que van Dorp (1995) appelle les "*éléphants de forêt*".

concentration pattern is the eastbound trend of logging and processing activities. Increasingly, the remote areas of the Cameroonian forest zone are being penetrated by large foreign logging companies" (van Dorp, 1995, p. vii). D'autre part, certaines sociétés commencent à passer en deuxième ou en troisième exploitation sur des zones relativement proches des unités de transformation et extraient alors des "bois blancs". Ces comportements d'exploitation se traduisent dans les statistiques de production, où ce sont surtout l'Ayous en tant que bois blanc et le Sapelli comme bois rouge qui sont recherchés par les forestiers dans l'est-Cameroun.

2.3. Les activités de la SFID dans l'est-Cameroun

La SFID (Société Forestière et Industrielle de la Doumé) est l'une des premières entreprises à s'être implantées dans la province de l'est quand les autres compagnies se limitaient aux régions de l'ouest et, secondairement, du sud-Cameroun. Cette société "familiale", née en 1947, est achetée par le groupe Mussy emballages en 1955, qui devient lui même une filiale du groupe Rougier en 1969. Au moment de cette acquisition, les capacités productives de l'usine de Dimako sont déjà conséquentes puisque, à elle seule, la SFID fait de la province de l'Est la première productrice de bois déroulés du Cameroun avec 15000 m³ en 1963-64 (Mba, 1967). Au milieu des années 1980, la SFID renouvelle son outil industriel et étend sa zone d'exploitation en rachetant la société Pernolet, petite exploitation forestière qui dispose d'une scierie à Mbang. L'intérêt de cette reprise est double pour la SFID: d'une part, elle diversifie ses unités de transformation du bois en acquérant et en modernisant la scierie de Mbang; d'autre part, elle agrandit la superficie forestière qui lui est concédée en reprenant à son compte les licences forestières de Pernolet; or celles-ci ont été très imparfaitement exploitées puisque seuls les bois rouges et de valeur élevée avaient été prélevés pour l'exportation: un fort potentiel de bois blancs, susceptible d'alimenter les usines de Dimako et de Mbang, reste donc sur pied. Dans cette même logique, la SFID rachète l'Exploitation Forestière du Cameroun (EFC) en 1992, qui dispose de concessions forestières importantes sur la commune de Mbang.

Actuellement, la SFID représente la plus grosse entreprise de transformation du bois au Cameroun et fait partie des principaux exportateurs de grumes. Elle est également la société qui exporte le plus de produits forestiers transformés. Elle dispose pour cela de deux unités de transformation qui lui permettent de proposer une gamme diversifiée de produits forestiers sur le marché: une scierie à Mbang, dont la capacité de transformation est de 150 000 m³/an, et

¹⁵³ Cette estimation ne comprend pas les emplois créés de manière indirecte par l'activité forestière ni les

une usine de déroulage et de fabrication de contre-plaqués à Dimako d'un potentiel de transformation de 43 000 m³/an (Carret, 1999).

Les volumes de bois qui alimentent ces usines proviennent essentiellement des concessions que cette entreprise détient autour de ses implantations industrielles (Fomete Nembot, 1993). C'est le cas d'une partie importante de l'espace forestier utilisé par les habitants des villages d'étude, qui se situe dans une UFA partiellement utilisée par la SFID-Mbang. Cette exploitation des ressources ligneuses n'est d'ailleurs pas récente puisqu'une première concession, la licence n°1554, avait été accordée à la compagnie EFC à partir de 1973¹⁵⁴. Cette licence couvre une superficie d'environ 80 000 hectares répartis entre trente deux assiettes de coupe de 2 500 hectares, qui est située au sud de la rivière Doumé¹⁵⁵. Elle est divisée en son milieu par la piste qui relie Bimba à Djémiong: la zone occidentale de la licence 1554 compte dix-huit assiettes de coupe et la zone orientale quatorze. Le premier passage de la société EFC sur cette licence semble remonter à 1976-1978. Cette période se caractérise notamment par l'agrandissement de la piste qui passe à Djémiong, ce qui permettait un accès facilité aux engins d'exploitation de bois. Une deuxième coupe eut lieu entre 1982 et 1987, puis une troisième, d'ampleur réduite, en 1989. Manifestement la société EFC semble s'être spécialisée dans l'exploitation des bois rouges et a laissé sur pied un fort potentiel de bois blancs. Du fait de cette exploitation sélective, il est peu vraisemblable de croire que les trois coupes successives d'EFC en treize aient été réalisées sur les mêmes zones forestières: en raison de la grande superficie de cette licence, l'exploitation semble avoir été fractionnée dans le temps, certaines assiettes étant exploitées en 1976-78 puis les assiettes restantes en 1982-87 et 1989. Apparemment, et en l'absence de données officielles, aucune assiette de coupe de la licence n°1554 n'a subi trois passages d'exploitation¹⁵⁶.

Cette licence accordée, selon les prescriptions de la loi 81/13, à un exploitant forestier agréé sur le domaine forestier national appartient depuis 1992 à la SFID, qui a racheté la société EFC. L'intérêt de cette opération pour la SFID est l'accès à un stock important de bois blanc de manière à approvisionner en permanence ses structures de transformation installées à Mbang et à Dimako. Dans la zone d'étude, la production de bois par la SFID se fait donc par exploitation directe de concessions qui lui sont accordées. L'acquisition d'EFC par la SFID en

personnes qui dépendent des salariés du secteur forestier.

¹⁵⁴ Des documents écrits concernant l'octroi et l'exploitation de cette concession par EFC n'ont pas pu être retrouvés. Le propos se fonde donc sur les informations procurées par la SFID Mbang et sur les entretiens réalisés avec les habitants sur l'exploitation forestière aux alentours de leurs villages.

¹⁵⁵ Voir la carte en annexe VIII.

1992 ne signifie pas nécessairement qu'elle est en droit de s'approprier ses zones d'exploitation (loi 81/13, art. 37). Une demande de reprise de la licence 1554 par la SFID a été déposée auprès de l'administration forestière provinciale et ce n'est qu'à partir de la fin 1993 que la SFID a pu procéder à l'inventaire des ressources ligneuses de cette licence. Cet inventaire n'a porté que sur la zone orientale de la licence 1554, c'est-à-dire sur les assiettes de coupe n°19 à 32. Le résultat de cet inventaire a été fourni à la Délégation départementale de l'Environnement le 31 janvier 1994 et ce n'est qu'à partir du premier semestre 1994 que la SFID Mbang a officiellement engagé les travaux d'exploitation de certaines assiettes de coupe de cette licence¹⁵⁷.

Avec la nouvelle loi forestière de janvier 1994, cette zone de forêt n'appartient plus au domaine national mais constitue dorénavant une forêt de production du domaine privé de l'Etat. A ce titre, elle devra être exploitée selon les termes du contrat d'aménagement à conclure entre la SFID et l'administration forestière en ce qui concerne l'UFA 10-056, qui couvre la superficie la licence 1554.

¹⁵⁶ Cette hypothèse est d'ailleurs confirmée par le constat fait par L.Zapfack, professeur en botanique tropicale à l'université Yaoundé I, d'une faible dégradation de l'écosystème, du moins pour la partie orientale de cette licence.

¹⁵⁷ L'une de ces assiettes de coupe fera l'objet d'une étude plus détaillée dans le chapitre suivant et servira de base au calcul de la valeur sur pied des bois exploitables qui y sont présents.

"Timber prices are generally based on the stumpage value; that is the value of products derived from the timber less the processing costs. However, timber harvesting imposes considerable social costs in terms of opportunity costs, or foregone benefits from other forest-related goods and services. The loss to local communities of forest-related consumption goods, loss of services rendered by forest ecosystems, the loss of biodiversity and foregone recreational benefits are all factors that must be taken into consideration when determining the social cost of timber harvesting. Only then can the socially efficient level of harvesting be determined"

R.A. Kramer et al., 1995, p. 8

Chapitre IV: Prélèvements de produits forestiers: estimation des valeurs d'usage direct d'une forêt tropicale

Suivant la définition de la valeur économique totale donné précédemment, ce chapitre est constitué des tentatives d'estimation de la valeur d'usage direct de la forêt tropicale de la zone d'étude.

La première section se focalise sur le calcul d'une valeur économique des bois sur pied présents dans ce massif. Rassemblant un certain nombre de données techniques et d'informations de marché, une estimation de la valeur marchande des ressources ligneuses est produite à laquelle est déduite un coût externe de l'exploitation forestière. L'objectif est d'obtenir une idée plus précise du bénéfice économique qui découle réellement de cet usage spécifique des ressources forestières.

La deuxième section présente une application originale de la méthode des coûts de transport pour calculer la valeur des produits pharmaceutiques traditionnels tirés de la forêt. La démarche et les hypothèses d'application de cette technique d'évaluation sont explicitées et discutées.

La troisième section recourt à trois types d'évaluation économique des actifs naturels (prix de marché, prix sur marché-substitut, méthode des coûts de transport) pour proposer une valeur économique des produits non-ligneux extraits par l'un des habitants d'un des villages d'étude pour leur alimentation. Les résultats obtenus sont présentés et débattus à la lumière des hypothèses posées pour cette estimation.

Section 1. La valeur du bois sur pied dans un massif de l'est-Cameroun

Les ressources ligneuses de la forêt tropicale ont souvent pour débouché le marché, qu'il soit national ou international. De ce fait, ces ressources paraissent les plus faciles à évaluer monétairement. Néanmoins, l'exploitation du bois d'œuvre engendre de nombreuses externalités dont bénéficient ou que supportent les autres acteurs de la forêt. La valeur économique des ressources ligneuses nécessite que ces coûts externes soient pris en compte. C'est l'objectif de cette section que d'arriver à un tel résultat, en explicitant la démarche suivie et les hypothèses formulées.

1. Exploitation forestière et externalités environnementales

1.1. La valeur des bois sur pied, un outil de gestion de la ressource ligneuse

Dès le début du siècle, la forêt africaine fut perçue comme un réservoir important d'essences exotiques ayant des débouchés sur les marchés des pays du nord. L'exportation systématique de ces ressources forestières a motivé l'apparition de marchés internationaux. Ainsi, contrairement aux autres ressources forestières, qui sont majoritairement tournées vers la satisfaction des besoins locaux, les bois de la forêt tropicale sont de longue date associés à des prix de marché, ce qui explique l'importance que les gestionnaires des écosystèmes forestiers ont accordé à ces ressources. Cette conception particulière de la forêt est prédominante dans l'élaboration théorique des plans d'aménagement de ce type d'écosystème: par exemple, la règle de Faustmann (1849) se focalise sur les seules ressources ligneuses de la forêt. Cette approche est également déterminante dans la définition des politiques forestières de nombreux pays: il suffit de constater la place prise par les forêts de production dans la dernière loi forestière camerounaise pour s'en convaincre. Dans cette perspective, la valeur marchande du bois sur pied apparaît comme l'un des principaux instruments d'une gestion économique rentable de la forêt.

La notion de "bois sur pied" représente le bois tel qu'on le retrouve à l'état de ressource vivante ou morte dans la forêt et qui n'a été soumise à aucune opération particulière de transformation. Cette appellation désigne donc une réserve de matière première, qui détient une valeur économique puisque son exploitation participe à l'accroissement du bien-être collectif. Cette variation du bien-être collectif est estimée à partir du surplus économique que le producteur tire en proposant le bois sur le marché. La valeur marchande du bois sur pied correspond ainsi à la différence entre le prix de vente des produits forestiers sur le marché et

les coûts de leur production¹⁵⁸. Plusieurs méthodes existent pour établir la valeur du bois sur pied (CTFT, 1989; MINEF, 1993), mais la formule suivante est la plus courante¹⁵⁹:

Figure 8 : Définition standard de la valeur du bois sur pied

Prix FOB

- frais de port
- coûts de transport
- coûts de transformation
- coûts d'exploitation
- = Marge résiduelle
- profit "normal" de l'exploitant
- = Valeur marchande du bois sur pied

La valeur des bois sur pied correspond à un surplus économique qui apparaît lorsque ces ressources font l'objet d'une valorisation économique. Plusieurs auteurs assimilent ainsi la valeur marchande des bois sur pied à une "rente forestière" (Repetto & Gillis, 1988; Grut et al., 1993). Celle-ci va être partagée entre l'Etat propriétaire des espaces boisés et l'exploitant forestier par le biais de l'imposition d'un droit de coupe¹⁶⁰. Cette opération vise à assurer un bénéfice raisonnable tant pour le propriétaire de l'entreprise qui exploite la ressource que pour le propriétaire du territoire produisant la ressource. Le calcul de la valeur marchande du bois sur pied est donc un enjeu important pour établir une politique forestière équilibrée et effective.

1.2. Intégration des coûts externes

Depuis une quinzaine d'années, la forêt tropicale est de plus en plus perçue comme un espace multi-ressources (Panayotou & Ashton, 1992; Gregersen et al., 1993; Toman & Ashton, 1996) et l'exploitation des bois précieux n'est plus qu'une utilisation particulière de l'espace forestier. Cette dernière doit alors être analysée au regard des interactions positives comme négatives qu'elle a sur les autres modes d'usage des ressources. Les externalités de l'exploitation forestière, comme l'indique le tableau ci-dessous, sont nombreuses et complexes (World Bank - Environment Department, 1991-b):

¹⁵⁸ Estève (1985) fournit une illustration de ce calcul pour certains bois de la forêt camerounaise.

¹⁵⁹ Dans ce calcul, la fiscalité s'appliquant aux entreprises du secteur forestier n'est pas prise en compte.

¹⁶⁰ "Le droit de coupe est une redevance que la collectivité est en mesure d'exiger d'un exploitant qui coupe du bois sur des terres publiques. Théoriquement le montant de ce droit de coupe est la rente économique. Cette rente est la rémunération de la terre comme facteur de production" (MINEF, 1993, p. 83).

Tableau 18 : Les externalités de l'exploitation forestière

Externalités positives	Externalités négatives
Retombées locales (filière et hors filière) - <i>revenus salariaux</i> - <i>désenclavement et dynamisme économique</i>	Dégradation du massif - <i>dommages aux tiges commerciales</i>
Retombées nationales - <i>taxes</i> - <i>dynamisme économique: effets multiplicateurs et effets d'entraînement du secteur forestier</i>	Perturbations des usages locaux - <i>chasse</i> - <i>produits de cueillette</i> - <i>produits médicinaux naturels</i>
	Perturbations des fonctions écologiques - <i>qualité des sols</i> - <i>système hydrique</i> - <i>microclimat</i> - <i>effet de serre</i> - <i>biodiversité</i>
	Atteinte à la beauté et la valeur symbolique de la forêt - <i>au niveau local</i> - <i>au niveau global</i>
	Facilite la pénétration des agriculteurs en forêt

En l'état actuel des connaissances, une démarche exhaustive de quantification des externalités de l'exploitation forestière n'est pas réalisable. L'objectif est davantage de voir en quoi les méthodes et les données actuelles permettent d'estimer monétairement au moins certaines de ces externalités. Pour cela, l'analyse est restreinte à un seul type de coût externe: celui des dommages portés aux futures tiges commercialisables lors des opérations actuelles d'exploitation¹⁶¹. Du fait de la durée des concessions et des techniques d'exploitation existantes, les sociétés forestières n'ont pas un intérêt direct à préserver la valeur commerciale future de l'écosystème: l'abattage des arbres se fait souvent aux dépens de la qualité future du massif et du maintien de son capital en ressources ligneuses. L'existence de telles externalités

¹⁶¹ Deux raisons ont motivé le choix de cette externalité. D'une part, l'approche suit les prescriptions de l'OIBT, qui exigent que les concessionnaires procèdent après exploitation à une évaluation des dommages et de l'état du peuplement résiduel (ITTO, 1990). D'autre part, des travaux d'estimation des dommages physiques de l'exploitation ont été réalisés dans la zone d'étude par le projet API (Mbolo, 1994; API, 1995).

De ce fait, les autres externalités de l'exploitation forestière seront négligées: dégradation de la qualité des fonctions écologiques et perturbations des usages locaux. Plusieurs raisons peuvent être avancées pour cela. D'une part, de manière générale, les liens entre exploitation forestière et fonctions écologiques sont connus mais difficilement quantifiables. D'autre part, il est difficile de parler d'externalité concernant les perturbations des usages locaux de la zone, puisque le stock végétal est suffisamment important en forêt pour que les prélèvements villageois ne soient pas contraints par les dommages de l'exploitation forestière. Hormis pour certaines essences rares qui sont utilisées concurremment par l'exploitant et les populations locales, comme le moabi (*Baillonella toxisperma*), la faible pression de collecte végétale, constatée notamment à Gouté, explique qu'il n'y ait pas de réelles conséquences négatives de l'exploitation sur cette activité. De plus, pour la majorité des PFNL, les collectes se font dans des sites relativement proches du village où l'exploitant évite de se rendre. Parallèlement,

implique que, si la valeur marchande des bois sur pied reste une donnée utile, cette notion ne correspond pas au niveau de bien-être que tire la société de l'utilisation de ces ressources: la valeur marchande du bois sur pied ne représente plus la valeur économique de cet actif naturel. Cette dernière peut toutefois être estimée à partir de la valeur marchande des bois sur pied à laquelle sont soustraites ou ajoutées toutes les externalités dues à leur exploitation:

Figure 9 : Définition de la valeur économique du bois sur pied

$$\begin{aligned} & \text{Valeur marchande du bois sur pied} \\ & - \text{externalités négatives de l'exploitation} \\ & + \text{externalités positives de l'exploitation} \\ & = \text{Valeur économique du bois sur pied} \end{aligned}$$

La recherche suivie procède donc en quatre étapes: calcul des valeurs marchandes des bois sur pied extraits d'une assiette de coupe exploitée par la SFID, estimation physique des dommages subis par le massif du fait de l'exploitation, puis tentative d'évaluation monétaire; celle-ci permet de produire une valeur économique "approchée" des bois sur pied abattus dans cet espace forestier.

2. Calcul de la valeur marchande des bois sur pied

2.1. Les données physiques

Le calcul de la valeur marchande des bois sur pied est basé sur les données fournies par la SFID Mbang: elles concernent l'exploitation du permis 1554. Cette zone forestière se situe à proximité des trois villages d'étude¹⁶². La zone sur laquelle sont basés les calculs est l'assiette de coupe n°24 de ce permis. Sa superficie est égale à 2500 hectares. Elle a été exploitée d'avril à juin 1994 et les données chiffrées sur les volumes exploités sont celles fournies à la Délégation départementale de l'Environnement et des Forêts. Huit essences ligneuses ont été retenues, qui représentent 98% des tiges abattues dans cette assiette de coupe¹⁶³:

même si les villageois l'affirment, il est difficile de relier la variation du gibier à la présence de l'exploitation forestière dans la zone (Lahm, 1993).

¹⁶² Voir la carte en annexe VIII pour une localisation précise de cette assiette de coupe.

¹⁶³ L'ensemble des données SFID sont présentées avec plus de détails en annexe X. En moyenne, les volumes commercialisables proposés ici représentent 55% des volumes abattus (ONADEF, 1998). Pour plus de détails sur ces coefficients de commercialisation, se reporter à API (1995) et Nkie (1994).

Tableau 19 : Données de l'exploitation de l'assiette n°24 du permis 1554

Essence	Famille	Importance économique	Nombre de pieds abattus	%	Volume commercialisable (en m ³)
Ayous	Sterculiacées	Pcpale	1381	80%	13 602,3
Lotofa	Sterculiacées	Scdaire	143	8%	1 051,3
Fraké	Combrétacées	Scdaire	59	3%	517,7
Tali	Cesalpinacées	Scdaire	59	3%	350,7
Sapelli	Méliacées	Pcpale	22	2%	251,5
Fromager	Bombacacées	Scdaire	24	2%	243,6
Ilomba	Myristacées	Scdaire	11	1%	109,0
Bété	Sterculiacées	Pcpale	20	1%	64,6
TOTAL			1719	100%	16 190,8
Moy/ha			0,7		6,5

Les ressources ligneuses extraites de cette assiette de coupe ont fait l'objet de trois types de valorisation marchande: sous forme de grume, de sciage et de placage. Ces produits forestiers ont pour principal débouché l'exportation, ce qui permet de recourir aux cours internationaux pour estimer leurs valeurs marchandes.

2.2. Estimation des valeurs marchandes

La grande majorité des produits forestiers du Cameroun ont pour vocation d'être vendus sur un marché local, domestique ou international: dans l'hypothèse que de tels marchés sont concurrentiels, la valeur de ces ressources ligneuses peut être estimée à partir des prix. Malgré l'absence de certaines données spécifiques et le manque de transparence du marché du bois, les informations récoltées permettent de proposer une estimation grossière de la valeur marchande de ces ressources.

L'estimation de la valeur marchande des bois sur pied repose sur le prix FOB auquel sont déduits tous les coûts (hors fiscalité) supportés par l'exploitant pour proposer ce bien sur le marché. Plusieurs sources d'informations ont été utilisées pour obtenir de telles données. Les prix proviennent de la littérature spécialisée (*Marchés tropicaux et méditerranéens* et *Tropical Timbers*), de l'ONADEF, du SPEBC et du MINEF (1993)¹⁶⁴. Il s'agit des prix FOB mensuels moyens établis au port de Douala ou sur le marché international en juillet 1994.

La connaissance des coûts de production de ces marchandises est d'autant difficile qu'elle permet de connaître la marge brute de l'exploitant forestier. Là encore, il a fallu croiser plusieurs sources d'information pour arriver à une estimation grossière de ces coûts de

¹⁶⁴ Pour les adapter au cas d'étude, certaines données ont fait l'objet d'extrapolation. Ces extrapolations sont données en italiques dans le tableau de données de l'annexe X. Toutefois, la plupart d'entre elles, notamment celles portant sur les prix FOB, ont été avalisées par le Syndicat des Producteurs et Exportateurs de Bois du Cameroun (Willemain, comm. pers.).

production: (i) les frais au port (hors fiscalité) sont estimés à partir de MINEF (1993) et Fomete (1997); (ii) le coût de transport de l'usine au port ainsi que les coûts de production-usine sont tirés de Laurent (1994); (iii) les rendements matière ont été fournis par la SFID (Bonnafous, 1995, comm. pers.); (iv) les coûts d'exploitation des ressources ligneuses proviennent de Mekok (1995; comm. pers.).

Il est difficile d'établir une hypothèse sur le niveau "normal" de marge de profit de l'exploitant forestier. Celle-ci est généralement fixée de manière à compenser les risques encourus par l'entrepreneur et rémunérer son investissement. Le point de départ dans l'établissement du niveau de la marge bénéficiaire est le taux de rendement obtenu chez les institutions bancaires pour des placements de même type. A ce taux de base, il faut ajouter une prime pour le risque encouru par l'opérateur. L'étude commandée par le MINEF (1993) retient l'hypothèse théorique d'une répartition de la marge résiduelle de 50% Etat et 50% entreprise pour les grumes exportées, et de 30% Etat et 70% entreprise pour les produits transformés. Chaudron (1998) mentionne un audit réalisé pour le Congo où la marge bénéficiaire "normale" est établie à 30% pour les grumes et à 40% pour les produits transformés. C'est également cette marge qui est retenue dans le calcul.

L'ensemble de ces données permet d'estimer une valeur marchande de chacune des essences exploitées dans l'assiette de coupe n°24¹⁶⁵, qui tient compte des différents usages industriels auxquels ces ressources ont donné lieu: grume, sciage, placage¹⁶⁶. Pour les essences ayant eu des utilisations multiples, la valeur moyenne du bois est calculée à partir des valeurs de chaque usage pondérées par le volume consacré à chacun de ces usages¹⁶⁷. Pour le cas de cette assiette de coupe du permis 1554, les valeurs marchandes des bois sur pied par mètre cube sont présentées dans le tableau suivant:

¹⁶⁵ L'ensemble des données utilisées pour ce calcul sont présentées en annexe X.

¹⁶⁶ Pour la simplicité du calcul, hypothèse est faite que les billes allant en scierie étaient transformées en Avivés Export, et celles allant au déroulage en Placage Export. Les billes non-transformées sont destinées à l'exportation sous forme de grume.

¹⁶⁷ Par exemple, pour l'Ayous, sa valeur marchande moyenne (par m³) est le résultat de l'opération suivante:
 $((\text{volume déroulage}/\text{volume total}) * \text{valeur déroulage}) + ((\text{volume sciage}/\text{volume total}) * \text{valeur sciage}) + ((\text{volume grume}/\text{volume total}) * \text{valeur grume}) = 48\,683 \text{ F.CFA.}$

Tableau 20 : Valeurs marchandes des bois sur pied de l'assiette de coupe n°24

Essence	Nbe pieds	Vol. com. (en m ³)	Sciage	Déroutage	Grume	Valeur des bois sur pied (au m ³)
Ayous	1381	13602,3	75%	24%	1%	48 683 F
Lotofa	143	1051,3	20%	34%	46%	21 736 F
Fraké	59	517,7	100%			28 060 F
Tali	59	350,7	19%		81%	14 277 F
Sapelli	22	251,5	66%	5%	29%	91 966 F
Fromager	24	243,6		100%		23 797 F
Ilomba	11	109,0		100%		40 807 F
Bété	20	64,6			100%	35 090 F
Total	1719	16190,8				

L'estimation de ces valeurs marchandes est utile à différents titres. D'une part, elle permet de connaître le niveau de la "rente forestière" que se partagent l'exploitant forestier et l'Etat. D'autre part, il est maintenant possible d'estimer la valeur marchande moyenne des bois sur pied pour les essences principales et pour les essences commerciales II qui sont présentes dans ce massif. Cette estimation moyenne est calculée en pondérant les valeurs marchandes obtenues par la quantité abattue de chaque essence¹⁶⁸. Deux valeurs marchandes moyennes des bois sur pied peuvent être exprimées:

- pour les essences principales: 50 439 F.CFA/m³
- pour les essences commerciales II: 20 741 F.CFA/m³

C'est sur la base de ces valeurs marchandes moyennes propres à la parcelle n°24 que l'évaluation monétaire des dégâts aux tiges commerciales dus à l'exploitation est réalisée .

2.3. Trois hypothèses de calcul: rotation, actualisation et dégradation

L'estimation des bénéfices actualisés de l'exploitation des ressources ligneuses nécessite de formuler trois hypothèses fortes concernant la rotation des coupes, le taux d'actualisation et le rythme d'appauvrissement en tiges commerciales du massif exploité.

La rotation de l'exploitation forestière dépend des ressources prises en compte dans la gestion de l'écosystème: plus la forêt est considérée comme un actif naturel multi-fonctionnel, plus le temps entre deux coupes est long. Dans le cas où la SFID ne valorise la forêt que pour sa fonction de production de bois d'œuvre, le calcul théorique de la rotation découle de la traditionnelle règle de Faustmann (1849). Le calcul de la rotation se fait ainsi à partir de considérations physiques et économiques: "*la durée de rotation pouvant varier en fonction du type de forêt et de l'aménagement préconisé, la périodicité d'exploitation correspondra au*

¹⁶⁸ Par exemple, pour les essences principales, Ayous-Sapelli-Bété:
Valeur moyenne = (92% * 48 683) + (5% * 91 966) + (3% * 35 090)

temps nécessaire pour permettre de nouvelles récoltes dans un laps de temps compatible avec une exploitation forestière rentable et durable" (Durrieu de Madron & Forni, 1997).

Plusieurs travaux réalisés au Cameroun tiennent compte de ces préoccupations pour tenter d'estimer une durée optimale des rotations (Eba'a Atyi, 2000). Par exemple, pour les UFA en première exploitation aménagées par le projet API, les rotations sont de trente ans pour une reconstitution des tiges exploitables de l'ordre de 60 à 100% (Durrieu de Madron & Forni, 1997). De son côté, le Ministère de l'Environnement et des Forêts fixe une durée de rotation d'au moins 25 ans pour les forêts de production du sud-Cameroun (MINEF, 1998-b). Néanmoins, ces estimations sont principalement fondées sur la durée nécessaire à la régénération des ressources ligneuses et peu sur la rentabilité économique de l'exploitation. A l'heure actuelle, il existe relativement peu d'aménagement forestier opérationnel, c'est-à-dire organisant les coupes sur un horizon de 25 ou 30 ans. Une configuration plus courante est celle d'une convention provisoire établie entre l'administration et l'exploitant, permettant à ce dernier, durant la phase d'élaboration du plan d'aménagement, d'exploiter des assiettes de coupe dans la concession qui lui est octroyée (MINEF, 1996). Dans la réalité, des rotations aussi longues ne sont actuellement pas encore appliquées, même si c'est dans cette voie que s'inscrit l'aménagement forestier durable.

De surcroît, les propositions du MINEF (1998-b; ONADEF, 1998) en matière de rotation visent à réformer le mode courant d'exploitation par "écrémages" successifs des ressources ligneuses qui prédomine en Afrique centrale. Or cette pratique est fortement ancrée dans les logiques des sociétés forestières et est entretenue par la mise à disposition, tous les ans, d'un certain nombre de ventes de coupe qui ne sont pas soumises à de telles contraintes. La modification d'un tel mode d'exploitation s'inscrit ainsi à moyen/long terme et, par conséquent, n'est pas prise en compte dans cette estimation, notamment pour refléter la pratique réelle de la SFID dans la zone ces dernières années. L'inconvénient majeur de l'exploitation par écrémage est de raccourcir fortement les périodes de régénération naturelle des massifs. Le CTFT (1989) emploie le terme d'exploitation sélective pour désigner ce mode d'utilisation des ressources ligneuse de la forêt dense humide, qui suppose une rotation sur quinze ans. Une telle rotation est également celle qui est appliquée dans la zone d'étude: en ce qui concerne le permis 1554, celui-ci a fait l'objet d'une première exploitation importante à la fin des années 1970 et au début des années 1980, puis a été remis en activité à partir du milieu des années 1990. Pour le directeur de la SFID-Mbang (Bonnafous, 1995, comm. pers.), cette rotation est suffisante pour retrouver un bon niveau de régénération naturelle et permet d'obtenir une production soutenue et à faible coût par rapport aux réalisations artificielles

d'enrichissement et de plantation. L'estimation des bénéfices actualisés de l'exploitation des ressources ligneuses est ainsi basée sur une rotation moyenne des abattages de quinze ans, hypothèse qui présente le mérite d'un certain réalisme.

Le choix du taux d'actualisation pour les projets forestiers est un sujet largement débattu en raison de la gestion à long terme que nécessite ce type d'écosystème¹⁶⁹. Théoriquement, le taux d'actualisation découle du taux de rendement du capital privé et du taux de préférence temporelle. Si l'on utilise les données disponibles dans la littérature, le taux d'actualisation théorique devant être appliqué au Cameroun s'établit à 3,8%. Ce niveau est du même ordre de grandeur que celui proposé pour l'ensemble des pays en développement par l'OCDE (1995) de 3-4%. Néanmoins, de nombreuses autres considérations peuvent être prises en compte par les "décideurs", ce qui explique que les taux d'actualisation utilisés dans la réalité soient plus élevés que les estimations théoriques. Certains bailleurs de fonds, comme la Banque Mondiale, préconisent par exemple des taux d'actualisation de l'ordre de 8-12% pour les pays en développement (World Bank-Environment Department, 1991-a). Plusieurs auteurs, dont Huetting (1991), contestent l'utilisation de tels taux, notamment quand ils sont appliqués à des pays dont la structure économique reste fragilisée ou quand ils concernent des problèmes environnementaux. Or cette étude de cas réunit ces deux caractéristiques.

Les articles et monographies utilisant l'actualisation pour fonder une gestion rationnelle de la forêt tropicale sont, eux aussi, assez hétérogènes. Plusieurs études, comme Anderson (1987), Douglass et al. (1992), Kramer et al. (1995) retiennent un taux social d'actualisation de 8-10%. Pourtant, une grande partie des travaux récents d'évaluation économique des ressources forestières utilisent un taux d'actualisation de 5%¹⁷⁰. Ce niveau d'actualisation commun présente l'avantage de pouvoir facilement comparer les résultats obtenus et tend par ailleurs à constituer une convention pour les praticiens. Plus particulièrement au Cameroun, la création du parc national de Korup a pu être supportée notamment par une analyse économique recourant à l'actualisation des coûts et des bénéfices (Ruitenbeek, 1990). Dans ce cadre, le gouvernement camerounais a proposé de retenir un taux d'actualisation de l'ordre de 3-5%. Deux justifications principales ont été avancées pour justifier ce choix: d'une part, il s'agit d'un projet ayant trait à l'utilisation de ressources naturelles dont la régénération se fait à long terme; d'autre part, une volonté politique de promouvoir le développement économique de

¹⁶⁹ Ce problème est difficile tant pour les forêts tempérées (de Montgolfier & Natali, 1987; Terreaux, 1995-b) que pour les forêts tropicales (Huetting, 1991; Gregersen & Contreras, 1994).

cette région est exprimée.

Ces différentes considérations incitent ainsi à privilégier un taux d'actualisation de faible niveau, et un taux de 5% est justifiable à la fois d'un point de vue théorique et empirique.

Une rotation de quinze ans de l'exploitation des ressources ligneuses en forêt tropicale soulève des doutes sur la soutenabilité d'une telle activité: il est difficile de croire que, dans ces conditions, l'écosystème puisse conserver à long terme un potentiel important de ces ressources. Plusieurs travaux montrent, à l'inverse, qu'une exploitation par écrémages successifs engendre un appauvrissement du massif en essences principales, dont la régénération naturelle n'est pas assurée. En Côte d'Ivoire, par exemple, dans le cas d'une forêt dense humide semi-décidue, Dupuy et al. (1997) ont évalué l'impact de l'exploitation forestière sur la composition en essences commerciales à 14 ans d'intervalle et concluent à un appauvrissement progressif mais rapide des forêts de production pour ces tiges. Plus spécifiquement dans l'est-Cameroun, Durrieu de Madron & Forni (1997) estiment qu'une rotation de trente ans est nécessaire pour atteindre un pourcentage de reconstitution de tiges exploitables de l'ordre de 60 à 100%. De plus, après deux ou trois rotations, certaines essences, dont la régénération ne se fait pas de manière linéaire par rapport au temps¹⁷¹, ne pourront reconstituer leurs effectifs initiaux: "*la récolte sera probablement correcte sur deux ou trois rotations; cependant, la structure diamétrique en cloche de certaines essences fait que, sans régénération abondante de ces espèces lors de l'ouverture du peuplement [...], elles ne reconstitueront jamais leurs effectifs actuels*" (Durrieu de Madron & Forni, 1997, p. 47). Il semble vraisemblable que l'exploitation forestière telle qu'elle est actuellement pratiquée dans la zone d'étude induit une diminution sensible de la densité des espèces commerciales dans la composition floristique de ces massifs.

Cette tendance à la raréfaction à long terme des principales essences commerciales peut néanmoins être contrebalancée par la valorisation de nouvelles essences ligneuses, qui auraient été laissées sur pied lors des premières coupes sélectives. L'exploitation future d'essences aujourd'hui considérées comme secondaires aurait pour conséquence d'accroître la densité des tiges commercialisables à l'hectare et compenser la disparition des ressources traditionnellement recherchées. Cet effort de valorisation d'essences secondaires est toutefois peu probable tant que des espaces forestiers riches en bois nobles resteront à exploiter, c'est-à-

¹⁷⁰ C'est par exemple le cas de Peters et al. (1989), Balick & Mendelsohn (1992), Grimes et al. (1994), Houghton & Mendelsohn (1996), Costanza et al. (1997),...

dire avant plusieurs décennies (Bonnafous, 1995, comm. pers.)

Au total, il paraît difficile de formuler des hypothèses fiables concernant la dynamique de long terme de ces massifs de production. Et, en l'absence de données spécifiques à la zone d'étude, il convient de se rabattre sur une tendance générale d'appauvrissement de cet écosystème et de formuler une hypothèse plutôt conservatrice d'une diminution de 5% tous les quinze ans du volume ligneux exploitable¹⁷².

2.4. Estimation des bénéfices de l'exploitation ligneuse

Les hypothèses précédentes laissent penser que la volume exploitable des ressources ligneuses principales/commerciales II tend à être décroissant avec la répétition des abattages. Néanmoins, cette diminution en volume ne correspond pas nécessairement à une baisse de la valeur marchande des bois. Il convient également de connaître la variation des prix des produits forestiers, qui sont dépendants de nombreuses variables économiques¹⁷³. Différentes analyses laissent penser que ces prix suivent plutôt un trend croissant: ce sont, par exemple, les analyses rétrospectives de la FAO (1996) qui indiquent que la valeur unitaire du bois rond industriel au Cameroun a augmenté de 12% par an entre 1983 et 1994. De même, les projections de la Banque Mondiale pour la période 1995-2005 estiment à 2-3% par an la croissance des prix des produits forestiers tropicaux (World Bank, 1991). Néanmoins, dans la perspective de produire une estimation conservatrice de la valeur actualisée des bois sur pied et pour éviter toute extrapolation délicate, l'hypothèse d'une stabilité de ces prix à long terme est retenue.

Ainsi, en appliquant un taux d'actualisation (r) de 5%, une rotation (t) de 15 ans et un facteur d'appauvrissement du massif en essences commerciales (h) de 5%, les bénéfices actualisés de l'exploitation ligneuse dans cette parcelle sont calculés selon la formule suivante (Gregersen & Contreras, 1994):

Figure 10 : Estimation de la valeur marchande des bois sur pied

$$\begin{aligned} &= \text{VMBSPP} / [1 - (1+r+h)^{-t}] \\ &= 633\ 403\ 294 / [1 - (1,1)^{-15}] \\ &= 832\ 759\ 234 \text{ F.CFA} \end{aligned}$$

¹⁷¹ On peut se reporter au mémoire de Forni (1997) pour une étude poussée de la structure diamétrique des principales essences commerciales exploitées dans l'est-Cameroun.

¹⁷² En réalité, il est vraisemblable de penser que cet appauvrissement est particulièrement sensible pour les premières coupes, puis que la forêt maintient un volume exploitable faible mais constant (Fomete Nembot, comm. pers.). Plutôt que la modélisation complexe d'une telle dynamique, le calcul se base sur une décroissance linéaire de faible ampleur de la richesse en ressources ligneuses principales du massif.

Par ailleurs, plus la rotation est longue, moins le taux d'appauvrissement est élevé.

¹⁷³ Pour une analyse des tendances et des variables du marché international des bois tropicaux, se reporter à Karsenty (1997, 2000) ou aux études de la Banque Mondiale (World Bank, 1991).

La valeur marchande totale des bois sur pied exploités par la SFID sur l'assiette de coupe n°24 du permis n°1554 est ainsi estimée à environ 830 millions de F.CFA¹⁷⁴. Ramenés aux 2500 hectares exploités, **les bénéfices marchands actualisés tirés de l'exploitation forestière sont de l'ordre de 333 104 F.CFA/ha**. Ils représentent la valeur actualisée des bois sur pied sans que soient prises en compte les externalités de cette activité.

Le calcul de la valeur marchande actualisée des bois sur pied dépend d'un grand nombre d'hypothèses. L'objet de l'analyse de sensibilité est de faire varier ces hypothèses pour apprécier la marge d'incertitude du résultat obtenu. Le relâchement de chacune de ces hypothèses permet d'estimer, toutes choses égales par ailleurs, la variation des bénéfices tirés de cette utilisation de l'écosystème.

Tableau 21 : Analyse de sensibilité pour la valeur marchande des bois sur pied

Rotation de l'exploitation (en années)	15	20	25
Bénéfices actualisés (en F.CFA/ha) ¹⁷⁵	333 104	308 387	296 682
Variation en % (/ valeur initiale)		-8%	-11%
Rythme d'appauvrissement du massif (en %)	3%	5%	7%
Bénéfices actualisés (en F.CFA/ha)	370 001	333 104	309 997
Variation en % (/ valeur initiale)	+11%		-7%
Taux d'actualisation	4%	5%	6%
Bénéfices actualisés (en F.CFA/ha)	349 241	333 104	320 307
Variation en % (/ valeur initiale)	+ 5%		-4%

Au total, la modification consécutive de ces trois hypothèses fait varier de $\pm 11\%$ le montant des bénéfices calculé initialement pour l'exploitation par la SFID des ressources ligneuses de l'assiette de coupe n°24. Des estimations plus précises sur la durée optimale de rotation ou sur l'appauvrissement des massifs permettraient de réduire la marge d'incertitude de ce calcul. Elles nécessitent néanmoins un investissement important de recherche appliquée. En l'absence d'un tel effort, l'évaluation des bénéfices économiques de l'exploitation forestière requiert de formuler des hypothèses qui doivent rester soumises à discussion.

3. Tentative de quantification monétaire d'une externalité environnementale

Les tiges endommagées par la SFID lors de son exploitation de l'assiette de coupe n°24 représentent une perte future de bien-être pour la société et doivent être prises en compte dans l'élaboration d'un aménagement durable du massif forestier. La dégradation de ce "capital

¹⁷⁴ Dans l'annexe X, cette estimation est également faite pour une rotation d'exploitation de 25 ans et pour un taux d'appauvrissement du massif de 3%. Les bénéfices actualisés tirés de l'exploitation des ressources ligneuses se montent alors à environ 750 millions de F.CFA.

¹⁷⁵ On admet qu'une rotation sur 20 ans est associée à un taux d'appauvrissement du massif de 4%, et une rotation de 25 ans à un taux de 3%.

naturel” constitue une externalité de l’exploitation puisque l’industriel ne supporte à aucun moment les coûts d’une restauration des tiges qu’il a détériorées.

3.1. Estimation physique des dommages aux tiges commercialisables

La quantification physique des dommages de l’exploitation par la SFID dans la parcelle n°24 sur les tiges d’essence commerciale repose sur les travaux du projet API Dimako (Mbolo, 1994; API, 1995). Néanmoins, contrairement à la zone d’étude dont les ressources ligneuses ont déjà été exploitées au début des années 1980, les estimations API ont été effectuées en forêt dense semi-décidue de première exploitation. Il convient ainsi de faire cinq hypothèses afin que ces données puissent être applicables au cas étudié.

Ampleur des dommages: l’étude de Mbolo (1994) sur les dégâts d’exploitation indique que pour une tige abattue par la SFID, seize autres sont définitivement perdues et quatorze autres abîmées¹⁷⁶. Les travaux de Dupuy et al. (1997) réalisés dans un écosystème de même type en Côte d’Ivoire montrent qu’environ la moitié des tiges abîmées participent néanmoins à la régénération du massif. En forêt dense semi-décidue de première exploitation, l’hypothèse est retenue qu’une tige abattue porte un dommage irrémédiable à vingt autres tiges. Ce ratio est vraisemblablement moindre en forêt de deuxième exploitation pour deux raisons. D’une part, cet écosystème a déjà été exploité et, selon une hypothèse précédente, sa densité en essences commercialisables par hectare est moindre de 5%. D’autre part, le réseau des pistes principales et des grosses pistes secondaires est déjà établi, ce qui suppose une intervention moindre du massif lors du deuxième passage: selon Mbolo (1994), les dommages liés à l’ouverture des pistes et des parcs à bois représentent approximativement 20% des dommages totaux; ceux-ci n’ont donc pas lieu d’être comptabilisés pour l’exploitation d’une forêt secondarisée.

Au total, les dommages estimés pour l’assiette de coupe n°24 peuvent être minorés de 25% par rapport à ceux d’une forêt en première exploitation. L’hypothèse a été faite qu’une tige abattue dans ce massif a comme conséquence la perte de quinze autres tiges. Ainsi, sur la parcelle n°24, les 1719 arbres coupés auraient occasionné des dégâts à environ 25 785 tiges.

Les dommages aux tiges commercialisables: sur l’ensemble des tiges détériorées, les estimations de Mbolo (1994) distinguent les essences principales et les essences commerciales II: au total, environ 5% des tiges endommagées sont des essences

¹⁷⁶ Un tableau récapitulatif des données fournies par Mbolo (1994) sur les dommages de cette exploitation est fourni en annexe X. Il est à noter que cette estimation des dommages est plutôt conservatrice: ceux-ci ne touchent que 6,8% du peuplement alors que Durrieu de Madron & Forni (1997) ou Maître et al. (1993) retiennent un taux de dégâts dus à l’exploitation de 10% dans des forêts de qualité identique.

principales et 7% des essences commerciales II.

Ces chiffres sont appliqués à la parcelle n°24: sur les 25785 arbres détériorés par la SFID, 1283 d'entre eux appartiendraient ainsi à des essences principales et 1796 à des essences commerciales II. Ce sont ces tiges qui constituent l'externalité environnementale¹⁷⁷.

Délai avant le seuil d'exploitabilité: Mbolu (1994) indique que plus de 80% des tiges endommagées ont un diamètre inférieur ou égal à 45cm. C'est probablement dans cet intervalle de diamètre que se situe également la majorité des essences commercialisables perdues. Afin de simplifier le calcul, il est supposé que le diamètre moyen des arbres endommagés est de 25cm¹⁷⁸. Or, le diamètre minimum d'exploitabilité de ces essences est en pratique de 80cm. Un certain laps de temps est donc nécessaire avant que ces tiges endommagées aient pu atteindre un volume commercial. Pour les huit essences retenues, un taux de croissance moyen de 0,7cm/an semble acceptable (ONADEF, 1998). Ce n'est donc qu'au terme de quatre-vingt années $((80-25\text{cm}) / 0,7\text{cm/an})$ que ces tiges perdues auraient été effectivement exploitables. Ainsi l'actualisation de ces bénéfices économiques perdus du fait de l'exploitation forestière actuelle se fait sur un horizon de 80 années.

Mortalité des essences endommagées: les travaux du projet API (1995) estime que la mortalité naturelle d'un stock de ligneux est d'environ 1% par an, quels que soient le diamètre et l'essence considérés. Il n'est donc pas réaliste de supposer que l'ensemble des tiges endommagées auraient été exploitables quatre-vingt années plus tard; il est nécessaire de leur appliquer ce même taux de mortalité. Ainsi le stock ligneux réellement exploitable peut être estimé à 574 tiges $(1283 \text{ tiges} \times (0,99)^{80})$ pour les essences principales et 804 tiges $(1796 \text{ tiges} \times (0,99)^{80})$ pour les essences commerciales II.

Hypothèse sur le volume exploitable des essences endommagées: un des problèmes de l'évaluation monétaire des dégradations écologiques dus à l'exploitation forestière est que les dommages sont chiffrés en nombre de tiges tandis que les prix sont estimés au mètre cube. Sur la parcelle n°24, le volume moyen des arbres coupés est d'environ 9m³, d'où

¹⁷⁷ Il peut être contestable de considérer ces tiges endommagées comme une perte nette de bénéfices puisque, ce faisant, les essences qui vont pousser dans l'espace libre sont négligées. Néanmoins, à moyen terme, ces essences commerciales endommagées sont remplacées par des essences pionnières sans valeur marchande. Les travaux du projet API (Mekok, comm. pers.) indiquent par ailleurs qu'une essence pionnière comme le Parasolier est particulièrement longévive dans la zone d'étude, pouvant vivre jusqu'à trente ans. Ainsi, si l'on admet une rotation de 25 ans, ce sont bien des essences pionnières que trouvera l'exploitant à la période suivante et non des tiges d'essences principales. L'externalité environnementale est donc avérée pour autant que le cycle d'exploitation soit relativement court (par exemple inférieur à 30 ans).

¹⁷⁸ La classe de diamètre 0-25cm représente 60% des tiges endommagées lors de l'exploitation. Le diamètre médian des arbres endommagés se situe donc sous l'hypothèse moyenne retenue.

l'hypothèse que le volume ligneux commercialisable perdu à terme à cause de l'endommagement d'une tige est également de 9m^3 . Par conséquent, on peut considérer qu'environ $5\,167\text{ m}^3$ (574 tiges x 9m^3) d'essence principale et que $7\,234\text{ m}^3$ (804 tiges x 9m^3) d'essence commerciale II ont été perdus du fait de l'exploitation forestière.

3.2. Calcul d'une externalité: résultats et limites

La quantification physique de cette externalité de l'exploitation forestière repose sur deux hypothèses, qui vont également intervenir dans l'estimation monétaire: (i) la rotation des coupes est de quinze ans, ce qui suppose que cette externalité est répétée de manière régulière; (ii) les tiges endommagées n'auraient atteint leur potentiel marchand qu'au terme de quatre-vingt ans. L'actualisation de ces bénéfices perdus se fait donc sur le long terme.

A partir des estimations précédentes sur la valeur marchande des bois sur pied, il a été possible d'estimer une valeur moyenne pour chacune des deux catégories d'essences retenues, qui est appliquée ici pour les tiges perdues. On suppose ainsi que les $5\,167\text{ m}^3$ d'essence principale endommagée ont chacun une valeur moyenne de $50\,439$ F.CFA et les $7\,234\text{ m}^3$ d'essence commerciale II de $20\,741$ F.CFA. Ces différentes données et hypothèses permettent de produire une estimation actualisée des dommages portés aux essences commerciales de l'assiette de coupe n°24. La démarche et les résultats sont récapitulés dans le tableau suivant:

Tableau 22 : Estimation monétaire des dommages aux essences commercialisables

Variables	Unités	Valeurs
Tiges exploitées sur assiette n°24	<i>nbe tiges</i>	1719
Tx Arbre abattu/Arbres endommagés (1/15)	%	6,7%
Total Arbres endommagés	<i>nbe tiges</i>	25657
Total Essences Princip. endommagées (5% du total tiges endomm.)	<i>nbe tiges</i>	1283
Total Essences Com II. endommagées (7% du total tiges endomm.)	<i>nbe tiges</i>	1796
Taux annuel de mortalité	%	1%
Horizon temporel	<i>année</i>	80
Total Essences Princip. endommagées (à terme)	<i>nbe tiges</i>	574
Total Essences Com II. endommagées (à terme)	<i>nbe tiges</i>	804
Volume moyen des tiges	m^3	9
Volume Essences Princip. endommagées (à terme)	m^3	5167
Volume Essences Com II. endommagées (à terme)	m^3	7234
TOTAL Externalité (à terme)	<i>F.CFA</i>	410 649 048 F
Taux d'actualisation	%	5%
Taux d'appauvrissement du massif	%	5%
Périodicité de l'externalité (= durée de rotation)	<i>année</i>	15
TOTAL Externalité actualisée	<i>F.CFA</i>	539 895 813 F
Externalité actualisée par hectare exploité	<i>F.CFA/ha</i>	215 958 F

Sous les hypothèses précisées précédemment, la valeur actualisée de cette externalité négative

de l'exploitation de l'assiette de coupe n°24 par la SFID s'élève à 540 000 000F.CFA¹⁷⁹. Ramené aux 2500 hectares exploités, **ce coût externe actualisé de l'exploitation forestière est de l'ordre de 216 000 F.CFA/ha**. Il convient toutefois de savoir dans quelle mesure les hypothèses influent sur le résultat et quelles sont les variables les plus sensibles dans la réalisation de ce calcul:

Tableau 23 : Analyse de sensibilité pour le calcul de l'externalité

Horizon temporel (en années)	60	80	100
Externalité actualisée (en F.CFA/ha)	264 038	215 958	176 634
Variation en % (/ valeur initiale)	+22%		-18%
Taux d'actualisation	4%	5%	6%
Externalité actualisée (en F.CFA/ha)	226 421	215 958	207 662
Variation en % (/ valeur initiale)	+5%		-4%

Là encore, l'estimation d'une telle externalité de l'exploitation ligneuse s'avère dépendante des hypothèses de calcul.

3.3. Estimation d'une valeur économique "approchée" des bois sur pied

L'estimation monétaire de cette externalité négative de l'exploitation forestière permet de calculer une valeur économique "approchée" des bois sur pied abattus dans l'assiette de coupe n°24 de la licence de la SFID:

Tableau 24 : Estimation de la valeur économique des bois sur pied

(en F.CFA)	Assiette de coupe n°24	Pour 1 hectare
Valeur marchande actualisée des bois sur pied	832 759 234	333 104
Valeur actualisée des dommages aux tiges commercialisables	539 895 813	215 958
Valeur économique actualisée des bois sur pied	292 863 421	117 146

Cette valeur économique des ressources ligneuses doit néanmoins être considérée avec de nombreuses précautions. D'une part, elle est le résultat d'un calcul qui comporte de multiples hypothèses et se caractérise par une grande marge d'incertitude. Ceci tient notamment au fait qu'il est difficile d'avoir une connaissance précise des réactions écologiques de cet écosystème à la suite d'une perturbation de ce type. De plus, il est malaisé de réduire l'incertitude portant sur les hypothèses économiques: le calcul de la valeur économique des bois sur pied révèle la

¹⁷⁹ Pour une rotation de 25 ans et un taux d'appauvrissement du massif de 3%, la valeur actualisée de cette externalité est d'environ 480 millions de F.CFA.

difficulté de l'économie de l'environnement d'appréhender et de traiter le long terme¹⁸⁰. D'autre part, la valeur économique des bois sur pied estimée ici ne retient qu'un seul type d'externalité de l'exploitation forestière, même si celui-ci est probablement l'un des plus conséquents. Il convient donc de parler de valeur économique "approchée" de ces bois sur pied: cette mesure n'est pas exhaustive et ne représente pas, elle non plus, une estimation correcte du niveau de bien-être découlant de cette utilisation des ressources ligneuses. L'intérêt de cette approche, aussi partielle et partielle soit-elle, est d'indiquer qu'il existe des moyens permettant d'apprécier plus justement cette valeur économique¹⁸¹.

Section 2. Estimation de la valeur des produits pharmaceutiques traditionnels

Si la valeur du bois sur pied intéresse au premier chef l'Etat Camerounais et l'exploitant forestier, ce sont surtout les populations locales et, éventuellement, de grands laboratoires de recherche qui peuvent tirer avantage des ressources à usage médicinal de la forêt tropicale. L'utilisation de ces ressources transite rarement par des mécanismes de marché et c'est donc une autre technique d'évaluation, la méthode des coûts de transport, qui est sollicitée pour tenter de produire une estimation monétaire de ce bénéfice.

1. La forêt tropicale, source de ressources médicinales aux usages différenciés

1.1. La richesse pharmacologique de la forêt tropicale

La forêt tropicale est l'écosystème qui présente la plus grande diversité de ressources (Lugo, 1988; Wilson, 1989)¹⁸². Les travaux existants en Afrique centrale en matière de botanique tropicale indiquent la très grande diversité biologique du milieu: pour la forêt camerounaise par exemple, Letouzey (1982) a inventorié plus de 8 000 espèces de plantes réparties en 1800 genres et 220 familles. Cette monographie ne se veut pas exhaustive et confirme le fait que de nombreuses autres essences végétales restent à découvrir en forêt camerounaise. Du fait des conditions climatiques et géographiques, la forêt tropicale possède notamment un potentiel important de gènes qui peuvent donner lieu à des applications médicinales.

¹⁸⁰ Le choix du taux d'actualisation est, par exemple, délicat alors qu'il a une influence majeure sur l'estimation finale. De même, il est difficile de projeter la variation des prix des ressources renouvelables sur un tel horizon.

¹⁸¹ Cette démarche peut avoir plusieurs conséquences pratiques, comme celle de déterminer le niveau de redevances forestières que devrait percevoir l'Etat pour compenser les coûts externes émis par l'exploitant et supportés par les autres utilisateurs, présents ou futurs, de l'écosystème.

¹⁸² Depuis une dizaine d'années, la biodiversité est un thème largement étudié tant par les sciences écologiques, économiques que sociales (Lévêque, 1994) et est au centre d'une littérature abondante. Une considérable synthèse sur ce sujet est réalisée par Heywood & Watson (1995).

Pour reprendre la définition de Mbenkum & Thomas (1991), une plante médicinale est une plante qui contient, dans un ou plusieurs de ses organes, des substances pouvant être utilisées à des fins thérapeutiques ou qui sont précurseurs à la synthèse de drogues utiles¹⁸³. L'usage de telles plantes semble très important dans les pays du sud où, selon les rapports de l'OMS, les quatre cinquièmes de la population dépendent des médecines traditionnelles pour leur santé. Au Cameroun, dès les années 1950, Surville (1955) dresse une liste des principales plantes médicamenteuses présentes en forêt: elle contient déjà plus de 130 espèces. L'effort récent de recherche porte non seulement sur une typologie plus complète de ces ressources, mais également sur une meilleure connaissance de leurs capacités pharmaceutiques¹⁸⁴.

Ces espèces végétales médicinales donnent lieu à deux types de bénéfices économiques qu'il convient de dissocier. D'une part, ces ressources sont prélevées en forêt par les populations locales pour un usage immédiat. L'écosystème forestier fournit ainsi une valeur d'usage médicinal direct. Ce premier type de bénéfice dont profitent les usagers directs de la forêt est à distinguer de la valeur d'option que peut détenir l'écosystème forestier en constituant une source de gènes pouvant, dans le futur, faire l'objet d'une valorisation commerciale.

1.2. La valeur d'usage optionnel des ressources médicinales de la forêt tropicale

Alors que les végétaux constituent historiquement la source majeure des médicaments employés dans le monde occidental, à partir des années 1960-70, les compagnies pharmaceutiques se sont tournées de manière croissante vers les produits de synthèse. Aujourd'hui, la recherche de principes actifs dépend davantage des avancées de la chimie ou de la transgénèse que de l'étude des ressources naturelles (Rifkin, 1998). Celles-ci restent néanmoins présentes dans un grand nombre de traitements thérapeutiques puisque environ un quart des prescriptions dispensées dans les pharmacies américaines contiennent un ou plusieurs ingrédients provenant de plantes (Farnsworth & Soejarto, 1989). Cette part importante des médicaments tirés des plantes s'explique de plusieurs manières. D'une part, la phytothérapie remporte, depuis une dizaine d'années, un succès commercial auprès des consommateurs. D'autre part, les compagnies pharmaceutiques conservent un besoin récurrent

¹⁸³ Depuis une vingtaine d'années, ce sujet fait d'ailleurs l'objet en Afrique de plusieurs programmes de recherche en systématique (FAO, 1990), qui commencent à produire des résultats intéressants. L'éditeur Karthala a même lancé une collection "Santé, médecine et plantes médicinales", celle-ci étant consacrée à la phytothérapie pratiquée dans les pays du sud et regroupe à ce jour une vingtaine d'ouvrages. L'ouvrage de Sofowora (1996) fait notamment une bonne synthèse des connaissances pour le cas de l'Afrique.

¹⁸⁴ Une classification sommaire des plantes médicinales existantes au Cameroun est proposée par Mbenkum & Thomas (1991) et comprend deux classes: (i) les plantes dont les effets cliniques sont avérés et qui comprennent la plupart des espèces commercialisées: *Prunus africanus*, *Pausinystalia johimbe*, *Rauvolfia vomitaria*, *Voacanga africana*,...; (ii) les plantes dont certains ingrédients actifs sont connus mais dont l'analyse chimique n'est pas complète: plantes antibiotiques, anti-bactériennes, antivirales, anti-inflammatoires,...

de se tourner vers l'analyse chimique de composants naturels afin de renouveler leur stock d'informations (Swanson, 1992).

La connaissance des plantes tropicales est très incomplète. C'est par conséquent vers ces ressources génétiques que se tournent les industries pharmaceutiques afin de chercher de nouveaux principes actifs¹⁸⁵. L'accord de septembre 1991 entre la compagnie américaine Merck & Co et l'Institut National de Biodiversité (INBio) du Costa Rica a constitué la première étape d'une plus grande valorisation marchande de ces ressources: en contrepartie d'un million de dollars à chaque renouvellement de l'accord¹⁸⁶, d'une formation scientifique des chercheurs nationaux et d'un partage des éventuels bénéfices tirés de la découverte d'un principe actif intéressant, la société américaine a été autorisée à analyser puis à utiliser à titre commercial la flore de ces forêts tropicales¹⁸⁷. De tels accords tendent à se multiplier ces dernières années, notamment avec l'apparition d'organisations jouant les "brokers" entre les industries pharmaceutiques et les pays fournisseurs de matériel végétal¹⁸⁸. Ces organisations proposent de réunir les conditions satisfaisantes à la fois pour l'offreur et le demandeur de ressources végétales afin que de tels contrats de valorisation marchande puissent être signés.

Mais si la découverte de nouveaux remèdes à partir de plantes tropicales peut grandement modifier l'importance économique des écosystèmes dont elles sont issues, celle-ci reste néanmoins très aléatoire. Les économistes éprouvent donc une grande difficulté à estimer la valeur d'option de ces ressources génétiques.

1.3. L'utilisation traditionnelle des ressources médicinales

D'après les statistiques de l'OMS, la grande majorité des populations des pays du sud dépend de la pharmacopée traditionnelle pour se soigner. Dans l'est-Cameroun, cette proportion est proche des 100% puisque les médicaments "modernes" sont rares et chers¹⁸⁹. Il en est de

¹⁸⁵ Les échantillons végétaux soumis à une étude chimique sont rarement choisis de manière aléatoire. Ils sont soit pris dans les familles déjà connues pour leurs propriétés médicinales, soit retenus à partir des informations accumulées de longue date par les communautés qui utilisent ces ressources: en effet, Farnsworth (1988) montre que sur 119 plantes ayant des principes utilisés dans l'industrie pharmaceutique, 74% d'entre elles étaient déjà utilisées par les communautés indigènes.

¹⁸⁶ Cet accord a été reconduit deux fois jusqu'à présent, la première fois en 1993 et la deuxième en 1997.

¹⁸⁷ En dépit de la publicité faite autour de ce contrat, Rifkin (1998, p. 84) en souligne deux graves manquements: "*quand une entreprise qui se vante d'engranger quatre milliards de dollars de recettes obtient pour un petit million de dollars les droits de bioprospection sur un des territoires les plus riches en biodiversité animale et végétale de la planète, on peut parler d'un montant presque symbolique. De son côté, l'institut de recherche vend des droits de prospection sur un espace sur lequel il n'a aucun droit historique. Quant aux populations autochtones, qui pourraient légitimement revendiquer le droit de négocier tout transfert de matériel génétique, elles ne sont même pas citées dans l'accord Merck*".

¹⁸⁸ C'est par exemple le cas du Fonds Français pour l'Environnement Mondial (1996) qui met actuellement en place un processus Biodivalor au Gabon, ou de compagnies privées comme Biotics (1991).

¹⁸⁹ Un recensement sommaire des plantes prélevées par les habitants des trois villages d'étude indique que plus de 225 espèces sauvages sont utilisées pour la pharmacopée traditionnelle. Mais, comme le signale Dounias

même dans la plupart des zones rurales de l'Afrique occidentale et centrale, où la crise économique a eu comme conséquence une diminution notable de la consommation des médicaments importés. Cette médecine coutumière offre quatre avantages par rapport à la médecine moderne, que Brown (1992, p. 7) qualifie de "*Four A's: availability, accessibility, acceptability, adaptability*". Mais en dépit de l'usage répandu de cette pharmacopée traditionnelle en Afrique, à ce jour, il existe peu d'études qui examinent la façon selon laquelle ces populations perçoivent leur système de médecine traditionnelle, les problèmes qui y sont associés et les moyens de l'améliorer (FAO, 1990). Or, au delà de leurs simples vertus curatives, ces ressources donnent lieu à des pratiques complexes et variées.

L'utilisation des plantes médicinales de la forêt tropicale est fortement dépendante de la perception que se font les populations locales de leurs maladies. Et, comme le montre notamment Geschiere (1982), la place occupée par les "forces occultes" dans le concept de maladie est souvent déterminante. Parmi l'ensemble des ressources médicinales employées par ces populations, il est ainsi nécessaire de distinguer la pharmacopée courante, dont la pathologie est évidente, des produits qui luttent contre les pouvoirs mystiques (Brown, 1992)¹⁹⁰. Alors que les maladies courantes relèvent le plus souvent de soins primaires qui sont pratiqués directement à l'intérieur de chaque foyer, les maux dus à la sorcellerie ne peuvent être traités que par des guérisseurs dont la compétence est reconnue.

Il existe ainsi deux types d'usagers de ces ressources médicinales: d'une part, une partie de la population a acquis une connaissance minimale des propriétés curatives de certaines plantes communes et les utilisent pour pallier les maux quotidiens (maux de ventre, de tête, diarrhée,...). Ces personnes recourent le plus souvent aux plantes commensales, situées à proximité des habitations et des champs. D'autre part, les tradi-praticiens ont une

(1991, p. 206) pour une étude de cas dans la province du Littoral, "*il serait vain de chercher à énumérer toutes les plantes-remèdes; il est plus commode de citer les plantes qui n'auraient aucune action thérapeutique. Aux yeux des tradi-praticiens, il n'est pas un végétal qui ne détienne une vertu curative. Chaque spécialiste dispose d'un cortège de plantes dont il est parfois le seul à connaître les propriétés et le mode d'emploi*". Ainsi, il n'existe pas d'espèce servant spécifiquement à traiter une maladie, comme il n'existe pas de maladie pouvant être soignée par un seul remède: si les ingrédients de base sont souvent identiques, les entretiens réalisés avec les guérisseurs indiquent des possibilités multiples de préparer le traitement, de l'administrer,... Dans la zone d'étude, les plantes les plus souvent utilisés sont les arbres, comme le relève aussi Tsagué (1995) pour d'autres zones de l'est-Cameroun: les écorces et les feuilles sont les parties des végétaux les plus employées, même si tous les organes peuvent être sollicités. Il existe en outre de nombreux procédés d'extraction des substances actives et de voies d'assimilation de ces produits (Zipcy-Saivet et al., 1976).

¹⁹⁰ Il est possible avec Dounias (1993, p. 395-96) de différencier plusieurs types de maladies qui découlent de pratiques mystiques: les traitements de sorcellerie ("*la pathologie apparente peut être identique à celle traitée en pharmacopée courante, seulement la posologie ne vise plus à soigner cette pathologie mais à en combattre l'origine attribuée à un acte de malveillance délibéré*"), les pratiques propitiatoires ("*en prévention d'une agression ou dans la poursuite d'un objectif dont la non-réalisation peut être considérée comme une pathologie*"), et les pathologies d'origine personnelle (c'est-à-dire "*où le malade est à l'origine de son mal: les transgressions d'interdits et les purifications curatives rentrent par exemple dans cette sous-catégorie*").

connaissance approfondie des causes potentielles des maladies "naturelles" ou mystiques ainsi que des traitements y remédiant. Contrairement au premier groupe d'utilisateurs, les guérisseurs sont généralement amenés à se rendre en forêt pour y prélever des plantes souvent considérées comme plus puissantes que celles que l'on trouve au village ou aux champs (FAO, 1990). Dans les villages de la zone par exemple, il est reconnu que "*ceux qui prennent l'écorce sont des guérisseurs*" puisque cette utilisation est connue de peu de personnes. La compétence du guérisseur ne tient pourtant pas seulement à sa connaissance des plantes médicinales mais aussi à sa capacité de faire participer le groupe social à la guérison du malade. Comme l'indiquent Motte-Florac et al. (1993) pour les pygmées Aka, la thérapeutique traditionnelle n'est pas restreinte à l'absorption de traitements curatifs, mais se réfère à toute action qui permet la préservation ou la restauration de la santé. Le concept de "santé" est le plus souvent indissociable de celui de "vie" et vise à l'équilibre et à l'harmonie de la personne traitée à l'intérieur de son groupe familial¹⁹¹. Ainsi la médecine traditionnelle ne peut être détachée de la cérémonie à laquelle elle donne lieu, qui rassemble le groupe social et a valeur de purification collective¹⁹². Il n'y a pas de guérison sans un rappel, généralement ritualisé, des liens sociaux et les effets curatifs des plantes utilisées ne constituent qu'une part plus ou moins importante mais toujours partielle du traitement (Sofowora, 1996).

La multiplicité des modes de traitement indigène laisse supposer une utilisation importante et ancienne de ces ressources médicinales. Celles-ci détiennent une place prédominante dans le système de santé de ces populations enclavées. L'intérêt de l'évaluation économique de ces ressources est de quantifier ces bénéfices afin qu'ils soient pleinement pris en compte dans la définition d'un mode de gestion de l'écosystème forestier.

2. Les possibilités d'évaluation des produits pharmaceutiques naturels

Qu'elles soient utilisées comme sources de futurs médicaments pour l'industrie pharmaceutique ou en tant que composants des traitements de la médecine traditionnelle, les ressources médicinales de la forêt tropicale sont évaluées de façon différente (Pearce & Moran, 1994). Dans le premier cas, il s'agit d'évaluer la valeur future espérée, c'est-à-dire la valeur d'option, de ces ressources génétiques. Dans le second cas, à partir des pratiques locales constatées, l'exercice consiste à estimer la valeur d'usage "*in situ*" de ces plantes-

¹⁹¹ Il en est par exemple de même chez les Yassa du sud-littoral, "*where both the biological reality and the symbolic aspects of health are taken into account, medical treatment concerns not only the individual but also the society to which he or she belongs*" (de Garine, 1990, p. 84).

¹⁹² Cela est particulièrement mis en avant par de Rosny (1984), qui a réalisé une monographie sur les guérisseurs ("*nganga*") en pays Douala.

remèdes¹⁹³.

2.1. La valeur optionnelle des ressources génétiques de la forêt tropicale

Un certain nombre d'espèces végétales encore inconnues ou peu étudiées vont, dans les prochaines décennies, très vraisemblablement être à l'origine de principes actifs qui seront utilisés par l'industrie pharmaceutique. Il existe ainsi un bénéfice économique à préserver la forêt tropicale, qui constitue l'écosystème principal où résident ces espèces prometteuses.

Plusieurs méthodes sont proposées dans la littérature pour évaluer l'usage pharmaceutique futur des espèces végétales de la forêt tropicale. Principe (1989) est le premier à avoir fourni de telles estimations, qui visent surtout à quantifier la perte économique due à la disparition de ces espèces pour l'industrie pharmaceutique: son calcul repose principalement sur les données du marché international¹⁹⁴. Il propose également de calculer la valeur marchande des futurs médicaments dérivés des plantes en termes de vies que ces traitements nouveaux pourraient sauver dans le futur¹⁹⁵. Ces premières tentatives d'estimation de la valeur marchande des ressources génétiques tropicales demeurent globales et ne fournissent pas une indication précise sur la valeur économique des écosystèmes qui contiennent ces ressources. Ces estimations globales se révèlent finalement de peu d'utilité pour le preneur de décision local qui doit gérer la forêt tropicale.

D'autres moyens d'évaluer ces ressources génétiques ont ainsi été proposés dans la littérature. Ruitenbeek (1990) envisage la possibilité de recourir à la méthode d'évaluation contingente afin d'établir le consentement à payer des différents types de consommateurs (locaux ou occidentaux) pour préserver ces ressources. Plus courante est la démarche d'estimation de la valeur économique de ces plantes médicinales en termes de valeur productive attendue. Cette approche, initiée et appliquée par Ruitenbeek (1990) pour le cas du parc national du Korup au Cameroun, a été formalisée par Pearce & Puroshothaman (1992)¹⁹⁶.

¹⁹³ L'agrégation de ces deux valeurs des ressources étant ou pouvant être utilisées à titre médicinal n'est que rarement réalisée. Seuls Costanza et al. (1997), sur la base des estimations existantes, proposent une valeur globale de ces ressources génétiques de 41\$/ha/an.

¹⁹⁴ Selon lui, entre 9% et 13% des espèces végétales existant sur la planète peuvent avoir des effets biologiques, et entre 1/1000-10000 possède des composants actifs commercialisables. En admettant la poursuite de la déforestation sur un rythme actuel, au moins soixante espèces pharmacologiquement utiles vont disparaître par an. A partir des données actuelles du marché pharmaceutique, cela représente un coût marchand de soixante millions de dollars par an.

¹⁹⁵ Il procède par exemple à l'estimation suivante, qui peut être décrite en quatre étapes:

- aux USA, 75 000 personnes sont sauvées du cancer par an;
- 30-50% des médicaments anti-cancérigènes dérivent de plantes tropicales;
- le coût de la vie dans ces pays est entre 1,5 et 8 millions de dollars;
- la valeur annuelle de ces médicaments est donc estimée entre 34-300 milliards de dollars.

¹⁹⁶ Ce type d'évaluation a plusieurs fois été appliqué à la forêt tropicale. Ruitenbeek (1990) estime, par exemple, à 0,7 \$/ha le revenu annuel que l'on peut espérer tirer du parc du Korup (126 000 ha) de l'exploitation future de

Il existe néanmoins une importante controverse sur la validité de ces approches. Ces auteurs eux-mêmes mettent en avant les nombreuses sources d'incertitude de leur calcul, tant en ce qui concerne le rythme de découvertes d'espèces porteuses de nouveaux principes actifs que les revenus engendrés par ces nouveaux médicaments ou le partage entre producteur et pays-source des bénéfiques. Ces estimations se révèlent donc avoir peu d'influence sur la prise de décision locale en matière de gestion des forêts tropicales.

2.2. La valeur d'usage local des plantes médicinales

Bien que la valeur d'usage local des ressources médicinales de la forêt tropicale soit probablement élevée, il existe très peu de travaux d'évaluation monétaire de ces ressources¹⁹⁷. Selon Pearce & Moran (1994), l'absence de telles études¹⁹⁸ s'explique principalement par le fait que ces ressources sont rarement échangées sur le marché et ne peuvent donc pas être évaluées à partir de leurs prix: celles-ci sont utilisées avant tout à l'intérieur des communautés rurales qui n'ont que difficilement accès aux moyens thérapeutiques modernes. Dans la zone d'étude par exemple, les traitements prodigués aux parents ne sont pas payants¹⁹⁹. De plus, du fait de l'enclavement de ces villages, aucun produit médicinal n'est intégré à un circuit extérieur de commercialisation. Leur évaluation nécessite donc le recours à des méthodes qui n'utilisent pas directement les prix de marché.

Trois techniques d'évaluation semblent envisageables pour estimer la valeur économique des produits pharmaceutiques traditionnels. Une première approche consiste à évaluer ces plantes médicinales à partir du prix de leurs substituts marchands: il s'agit alors de calculer la valeur des produits pharmaceutiques traditionnels sur la base du prix des médicaments que les villageois achèteraient s'ils n'avaient plus accès à la forêt. L'application de cette méthode rencontre cependant deux difficultés majeures. D'une part, il existe peu de travaux qui

ses ressources génétiques. Adger et al. (1994) chiffrent également la valeur d'option pharmaceutique de la forêt mexicaine à 6,4 \$/ha/an. En faisant varier les hypothèses sur le nombre d'espèces menacées, le nombre de médicaments basés sur les espèces végétales et le nombre d'hectares susceptibles de posséder ces plantes médicinales, Pearce & Puroshothaman (1992) estiment la valeur de la forêt tropicale pour ces ressources médicinales entre 0,01 et 21\$ par hectare et par an. Enfin Southgate (1998) passe en revue la plupart des études réalisées en Amérique du sud sur la valeur des ressources génétiques sauvages pouvant être utilisées par les compagnies pharmaceutiques et indique que cette valeur est généralement inférieure à 15\$/ha/an.

¹⁹⁷ D'après la FAO (1990, p. 17), la plupart des travaux consacrés à ce jour dans les pays tropicaux à la pharmacopée traditionnelle "*have concentrated on identifying the myriad of plant medicines used in different cultures, identifying healing practices associated with particular illness and conducting chemical and pharmacological analyses of commonly used plant medicines*".

¹⁹⁸ L'étude fréquemment citée de Balick & Mendelsohn (1992) fait exception puisqu'elle cherche à calculer la valeur des plantes thérapeutiques commerciales d'une forêt tropicale à Belize. Les revenus annuels nets tirés de cette collecte s'établissent à 19 et 61\$/ha sur les deux parcelles inventoriées.

¹⁹⁹ A l'inverse, les étrangers à la zone qui viennent se faire soigner "à l'indigène" doivent présenter la somme demandée par le tradi-praticien avant que celui-ci ne débute les soins: "*les étrangers, ils amènent la somme que*

évaluent l'efficacité réelle des traitements traditionnels; or, si l'on connaît la qualité et les effets des médicaments modernes, les conséquences des traitements traditionnels sont en général plus aléatoires. Dans ces conditions, l'établissement d'une liste acceptable de substitution entre produits modernes et ressources médicinales est délicat. D'autre part, l'hypothèse centrale de cette méthode paraît assez peu réaliste dans ce contexte socio-économique: en effet, si les populations locales ne se soignaient pas à partir des produits de la forêt, peu d'individus auraient les moyens de se procurer des remèdes "modernes"²⁰⁰.

La méthode d'évaluation contingente est également une technique *a priori* applicable: en supposant que la population locale accepte de supporter les coûts de construction d'un dispensaire et de son approvisionnement régulier en médicaments, cette somme peut constituer une valeur de substitution des produits pharmaceutiques traditionnels. Le consentement à payer de la population représente alors la somme que les habitants acceptent de verser pour ne plus avoir à aller en forêt pour les traitements et peut correspondre à la valeur minimale des ressources médicinales naturelles. Cette possibilité d'estimation des produits forestiers par l'évaluation contingente est cependant empêchée par les difficultés d'application de cette technique sur le terrain²⁰¹.

Enfin, il peut être envisageable de recourir à la méthode des coûts de transport pour estimer la valeur des produits pharmaceutiques traditionnels utilisés par les populations locales: il s'agit d'estimer la valeur des produits pharmaceutiques à partir des déplacements réalisés pour accéder à ces ressources²⁰². Cette technique d'évaluation présente deux avantages: d'une part, elle est bien connue et fréquemment utilisée, même s'il s'agit surtout d'estimer la valeur récréative d'espaces naturels. D'autre part, de nombreuses expériences ont été menées avec succès dans les pays du sud, et plus précisément en Afrique (Navrud & Mungatana, 1994; Dixon & Sherman, 1991; Durojaiye & Ipki, 1988), néanmoins toujours pour des sites récréatifs. Par rapport à ces premières expériences, la question est ici d'élargir le champ d'application de cette méthode d'évaluation en tentant d'élaborer une courbe de demande des produits médicinaux traditionnels prélevés dans la zone d'étude.

je vais leur taxer. L'année passée, j'ai beaucoup traité les gens. Ça a rapporté 67 000F. Ils sont guéris, ils sont tous là" (T., Gouté, 1996).

²⁰⁰ Cette difficulté d'accès à des soins modernes est à la fois financière et physique: pour les trois villages, il faut parcourir entre dix et vingt cinq kilomètres, presque toujours à pieds, pour gagner un dispensaire.

²⁰¹ Se reporter au chapitre V pour cette discussion.

²⁰² Il n'est en effet pas rare que les guérisseurs fassent de grandes distances pour se procurer des plantes médicinales. La FAO (1990) cite notamment le cas de la forêt littorale camerounaise où les tradi-praticiens vont jusqu'à parcourir vingt kilomètres en forêt pour prélever ces matériaux.

3. La méthode des coûts de transport: application et résultats

Cette méthode de révélation des préférences permet de mesurer la valeur attachée à un bien ou un service environnemental à partir des coûts de transport supportés par les individus pour y accéder²⁰³. La pertinence de cette méthode est avérée lorsque les individus considèrent le temps de trajet comme le coût principal d'utilisation d'un actif naturel. L'objectif est ainsi de tester l'hypothèse qu'il existe une corrélation entre la fréquence d'utilisation de ces ressources et le "prix", représenté par le coût de trajet, que les usagers supportent pour extraire ces produits. Dans ce cas, la relation qui s'établit entre le prix et la quantité de ces ressources peut être considérée comme représentant la "courbe de demande" du consommateur.

3.1. Modalités d'application

La plupart des espèces végétales présentes dans la forêt qui entoure les trois villages d'étude font l'objet d'une extraction pour leurs vertus médicinales. Un inventaire succinct indique qu'un minimum de 225 espèces sont utilisées dans la pharmacopée traditionnelle. A moins d'une étude de grande ampleur, il est impossible de relever l'ensemble des déplacements effectués pour prélever chacune de ces ressources. Le choix a été fait de restreindre le champ d'application de la méthode des coûts de transport à certaines ressources forestières végétales connues pour leurs vertus pharmaceutiques et largement employées au village dans les traitements traditionnels. Après entretien avec plusieurs tradi-praticiens, les dix essences ligneuses choisies pour le calcul de la valeur du bois sur pied se sont révélées être des sources non négligeables de remèdes²⁰⁴. Ces essences ligneuses sont utilisées par la majorité des tradi-praticiens. Il est alors possible d'obtenir un grand nombre de témoignages sur l'utilisation de ces ressources et les déplacements qu'elles suscitent en forêt. Cela présente deux avantages concernant l'application de la méthode des coûts de transport. D'une part, en l'absence d'étude pharmacologique, la multiplicité de témoignages convergents atteste la propriété curative de ces plantes. D'autre part, avec un nombre limité de réponses, il est difficile de tester l'existence d'une corrélation entre le temps de cueillette et la quantité prélevée de cette ressource; en conséquence, il n'est plus possible de construire une courbe de demande pour ce produit naturel médicinal.

Selon le recensement, seule une petite partie de la population des villages d'enquête connaît ces remèdes traditionnels: ces tradi-praticiens constituent les seuls usagers de ces ressources

²⁰³ Se reporter à l'annexe II pour une présentation de cette technique d'évaluation.

²⁰⁴ Il s'agit des essences suivantes: Ayous, Sapelli, Tali, Ilomba, Fraké, Eyong, Bété, Padouk, Iroko, Fromager. Un tableau récapitulatif, présenté en annexe XI, dresse la liste des vertus pharmaceutiques admises dans les trois villages pour chacune de ces essences ligneuses.

forestières. Ils sont au nombre de 57 personnes dans les trois villages, soit environ 5% de la population²⁰⁵. Le faible nombre d'individus pratiquant ce type de cueillette a permis de procéder à une enquête exhaustive et d'obtenir des données sur la fréquence et la durée des sorties (aller-retour)²⁰⁶ de prélèvement de ces dix produits pharmaceutiques pendant les années 1994 et 1995 pour l'ensemble des trois villages.

Malgré une logique relativement simple, cette méthode d'évaluation n'est pas toujours facile à appliquer et nécessite de poser plusieurs hypothèses inspirées de la réalité de terrain²⁰⁷. Tout d'abord, les sorties des tradi-praticiens en forêt ne sont pas effectuées de manière aléatoire: pour les dix essences ligneuses retenues, les tiges-sources sont bien connues des usagers, qui se rendent sur ces sites dans l'intention exclusive de prélever le produit dont ils ont besoin pour leur traitement. Contrairement à la plupart des études de cas portant sur des sites récréatifs, ces déplacements en forêt ne sont pas supposés être à objets multiples.

Une autre caractéristique de cette extraction des ressources médicinales de la forêt est que, quelle que soit la distance parcourue, une quantité similaire de produits pharmaceutiques est ramassée. Le prélèvement consiste le plus souvent à "*racler l'écorce*" et la quantité prélevée est indépendante de la distance parcourue par le tradi-praticien pour atteindre la tige-source. Dans ce cas, il est possible de faire l'hypothèse que chaque déplacement, quelle que soit sa durée, correspond à un acte de consommation standard. La corrélation testée ici est donc celle qui s'établit entre le temps de cueillette (i.e. le "prix" de la ressource) et le nombre de sorties effectuées par l'usager (i.e. la "consommation" de cette ressource).

A ces hypothèses empiriques, il convient d'ajouter deux hypothèses plus théoriques. D'une part, le choix de la forme de la courbe de régression des variables fréquentation et coûts de déplacement a une grande influence sur le schéma de la demande et sur les résultats finals. Un tel choix doit être fait en fonction de la configuration des réponses obtenues. Pour ce cas, une régression linéaire entre ces deux variables a été usitée, mais d'autres formes sont envisageables et fréquemment appliquées: quadratique, exponentielle, logarithmique,... Ce

²⁰⁵ Les femmes représentent à peu près les deux tiers du corps des guérisseurs, mais les individus les plus respectés dans ce domaine sont les hommes d'âge mûr. En général, les femmes prodiguent des soins à leurs parents tandis que les hommes sont plus volontiers consultés par des personnes étrangères à leur lignage ou leur village.

²⁰⁶ Il a été possible de vérifier les réponses données par les tradi-praticiens pour la durée de leur sortie en forêt à partir de la localisation de la tige source. Avec l'aide d'un enquêteur local et de la carte du terroir de chaque village, les enquêtés ont pu fournir une durée relativement précise de leurs déplacements en forêt.

²⁰⁷ Randall (1994) dresse une courte liste des principales limites à l'application de cette méthode d'évaluation. Trois d'entre elles sont déterminantes: (i) le déplacement peut remplir également d'autres objectifs que la seule consommation d'un actif naturel; (ii) la prise en compte des actifs naturels substituables à l'actif évalué est cruciale, pourtant il n'existe aucune procédure objective pour cela; (iii) bien qu'on reconnaisse son importance, le coût d'opportunité du temps passé à voyager est rarement pris en compte.

choix ne peut être justifié sur des bases théoriques et est laissé à la discrétion de l'évaluateur. D'autre part, dans une société où le salariat est peu développé, l'évaluation monétaire du temps est délicate. Si les enquêtés ont pu indiquer la durée de leurs ramassages en produits pharmaceutiques, il est difficile de savoir quel est le coût d'opportunité du temps consacré à cette activité. Un coût de transport a été arbitrairement retenu de 3F.CFA/min. Cette hypothèse découle du raisonnement suivant: à l'exception de quelques personnes âgées, tous les tradi-praticiens sont des adultes et passent en général leur journée à travailler au champ. Le coût d'opportunité du temps passé en forêt peut donc correspondre au salaire agricole journalier local²⁰⁸. Ce dernier est de 1000 F.CFA par jour et représente approximativement cinq heures de travail. D'où un coût d'opportunité de trois francs pour chaque minute passée en forêt pour le ramassage des produits médicinaux.

3.2. La valeur économique des produits pharmaceutiques traditionnels

Sur les dix espèces d'arbre considérées initialement, seules six d'entre elles ont pu faire l'objet d'une évaluation par la méthode des coûts de transport²⁰⁹: Ayous, Sapelli, Tali, Ilomba, Fraké, Eyong. Les quatre autres n'ont pas montré une relation significative entre la distance de collecte (le prix de la ressource) et la fréquentation des tiges-source (la quantité demandée) et ont donc été écartées de l'analyse²¹⁰. Les résultats pour ces six essences sont présentés ci-dessous:

Tableau 25 : Valeur économique de 6 ressources ligneuses médicinales

Essence	Nbe de sorties en 1994	Nbe de sorties en 1995 ²¹¹	Durée moyenne (en min.)	Valeur économique (en F.CFA/an)
Ayous	99	69	74	45 500
Eyong	196	89	61	74 783
Sapelli	45	43	95	25 760
Fraké	90	55	68	38 010
Ilomba	256	152	73	109 550
Tali	42	34	56	21 092

Les bénéfices économiques tirés de l'usage médicinal des six essences ligneuses considérées sont estimés à 314 695 F.CFA. Les fonctions de demande étant équivalentes en 1994 et en 1995, cette valeur correspond par conséquent à des bénéfices annuels. Pour les trois villages d'enquête, l'espace de collecte de ces six produits médicinaux traditionnels peut être estimé à

²⁰⁸ Cette pratique d'estimer le coût d'opportunité du temps sur le salaire agricole local est standard quand il s'agit d'économies rurales de pays en développement (Gittinger, 1982).

²⁰⁹ Les différentes étapes du calcul sont détaillées dans l'annexe XI pour le cas du Tali.

²¹⁰ L'analyse statistique est proposée en annexe XI.

environ cinq mille hectares. Ainsi, la valeur économique de ces six produits s'établit à environ 63 F.CFA/ha/an. Ces essences ligneuses représentent toutefois une proportion très faible des ressources végétales utilisées dans les traitements traditionnels. Dans ces circonstances, il paraît difficile d'estimer la valeur locale de l'ensemble des ressources médicinales traditionnelles locales à partir du calcul réalisé pour ces six ressources ligneuses. Néanmoins, plusieurs hypothèses conservatrices peuvent être formulées afin de proposer une valeur minimale de l'ensemble de ces ressources médicinales.

Parmi les six essences ligneuses initialement retenues, le Tali est celle qui offre le moins de bénéfices aux tradi-praticiens, soit environ 20 000 F.CFA par an. L'hypothèse est posée qu'un tel bénéfice est également tiré de l'ensemble des ressources ligneuses médicinales: 84 espèces de ce genre ont été inventoriées lors des enquêtes²¹², ce qui conduit à une estimation des bénéfices tirés de l'usage des ressources ligneuses médicinales de 1 680 000 F.CFA/an. Par ailleurs, 143 ressources non-ligneuses appartiennent aussi à la pharmacopée traditionnelle. Leurs temps de collecte sont généralement plus courts que ceux consacrés aux ressources ligneuses. Une hypothèse basse est de retenir un déplacement de vingt minutes aller-retour pour ces ressources, ce qui correspond à environ le tiers du temps moyen utilisé pour se rendre sur les tiges de Tali. Dans ces conditions, il est possible de penser que le bénéfice moyen tiré de l'extraction d'une ressource non-ligneuse est de l'ordre de 7 000 F.CFA par an pour l'ensemble des usagers. Extrapolée aux 143 espèces médicinales non-ligneuses recensées, la valeur de ces ressources se situerait à 1 001 000 F.CFA/an.

Sous ces hypothèses, la valeur de l'ensemble des produits pharmaceutiques traditionnels peut être estimée à 2 681 000 F.CFA/an. Ramenés à l'espace de prélèvement de 5000 hectares, **les bénéfices tirés des produits forestiers médicinaux par les populations locales peuvent être estimés à environ 540 F.CFA/ha/an.**

Les résultats obtenus par la méthode des coûts de transport dépendent directement de la valeur monétaire du temps proposée (3 F.CFA/min). De nouveaux calculs de la valeur de ces ressources pharmaceutiques ont été effectués avec des coûts d'opportunité du temps de 2 F.CFA/min et de 4 F.CFA/min:

²¹¹ Le recensement des sorties en 1995 ne prend en compte que les neuf premiers mois de l'année, d'où une minoration d'un quart par rapport à 1994. Pour ces six ressources, la relation entre fréquentation et déplacement reste à peu près la même sur les deux années.

²¹² Les 227 espèces végétales inventoriées comme plantes médicinales traditionnelles dans la zone d'étude se décomposent en 84 espèces ligneuses et 143 espèces non-ligneuses.

Tableau 26 : Analyse de sensibilité de la valeur des produits médicinaux traditionnels

<i>en F.CFA par hectare et par an</i>	Valeur globale des produits médicinaux				
	Estimation basse (2F.CFA/min)		Estimation centrale (3 F.CFA/min)	Estimation haute (4 F.CFA/min)	
Valeur et variation par rapport à l'estimation centrale	384	-29%	540	768	+ 42%

Ainsi pour une variation de 30% du coût d'opportunité du temps, des variations à peu près équivalentes sont obtenues de la valeur de ces ressources médicinales. Le choix de la valeur monétaire du temps a donc un effet direct et important sur les estimations produites par l'application de la méthode des coûts de transport. Au total, si cette technique se révèle utile à l'évaluation des ressources de la forêt tropicale, ses résultats sont forts dépendants d'hypothèses faites de manière exogène par l'évaluateur.

3.3. Quels enseignements pour la méthode des coûts de transport dans les pays tropicaux ?

Bien qu'utilisée le plus souvent en pays occidentaux pour évaluer la valeur récréative de sites naturels, la méthode des coûts de transport présente une utilité potentielle pour l'évaluation de certains actifs naturels utilisés dans les pays du sud, comme les produits pharmaceutiques traditionnels. Cette technique semble applicable de manière relativement aisée à la condition que les comportements des agents utilisateurs soient simples et facilement formalisables. Dans le cas étudié, les comportements "mono-objectifs" des tradi-praticiens lors de leurs sorties en forêt se retrouvent dans les trois villages et ne nécessitent pas de traitement économétrique lourd pour pouvoir être analysés. Ce mode d'extraction direct des ressources médicinales, où le principal coût d'accès à la ressource est le déplacement réalisé, est probablement fréquent en Afrique centrale, et semble ouvrir un champ nouveau à l'application de la méthode des coûts de transport. Néanmoins, en dépit de la potentielle application de cette technique d'évaluation en forêt tropicale, celle-ci se heurte à deux critiques fondamentales quand elle est mise en œuvre dans des sociétés où l'usage des ressources est avant tout non-marchand.

Comme le montre l'analyse de sensibilité, le choix du coût d'opportunité du temps passé en forêt a une influence directe et notable sur le résultat final. La décision de fonder cette estimation sur le niveau de revenu agricole local pose en effet deux types de problèmes. D'une part, il est peu vraisemblable que le salaire agricole corresponde au réel coût d'opportunité du temps. D'un point de vue économique, ce niveau journalier de rémunération a peu à voir avec

le niveau de salaire qui s'établirait sur le marché du travail²¹³: il s'agit d'une situation de sous-emploi, où la salarisation de la main d'œuvre est rare,... Dans ces sociétés où le système de parenté est un facteur explicatif fondamental des relations entre individus, il est évident que ce salaire est autre chose que la simple rémunération du travail effectué. Il s'agit d'une contrepartie minimale en échange non pas du travail d'autrui mais d'un service rendu. Ce salaire agricole ne peut donc être conçu en dehors de la relation personnelle liant celui qui sollicite ce travail et celui qui le fait: il ne constitue pas un indicateur objectif de la valeur du temps de travail et ne peut donc que difficilement être considéré comme un coût d'opportunité pour le temps passé en forêt. D'autre part, la perception du temps telle qu'elle découle des enquêtes et des entretiens réalisés est différente de la norme occidentale. Alors que le temps est perçue dans les sociétés occidentales comme une donnée objective et mesurable de manière quantifiée²¹⁴, la notion de temps exprimée par ces habitants est éminemment subjective: les repères temporels qui ont été donnés lors des enquêtes faisaient essentiellement référence à la chaleur²¹⁵. Ramener cette perception du temps à un nombre d'heures et de minutes se révèle là aussi une opération délicate. C'est également appliquer à ces sociétés une vision du monde qui n'est pas la leur.

Cet exercice d'évaluation économique des ressources pharmaceutiques offre une information utile à la prise de décision en matière de gestion forestière, mais il serait préoccupant de réduire cet usage complexe des ressources à une simple valeur économique. La faible valeur obtenue pour ces produits forestiers ne doit pas conduire à sous estimer leur importance sociale: en effet, la médecine traditionnelle ne correspond pas à la seule absorption de produits naturels semi-transformés; elle se fait dans un contexte social particulier, qui participe tout autant à l'efficacité du traitement que le remède en tant que tel. Les ressources médicinales ne peuvent donc que difficilement être considérées en dehors des conditions sociales dans lesquelles elles sont utilisées.

²¹³ D'ailleurs ce salaire agricole de 1000F par jour était déjà le même dans le sud-Cameroun en 1973 (Weber, comm. pers.).

²¹⁴ *"La connaissance du calendrier, comme celle du temps des montres, va de soi au point de ne plus susciter d'interrogation. On ne se demande plus comment les hommes ont pu coexister, à des époques antérieures, sans l'aide d'un calendrier, alors que ces moyens sont devenus quasiment indispensables à toute forme de vie sociale"* (Elias, 1996, p. 12).

²¹⁵ Voici un échantillon des réponses qui étaient fréquemment données: *"je suis rentré quand il faisait déjà chaud"*, le soleil *"tapait trop fort"*, *"il n'y avait pas encore la chaleur"*, *"le soleil était déjà haut"*,... Notre présence au village permettait généralement de traduire ces réponses en termes d'heures passées en forêt avec néanmoins une considérable marge d'incertitude. Il se révélait, par exemple, assez problématique d'interpréter ces réponses exprimées en fonction de la hauteur du soleil quand le ciel avait été gris toute la journée...

On remarque d'ailleurs que cette perception du temps est la même chez les Badjoué: *"la notion de Temps naît pour eux de cette source vitale que l'on appelle la chaleur. Ce qui fait l'espace et donne la durée, c'est une intensité d'éclairement"* (Koch, 1968, p. 68).

Section 3. La cueillette en forêt tropicale: estimation de la valeur des produits non-ligneux alimentaires

Si les produits forestiers non-ligneux (P.F.N.L.) sont soumis à de nombreuses recherches en Afrique centrale, il existe, par contre, peu de travaux en matière d'évaluation monétaire de ces ressources. Cette étude dans l'est-Cameroun a été l'occasion de tester les méthodes d'évaluation préconisées dans la littérature pour un tel objet. Elle a également pour objectif de présenter les principales caractéristiques de ce mode souvent négligé de mise en valeur de l'espace forestier.

1. L'évolution récente des recherches sur les PFNL

Alors que la valorisation de la forêt tropicale passait principalement par l'exploitation des ressources ligneuses, à partir des années 1980, plusieurs études ont mis l'accent sur les autres bénéfiques que procurait la forêt tropicale: les PFNL, appelés également produits forestiers secondaires, font partie de ceux là.

1.1. Les produits forestiers secondaires: définition et premières analyses

En dépit de la multiplicité des analyses qui existent sur ce sujet, peu d'entre elles définissent précisément le terme de "produit forestier non-ligneux". L'acception proposée par de Beer & McDermott (1989) présente l'avantage d'être suffisamment large pour englober la diversité des définitions proposées dans la littérature: le terme de PFNL représente ainsi tous les matériaux biologiques, autres que le bois, qui sont extraits de forêts naturelles pour un usage humain. Si la notion de forêt naturelle peut paraître ambiguë²¹⁶, il indique néanmoins que les PFNL ne sont pas des produits cultivés et sont indépendants d'une régulation anthropique de l'environnement. De même, on admet généralement que ces produits sont prélevés de manière traditionnelle, avec des techniques simples qui occasionnent peu de dommages au milieu.

L'expression de "produits mineurs" auparavant assignée aux PFNL découle de la place et de la fonction qui leur étaient attribuées pendant de nombreuses années par les botanistes. La perception dominante de ces produits forestiers a longtemps été celle d'aliments complémentaires aux produits agricoles cultivés, qui constituent les denrées basiques des populations rurales. Comme le notent Pelé & Le Berre (1967, p. 17) pour le Cameroun, "*leur énumération revêt un intérêt plus documentaire que nutritionnel, encore qu'on ne doive pas*

²¹⁶ Par exemple, dans quelle mesure peut-on considérer les agroforêts d'Indonésie comme des forêts naturelles (de Foresta & Michon, 1991; Bouamrane, 2000)?

négliger l'apport, vitaminique ou autre, qu'ils peuvent constituer". Pour la plupart des études qui leur sont consacrées jusque dans les années 1980²¹⁷, les PFNL sont considérés principalement d'un point de vue biologique et nutritionnel²¹⁸. Leur importance alimentaire reste malgré tout secondaire puisque, dans la plupart des cas, la consommation de ces produits forestiers n'est qu'épisodique, aléatoire et réalisée par une partie seulement de la population.

Les PFNL sont également étudiés en tant qu'objets sociaux: dans de nombreux cas, ils sont utilisées selon certaines règles sociales qui visent à assurer leur régénération et un usage efficace pour les membres de la communauté. Certains de ces produits forestiers détiennent en effet un statut symbolique ou économique particulier qui implique des comportements sociaux spécifiques²¹⁹.

La contribution majeure de ces études est d'avoir montré que ces produits dits mineurs pouvaient constituer une ressource considérable pour les populations qui les exploitent. Or, si la multiplicité des études assurent aujourd'hui la reconnaissance scientifique de ces produits, ceux-ci sont encore peu pris en compte dans la prise de décision. Plusieurs explications sont avancées par Panayotou & Ashton (1992) pour comprendre le peu d'attention portée aux PFNL par les décideurs politiques: le manque de données économiques, la rareté de marchés internationaux pour ces produits, une offre et une qualité irrégulière, la difficulté de conservation, la disponibilité de substituts artificiels,... Mais la carence principale des travaux consacrés jusqu'à cette époque aux PFNL a été de les aborder en tant qu'objets d'étude socio-écologique et en négligeant leur intérêt économique²²⁰. A partir du début des années 1990, les études portant sur les PFNL vont adopter une ligne directrice différente, en mettant

²¹⁷ Deux études importantes proposent une synthèse des travaux réalisés sur les PFNL jusqu'à la fin des années 1980: celle de la FAO (1990) qui remet en cause la conception des PFNL en tant que "ressource mineure", et celle du WWF (Scoones et al., 1992). L'ouvrage de Robinson & Redford (1991) consacré à la faune amazonienne est également caractéristique des préoccupations centrales de l'époque en la matière.

²¹⁸ Ils présentent de ce point de vue trois avantages principaux: (i) ils participent à la diversification du régime alimentaire, en palliant notamment un certain nombre de carences en vitamines; (ii) ils peuvent être utilisés lors des périodes de soudure agricole et assurent une certaine sécurité alimentaire; (iii) leur accès n'étant généralement pas réglementé, ces produits profitent aux populations fragiles, par exemple les pauvres ou les femmes seules, qui ne disposent pas de ressources agricoles suffisantes pour assurer leur bien-être.

²¹⁹ C'est, par exemple, le cas à Kalimantan où le rotin et les nids d'hirondelle sont des ressources utilisées de longue date et de façon traditionnelle par les populations locales et font alors l'objet d'une réglementation communautaire explicite (Jessup & Lee Peluso, 1986).

²²⁰ Pour Myers (1990, p. 3), "*given the demonstrated potential of extractive reserves, one might well ask why is this strategy not more widely applied elsewhere? One answer to this perplexing question lies with the perception of the forestry 'expert' as regards nontimber products. They do not rank as 'real' products like timber or beef that proclaim their (limited) value through a multitude of signals of the marketplace*". Pour Peters et al. (1989, p. 656), il ne s'agit pas simplement de l'absence de ces produits dans le système marchand que de l'étroitesse et la faiblesse des marchés sur lesquels ils sont proposés: "*tropical timber is sold in international markets and generates substantial amounts of foreign exchange [...]. Non-wood resources, on the other hand, are collected and sold in local markets by an incalculable number of subsistence farmers, forest collectors, middlemen and shop-owners*".

principalement l'accent sur l'importance économique et monétaire de ces ressources.

1.2. Les PFNL, un objet d'étude économique

Trois études semblent avoir joué un rôle déterminant en précisant le cadre de recherche des études économiques de ces ressources. Tout d'abord, une monographie sur l'utilisation des PFNL en Indonésie, en Malaisie et en Thaïlande par de Beer & McDermott (1989) indique que l'extraction soutenable et la commercialisation de ces ressources forestières peut augmenter le revenu rural de manière importante. En s'inscrivant dans une logique plus directement économique, l'étude de Peters et al. (1989) évalue précisément ce que peut rapporter un hectare de forêt amazonienne en termes de PFNL commercialisables et montre, de cette manière, que la déforestation tropicale fait supporter un coût d'opportunité important à l'ensemble de la société. Cette expérience, aussi controversée soit-elle²²¹, a ouvert la voie à de nombreux travaux similaires d'évaluation économique des PFNL, qui tendent à consacrer la cueillette comme une alternative économique aux autres modes d'utilisation de cet écosystème. Enfin, Panayotou & Ashton (1992) montrent qu'il est possible d'accroître la valeur économique de la forêt tropicale en encourageant la production de PFNL, notamment de manière complémentaire à la production de ressources ligneuses. Or, si les conclusions des deux analyses précédentes découlent d'études de cas et ne prennent que peu de recul scientifique, ce dernier ouvrage considère plus longuement la nécessité d'intégrer la valeur économique des produits non-ligneux dans l'élaboration d'un mode multi-usages des ressources forestières. Dans cette perspective, la valeur marchande des PFNL devient centrale par rapport à son importance sociale ou écologique²²². La conservation et la bonne gestion de ces ressources passe alors par leur évaluation économique: *"even partial valuation of their benefits in monetary terms is valuable because it establishes a lower limit to their total value. This is particularly important for non-timber forest products because they have been historically undervalued due to their diverse nature and uses, their status as common property resources and the fact that many are not marketed"* (de Beer & McDermott, 1989, p. 156). La cueillette est perçue comme une possibilité de mise en valeur des espaces forestiers, qui doit être comparée sur la base de critères économiques avec des options alternatives

²²¹ Les résultats de cette étude sont effectivement à prendre avec beaucoup de précautions. Becker (1993) met en lumière plusieurs carences de leur estimation: situation où la plupart des PFNL sont commercialisables, constance à long terme des prix utilisés pour l'évaluation, évolution inconnue de la demande (les débouchés marchands sont supposés permanents), non prise en compte des conditions sociales et politiques de cette activité,.. De leur côté, Pinedo-Vasquez et al. (1992) montrent que le contexte socio-économique des paysans de la forêt péruvienne (absence de droits de propriété, variation des prix, abondance des terres,...) incite au contraire à la poursuite de la défriche-brûlis.

d'usage de l'écosystème.

Depuis le début des années 1990, les PFNL ont été matière à une multitude d'études de cas, s'évertuant chacune à produire une estimation monétaire spécifique des produits forestiers présents dans la zone. Une première récapitulation de ces travaux est proposée par Godoy & Lubowski (1992) qui indiquent que la valeur nette des PFNL présents en forêt tropicale varie entre 0,75 et 420 \$/ha/an, la médiane se situant autour de 50\$/ha/an. Une synthèse plus récente est également présentée par Pimentel et al. (1997) qui, pour un échantillon plus large, établit une échelle de valeur nette des PFNL récoltés (ou pouvant être récoltés) comprise entre 0,44 \$/ha/an pour le gibier des forêts péruviennes à 938 \$/ha/an pour le charbon de bois à Haïti²²³. D'un point de vue économique, les résultats de ces expériences d'évaluation des PFNL ne peuvent être jugés pleinement satisfaisants: en effet, les expériences menées se cantonnent presque toujours à estimer la valeur des produits forestiers pour lesquels existe déjà un prix de marché (Chomitz & Kumari, 1998). Or le recours systématique comme moyen d'évaluation aux seuls prix de marché tend à renforcer la prédominance des PFNL marchands, alors que ceux-ci ne jouent pas nécessairement un rôle majeur dans la vie des populations rurales (Lescure, 1996). Dans ce cas, il s'agit davantage d'une valorisation marchande des PFNL, qui vise à estimer le chiffre d'affaires à espérer de la vente de ces produits, que d'une évaluation économique des ressources forestières, dont l'objectif est de savoir dans quelle mesure ils participent au bien-être des utilisateurs. C'est dans cette seconde perspective que s'inscrit cette analyse.

2. La cueillette en forêt tropicale: une expérience dans l'est-Cameroun

2.1. Données de base

Le Cameroun présente une grande diversité des ressources alimentaires sauvages. Selon Vivien & Faure (1988), il existe sur l'ensemble du territoire camerounais plus de 300 espèces de plantes ligneuses productrices de fruits comestibles pour l'homme. Ces produits constituent une partie non négligeable de l'alimentation des populations résidant en forêt (Hladik et al., 1990, 1993). De nombreuses autres espèces sauvages sont également employées pour d'autres

²²² D'ailleurs, la classification des PFNL proposée par ces deux auteurs se fait sur la base de leur importance économique et de leur potentialité à fournir un revenu au collecteur.

²²³ Godoy & Lubowski (1992) mettent en avant quatre limites majeures auxquelles se heurtent ces études: (i) les résultats chiffrés sont généralement incomparables, d'une part, parce que la représentativité des écosystèmes étudiés et les caractéristiques des marchés locaux sont rarement discutées et, d'autre part, car la plupart des analyses ne tiennent pas compte de la variabilité annuelle ou interannuelle de la production naturelle; (ii) ces études se focalisent le plus souvent sur les produits végétaux ou animaux mais rarement sur les deux à la fois; (iii) la question de la soutenabilité de ces prélèvements n'est presque jamais abordée du fait des études de long

usages que l'alimentation: ces ressources servent notamment de médecine traditionnelle, pour l'équipement matériel (bois de construction, mobilier, ustensiles,...) ou comme source d'énergie²²⁴. Le rôle nutritionnel, social ou économique des PFNL dans les sociétés rurales explique sans doute pourquoi la plupart des projets de développement en zone forestière camerounaise intègrent un volet "produits forestiers"²²⁵. Une même dichotomie que celle constatée dans la littérature existe d'ailleurs entre, d'une part, les études botaniques et nutritionnelles et, d'autre part, celles qui portent sur la valorisation économique de ces produits. L'expérience proposée ici appartient plutôt à la seconde catégorie quoique l'attention ne se porte pas uniquement sur les PFNL ayant des débouchés marchands.

Les trois villages d'étude sont localisés dans une zone forestière dont ils extraient un nombre important de produits. Plus de 70 espèces animales sont chassées dans la zone (Takforyan, 2001) et plus d'une centaine de produits de cueillette à usage alimentaire sont identifiés. Chez les Boli, 139 PFNL contribuent ainsi à l'alimentation de cette population. Un inventaire sommaire des produits forestiers utilisés pour d'autres usages que l'alimentation a été dressé et comprend plus de 300 espèces végétales. Au total, c'est donc un minimum de 500 produits forestiers végétaux et animaux qui sont utilisés par les populations de la zone d'étude²²⁶. Face à la très grande diversité de ces ressources "utiles", le champ d'analyse a été restreint aux PFNL alimentaires²²⁷, dont une présentation sommaire est réalisée dans le tableau ci-dessous.

terme qu'elle nécessiterait; (iv) enfin, ces travaux ont tendance à se concentrer sur la forêt tropicale d'Amérique latine, quoique cette critique soit moins fondée depuis quelques années.

²²⁴ Hormis le pétrole utilisé pour l'éclairage, le bois de chauffe est la seule source d'énergie des populations rurales au Cameroun. Il est essentiellement tiré des défrichements opérés chaque année pour implanter les cultures vivrières. Selon la FAO (1990), la consommation de bois de feu dans la zone forestière camerounaise est d'environ 0.25 m³ par jour et par foyer.

²²⁵ Il s'agit par exemple des projets Tropenbos (van Dijk, 1999) ou de l'ORSTOM en forêt littorale (Dounias, 1993), d'Ecofac (Debroux & Dethier, 1993; Bekala Enga, 1994), d'APFT et de IITA (Ndoye, 1995) dans le sud, ou d'API dans l'est-Cameroun (Tsagué, 1995).

²²⁶ L'ensemble de ces espèces végétales et animales est présenté en annexe XII.

²²⁷ Pour reprendre la typologie établie par Tsagué (1995), les PFNL prélevés dans l'est-Cameroun constituent plusieurs types d'aliments: plat de résistance (par exemple, l'igname sauvage), friandise et coupe-faim (c'est le cas de la plupart des fruits), légume (c'est-à-dire comme produit d'accompagnement du plat de résistance: champignon, salade sauvage,...), épice et condiment (*ndjansan*, *ndimba*,...), stimulant (*cola* et *bita cola*), huile (moabi), boisson (comme la liane à eau) et miel.

Tableau 27 : Les produits de cueillette alimentaires chez les Boli/Mézimé

Produit de cueillette alimentaire	Nombre de produits utilisés	Nbe de produits prélevés en 95-96		Nbe de produits ayant un prix	
Fruit	53	45	85%	17	32%
Champignon	39	37	95%	9	23%
Chenille / insecte / termite	19	13	68%	8	42%
Miel	6	5	83%	2	33%
Escargot	5	5	100%	2	40%
Ecorce / racine / feuille d'arbre	5	4	80%	1	20%
Liane	5	3	60%	1	20%
Vers	3	3	100%	1	33%
Herbe	2	2	100%	0	0%
Tubercule	2	2	100%	1	50%
TOTAL	139	119	85%	42	30%

Ces produits de cueillette alimentaire ont été classés selon leur espèce. Les fruits et les champignons représentent la majorité des PFNL prélevés; néanmoins ces deux classes, comme celle des insectes, ont été divisées dans la suite de l'analyse en deux sous-classes selon la taille des produits²²⁸. Les différents produits de cueillette alimentaire répertoriés dans la zone sont récoltés en forêt ou en bordure de champ mais ne correspondent pas aux produits sauvages que l'on trouve dans les champs entretenus ou dans les jachères. Sont ainsi inventoriés les produits végétaux comestibles présents en forêt²²⁹ ainsi que les produits animaux que l'on ne chasse pas²³⁰.

Les différentes enquêtes sur la cueillette effectuées dans les villages d'étude indiquent d'une part, que cette pratique est largement répandue et, d'autre part, que les modalités de la collecte forestière divergent peu entre les villages et les deux ethnies concernés. Dans les trois villages, environ les deux tiers de la population admet pratiquer cette activité pendant l'année, soit en tout plus de sept cents personnes. Du fait du grand nombre de cueilleurs et de l'espace considérable que couvre cette activité, la quantification de l'ensemble des prélèvements en PFNL dans les trois villages aurait été une opération excessivement lourde. Les enquêtes ont

²²⁸ Il paraissait difficile, pour la quantification des prélèvements, de mettre sur le même plan des fruits dont la taille varie de la baie au ballon de handball.

²²⁹ Le palmier à huile (*Elaeis guineensis*), qui fournit de nombreux produits utiles aux populations, n'a pas été retenu dans l'échantillon car il est très généralement l'objet de soins agricoles: "*bien que le palmier dispose de nombreuses formes de dissémination naturelle, l'intervention humaine est le principal moteur à son extension, notamment lors de la collecte des drupes sur les régimes ou lors de la chute du régime à terre après sectionnement du stipe*" (Dounias, 1996, p. 167). Si l'on ne peut pas parler pour le palmier d'espèce domestiquée, il est néanmoins transplanté à la convenance de l'agriculteur et entretenu par celui-ci. Il n'est plus alors possible de le considérer comme une espèce sauvage.

²³⁰ Ces produits animaux non chassés représentent une ressource dont on sous-évalue généralement l'importance: en effet, comme le signale Hladik (1995, p. 8), "*d'après une estimation de biomasse de chenilles faites en Basse Lobaye par Serge Bahuchet, il y aurait au moins 2kg de chenilles récoltables par hectare de forêt (soit 200kg par km²). Cette biomasse est du même ordre de grandeur que celle qui a été calculée pour le céphalophe bleu*". De plus, la vitesse de renouvellement de ces insectes est très largement supérieure à celles des mammifères.

donc été conduites dans le seul village de Gouté. Dans ce village, sur une population de 139 habitants, ce sont 113 personnes qui ont ramassé des PFNL pendant l'année d'enquête. Les 1873 actes de cueillette recensés pendant les périodes de comptage permettent de donner des informations plus précises sur l'importance de chaque type de cueilleur²³¹.

Tableau 28 : Répartition des sorties de cueillette par sexe et par classe d'âge

	Hommes		Femmes		Total	
	Nbe	%	Nbe	%	Nbe	%
Enfant (< 13 ans)	66	4 %	341	19%	407	23%
Jeune adulte (< 35 ans)	301	17%	417	23%	718	40%
Adulte	207	12%	454	25%	661	37%
Total	574	33%	1212	67%	1786	100%

2.2. La cueillette à Gouté: principaux résultats chiffrés et analyse qualitative

L'objectif est de déterminer la valeur économique que peut revêtir l'ensemble des produits forestiers récoltés à titre alimentaire par les villageois. Le choix de quantifier les prélèvements de PFNL alimentaires plutôt que le stock naturel²³² peut être justifié de trois façons. Tout d'abord, parce que personne au village ne peut avancer de chiffre estimant, même grossièrement, la quantité de ressources potentielles de PFNL présentes dans l'espace forestier villageois. Ensuite, parce que, d'après les villageois, le stock disponible de PFNL alimentaires varie beaucoup d'une année sur l'autre. Enfin, car ce stock n'est pas appelé à être exploité dans un avenir proche, et il est peu vraisemblable que l'on extrait l'intégralité de ces ressources même dans un avenir lointain.

Entre mai 1995 et avril 1996, 1873 actes de cueillette furent recensés. Les données amassées en une année d'enquête constituent la base sur laquelle va reposer la tentative d'évaluation économique. Mais, tout d'abord, le tableau ci-dessous dresse le total des prélèvements en PFNL alimentaires réalisés à Gouté durant cette période²³³:

²³¹ Ne sont pas comprises les 87 sorties de cueillette réalisées par la totalité des membres du foyer.

²³² Certains travaux réalisés au Pérou montrent que le prélèvement par les populations locales ne représente que 2,5-3,5% du stock existant en forêt (Godoy & Lubowski, 1992).

²³³ Un tableau récapitulant les extractions effectuées pour chacun des 139 PFNL inventoriés est proposé en annexe XII.

Tableau 29 : Prélèvements totaux de PFNL alimentaires à Gouté

Types de produit de cueillette alimentaire	Quantité annuelle prélevée à Gouté	Extraction moyenne par habitant	Unité de mesure
Petit fruit	366	2,6	assiettes à soupe ²³⁴
Fruit moyen et gros	73 721	530	pièces
Petit champignon	716	5,1	assiettes à soupe
Gros champignon	36 736	264	pièces
Petit insecte	32	0,2	assiettes à soupe
Gros insecte	680	5	pièces
Miel	322	2,3	verres ²³⁵
Escargot	43 493	313	pièces
Ecorce / racine / feuille d'arbre	30	0,2	pièces
Liane	58	0,1	pièces
Vers	3 777	27	pièces
Herbe	95	0,7	pièces
Tubercule	963	7	pièces

Etant donné l'hétérogénéité des PFNL récoltés, et en l'absence de pesage systématique, il est difficile de produire un indice synthétique de l'ensemble de ces prélèvements. Au total, ce sont les fruits et les champignons qui sont le plus largement récoltés puisque ces deux types de produits représentent 55% des sorties de cueillette et une partie très importante du volume récolté de PFNL.

La quantification des prélèvements n'est que la première étape de l'évaluation économique de ces ressources²³⁶. Elle permet de conforter l'hypothèse que ces PFNL alimentaires sont loin de constituer une ressource mineure. Si la plupart des extractions sont faibles en quantité, elles sont néanmoins réalisées par la plus grande part de la population de façon quasi-quotidienne. Sur une année, ces ressources forestières constituent un apport alimentaire d'autant plus important qu'à Gouté seule une partie très faible de cette récolte est vendue à l'extérieur du village. L'intérêt de l'évaluation économique de ces ressources est d'estimer la valeur monétaire de ces prélèvements afin de fournir un indicateur objectif sur l'utilité de cet usage.

3. Evaluation monétaire des ressources: validité des résultats et limites de la démarche

3.1. Les méthodes mises en œuvre et estimation de la valeur d'usage

La plupart des études s'appliquant à estimer la valeur monétaire des PFNL considèrent les prix de marché pour établir leurs résultats et n'apportent pas d'information sur les nombreux produits forestiers non-marchands. Plusieurs méthodes d'évaluation économique existent cependant pour cela (de Beer & McDermott, 1989; Godoy et al., 1995). Pour cette étude,

²³⁴ Une "assiette à soupe" est en réalité une casserole d'une contenance d'un litre.

²³⁵ Un verre contient trente trois centilitres.

suivant les prescriptions de Godoy & Lubowski (1992), trois méthodes d'évaluation ont été utilisées pour estimer la valeur d'usage des PFNL collectés par les habitants de Gouté:

- lorsqu'un produit de cueillette est vendu sur un marché concurrentiel, sa valeur est fournie par le prix de marché. Les enquêtes ont révélé que 42 des 139 PFNL prélevés dans la zone ont un prix de marché, ce qui permet de déterminer leur valeur économique de manière directe²³⁷.
- une autre technique d'évaluation souvent employée dans les économies faiblement monétarisées consiste à recourir aux substituts commercialisés des ressources non marchandes. La valeur des PFNL qui ne disposent pas de prix réel de marché est alors calculée à partir du prix de leurs substituts (Mogaka, 1996)²³⁸. La liste de substituts alimentaires constituée pour 62 PFNL non-marchands a été établie sur la base d'une similarité du goût et des principaux attributs entre la ressource et son substitut marchand: ces substituts commercialisés sont ainsi censés fournir une satisfaction alimentaire identique²³⁹.
- enfin, lorsqu'un produit de cueillette n'a pas de substitut, il est envisageable d'apprécier sa valeur en connaissant le temps que les cueilleurs passent pour aller le récolter (Chopra, 1993)²⁴⁰. Il s'agit d'appliquer, en dernier recours, la méthode des coûts de transport aux 35 PFNL alimentaires qui n'ont ni prix de marché direct, ni substitut marchand.

L'application de ces trois techniques d'évaluation permet d'estimer une valeur d'usage d'environ 1 800 000 F.CFA pour les produits de cueillette alimentaire ramassés à Gouté pendant une année. Une estimation équivalente a également été réalisée à partir des données de Takforyan (2001) pour les gibiers chassés à Gouté. Toujours sur la base des prix établis au village, la valeur d'usage cynégétique de cet écosystème a pu être estimée à environ 880 000 F.CFA. Si on admet que les populations locales ont une utilisation durable de la forêt qui

²³⁶ Au delà de la simple quantification des prélèvements, l'année d'enquête a permis de procéder à une analyse qualitative de cette activité, dont les principaux traits sont présentés dans l'annexe XII.

²³⁷ L'évaluation vise explicitement à produire une estimation minimale ("*conservative*") de la valeur de ces produits et, en conséquence, se base sur les prix de détail établis au village ou, à défaut, ceux proposés sur un marché local. En effet, les prix établis sur les marchés de Mbang et de Batouri sont très nettement inférieurs à ceux qui s'établissent sur des marchés de taille plus importante, comme à Bertoua (Tsagué, 1995) et à Yaoundé (Ndoye, 1995). De plus, ces marchés régionaux de PFNL peuvent être considérés comme concurrentiels puisqu'ils ne présentent pas de structure monopolistique ou oligopolistique.

²³⁸ Cette méthode d'évaluation peut paraître assez simple à appliquer; toutefois de Beer & McDermott (1989) définissent deux conditions préalables au choix des substituts marchands pour les PFNL: d'une part, que ces substituts soient proposés par la population locale; d'autre part, que ceux-ci soient réellement disponibles.

²³⁹ Cette liste des substituts a été vérifiée plusieurs fois auprès des villageois, et la concordance des témoignages laisse préjuger de sa bonne qualité.

²⁴⁰ Cette corrélation supposée entre le temps de cueillette et la quantité récoltée de PFNL est avérée dans plusieurs cas, comme au Sri Lanka (Wickramasinghe et al., 1996).

entoure leur village²⁴¹, de tels bénéfices économiques peuvent être reconduits tous les ans. Puisque la cueillette des PFNL alimentaires et la chasse s'effectuent sur environ 2000 hectares de forêt, **la valeur des bénéfices tirés de ces prélèvements "traditionnels" est de l'ordre de 1 300 F.CFA/ha/an.**

Cette estimation de la valeur des PFNL prélevées par la population locale est cependant conservatrice pour deux raisons. D'une part, la dernière méthode d'évaluation proposée, celle des coûts de transport, s'est révélée inapplicable. Par conséquent, les prélèvements de 35 PFNL non marchands et sans substitut alimentaire n'ont pu être pris en compte. D'autre part, il n'a pas été possible de connaître le prix de nombreux gibiers de petite taille (micro-rongeurs, écureuils,...) ramassés à Gouté, qui ne sont donc eux non plus pris en compte. Toutefois, en termes de quantités ramassées, ces prélèvements ne sont pas considérables et leur intégration n'aurait que peu joué sur l'estimation de la valeur de ces ressources.

Les PFNL récoltés à Gouté pendant un an ont été principalement évalués à partir des prix établis au village pour ces denrées ou pour leur substitut. Cette démarche classique mérite cependant d'être questionnée puisque le fait de retenir les prix villageois a une influence importante sur la valeur finalement estimée. En effet, la plupart des produits qui sont vendus au village sont également proposés sur les marchés régionaux (principalement ceux de Mbang et Batouri) par les villageois, où les prix pratiqués sont plus attractifs. Les enquêtes ont permis de connaître ces prix de marché et de procéder à une nouvelle évaluation économique des prélèvements forestiers effectués à Gouté:

Tableau 30 : Variation de la valeur économique des PFNL

<i>en F.CFA/an</i>	Valeur des ressources Prix au village	Valeur des ressources Prix sur le marché
Valeur des PFNL alimentaires	1 795 000	3 367 500
Valeur du gibier	882 000	1 179 000
Valeur d'usage local	2 677 000	4 546 500

En appliquant les prix pratiqués avec les commerçants professionnels ou sur les marchés régionaux, l'estimation de la valeur d'usage local augmente d'environ deux tiers pour s'établir à 4 500 000 F.CFA., soit, pour 2000 hectares, environ 2 300 F.CFA/ha/an. Le choix du type de prix à retenir pour procéder à ce genre d'exercice a donc une influence importante sur la valeur finalement proposée. Or, dans la plupart des travaux consacrés aux PFNL, cette hypothèse est rarement examinée puisque les prix des marchés locaux sont choisis par défaut. Il paraît souhaitable que ces choix soient plus généralement discutés afin de préciser la part

²⁴¹ Cette hypothèse est vraisemblable pour les prélèvements en PFNL, mais plus contestable en matière de chasse

d'arbitraire qui revient à l'évaluateur dans cette démarche.

3.2. Des hypothèses d'évaluation controversées

Les trois techniques d'évaluation employées reposent sur plusieurs hypothèses qu'il convient de discuter pour juger de la pertinence de la valeur finalement obtenue.

Une hypothèse forte de la démarche d'évaluation par les prix de marché a été de retenir le prix d'échange établi au village (entre villageois ou lors de la venue de bayam-salam) puisque c'est là qu'a lieu la très grande majorité des transactions marchandes de PFNL alimentaires. Cependant, ces transactions marchandes se réalisent le plus souvent dans un contexte de non-concurrence, c'est-à-dire où le prix appliqué ne correspond pas à la valeur économique du bien échangé²⁴².

De plus, le recours aux prix de marché a pour objet de déterminer les bénéfices tirés par hectare et par an du prélèvement des ressources forestières par la population locale. Cette estimation statique de la valeur de la forêt entre en opposition avec la variation permanente des conditions d'offre et de demande sur les marchés locaux de PFNL. D'une saison à une autre, les niveaux de prix sont très évolutifs, ce qui remet en cause l'hypothèse de stabilité des prix des produits forestiers qui est faite pour pallier l'absence de connaissance sur l'évolution à moyen et long termes de ces marchés²⁴³.

Enfin, de multiples travaux écologiques (Letouzey, 1968; Hladik et al., 1993; Whitmore, 1990) tendent à montrer l'influence positive des prélèvement de produits forestiers sur le stock de ces ressources: dissémination des graines par les cueilleurs, régénération accrue par le prélèvement de tubercules,... Ces externalités positives de la cueillette sur les ressources forestières ne sont pas prises en compte dans le prix de marché: ces prix sont déconnectés à la fois des coûts de régénération de l'écosystème lorsque l'usage est destructif et des externalités positives lorsqu'il participe à accroître la ressource.

(Vermeulen, comm. pers.).

²⁴² D'une part, les relations économiques qui s'établissent entre les villageois ne peuvent que difficilement s'apparenter à celles qui caractérisent une société marchande. Tout échange doit être mis en rapport avec le système de parenté, et les prix établis au village sont probablement inférieurs à ceux qui s'établiraient entre des acheteurs et vendeurs standards. D'autre part, les liens économiques s'établissant avec les bayam-salam présentent eux aussi certaines particularités. Tout d'abord, les transactions marchandes au village se réalisent dans un contexte d'oligopsonie et non de concurrence, ce qui tend à sous-estimer les prix. De plus, sur l'ensemble du Cameroun, Ndoye (1995) montre que les villageois ont une mauvaise information des prix des PFNL en aval de la filière, et notamment sur les marchés urbains. En l'absence d'une bonne connaissance des circuits de commercialisation de ces produits, les cueilleurs ont donc tendance à peu discuter les prix proposés par les bayam-salam. Au total, le choix de retenir le prix pratiqué au village lors de la première transaction a donc tendance à minorer la valeur économique des PFNL.

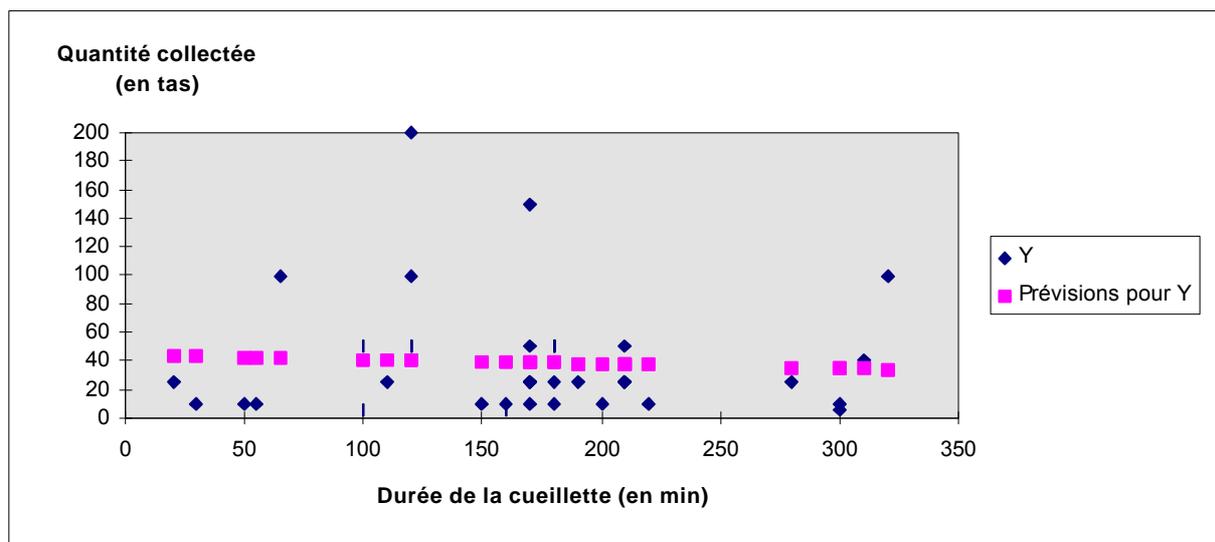
²⁴³ Toutefois, dans la zone d'étude, il est peu probable que les prix de vente des PFNL au village puissent baisser davantage étant donné les niveaux minimaux qu'ils ont atteints depuis plusieurs années. Dans ces circonstances,

L'évaluation économique des PFNL en utilisant le prix de leurs substituts marchands tombe évidemment sous le coup des trois critiques précédentes. Cette méthode d'évaluation présente de surcroît des inconvénients qui lui sont propres. La première difficulté est de déterminer des substituts acceptables aux produits non-marchands qu'on cherche à évaluer. Dans cette étude, ce sont les villageois qui ont établi cette liste et celle-ci a été l'objet d'un consensus généralisé. Mais l'hypothèse la plus controversée est d'admettre que deux biens ayant une valeur d'usage similaire ont des valeurs d'échange équivalentes. Si la substitution entre deux PFNL est acceptable sur le plan alimentaire, il est pourtant peu probable qu'un cueilleur accepte d'échanger sa récolte d'un PFNL marchand contre la même quantité de son substitut non marchand. Dans le premier cas, ce produit forestier peut représenter une source potentielle de revenu alors qu'il n'en est pas de même avec un PFNL non commercialisable. Dans ces conditions, même si l'utilité alimentaire de ces deux produits est identique, il est délicat de leur assigner une même valeur monétaire.

Une critique couramment exprimée à l'encontre de la méthode des coûts de transport est sa difficulté d'application en économie peu développée. Pour certains cas précis comme celui des produits pharmaceutiques traditionnels, cette technique d'évaluation peut néanmoins être opérationnelle. Cela n'a pourtant pas été le cas pour les 35 des 139 PFNL alimentaires identifiés dans cette étude: plusieurs difficultés ont empêché d'établir la courbe de demande de ces produits, qui relie la quantité récoltée au temps passé pour le ramassage. D'une part, sur une année, peu de données sur les temps de cueillette pour ces 35 produits ont pu être récoltées et celles-ci se sont révélées insuffisantes pour effectuer une régression quantité ramassée/temps de cueillette qui soit statistiquement satisfaisante. D'autre part, pour l'ensemble des PFNL alimentaires extraits par les habitants de Gouté, la corrélation entre le temps de cueillette et la quantité ramassée est généralement mauvaise. La droite de régression obtenue pour les cueillettes d'igname sauvage (*Dioscorea spp.*) est présentée ci-dessous à titre illustratif:

le choix d'utiliser les prix au village pour calculer la valeur économique des PFNL alimentaires a pour conséquence de produire une estimation plutôt conservatrice.

Figure 11 : Régression durée de cueillette/quantité récoltée - Cas de l'igname sauvage



Dans la zone d'étude, le temps passé à la cueillette ne peut donc pas être considéré comme un coût d'opportunité puisqu'il ne contraint pas la quantité prélevée²⁴⁴. Par conséquent, la méthode des coûts de transport se révèle inopérante pour estimer la valeur économique des PFNL alimentaires prélevés à Gouté.

3.3. L'évaluation économique, une approche utile mais insuffisante

Plusieurs hypothèses ont été faites pour calculer la valeur d'usage local de l'écosystème, qui mettent en lumière les différentes "adaptations" que peuvent subir ces méthodes d'évaluation. Loin de constituer une approche scientifique et objective, l'application de ces techniques laisse une part importante à des choix arbitraires de l'évaluateur. Parmi l'ensemble des techniques disponibles, il s'agit tout d'abord de désigner celle qui doit être utilisée. Or, comme le notent de Beer & McDermott (1989, p. 155), *"the number of alternate methods of pricing non-timber forest products, in particular non-marketed goods, and of calculating returns to their extraction ensures that no two economists will ever produce the same final figure"*. Une certaine subjectivité est également laissée à l'analyste dans le choix des hypothèses posées pour instrumenter ces techniques d'évaluation. La démarche théorique d'évaluation requiert

²⁴⁴ Trois explications semblent pouvoir être avancées pour expliquer cela:

- la cueillette demeure une activité hasardeuse. Même si un cueilleur expérimenté sait mieux quel temps lui coûtera telle cueillette et quelle quantité il peut espérer rapporter, les faits indiquent que sa récolte reste incertaine: les fruits sont déjà moisissés, les champignons ont disparu, quelqu'un est déjà passé,...;
- les enfants (6-13 ans), qui ont réalisé 23% des actes de cueillette à Gouté, ne tiennent pas compte du temps lors de leur sortie de cueillette. Celle-ci constitue principalement pour eux une activité ludique;
- enfin, il n'existe pas de statut homogène du cueilleur: contrairement aux tradi-praticiens qui sont tous des adultes valides, un garçon de huit ans comme une femme de soixante ans peuvent être des cueilleurs occasionnels. Dans ces conditions, l'évaluation du coût d'opportunité du temps passé à la cueillette paraît particulièrement délicate puisqu'il est nécessaire de tenir compte des particularités propres à chaque cueilleur.

ainsi un certain nombre d'adaptations à la réalité, ce qui explique qu'il n'existe pas de valeur économique certaine et définitive de ces ressources. Les différentes estimations proposées constituent donc des ordres de grandeur, dont la fiabilité est à discuter au regard des hypothèses faites pour réaliser ce calcul.

De plus, la valeur économique de ces ressources offre une indication utile mais insuffisante pour apprécier l'importance de cet usage forestier au niveau local. En effet, dans ces systèmes socio-économiques en grande partie déconnectés de l'économie marchande, les prix de marché ne sont pas nécessairement les meilleurs indicateurs de la valeur de ces produits forestiers: *"even knowing the market price of a product that is regularly sold by smallholders can be of little help in understanding the value of the product to the smallholder who decides how to manage forest resources and what to sell"* (Padoch & Pinedo-Vasquez, 1996, p. 112). La difficulté centrale d'une démarche d'évaluation économique de ce type est donc de réduire cet usage forestier à une simple estimation monétaire, qui n'est pas en mesure d'exprimer la richesse, la complexité et la variabilité de celui-ci.

"One of the primary roles that applied economic analysis can play in promoting conservation is identifying and quantifying, where possible, the benefits of environmental services and passive functions provided by standing forests. A properly formulated cost-benefit analysis can go a long way in contributing to the argument that tropical forest conservation is, under certain circumstances, desirable from an economic perspective"

H.J. Ruitenbeek, 1992-b, p. 251

Chapitre V: La forêt, source d'aménités environnementales: le calcul des valeurs d'usage indirect et de non-usage de la forêt tropicale

Après l'évaluation des bénéfices d'usage direct de la forêt tropicale, ce chapitre rassemble les tentatives d'estimation des valeurs d'usage indirect et de non-usage pouvant être attendues du massif forestier étudié. En plus de la production de résultats chiffrés, l'analyse met l'accent sur la démarche méthodologique adoptée et sur les hypothèses posées pour réaliser les calculs.

La première section aborde la question de la contribution de la forêt tropicale au réchauffement climatique de la planète. Ce débat est marqué par de nombreuses incertitudes tant pour la quantification physique des flux de carbone émis par les écosystèmes tropicaux que pour les coûts économiques de cette dégradation de l'environnement global. Une application de deux méthodes d'évaluation (méthode dose-effet et dépenses de prévention) au cas de la zone d'étude permet néanmoins de proposer une valeur de la fonction de séquestration de carbone de cette forêt.

La seconde section tente d'appliquer la méthode d'évaluation contingente auprès des populations locales et décrit les principales difficultés rencontrées dans cette entreprise. Après une tentative infructueuse d'estimer la valeur de non-usage de la forêt, cette technique d'évaluation est utilisée pour fournir la valeur d'usage local de la forêt. Il apparaît que le contexte socio-économique de ces villages, qui est d'ailleurs courant dans les pays du sud, constitue un obstacle majeur pour une mise en œuvre acceptable de cette méthode d'évaluation.

Section 1. L'évaluation d'une fonction écologique de la forêt tropicale: la séquestration du carbone

Au niveau local comme au niveau global, un écosystème forestier tropical développe un certain nombre de fonctions écologiques dont les hommes profitent indirectement: microclimat, régulation du système hydrique, captation du carbone,... En économie, leur prise en compte revient à estimer la valeur d'usage indirect que l'on tire du maintien de la forêt tropicale. Cette évaluation des fonctions écologiques est souvent perturbée par la complexité du fonctionnement de l'écosystème forestier et par la difficulté à séparer ces différentes fonctions pour leur attribuer à chacune une valeur monétaire.

Ces limites à l'évaluation monétaire de l'environnement sont d'autant plus problématiques que les fonctions écologiques sont susceptibles d'apporter un niveau élevé de bénéfices économiques aux populations humaines (Gren et al., 1994; Ruitenbeek, 1994). C'est, par exemple, le cas de la capacité de la forêt tropicale à stocker et à capter du carbone, qui se trouve au centre des discussions internationales sur l'effet de serre: si elle est bien gérée, elle peut constituer un "puits" important de carbone; au contraire, la déforestation tend à renforcer l'ampleur du réchauffement climatique à venir.

L'analyse cherche à savoir comment les connaissances actuelles peuvent être appliquées concrètement afin d'évaluer ce type particulier de bénéfice économique. Cette étude repose sur des données théoriques, qui ont été appliquées à l'écosystème forestier de la zone d'étude.

1. Les forêts tropicales et l'effet de serre

1.1. Effet de serre: présentation du problème

L'effet de serre, décrit par Fourier dès 1827, est un phénomène naturel qui maintient la température terrestre moyenne à 15°C: alors que l'atmosphère est assez largement transparente au rayonnement solaire direct, une partie importante du rayonnement infrarouge réémis par le sol est absorbée par certains constituants mineurs de la basse atmosphère, qui augmentent alors la température atmosphérique. Parmi les gaz qui absorbent le rayonnement réfléchi par la surface terrestre, la vapeur d'eau joue un rôle prépondérant²⁴⁵. Néanmoins, la quantité de ce gaz présente dans l'atmosphère dépend principalement de variables météorologiques sur lesquelles les hommes n'ont pas d'influence directe. Ce n'est pas le cas du dioxyde de carbone (CO₂), du méthane (NH₄), et de l'oxyde nitreux (NO₂), qui constituent les

²⁴⁵ Une synthèse des mécanismes physico-chimiques propres à l'effet de serre est proposée par Houghton et al. (1997-b).

trois principaux gaz à effet de serre²⁴⁶. Le dioxyde de carbone est de loin celui qui contribue le plus à l'effet de serre et son forçage radiatif devrait passer à 70% au cours du prochain siècle, principalement en raison de l'augmentation mondiale de la consommation d'énergie (Brack & Grubb, 1996).

Depuis quelques années, les politiques instaurées pour prévenir les changements climatiques se sont donc principalement portées sur la réduction des émissions de carbone. Il existe deux sources anthropiques majeures du carbone: la consommation d'énergies fossiles et la conversion des terres (c'est-à-dire surtout la déforestation), qui augmentent tendanciellement depuis la Révolution Industrielle²⁴⁷. Dans les années 1980, les émissions de carbone dues à la consommation d'énergies fossiles s'établissaient à $5,4 \pm 0,5$ Gt.C/an tandis que le changement de l'utilisation des sols contribuait à hauteur de $1,6 \pm 1$ Gt.C/an (Dixon et al., 1994). Les émissions anthropiques de carbone se sont légèrement accrues depuis le début de la décennie et représentent aujourd'hui environ huit milliards de tonne de carbone par an. Ce chiffre est faible dans le cycle global du carbone, présenté en annexe XIII, mais ces émissions ne sont pas compensées par une captation équivalente de la biosphère et entraînent une tendance à l'accumulation de carbone dans l'atmosphère: un peu moins de la moitié des émissions anthropiques de carbone, soit environ 3,5 Gt.C/an, s'accumulent dans l'atmosphère et participent au renforcement de l'effet de serre (Watson et al., 1996).

Même si son ampleur est incertaine, le phénomène de changement climatique est peu contesté de nos jours. Différents scénarios d'évolution des émissions de carbone ont été envisagés par le GIEC (1995), dont les principaux sont présentés dans le tableau n°31:

²⁴⁶ Les émissions de ces trois gaz sont généralement converties en "équivalent carbone", ce qui permet d'instaurer une unité de mesure homogène et de fixer ainsi des objectifs de réduction globaux. Depuis la Conférence de Kyoto trois nouveaux gaz fluorés (HFC, PFC, SF₆) sont également pris en compte.

²⁴⁷ Il est aujourd'hui admis que l'accroissement des activités industrielles fortement émettrices en carbone depuis la fin du XVIIIème siècle a eu une influence discernable sur le climat global. Tout en insistant sur le manque de certitude en la matière, le deuxième rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 1995) indique ainsi que: (i) la température moyenne globale s'est accrue de 0,3-0,6°C depuis la fin du XIXème siècle; (ii) le niveau des eaux a monté de 10-25 cm sur les cent dernières années.

Tableau 31 : Concentration atmosphérique du carbone: les scénarios envisageables

Scénario d'émission	Stock dans l'atmosphère (Gt.C)	Emissions de CO ₂ cumulées de 1991 à 2100 (Gt.C)	Concentration atmosphérique (parties par million en volume)
Niveau préindustriel	590		280
Niveau de 1990	745		359
Doublement du niveau pré-industriel en 2100, (WRE550) ²⁴⁸	1160	990	550
Doublement du niveau de 1990 en 2100, (IS92a)	1580	1500	750

N.B.: les chiffres des émissions cumulées ne prennent pas en compte la quantité de carbone de sources anthropiques qui est captée par la biosphère. Il ne s'agit donc pas d'un flux net de CO₂ vers l'atmosphère mais d'un flux brut.

En dépit des objectifs annoncés à Rio, il est aujourd'hui admis que cette concentration est appelée à augmenter dans les prochaines décennies. Deux scénarios peuvent être envisagés pour le siècle prochain:

- en l'état actuel des tendances économiques et sans qu'une politique active de réduction des émissions de gaz à effet de serre ne soit menée, le GIEC fait l'hypothèse d'un doublement de la concentration actuelle de carbone atmosphérique. Ce scénario "sans parade" (IS92a dans la typologie du GIEC) suppose une augmentation lente mais constante des émissions de CO₂ entre 1990 et 2100: à la fin du siècle prochain, il envisage une concentration de 700-750 ppmv (Houghton et al., 1997-a; Halsnaes, 1997).

- si certaines mesures de contrôle des émissions sont prises dans les prochaines années, plusieurs auteurs font l'hypothèse d'une stabilisation à 550 ppmv de la concentration en carbone à l'horizon 2100²⁴⁹. Ce scénario correspond à un doublement de la concentration par rapport à la situation préindustrielle. Une telle évolution aurait deux conséquences majeures: d'une part, on peut s'attendre à un accroissement moyen des températures atmosphériques de 1,5-2°C; d'autre part, le niveau des mers devrait s'élever de 40-50 cm en moyenne.

Quel que soit le scénario d'évolution des émissions retenu, le changement climatique est susceptible de faire subir des dommages importants à la communauté humaine. Plusieurs nations ont ainsi été incitées à traiter de manière commune ce problème d'environnement global.

²⁴⁸ Houghton et al. (1997-a) proposent deux profils de stabilisation des émissions à 550 ppmv. Le profil WRE est celui retenu ici: il se cale sur le scénario "sans parade" IS92a pour les premières années et, de ce fait, semble correspondre mieux à la réalité: en effet, à ce jour, aucun pays en développement n'a pris de mesure quantifiée de réduction et, selon le protocole de Kyoto (art 3.2.), les pays de l'annexe I ne sont pas tenus avant 2005 de faire la preuve de leurs engagements. Le décrochement du profil WRE550 par rapport au scénario IS92a devrait alors avoir lieu vers 2015.

²⁴⁹ Ce scénario est retenu par la majorité des études d'impact économique du réchauffement climatique.

1.2. La place des pays en développement dans la stratégie mondiale de réduction des émissions

La prise de conscience publique du problème de changement climatique global a eu lieu au Sommet de la Terre en juin 1992. A cette occasion, plus de cent cinquante gouvernements ont signé la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC), qui est entrée en vigueur le 21 mars 1994²⁵⁰. Elle est actuellement ratifiée par environ cent soixante pays. L'objectif de cette convention, tel que fixé dans son article 2, est de "*stabiliser [...] les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique*". Pour ce faire, plusieurs pays inscrits dans l'annexe I²⁵¹ s'étaient engagés à stabiliser leurs émissions de gaz à effet de serre au niveau de 1990 pour l'an 2000. Dans cette perspective, la troisième Conférence des Parties, tenue à Kyoto en décembre 1997, est déterminante puisqu'elle permet, d'une part, d'établir une nouvelle stratégie plus adaptée et effectivement réalisable de réduction des émissions des pays de l'annexe I; d'autre part, les objectifs annoncés sont dorénavant juridiquement contraignants, même si le problème délicat du mécanisme de sanction des infractions reste à résoudre (Weber, 1998). Le résultat majeur de cette conférence est la signature du protocole de Kyoto, par lequel les pays de l'annexe I s'engagent à réduire globalement leurs émissions de gaz à effet de serre de 5,2% entre 2008 et 2012 par rapport à l'année de référence 1990²⁵². Cet accord engage ainsi la responsabilité de 33 pays européens, des deux pays nord-américains, de l'Australie, de la Nouvelle-Zélande et du Japon, soit en tout 38 nations. Ces pays représentent aujourd'hui environ les trois quarts des émissions de gaz à effet de serre et, malgré la faiblesse du pourcentage de réduction obtenu à Kyoto, cette mesure globale ne sera pas sans effet sur la concentration à long terme du carbone atmosphérique. Néanmoins, cette stratégie se révèle insuffisante pour empêcher tout changement climatique: d'une part, elle ne fait que ralentir le rythme d'émission des gaz à effet de serre par les pays industrialisés et n'arrête pas ce flux; d'autre part, les pays en développement ne sont pas concernés par de tels quotas de réduction alors qu'ils constituent les principaux émetteurs du siècle prochain²⁵³.

Comme le montrent toutes les études d'impact, ce sont les pays non membres de l'OCDE qui

²⁵⁰ Pour tous les textes officiels autour de la CCNUCC, se reporter au site: www.unfccc.de

²⁵¹ L'annexe I regroupe les pays industrialisés ainsi que ceux dits d'économie de transition, qui ont souscrit des engagements quantitatifs pour réduire ou stabiliser leurs émissions de gaz à effet de serre.

²⁵² L'Union européenne s'engage globalement à réduire ses émissions de 8%, les USA de 7%, le Canada et le Japon de 6%. La Russie et l'Ukraine visent à la simple stabilisation.

vont subir la plus grande partie des dommages dus au réchauffement climatique (Fankhauser, 1995; Tol, 1996)²⁵⁴. La plupart des pays en développement ont signé et ratifié la CCNUCC. Ils ont également pris part aux différentes Conférences des Parties afin d'y faire valoir leur refus de toute forme d'engagement contraignant les concernant²⁵⁵. Les différentes négociations menées depuis sept ans sur les moyens de réguler les émissions de gaz à effet de serre ont conduit les différentes Parties à privilégier une solution en termes de permis d'émission échangeables. Cette proposition tend aujourd'hui à devenir un consensus politique, au moins pour les pays occidentaux²⁵⁶, et a guidé la rédaction du protocole de Kyoto, dans lequel cette logique est sous-jacente²⁵⁷. Par exemple, avec le mécanisme de développement propre, il devient possible, en théorie, à un pays industrialisé de financer des projets de limitation des émissions de carbone dans un pays en développement et de s'attribuer ainsi un droit d'émission supplémentaire²⁵⁸. Plusieurs organisations privées, comme la Société Générale de Surveillance, proposent ainsi des certificats marchands de compensation (*Certified Tradable Offsets*), sortes de "bons carbone" dont la validité est garantie et qui peuvent alors être mis en vente: "*buyers obtain an independent insurance that bought carbon offsets exist and their quality is sound. Sellers can offer the highest quality of carbon offsets in order to maximise price*" (SGS, 1998)²⁵⁹. Ces unités certifiées de réduction d'émissions

²⁵³ On s'attend à ce que les émissions de dioxyde de carbone du secteur énergétique des pays en développement passent de 6,8 à 22 milliards de tonnes entre 1990 et 2025. Les émissions provenant des activités liées à l'utilisation des sols devraient croître plus lentement (Halsnaes, 1997).

²⁵⁴ Ceci tient principalement au fait que, dans les pays du sud, une partie importante de la population dépend encore largement des ressources de l'environnement dans lequel elle vit. Et, comme l'indique Fontan (1994, p. 145) pour le cas des forêts amazoniennes, "*les modifications globales trouvent souvent leur origine dans des pollutions qui dégradent d'abord l'environnement local ou régional et qui ont donc des conséquences directes sur le développement*".

²⁵⁵ Les différentes mesures proposées pour faire participer les pays du sud au contrôle des émissions de gaz à effet de serre sont détaillées en annexe XIII.

²⁵⁶ Certains pays en développement y voient également un moyen efficace d'aborder ce problème d'environnement global, tout en relançant une politique internationale d'aide au développement des pays du sud. Cette deuxième condition n'est pas encore respectée: "*le marché des droits d'émission pourrait être au centre d'un cadre de coopération juste et efficace si tous les Etats de la planète se voyaient attribuer des permis de polluer en fonction de leur population*" (Agarwal, 1998, p. 32).

²⁵⁷ Par exemple, pour Chichilnisky (1998, p. 28), "*en autorisant l'échange des permis d'émission de gaz à effet de serre, le protocole de Kyoto ouvre la voie à la création du premier marché mondial d'un bien environnemental, l'air. [...] Si la gestion par le marché des ressources naturelles est appelée à se développer, c'est parce qu'elle ne lèse les intérêts de personne*". Une pierre d'achoppement de l'établissement d'un tel marché reste l'attribution initiale des droits d'émission, qui est censée être équitable et garante d'un développement durable des pays en développement.

²⁵⁸ Cette logique est d'ailleurs déjà appliquée aux USA, où "*since 1992, legislation allows power companies to 'bank' carbon offset credits. If a carbon tax is implemented in the future, those companies that have bank carbon offsets might receive tax credits*" (Faeth et al., 1994, p. 2).

²⁵⁹ Depuis septembre 1994, le Costa Rica est particulièrement engagé dans ce système de certificats de compensation puisque plusieurs de ses espaces naturels constituent des puits de carbone surveillés par la SGS et garantis par le Ministère costaricien de l'Environnement et de l'Energie. A l'heure actuelle, cinq cents mille hectares de forêt costaricienne sont alloués à la séquestration du carbone, ce qui laisse espérer, sur toute la durée du projet, une réduction des émissions de carbone de 15,6 millions de tonnes (SGS, 1998). Sur les cinq projets

pourraient alors être achetées et vendues sur un marché mondial du carbone. Un tel marché global du carbone est estimé à soixante milliards de dollars à l'horizon 2020 (Falloux, 1998)²⁶⁰.

Cette perspective n'est pas sans influence sur l'utilisation future des forêts tropicales, qui vont de plus en plus être considérées comme des puits potentiels de carbone (Moura-Costa & Stuart, 1998). Connaître dès à présent la valeur économique de cette fonction écologique de la forêt tropicale est donc important pour deux raisons: d'une part, pour ne pas négliger ce bénéfice dans l'élaboration d'un mode de gestion durable de l'écosystème; d'autre part, car le maintien de cette fonction écologique, qui ne fait pas aujourd'hui l'objet d'une valorisation marchande, peut, dans quelques années, constituer une source conséquente de financements.

2. Le stockage de carbone en forêt tropicale d'Afrique centrale

2.1. Le double rôle de la forêt tropicale

Les écosystèmes terrestres ont une double influence sur la concentration atmosphérique du gaz carbonique. D'une part, ils constituent un puits et une source de carbone, dont les flux sont à peu près équilibrés. D'autre part, leur utilisation donne lieu à une émission nette de gaz à effet de serre de l'ordre de 2 Gt.C/an, soit environ le tiers des rejets dus aux combustibles fossiles. Les forêts des basses latitudes se distinguent des autres écosystèmes en raison de leur capacité importante de stocker du carbone, à la fois dans leur biomasse et dans leur sous-sol: à elles seules, elles constituent un réservoir de 428 Gt.C, dont 212 Gt.C dans la végétation et 216 Gt.C dans le sol (Dixon et al., 1994).

Ces forêts tropicales donnent souvent lieu à une exploitation jugée abusive, qui explique la forte réduction de leur superficie depuis le début des années 1980 (FAO, 1997). Les émissions de carbone dues au changement d'usage des espaces forestiers tropicaux se maintiennent d'ailleurs à un rythme élevé depuis une vingtaine d'années évoluant entre 0,9-2,5 Gt.C/an (Houghton, 1991; Watson et al., 1996; Houghton et al., 1985). Malgré sa contribution minoritaire dans le renforcement de l'effet de serre, la part de la déforestation dans les émissions totales de carbone tend à augmenter par rapport à la consommation d'énergie. Selon Houghton (1991), sur la base des taux actuels de déboisement et de croissance démographique, un relâchement de 125-135 Gt.C est à prévoir pour les cent prochaines

forestiers mis en place dans ce cadre, quatre d'entre eux sont financés par les USA. Le prix d'un bon carbone d'une tonne est fixé à dix dollars et est appelé à fluctuer dès la création potentielle d'un marché international du carbone (Dutschke & Michaelowa, 1997).

²⁶⁰ A titre indicatif, ce montant financier n'est que légèrement inférieur à l'aide publique au développement provenant annuellement des pays de l'OCDE.

années. Il existe cependant différentes possibilités pour tenter de réduire ce flux net de gaz carbonique vers l'atmosphère. L'une des stratégies souvent mises en œuvre consiste à accroître les capacités de stockage et de captation de carbone de la forêt tropicale. Il convient alors de comprendre au niveau local en quoi consiste la fonction de puits de carbone.

Un écosystème forestier constitue un triple puits de carbone: par sa biomasse aérienne (tronc, branches feuilles,...), par sa biomasse hypogée (racines), et par le sol qui supporte ces formations végétales. La biomasse est l'ensemble de la matière vivante présente à un moment donné dans un écosystème. On estime généralement que le carbone représente 50% du poids sec de la biomasse. Les forêts tropicales présentent des caractéristiques telles qu'elles constituent le type d'écosystème développant la biomasse la plus abondante, d'où son importance en tant que réservoir et puits de carbone (Lescuyer & Locatelli, 1999)²⁶¹.

De manière générale, les résultats accumulés par les scientifiques jusqu'aux années 1980 se sont révélés inadaptés pour pouvoir être directement utilisés par les gestionnaires cherchant à faire valoir les capacités de stockage de carbone des forêts tropicales²⁶². Plusieurs manuels techniques ont ainsi vu le jour, qui décrivent la procédure à suivre pour estimer le stock et les flux de carbone par un écosystème forestier tropical (Dixon et al., 1991; Faeth et al., 1994; Newcomb & Feinstein, 1994). Ces ouvrages présentent également les différentes stratégies forestières pouvant être mises en place pour lutter contre le réchauffement climatique.

2.2. Usages forestiers et émissions de carbone

Depuis l'apparition du problème de réchauffement climatique et son étude par les économistes, les politiques forestières ont souvent été considérées comme une alternative intéressante pour diminuer la concentration atmosphérique du gaz carbonique (Dudek & LeBlanc, 1990; Nordhaus, 1991-a; Sedjo et al., 1991)²⁶³. La littérature distingue trois types de politiques forestières permettant de limiter ou de réduire les émissions de gaz carbonique

²⁶¹ Locatelli (1996) fait une synthèse des différentes méthodes utilisées pour évaluer le stock de carbone présent dans les écosystèmes forestiers.

²⁶² De nombreuses études d'ingénieurs forestiers et d'écologues ont été réalisées pour estimer la biomasse des différents écosystèmes forestiers tropicaux, mais leurs résultats ne sont pas toujours suffisants pour réaliser une estimation convenable de la quantité de carbone qui y est séquestrée: par exemple, les forestiers ne s'intéressent le plus souvent qu'au volume commercial des arbres présents dans l'écosystème, ce qui tend à minorer la valeur totale de la biomasse de 50-70%. De la même façon, les connaissances ne sont pas très précises sur l'évolution de la litière selon les caractéristiques de l'écosystème (Brown et al., 1989; Brown & Iverson, 1992).

²⁶³ Dans cette perspective, la conférence ministérielle sur la pollution atmosphérique et le changement climatique, tenue à Noordwijk en 1989, eut l'avantage de poser les bases d'une stratégie internationale de gestion des forêts visant à lutter contre le changement climatique. La foresterie est depuis considérée comme un moyen actif de stocker et capter du carbone.

provenant de l'utilisation de ces ressources (Andrasko, 1990; Dixon et al., 1994)²⁶⁴:

- le maintien des puits existants, qui nécessite, d'une part, la préservation des forêts primaires et des vieilles forêts secondaires et, d'autre part, un ralentissement de la déforestation et de la dégradation des sites forestiers;
- la durabilité des modes d'exploitation des ressources forestières, qui peut se traduire, par exemple, par une diminution des cultures sur brûlis à rotation courte ou par une minimisation des dommages dus à l'abattage des arbres;
- la création de nouveaux réceptacles de gaz à effet de serre, en établissant notamment des plantations fortement demandeuses en carbone atmosphérique.

Ces différentes mesures forestières supposent la mise en œuvre de moyens différents et donc ne présentent pas les mêmes profils de coûts. Il est donc délicat de proposer une estimation monétaire globale d'une politique de lutte contre le changement climatique par la foresterie tropicale. Deux études importantes (Dixon et al., 1991; Watson et al., 1996) ont néanmoins collecté un grand nombre de données sur les coûts de démarrage et de fonctionnement de tels projets forestiers et proposent une estimation moyenne des coûts de fixation et de conservation du carbone²⁶⁵:

Tableau 32 : Coût de fixation/conservation du carbone par les projets forestiers

<i>en \$/t.C</i>	Watson et al. (1996)	Dixon et al. (1991)	Cas du Congo (Dixon, 1991)
Création de forêts	7 (3-26)		
- plantation		51	69
- reboisement		6,9 (3-26)	3
Agroforesterie	5 (2-12)	4,8 (2-12)	12 ²⁶⁶
Régénération naturelle	2 (1-2)	0,9 (0,54-2)	2
Ralentissement de déforestation	2 (0,5-15)		
Sylviculture		8,5 (1,5-37)	

Ces différentes alternatives de foresterie tropicale offrent un potentiel important pour stocker du carbone. En fonction des surfaces disponibles pour leur mise en œuvre dans les pays du sud, il est possible de construire une courbe d'offre de carbone, qui met en relation la quantité potentiellement stockable en forêt tropicale avec le coût à supporter. Les travaux synthétiques

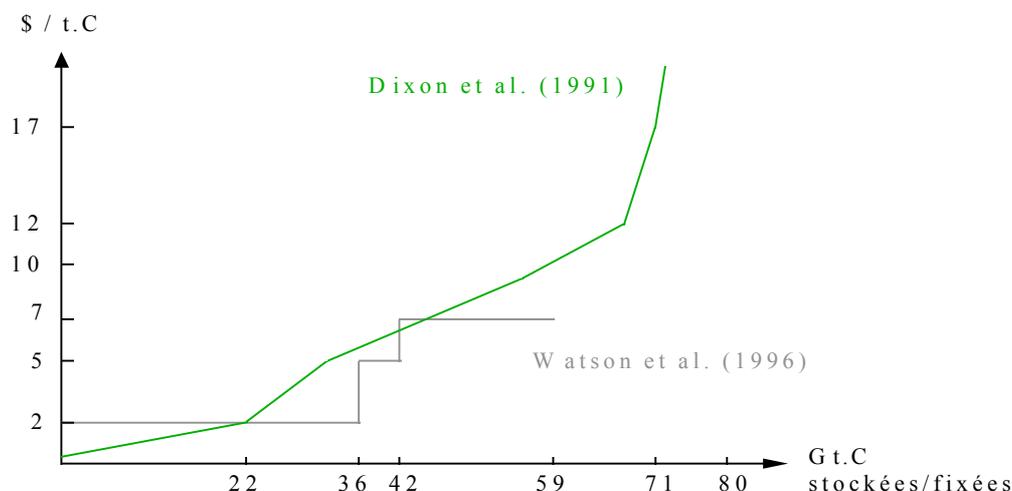
²⁶⁴ A l'échelle du globe, il semble qu'environ 700 millions d'hectares puissent être utilisés à des fins de conservation et de fixation du carbone (Bekkering, 1992).

²⁶⁵ Ces estimations ne tiennent pas compte des coûts d'acquisition des terrains puisque ces stratégies forestières sont censées être mises en œuvre sur des espaces appartenant déjà à l'Etat. Il s'agit donc des frais de mise en œuvre et de fonctionnement du projet forestier.

²⁶⁶ Pour l'option agroforestière, ce chiffre est établi pour un écosystème similaire au Zaïre.

de Dixon et al. (1991) et de Watson et al. (1996) proposent des profils de même allure²⁶⁷:

Figure 12 : Les coûts marginaux de stockage de carbone en forêt tropicale



Même si les politiques forestières sont appelées à ne jouer qu'un rôle marginal dans la lutte contre le changement climatique²⁶⁸, la prise en compte de la fonction de séquestration de carbone va probablement influencer le choix des futurs modes de gestion de la forêt tropicale. En effet, avec le marché des droits d'émission qui sera probablement étendu aux pays du sud dans les prochaines années, les bénéfices tirés du stockage de carbone par la forêt tropicale vont être dotés d'une réelle valeur marchande. Il est donc probable que ceux-ci seront intégrés dans l'élaboration des modes d'utilisation des terres. Dès aujourd'hui, les données sont suffisantes pour tenter d'estimer monétairement la valeur de cette fonction écologique. C'est ce qui est proposé ici pour le cas d'un écosystème forestier de l'est-Cameroun.

2.3. Le cas d'un écosystème forestier tropical de l'est-Cameroun

La plupart des projets forestiers actuels qui visent à stocker du carbone ont pour objet la conservation de forêt non perturbée, qui constituent des réservoirs importants de carbone (Groosman & Yaron, 1998), ou le boisement/reboisement afin de susciter de nouveaux puits. Dans le cas présent, il s'agit d'un écosystème forestier tropical de type semi-décidu, qui a été exploité pour ses ressources ligneuses au début des années 1980 puis en 1994²⁶⁹. Du fait de cette exploitation, l'écosystème passe d'un état non perturbé à une configuration de forêt

²⁶⁷ La courbe tirée de Watson et al. (1996) concerne uniquement les forêts tropicales tandis que celle de Dixon et al. (1991) représentent l'ensemble des forêts mondiales, tout en précisant cependant que les possibilités de stockage les moins chères sont celles disponibles dans la zone tropicale.

²⁶⁸ En effet, si la foresterie permet une diminution des émissions de 0,2 Gt.C/an à court terme, il faut attendre 2045 pour que la forêt tropicale soit en mesure de fixer ou de conserver 1,75 Gt.C/an (Watson et al., 1996). Il serait ainsi nécessaire d'attendre une cinquantaine d'années pour réduire le flux total d'émission de gaz carbonique vers l'atmosphère de 50-60 Gt.C. Or, à l'horizon 2050, selon le scénario moyen WRE550, ce sont plus de 500 Gt.C qui auront été rejetées dans l'atmosphère.

secondaire, et ce changement de stades s'accompagne d'un relâchement brutal d'un certain nombre de tonnes de carbone auparavant fixées par la biomasse et le sol. L'exploitation d'une forêt primaire engendre ainsi des externalités négatives, qui peuvent être évaluées sur la base du flux de carbone émis lors du passage d'une forêt primaire à une forêt secondaire.

La première étape pour estimer l'amointrissement de la fonction de stockage du carbone quand la forêt est soumise à l'exploitation ligneuse est de connaître les stocks de carbone présents en écosystèmes primaire et secondaire. Il existe plusieurs travaux sur cette question, dont certains sont présentés dans le tableau ci-dessous²⁷⁰:

Tableau 33 : Stocks de carbone en forêts semi-décidues primaire et secondaire

<i>en tonnes de carbone par hectare</i>	Brown & Lugo, 1982	Houghton et al, 1983	Brown & Lugo, 1984	German Bundestag, 1990	Pearce & Brown, 1993	Hypothèse de travail
Forêt non perturbée						
- sol	88	117		114		100
- biomasse	185	160	169	167		170
- sol + biomasse	272	(277) ²⁷¹		(281)	283	270
Forêt secondaire						
- sol		88		85-135		85
- biomasse		120	84	67-102		100
- sol + biomasse		(208)		(152-237)	194	185

Ces premières données statiques ne suffisent pas pour estimer le destockage de carbone qui se produit quand une forêt semi-décidue primaire est ouverte à l'exploitation forestière. Il est nécessaire pour cela de savoir comment le massif perturbé évolue dans le temps et à quel rythme il reconstitue son stock de carbone. En ce qui concerne la forêt primaire, il est généralement reconnu que la quantité de carbone émise par la respiration des plantes et la décomposition de la matière organique est à peu près équivalente à celle que nécessite cet écosystème pour sa photosynthèse. Une forêt semi-décidue non perturbée est donc en situation d'équilibre quant à ses flux entrée et sortie de carbone: elle n'est pas un puits de carbone mais elle en constitue un réservoir important, qui est évalué à 270 t.C/ha.

Une forêt secondaire est une forêt transformée à la suite d'un impact humain. L'extraction des ressources ligneuses et l'ouverture des pistes pour y accéder ont perturbé l'écosystème, qui va alors entrer dans une phase de régénération pendant laquelle il va accroître sa biomasse et, de

²⁶⁹ L'hypothèse d'une rotation de l'exploitation forestière de quinze ans est maintenue.

²⁷⁰ Dans la mesure du possible, les chiffres qui sont proposés ici sont ceux établis pour une forêt humide semi-décidue d'Afrique centrale. La variation des résultats tient, entre autres, à la méthode utilisée pour mesurer le stock de carbone disponible dans l'écosystème: l'estimation à partir d'échantillonnages destructifs (Brown & Lugo, 1982; Houghton et al., 1983) produit des résultats généralement bien supérieurs à ceux estimés à partir de l'accroissement du volume ligneux (Brown & Lugo, 1984).

Un tableau plus complet de ces estimations est fourni en annexe XIII.

ce fait, capter du carbone. Sur la base des différents travaux calculant le stock de carbone présent dans une forêt tropicale semi-décidue secondaire, une estimation moyenne de 185 t.C/ha est proposée²⁷². La croissance d'un écosystème peut être estimée à partir de sa production primaire nette, qui correspond à la quantité nette de carbone capturée par une plante grâce à la photosynthèse et représente l'accroissement de la biomasse. Selon Melilo et al. (1993), la production primaire nette de l'ensemble des forêts tropicales décidues est d'environ 4 Gt.C/an, soit à peu près 8 t.C/ha/an (max: 14 t.C; min: 3,2 t.C)²⁷³. Néanmoins une part plus ou moins importante de cette production primaire nette ne contribue pas durablement à l'accroissement de la biomasse et ne constitue pas un stockage de long terme du carbone: les fruits, les fleurs, les feuilles,... participent à une augmentation ponctuelle de la biomasse, mais ils ont une courte durée de vie et rejoignent rapidement la litière de cet écosystème où ils se décomposent. En forêt semi-décidue, il n'est pas rare que la production de litière s'élève à 10-12 t/ha/an, ce qui représente environ la moitié de la production primaire nette de l'écosystème (Unesco, 1979; Brown & Lugo, 1990)²⁷⁴. L'autre moitié de la production primaire nette correspond à un accroissement durable de la biomasse et constitue un puits effectif de carbone.

Au total, d'après les estimations faites pour les forêts tropicales secondaires par Brown & Lugo (1982, 1990), la biomasse totale d'un écosystème forestier initialement défriché est d'environ 120 t/ha au bout de quinze ans. Dans le cas d'étude, l'impact humain est moins important puisqu'il s'agit d'une exploitation sélective des ressources ligneuses: l'hypothèse est proposée d'un accroissement total de 100 t/ha de la biomasse après quinze années de régénération naturelle, ce qui correspond à une captation nette d'environ 50 t.C/ha sur l'ensemble de cette période. Celle-ci vient peu à peu s'ajouter au stock de 185 t.C/ha que conserve la forêt secondaire après son exploitation.

Cette période de quinze années sans perturbation anthropique importante permet également au sol de la forêt de récupérer la majeure partie de son stock de carbone (Houghton et al., 1985;

²⁷¹ Les chiffres mis entre parenthèses constituent des estimations du stock total de carbone à partir des données partielles fournies dans l'article mentionné.

²⁷² Alors que ces études ne précisent pas l'âge des forêts secondaires dans lesquelles les mesures ont été effectuées, l'hypothèse est faite qu'il s'agit d'un massif récemment exploité, c'est-à-dire au début de sa régénération.

²⁷³ Cela rejoint les différentes estimations qui sont faites pour ce type d'écosystème en termes de biomasse et qui s'étalent entre 10-25 t/ha/an (Brown & Lugo, 1990; Riedacker, 1991; Newcomb & Feinstein, 1994). Il est rappelé que le carbone représente 50% du poids de la biomasse sèche, et donc que ces résultats permettent d'estimer entre 5-12,5 t.C/ha/an le stockage de carbone.

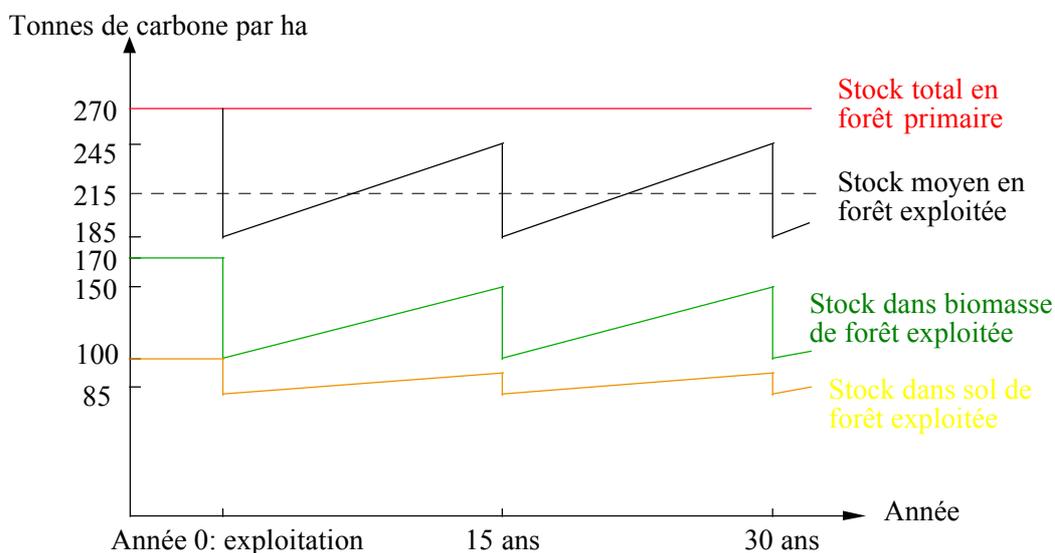
²⁷⁴ Il est d'ailleurs possible que ce chiffre soit plus élevé dans la zone d'étude puisque une essence dominante des massifs en régénération est le Parasolier (*Musanga cecropioides*). Or celui-ci produit une litière abondante, de l'ordre de 15t/ha/an (Unesco, 1979).

Brown & Lugo, 1990), c'est-à-dire revenir à un niveau proche de celui d'une forêt primaire. Il est admis ici que le stock de carbone disponible en forêt secondaire s'accroît de 10 t.C/ha au cours des quinze ans qui suivent l'exploitation forestière, pour s'établir finalement à 95 t.C/ha.

2.4. Estimation physique de l'externalité

Ces différentes estimations permettent de décrire à gros traits la dynamique de captation du carbone d'une forêt semi-décidue secondaire d'Afrique centrale. Dans le cas d'étude, il est supposé que la rotation des coupes s'établit à quinze ans et que le premier prélèvement de ressources ligneuses transforme l'écosystème non-perturbé en forêt secondaire. A l'année 0, le passage brutal d'une forêt primaire à une forêt secondaire provoque un relâchement important de carbone (de l'ordre de 85 tonnes). Ce différentiel en termes de stock de carbone entre les deux types d'écosystème est peu à peu atténué avec la régénération du massif (à la fois du sol et de la biomasse), sans toutefois jamais être nul²⁷⁵. Au bout de quinze années sans nouvelle perturbation, la forêt secondaire séquestre donc 245 t.C/ha, alors que le réservoir de la forêt primaire demeure à 270 t.C/ha²⁷⁶. Lors de la deuxième exploitation du massif, quinze ans après le premier passage, le stock de carbone de la forêt secondaire retombe à son premier niveau de 185 t.C/ha. Une représentation graphique de cette dynamique forestière est proposée ci-dessous:

Figure 13 : Flux et stock de carbone en forêt semi-décidue exploitée



²⁷⁵ L'hypothèse simplificatrice d'une régénération linéaire de l'écosystème secondarisé est faite, à l'instar d'ailleurs le German Bundestag (1990, p. 443): "it is assumed that the biomass density of secondary forests increases as a linear function of time and that the maximum biomass density, equivalent to the density of a primary forest, is attained after 45 years".

²⁷⁶ Une comparaison du même ordre est réalisée par Dupuy et al. (1997) entre le nombre de tiges présentes dans deux zones de superficie équivalente (la première ayant été exploitée dix ans auparavant alors que la seconde est restée indemne) en forêt semi-décidue de Côte d'Ivoire. Il apparaît clairement qu'une durée de rotation des coupes de dix-quinze ans n'est pas suffisante pour que l'écosystème retrouve sa biomasse d'avant exploitation.

Cette représentation sommaire de la dynamique d'un écosystème soumis de manière chronique à l'exploitation forestière permet de calculer la quantité moyenne de carbone que stocke une telle forêt secondaire. Selon les hypothèses posées, elle s'établit à environ 215 t.C/ha, alors qu'elle est de 270 t.C/ha dans une forêt non-perturbée. La différence entre ces deux estimations, d'environ 50 t.C/ha, correspond à une externalité environnementale négative de l'exploitation ligneuse²⁷⁷.

Dans cette estimation du relâchement de carbone par la forêt, il convient également de prendre en compte le volume de bois extrait par l'exploitant: ces ressources ligneuses sont valorisées sous forme de biens marchands dont la durée de vie est longue et ne participent pas au destockage de carbone. Dans la province de l'est-Cameroun, les rendements moyens d'exploitation d'un massif forestier primaire tournent en général autour d'une tige prélevée à l'hectare, ce qui signifie que ce sont environ 15m³ de bois qui feront l'objet d'un usage industriel. Ramené à la période de rotation de quinze ans, cela suppose une diminution des émissions de carbone d'un mètre cube par an, ce qui peut être négligé dans cette estimation du stock moyen de carbone d'une forêt exploitée.

Au total, il peut donc être estimé que, lors de la transformation d'un hectare de forêt primaire en forêt secondaire, une quantité de l'ordre de cinquante tonnes de carbone est émise dans l'atmosphère. Cette donnée physique permet de procéder à une évaluation monétaire minimale de la fonction de séquestration du carbone assurée par la forêt tropicale quand celle-ci n'est pas perturbée.

3. La valeur de la tonne de carbone en forêt tropicale: une estimation controversée

Pour évaluer cette fonction écologique, il est envisageable de recourir à deux méthodes d'évaluation indirecte de l'environnement: la méthode dose-effet et la méthode des dépenses de prévention. Ces méthodes produisent des estimations spécifiques de la valeur économique de la tonne de carbone, qui sont appliquées au cas de la forêt étudiée.

3.1. L'application d'une méthode dose-effet: la recherche d'une stratégie optimale de réduction des émissions

Le principe de la méthode dose-effet est d'évaluer monétairement la variation de la

²⁷⁷ Le choix d'une rotation d'exploitation de 25 ans change relativement peu la quantité moyenne de carbone émise dans l'atmosphère. En effet, sur 25 ans, on peut estimer que le sol recouvre tout son potentiel en carbone (soit 100 t.C/ha) et que la biomasse retrouve un stock de 160 t.C/ha (la croissance de la biomasse se ralentissant après les 10-15 premières années avec la disparition des essences héliophiles). Au total, le stock moyen de carbone stockée dans la forêt exploitée s'établit à environ 225 t.C/ha, alors que celui de la forêt primaire est de 270 t.C/ha. Le différentiel est donc de 40 t.C/ha pour une rotation de 25 ans, et non plus de 50 t.C/ha pour une rotation de 15 ans.

qualité/quantité de l'environnement en observant les conséquences physiques que ce changement entraîne. Puisque les principales conséquences physiques du réchauffement climatique sont aujourd'hui connues, il est possible d'établir un lien entre les tonnes de carbone émises actuellement et les dommages auxquelles elles vont donner lieu. A contrario, la conservation et le bon usage de la forêt tropicale limitent les émissions de carbone vers l'atmosphère et diminuent les incidences économiques négatives du changement de climat: la fonction de séquestration de carbone par la forêt tropicale détient ainsi une valeur économique, qu'il est possible d'estimer à partir des coûts monétaires que son maintien permet d'éviter.

D'après les conclusions du GIEC (1995), il est vraisemblable que la poursuite des tendances actuelles d'émission de gaz à effet de serre ait pour conséquence une concentration du carbone égale ou supérieure à 550 ppmv. Ce scénario d'un doublement de la concentration atmosphérique du carbone constitue un repère à la plupart des études économiques effectuées sur le réchauffement climatique: il ne s'agit ni d'un niveau optimal, ni d'un niveau définitif, mais il constitue une convention simple et plausible (Schelling, 1992).

L'ensemble des dommages dus à un tel scénario de doublement de la concentration atmosphérique de dioxyde de carbone a fait l'objet de plusieurs évaluations monétaires²⁷⁸. Cinq études produisent une estimation totale des dommages économiques dus à une concentration de dioxyde de carbone de 550 ppmv dans la seconde moitié du siècle prochain (Nordhaus, 1991-b; Cline, 1992; Titus, 1992; Fankhauser, 1995; Tol, 1995). Au total, les dommages attendus du réchauffement climatique s'établissent à 1-1,5% du PIB par an dans les pays industrialisés et à 2-9% du PIB par an dans les pays en développement. Ces estimations se révèlent cependant difficilement utilisables pour la prise de décision actuelle. En effet, la mise en place d'une stratégie d'une réduction des émissions suppose un coût que la logique économique incite à comparer aux avantages qui découlent de celle-ci. Or, le coût de ces

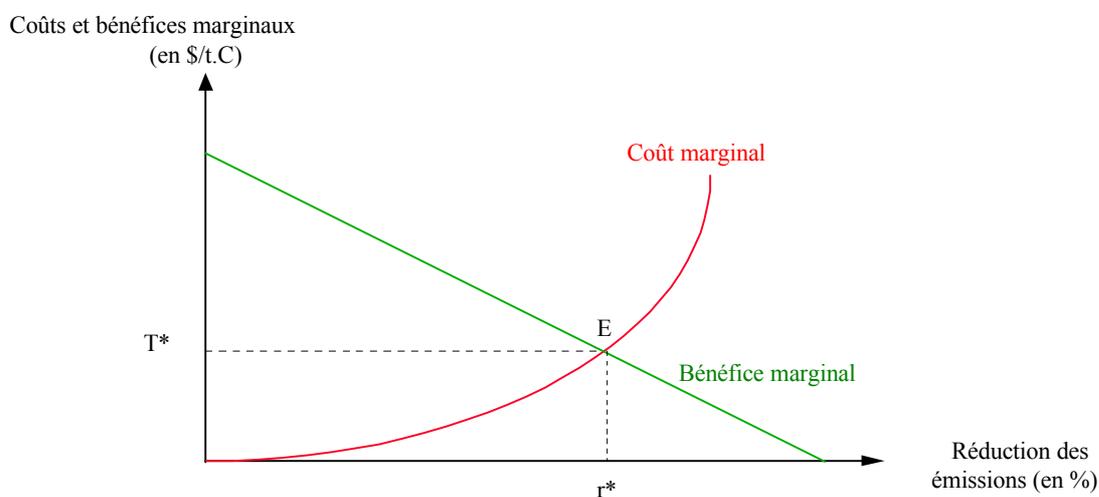
²⁷⁸ Toutes ces évaluations reposent sur plusieurs conventions établies entre économistes du changement climatique:

- une liste plus ou moins complète des différents types de dommage est maintenant établie, même si leur importance varie d'une étude à l'autre. Néanmoins, aucun de ces impacts n'est censé donner lieu à des conséquences catastrophiques;
- la plupart de ces travaux ont en commun le fait de fonder leurs calculs sur les pays de l'OCDE, voire seulement sur les USA;
- le choix d'un taux d'actualisation de faible niveau, autour de 3%, est consensuel;
- l'estimation des pertes économiques qu'entraînerait un réchauffement planétaire de 2,5°C est faite dans un monde supposé identique à celui d'aujourd'hui, c'est-à-dire à caractéristiques démographiques, structures sociales et conditions économiques inchangées.

politiques est généralement mesuré à l'aune du prix de la tonne de carbone épargnée²⁷⁹. Pour optimiser les choix économiques, il est nécessaire d'exprimer les avantages de ces mesures, c'est-à-dire les dommages évités du réchauffement climatique, dans cette même unité. Cela se révèle particulièrement délicat pour le changement climatique puisque l'impact d'une tonne de carbone, et donc son coût futur, est différent selon le stock de gaz à effet de serre qui est déjà présent dans l'atmosphère au moment de son émission. Plutôt qu'un coût moyen de la tonne de carbone émise, il convient donc de connaître le coût marginal de chaque tonne additionnelle de carbone au moment où celle-ci est émise dans l'atmosphère.

L'estimation monétaire du coût marginal d'une tonne de carbone part du constat qu'une politique de réduction des émissions de gaz à effet de serre requiert de supporter un flux de coûts annuels commençant aujourd'hui afin de parvenir à un flux de bénéfices commençant dans cinquante ans. La démarche consiste alors à comparer les avantages économiques tirés d'une stratégie de réduction des émissions de carbone (c'est-à-dire les dommages futurs qu'elle permet d'éviter) aux coûts de mise en œuvre de cette stratégie. Une stratégie est dite optimale quand le coût marginal de réduction des émissions est égal au bénéfice marginal tiré du ralentissement du changement climatique. C'est ce qu'illustre la figure ci-dessous:

Figure 14 : Coûts et bénéfices marginaux du contrôle des émissions de CO₂



Sur ce graphique, le taux r^* de réduction des émissions est optimal car il maximise l'écart entre le bénéfice et le coût total des politiques de lutte contre le changement global. Retenir un objectif de réduction inférieur à r^* , c'est empêcher que des projets dont les bénéfices actualisés sont supérieurs à leur coût de mise en œuvre ne soient lancés. Et inversement pour un taux supérieur à r^* . Or, pour les économistes, tout effort de réduction des émissions est

²⁷⁹ Par exemple, le coût d'un projet agroforestier en forêt tropicale est en moyenne de 5 \$/t.C, d'un projet de plantation de 7\$/t.C,... (Watson et al., 1996).

justifié tant que le coût marginal de cette action est inférieur aux bénéfices marginaux, exprimés ici en termes de réchauffement climatique évité.

A ce taux r^* de réduction des émissions est associée une valeur T^* de la tonne de carbone stockée, qui correspond au prix de cet actif naturel tel qu'il s'établirait sur un marché concurrentiel. C'est cette approche qu'ont suivi, souvent selon des modalités et des hypothèses différentes, la plupart des études calculant le coût marginal d'une tonne de carbone émise dans l'atmosphère²⁸⁰:

Tableau 34 : Estimations du coût d'émission de CO₂ (en \$/t.C)

Référence	Coût marginal de la tonne de CO ₂ en \$
Nordhaus (1991-b)	7,3
Ayres & Walter (1991)	30 - 35
Cline (1992)	7,6
Peck & Teisberg (1992)	12 - 14
Nordhaus (1993)	6,8
Maddison (1993)	8,1 - 8,4
Fankhauser (1995)	22,8
Maddison (1995)	16,8

(source principale: Fankhauser, 1995)

Malgré la convergence des estimations du coût social du changement global dans une fourchette de l'ordre de 7-30\$/t.C, ces études sont caractérisées par un degré d'incertitude important: celle-ci provient notamment des connaissances limitées sur les dommages potentiels, des incertitudes quant à l'avenir des développements technologiques et socio-économiques et de l'éventualité d'événements inattendus. Les hypothèses posées pour réaliser ces calculs prennent ainsi une importance déterminante²⁸¹. Les nombreuses difficultés

²⁸⁰ Cette estimation est néanmoins plus complexe que la confrontation de deux courbes statiques: du fait de l'accroissement de la quantité de carbone dans l'atmosphère, ces deux courbes sont appelées à se déplacer, modifiant alors la valeur d'une tonne additionnelle de carbone selon la période à laquelle elle est émise. La recherche de l'égalité entre coût et bénéfice marginaux se fait ainsi en contexte d'optimisation intertemporelle et explique que la valeur de la tonne de carbone a tendance à croître dans le temps. Les estimations présentées ici sont donc calculées à l'horizon 2001-10, qui correspond à la période où des politiques forestières de captation/séquestration de carbone peuvent être mises en place.

²⁸¹ Plusieurs hypothèses sont largement débattues dans la littérature:

- le choix du taux d'actualisation est incontestablement le point le plus problématique et fait l'objet de nombreuses publications. Trois articles (Cline, 1993; Birdsall & Steer, 1993; Arrow, 1995) résument assez bien les enjeux sous-jacents et les principaux arguments de ce débat.
- hormis l'étude de Cline (1992), l'évaluation des dommages n'est jamais faite au delà du scénario de doublement de la concentration atmosphérique du dioxyde de carbone durant le siècle prochain.
- les futures incidences du réchauffement climatique vont dépendre de l'évolution des conditions économiques, démographiques et environnementales (Schelling, 1992).
- le problème de l'équité intergénérationnelle en absence de compensation réelle est rarement discuté (Spash, 1994; Lind, 1995; Azar, 1996).
- le fait est rarement noté que ce sont les populations les plus démunies qui vont supporter une part importante des dommages du réchauffement climatique. Azar & Sterner (1996) montrent qu'en considérant un horizon temporel compris entre trois cents et mille ans et en accordant un poids supplémentaire aux dommages endurés

rencontrées dans l'estimation du coût social d'une tonne de carbone émise dans l'atmosphère expliquent que ces données ne sont pas directement utilisables dans la prise de décision actuelle en matière de changement global: "*le GIEC n'endosse aucune des fourchettes de valeurs publiées en ce qui concerne les dommages marginaux imputables aux émissions de CO₂*" (GIEC, 1995, p. 12). Il est néanmoins intéressant de comparer ces premières estimations de la valeur de la tonne de carbone à celles que l'on peut obtenir à partir des coûts réels des politiques de réduction des émissions de gaz à effet de serre.

3.2. Evaluation par le coût des stratégies de prévention

Au lieu d'estimer la valeur de la tonne de carbone à partir des incidences économiques futures du réchauffement climatique, celle-ci peut être calculée à partir des dépenses à faire dès aujourd'hui pour diminuer les émissions de gaz à effet de serre. Selon cette approche dite "budget carbone" (Fankhauser, 1995), il n'est pas nécessaire de justifier économiquement la mise en œuvre de mesures de réduction des émissions sur la base des dommages futurs qu'elles permettent d'éviter. L'objectif de réduction des émissions est fixé de manière exogène, principalement selon des considérations politiques, qu'il convient ensuite d'atteindre au meilleur coût. Selon cette démarche, estimer la valeur d'une tonne de carbone séquestrée par la forêt tropicale est le résultat d'un processus de trois étapes:

- définition d'un objectif contraignant en matière d'émissions de gaz à effet de serre ou de concentration atmosphérique de carbone. C'est l'objet des négociations internationales actuelles sur le changement climatique, dont les recommandations sont décidées de manière indépendante de l'importance des dommages futurs.
- identification des politiques de prévention du changement climatique qui permettent d'atteindre l'objectif au moindre coût.
- la valeur de la tonne de carbone stockée correspond alors à la dépense de prévention qu'elle permet d'éviter. Par exemple, si l'on prend le cas de l'Union européenne, une réduction de 15% des émissions en 2010 par rapport au niveau de 1990 impliquerait un coût supérieur à 1500\$ par tonne de carbone épargnée (Valatte, comm. pers.): cette estimation correspond ainsi au consentement à payer maximum des pays européens pour se procurer une tonne de carbone non-émise sur un éventuel marché mondial. Le coût financier des dépenses de prévention à instaurer en Europe sert alors à estimer la valeur d'une tonne de carbone dont le

par les populations pauvres, le coût marginal d'une tonne de carbone émise serait de l'ordre de 260-590\$.

- ces évaluations ne prennent que rarement en compte les bénéfices secondaires tirés d'une stratégie nationale ou globale de réduction des gaz à effet de serre. Or ceux-ci sont potentiellement plus importants que les avantages directs découlant d'une atténuation du réchauffement climatique (Ekins, 1996).

stockage est assuré par la forêt tropicale.

Par rapport à la méthode d'évaluation par les dommages futurs évités, cette démarche paraît plus réaliste au sens où elle repose sur des dépenses de prévention du changement global qui sont connues et potentiellement quantifiables. Dans le cadre du protocole de Kyoto, plusieurs simulations d'un marché des droits d'émission ont été effectuées, qui permettent d'estimer un prix mondial de la tonne de carbone sur la base des mesures des stratégies de parade existant dans chaque pays-partie²⁸². A partir d'un scénario moyen de type WRE550 et des prescriptions du protocole de Kyoto, plusieurs études parviennent à calculer une valeur de la tonne de carbone sur un éventuel marché des droits d'émission. C'est le cas du cabinet norvégien de consultants, Econ, dont les estimations sont rapportées par Falloux (1998):

- le coût marginal d'une tonne de carbone évitée dans les pays développés varierait entre 60 et 90 dollars.

- dans la plupart des pays du sud, le coût de réduction serait de l'ordre de 20 dollars par tonne de carbone. A titre de comparaison, la vente de "bons carbone" au Costa Rica correspondant à un volume d'une tonne de carbone capté/séquestré se fait au cours fixe de dix dollars (Dutschke & Michaelowa, 1997).

- au total, *"il est difficile de prévoir à quel prix se négociera la tonne de carbone dans le cadre de projets de mise en œuvre conjointe, mais si l'on imagine un prix médian de 40 dollars, ce type d'opération serait avantageux pour toutes les parties"* (Falloux, 1998, p. 22).

Ces nouvelles estimations de la valeur de la tonne de carbone calculées à partir des dépenses de prévention évitées se révèlent beaucoup plus élevées que celles obtenues à partir de l'estimation des dommages futurs²⁸³.

²⁸² La difficulté centrale de cette approche est que la valeur d'une tonne de carbone va dépendre du niveau de réduction des émissions que s'est assignée la communauté internationale: plus le niveau de réduction est élevé, plus les projets de captation (ou de non-émission) de carbone ont un coût substantiel, d'où une valeur croissante de la tonne de carbone stockée. D'autres hypothèses doivent également être formulées concernant notamment:

- le comportement du cycle naturel du carbone, qui n'est pas encore parfaitement connu;
- le progrès technique, qui permettra de réduire le coût de réduction des émissions des gaz à effet de serre;
- le degré de coopération internationale.

²⁸³ Il peut alors paraître étonnant que les pays engagés acceptent de financer des politiques coûteuses de réduction des émissions alors que les dommages futurs ne semblent avoir qu'un impact marginal sur leurs économies. Ce comportement préventif trouve probablement son origine dans la confiance limitée des décideurs dans la procédure d'estimation physique et monétaire des dommages futurs. Il existe en effet une incertitude forte tant sur la validité des incidences économiques retenues que sur la méthode d'actualisation sur le très long terme. Mettre en œuvre des politiques de réduction des émissions dont les coûts présents sont supérieurs aux bénéfices futurs probables qu'elles apportent, c'est le prix à payer pour se garantir contre le risque que représente le réchauffement climatique. Cependant il est possible qu'avec l'accroissement des connaissances sur ce phénomène, le "prix de marché" de la tonne de carbone tende vers la valeur des dommages qu'elle permet d'éviter.

3.3. Une large échelle de valeur pour la fonction de séquestration du carbone

A ce jour, aucune convention n'est acceptée concernant la démarche à suivre pour estimer la valeur d'une tonne de carbone épargnée. A partir des études identifiées dans la littérature, il est néanmoins possible de produire une fourchette d'estimations économiques potentielles:

Tableau 35 : Valeurs de la tonne de carbone séquestrée/captée par une forêt tropicale

US\$/t.C	Valeur basse	Valeur haute
par les dommages marginaux	7	30-35
par le budget carbone	10	60

Ces données ne constituent que des ordres de grandeur fortement dépendants des hypothèses posées pour réaliser le calcul. Etant donné la disparité de ces estimations et des démarches suivies pour les produire, le choix d'une valeur économique moyenne de la tonne de carbone se révèle en grande mesure arbitraire. Elle peut être fixée à 20\$ pour plusieurs raisons. Premièrement, cette estimation est centrale par rapport aux fourchettes présentées: si cette valeur moyenne n'est pas nécessairement correcte, elle reste plausible. Deuxièmement, plusieurs études récentes (Fankhauser, 1995; Maddison, 1995) produisent une estimation de cet ordre, qui a d'ailleurs été reprise dans la littérature consacrée à la forêt tropicale (Douglass et al., 1992; Pearce, 1993, 1996-b; Adger et al., 1995; Costanza et al., 1997). Par ailleurs, cette estimation moyenne autour de 20\$/t.C est utilisée par la Banque Mondiale, par exemple dans son Rapport sur le Développement dans le Monde (1992), pour illustrer le fonctionnement d'un hypothétique marché du carbone. Enfin, s'en tenir au prix effectif de 10\$/t.C proposé par le Costa Rica paraît une solution biaisée en comparaison des résultats obtenus avec une simulation d'un marché international du carbone. Ainsi, il semble donc convenable de retenir une estimation plutôt conservatrice de la valeur actualisée d'une tonne de carbone de 20\$.

Cette estimation permet d'évaluer économiquement le coût actualisé du passage d'une forêt tropicale primaire à secondaire, c'est-à-dire de calculer une valeur minimale de la fonction écologique de séquestration de carbone par ce type d'écosystème. Dans les conditions spécifiques de la zone d'étude, il a été montré que l'exploitation ligneuse d'une forêt dite primaire avait pour conséquence l'émission de 50 t.C/ha, ce qui représente un coût de 1000 \$/ha²⁸⁴. En considérant une parité de 1 US\$ / 550 F.CFA, **la valeur actualisée de la fonction écologique de séquestration du carbone d'une forêt tropicale non perturbée peut être estimée à environ 550 000 F.CFA/ha**. L'exploitation d'un tel écosystème suppose la

²⁸⁴ De leur côté, Pearce & Moran (1994) estiment que la conversion d'une forêt primaire en forêt tropicale secondaire causerait un dommage de 2000-3000 \$/ha du fait de la diminution du stock de carbone.

disparition de ce bénéfice et constitue un coût externalisé pour la société.

Une telle analyse économique du réchauffement climatique est délicate car confrontée à de nombreuses sources d'incertitude. Dans cet exercice, un grand nombre d'hypothèses ont été formulées tant en matière de foresterie et d'écologie qu'en économie, voire en éthique. Celles-ci se révèlent avoir une influence déterminante sur le résultat final; d'où une utilisation nécessairement polémique de ces estimations pour la prise de décision politique. Dans cet univers controversé, où les conclusions et les résultats restent aléatoires, l'analyse économique du réchauffement global peut devenir assez rapidement l'argument de discours partisans: *"la définition de méthodologies adaptées au problème de la prévention du risque climatique ne pourra reposer que sur des postulats et des a priori qui en orienteront les conclusions [...]. Ainsi, sous le couvert de propositions couvertes du voile de l'objectivité économique, ce sont autant de conceptions et de vues normatives qui s'exprimeront"* (Cornut, 1993, p. 86)²⁸⁵. Il existe donc un risque réel de manipulation de l'instrumentation économique, qui viserait davantage à légitimer la position d'une communauté épistémique qu'à produire une information neutre et utile au processus de décision²⁸⁶.

Section 2. La valeur symbolique de la forêt: échec de la méthode d'évaluation contingente

De nombreux actifs naturels, comme la forêt tropicale, engendrent pour la communauté humaine ce que les économistes appellent des bénéfices de non-usage. Ce type de bénéfice n'est exprimé sur aucun marché: son estimation est alors fondée sur une technique d'évaluation particulière, la méthode d'évaluation contingente. Celle-ci fait l'objet de nombreux travaux dans les pays occidentaux et alimente une polémique inter comme intra-disciplinaire sur le champ de pertinence de l'économie. Depuis quelques années, elle tend également à être utilisée dans les pays en développement; pourtant son usage paraît d'autant plus controversé qu'elle est appliquée à des contextes socio-économiques où les mécanismes de marché ne sont pas dominants.

1. Applications de la méthode d'évaluation contingente dans les pays en développement

1.1. Rappel théorique

En proposant à un individu de simuler son comportement sur un marché fictif, la méthode d'évaluation contingente tente de mesurer la variation du surplus du consommateur à la suite

²⁸⁵ Godard (1997-b) met ainsi en lumière l'émergence de plusieurs "communautés épistémiques" rivales, qui font pression sur les décisions de la communauté internationale afin de faire prévaloir leurs points de vue.

²⁸⁶ D'ailleurs, l'argumentaire économique n'est-il pas à l'heure actuelle principalement utilisé par les promoteurs d'une solution marchande à ce problème d'environnement global?

d'un changement du niveau quantitatif/qualitatif de l'environnement²⁸⁷. Pour obtenir des réponses fiables, cette technique d'évaluation requiert de suivre une démarche rigoureuse, qui vise à assurer que le répondant va réagir comme s'il se comportait effectivement sur un marché réel. En comparaison des autres techniques d'évaluation d'actifs naturels, l'intérêt de la méthode d'évaluation contingente est d'être réalisée *ex ante*, c'est-à-dire sans nécessité de s'appuyer sur une observation passée du comportement des individus sur un marché réel. A ce titre, elle est la seule méthode à offrir la possibilité d'estimer les valeurs de non-usage ou la valeur économique totale d'un écosystème (Pearce & Turner, 1990).

Inspirées des travaux de Ciriacy-Wantrup (1947), les premières applications de la méthode d'évaluation contingente remontent aux années 1960 (Davis, 1963). C'est surtout dans la deuxième moitié des années 1970 que cette technique d'évaluation s'est imposée comme une alternative viable aux méthodes de révélation des préférences. Malgré la multiplication des évaluations contingentes dans les pays occidentaux²⁸⁸, il existe encore une grande confusion quant à cette méthodologie, notamment quand elle est utilisée pour estimer les valeurs de non-usage (Brookshire et al., 1983; Larson, 1993; Willinger, 1997; Lazo et al., 1997). Par exemple, il s'avère aujourd'hui difficile de comparer deux procédures d'évaluation contingente tant les conditions de réalisation sont diverses. Or, l'absence de toute standardisation des modalités d'utilisation soulève des doutes sur l'objectivité de ces travaux. Plusieurs experts éminents ont donc tenté de produire une synthèse normative des conditions d'application de la méthode d'évaluation contingente, dont l'un des objectifs est d'en attester la légitimité scientifique (Arrow et al., 1993)²⁸⁹. L'objectif de ces recommandations est de rapprocher autant que possible les caractéristiques du marché fictif de celles d'un marché réel. Dans la réalité, cette démarche prend des formes variées, qui s'adaptent au contexte de l'évaluation ainsi qu'au bien non-marchand proposé. Ainsi, malgré le consensus autour de tels principes

²⁸⁷ Voir l'annexe II pour une description plus détaillée des principes théoriques et difficultés méthodologiques de cette technique d'évaluation.

²⁸⁸ Hanemann (1994) cite le nombre de 1600 évaluations contingentes réalisées jusqu'au milieu des années 1990. En France, ces études sont encore relativement peu nombreuses, même si elles se multiplient depuis quelques années, notamment sous l'impulsion du GIP HydrOsystemes (Desaigues & Lesgards, 1992; Willinger & Stenger, 1994; Amigues et al., 1995; Bonnieux et al., 1995; Stenger-Letheux, 1997).

²⁸⁹ Selon Portney (1994), sept principes directeurs émergent de cette synthèse normative:

- des interviews directes doivent être privilégiées par rapport à des interviews téléphoniques ou par courrier;
- il est préférable de chercher à exprimer un consentement à payer (CAP) pour empêcher un dommage futur qu'un consentement à recevoir (CAR) pour un dommage passé;
- il est conseillé d'utiliser un format de référendum pour exprimer les consentements à payer;
- la description du scénario hypothétique doit être suffisamment précise et compréhensible;
- la contrainte de budget doit être rappelée;
- l'existence de substituts à l'actif naturel évalué doit également être rappelée;
- des questions permettant de s'assurer que le répondant a bien compris le choix qui lui était proposé doivent être incluses à la fin du questionnaire.

directeurs, la méthode d'évaluation contingente reste une approche peu standardisée et, de ce fait, controversée.

Depuis le milieu des années 1980, plusieurs économistes ont étendu l'application de cette technique d'évaluation aux pays du sud. Un état de l'art des expériences d'évaluation contingente menées dans les pays en développement concernant des biens d'environnement a pu être dressé afin d'analyser comment cette méthode a été adaptée à un tel contexte. Le tableau récapitulatif proposé en annexe XIV n'est pas exhaustif, mais regroupe la majorité des évaluations contingentes réalisées à ce jour dans les pays du sud. Sur cette base, il semble possible de distinguer trois périodes d'application de cette méthode (Lescuyer, 1998).

1.2. 1987-1990: une évaluation par les touristes étrangers

Les quatre études recensées pour la première période (1987-90) se focalisent sur l'estimation des bénéfices à attendre de l'établissement d'une zone protégée. Elles partagent aussi la caractéristique de ne s'adresser qu'aux visiteurs de ces réserves, qui se composent pour la majorité de touristes étrangers aux revenus substantiels. Ces derniers présentent l'avantage de pouvoir associer aisément le marché hypothétique qu'on leur propose aux marchés réels dans lesquels ils ont l'habitude d'évoluer.

Ces premiers résultats d'évaluation contingente dans les pays en développement sont controversés pour au moins deux raisons. D'une part, à la lumière des prescriptions édictées par Mitchell & Carson (1989) et par Arrow et al. (1993), les réponses obtenues se révèlent fortement biaisées²⁹⁰ et les consentements à payer probablement incorrects. D'autre part, les réponses proviennent de touristes à haut revenu, qui ne sont pas représentatifs des usagers quotidiens des ressources de la zone protégée: les populations résidentes ne sont pas consultées sur le devenir d'un espace qui constitue leur milieu de vie. La légitimité scientifique et morale de ces applications de la méthode d'évaluation contingente en pays en développement paraît contestable. En choisissant un type particulier de répondant et un type particulier de bénéfice, ces expériences semblent poursuivre deux objectifs implicites: celui de justifier la "mise sous cloche" d'espaces naturels au profit des touristes pourvoyeurs de devises et celui d'entériner l'évaluation contingente en tant qu'approche pertinente pour estimer les bénéfices de préservation de l'environnement dans les pays en développement.

1.3. 1990-1993: la valeur d'usage local des utilisateurs directs

Une deuxième série d'évaluations contingentes en pays en développement (1990-93) est

menée sous les auspices de la Banque Mondiale pour étudier les consentements à payer pour l'accès permanent à une eau de bonne qualité (World Bank Water Demand Research Team, 1993). La plupart de ces études sont réalisées auprès des usagers directs en zone périurbaine ou en zone urbaine défavorisée, ce qui a plusieurs conséquences: d'une part, ces populations sont accoutumées à effectuer une partie importante de leurs transactions en termes monétaires et connaissent le fonctionnement des mécanismes de marché²⁹¹. D'autre part, le plus souvent il existe déjà un système informel de distribution de l'eau, qui fonctionne par l'intermédiaire de vendeurs itinérants achetant l'eau à des grossistes pour la revendre au détail. Ainsi l'ensemble des individus qui sont interrogés lors de l'évaluation contingente connaissent et participent déjà à un réseau marchand de provision de l'eau: ceux-ci ont donc l'habitude de faire un arbitrage économique entre monnaie et accès à l'eau (Whittington et al., 1991, 1993).

Dans ces circonstances, les expériences menées fournissent des résultats crédibles et intéressants pour la prise de décision. Mais, si ces travaux posent effectivement les bases sérieuses d'une application de la méthode d'évaluation contingente en pays en développement, ils sont peu généralisables: rares sont les biens environnementaux pour lesquels une demande marchande existe préalablement à l'évaluation contingente. En réalité, ces expériences proposent plus un scénario futur d'accès à l'eau qu'un véritable scénario fictif: seules sont hypothétiques les modalités de l'accès de l'eau, et non le fait que le réseau de distribution soit étendu. Par conséquent, ces travaux peuvent assez facilement être apparentés à des études de marché pour la provision d'un bien public.

1.4. 1993-1998: élargissement du champ d'application et émergence de nouveaux enjeux

La troisième période (1993-98) d'application de la méthode d'évaluation contingente en pays en développement marque un élargissement et une diversification du champ d'utilisation de cette technique. Autant la phase précédente se caractérisait par une homogénéité et une fiabilité des travaux réalisés, autant la période actuelle donne lieu à une multitude d'expériences hétérogènes et de qualité inégale. Cette diversification de l'application de la méthode d'évaluation contingente apparaît à trois niveaux:

- la valeur estimée: alors que la méthode d'évaluation contingente était utilisée jusqu'alors pour les valeurs d'usage direct, elle est maintenant employée pour des valeurs plus globales, comme la valeur de préservation (Echeverria et al., 1995; Hadker et al., 1997) ou la valeur

²⁹⁰ Si l'on prend l'exemple de la valeur d'observation de l'éléphant du Kenya estimée par Brown & Henry (1989), plusieurs biais peuvent être mis à jour: question ouverte et non par référendum, les substituts comme la contrainte budget ne sont pas rappelés de manière explicite, l'échantillon est de petite taille,...

²⁹¹ D'ailleurs, le moyen de révélation du consentement à payer par enchères est familier pour les répondants et

économique totale (Gunawardena et al., 1996). Ces valeurs économiques étant plus difficiles à appréhender par les répondants, elles nécessitent des questionnaires plus longs et plus sophistiqués.

- la population enquêtée et la taille de l'échantillon sont également des critères très variables selon les études, ce qui soulève la question de la légitimité de l'agrégation des résultats à l'ensemble de la population. Alors que Arrow et al. (1993) proposent de retenir un échantillon d'environ mille individus, pour cette génération d'évaluations contingentes, des enquêtes beaucoup plus restreintes sont menées.

- le moyen de révélation des préférences: la nouveauté de cette dernière série d'évaluations contingentes est de ne plus recourir à la seule monnaie comme unité de mesure des préférences, mais de proposer également des unités en nature, celles-ci étant *a posteriori* convertibles en monnaie: parmi ces nouveaux indicateurs des préférences sont proposés les jours de travail (Swallow et al., 1995; Hadker et al., 1997) ou le panier de riz (Shyamsundar & Kramer, 1996).

Au total, en cherchant à être appliquée à des valeurs économiques disparates et auprès de publics rarement accoutumés aux mécanismes de marché, la méthode d'évaluation contingente produit des résultats dont l'interprétation est délicate. Plusieurs points dans la méthodologie suivie paraissent en effet critiquables et semblent remettre en cause la crédibilité des solutions proposées à partir de ces estimations. C'est, par exemple, le cas quand la création d'un parc national a pour conséquence d'interdire l'accès des populations locales aux ressources forestières qu'elles ont coutume d'utiliser (Kramer et al., 1995; Shyamsundar & Kramer, 1996). Néanmoins, malgré leurs défauts, ces expériences ont l'intérêt de chercher à appliquer la méthode d'évaluation contingente à des champs nouveaux, et notamment en économie non-marchande. Elles représentent en cela un nouvel enjeu méthodologique.

Un des objectifs de ces évaluations contingentes est de vouloir dissocier l'application de la méthode d'évaluation contingente d'un contexte économique monétarisé. Selon Shyamsundar & Kramer (1996, p. 130), "*the possibility of using a well accepted, though non-monetary, numeraire allows us to expand the scope of non-market valuation techniques to parts of the world that are primarily rural and relatively less monetized*". Une des hypothèses de ces travaux est que les préférences individuelles ne doivent pas nécessairement être révélées par une unité monétaire. L'enjeu implicite de ces études est de montrer que les comportements des individus peuvent être expliqués par la théorie économique sans que ceux-ci soient

aisément compris puisqu'il est similaire au marchandage ordinaire des marchés locaux (Whittington et al., 1990).

nécessairement familiarisés avec les mécanismes de l'économie marchande. L'intérêt de cette nouvelle approche est de chercher à révéler les préférences individuelles sans que le recours à la monnaie soit systématique; ce qui a pour conséquence de légitimer le recours aux méthodes d'évaluation économique, quel que soit le contexte socio-économique de leur application. C'est cette hypothèse forte qui a été expérimentée dans la zone d'étude en essayant de réaliser une évaluation contingente portant sur la valeur d'existence de la forêt tropicale.

2. Une tentative d'estimation de valeurs contingentes dans la forêt de l'est-Cameroun

2.1. Calcul de la valeur de non-usage en forêt tropicale

Depuis le début des années 1990, à la suite de plusieurs campagnes de "sensibilisation" à la disparition des forêts tropicales, la majorité des populations occidentales a pris connaissance de ce problème environnemental. Cet écosystème est souvent perçu comme un "patrimoine de l'humanité" auquel est associée une forte valeur d'existence²⁹². Dans cette perspective, une expérience d'évaluation contingente a déjà été menée auprès d'un échantillon de citoyens américains pour connaître leurs consentements à payer pour conserver la forêt tropicale. La question se pose de savoir dans quelle mesure une telle approche est également envisageable avec les habitants de la zone d'étude à propos de leur forêt.

Les travaux entrepris par Kramer et al. (1995, 1997) ont permis d'estimer le CAP moyen d'un foyer américain pour préserver 10% de l'ensemble des forêts tropicales entre 21-31\$. Ces résultats paraissent néanmoins assez controversés²⁹³: d'une part, car ils sont fortement influencés par l'information qui est fournie aux répondants; d'autre part, car l'effet de taille n'a pas été testé: il est vraisemblable que les réponses auraient été à peu près identiques que le scénario propose la protection de 5% ou de 20% des superficies mondiales des forêts tropicales. Plutôt que d'estimer la valeur d'existence accordée à la forêt tropicale, cette expérience indique davantage la contribution que sont prêts à verser les citoyens américains pour une bonne cause environnementale, quelles que soient la qualité et la quantité de l'actif

²⁹² D'ailleurs, malgré la mobilisation pour les forêts tropicales, ces contrées n'ont jamais fait l'objet d'un tourisme de masse et peu de personnes souhaitent d'ailleurs s'y rendre.

²⁹³ Ce type d'évaluation contingente est d'autant plus problématique qu'ils est difficile de résister à la tentation de l'appliquer à un cas concret. Dans une étude de la Banque mondiale, Kramer et al. (1995) illustrent par exemple l'utilisation qu'il est possible de faire de tels résultats pour justifier la préservation du parc national de Mantadia à Madagascar. Ces chercheurs retombent dans le travers des premières évaluations contingentes réalisées dans les pays en développement, qui consiste à déterminer l'usage d'espaces naturels sur l'unique base de critères financiers, où les consentements à payer des étrangers à haut revenu sont prédominants: "*reliance on willingness-to-pay is fundamental to the economic approach to valuation, but tends to highlight the value ascribed to richer foreign visitors [...]. If conflicting claims to park access were to be determined purely on this basis, Malagasies (especially the poor local villagers) are likely to be excluded*" (Kramer et al., 1995, p. 60).

naturel soumis à évaluation²⁹⁴. Au total, si une telle approche peut se révéler intéressante pour connaître la sensibilité des populations occidentales au sort des forêts tropicales, l'utilisation de ces résultats en pays en développement paraît peu légitime. Elle n'est en tout cas pas suffisante pour calculer cette valeur d'existence et se doit d'être complétée par une démarche similaire auprès des populations résidant en forêt.

Une vingtaine d'entretiens avec des chefs de foyer des trois villages d'étude a été réalisée pour tenter de mettre au point un questionnaire estimant la valeur d'existence de la forêt de cette zone. Il ressort de ces discussions que la forêt est perçue fondamentalement comme un espace d'activités humaines et que la notion de valeur de non-usage est abstruse pour ces populations. Deux sentiments émergent de ces entretiens: d'une part, l'espace forestier n'est pas séparable des usages auxquels il donne lieu²⁹⁵. C'est avant tout un lieu de vie et cette perception n'est pas compatible avec l'expression d'une valeur d'existence qui implique le non-usage d'un tel écosystème. D'autre part, la forêt n'apparaît pas aux yeux des villageois comme un espace rare; de ce fait, elle n'est pas considérée en tant qu'un patrimoine naturel ou culturel à protéger. Dans ces conditions, la notion de "forêt tropicale" apparaît pour le moins abstraite: estimer sa valeur d'existence au niveau local ne paraît alors pas réalisable puisque une telle expérience va à l'encontre de la perception que ces populations se font de leur environnement. Aucune valeur de non-usage ne peut donc être assignée à l'espace forestier de ces trois villages. Cependant, dans ce massif, plusieurs sites dits magiques détiennent une importance particulière, tout en étant cependant peu fréquentés²⁹⁶. Ces espaces forestiers spécifiques paraissent ainsi être dotés d'une certaine valeur d'existence et semblent, à ce titre, susceptibles d'être soumis à une évaluation contingente.

A partir des discussions avec les villageois, deux sites "magiques" importants (*Nzomindong* et *Dimo*) ainsi que deux espèces d'arbre sacré (*bouokouom* et *ndjek*) ont été répertoriés et vaguement localisés. L'attention a toutefois été focalisée sur le site de Nzomindong car, d'une part, il est connu de tous et, d'autre part, les entretiens concordent sur les caractéristiques de

²⁹⁴ Dans ce cas, l'évaluation contingente mesure donc davantage la satisfaction morale ("*warm glow*") tirée de l'engagement pour une grande cause que le bien-être provenant de l'existence de cet actif naturel spécifique (Kahneman & Knetsch, 1992).

²⁹⁵ Il en est de même chez les Badjué, où la plupart des mythes et magies associés à la forêt sont directement reliés aux usages que les hommes en ont fait, en font ou en feront (Koch, 1968). Cette perception de la nature par les usages qu'elle permet de supporter est symbolisée par le "panier de la magie", qui se compose des échantillons de la faune et de la flore utilisées par ces populations.

²⁹⁶ Cette situation est fréquente dans la plupart des sociétés d'Afrique de l'ouest et d'Afrique centrale, où des espaces forestiers ou des arbres particuliers sont préservés en raison de leur importance culturelle ou historique (FAO, 1990). Au Cameroun, cette perception mythique de la nature est souvent illustrée à partir du cas des forêts sacrées des provinces de l'ouest et du nord-ouest (Tchebayou, 1991). Malgré une pression foncière intense, ces

cet espace forestier et sur les événements qui s'y produisent²⁹⁷. Cet espace forestier présente *a priori* une valeur d'existence qu'il est envisageable d'appréhender en recourant à la méthode d'évaluation contingente.

En dépit de l'identification d'un site forestier dont l'importance sociale n'est pas principalement liée à son utilisation matérielle, la construction du pré-questionnaire d'évaluation contingente a rapidement montré qu'aucun scénario crédible ne permettait d'exprimer la valeur d'existence associée au site de Nzomindong. L'idée centrale de celui-ci était de connaître le CAP de la population de ces trois villages pour assurer la conservation de ce bois magique. Cette proposition a essuyé le refus des quinze chefs de foyer interrogés, et cela pour deux raisons:

- puisque le site de Nzomindong est réputé riche en métaux précieux, il serait insensé de vouloir en assurer la préservation. C'est en réalité une proposition inverse qui est formulée par les villageois: celle de la venue d'un entrepreneur minier, qui créera pour le village un nouveau dynamisme économique;
- il n'est pas nécessaire pour les villageois de chercher à garantir la préservation de cet espace forestier puisque les esprits qui y demeurent sont suffisamment puissants pour en empêcher la dégradation²⁹⁸.

Cette perception spécifique de la forêt, où les esprits des ancêtres sont considérés comme des puissances agissantes et dépendantes des sacrifices qui leur sont accordés, se révèle incompatible avec l'expression d'un CAP villageois pour conserver cet espace spécifique. La valeur symbolique et culturelle de la forêt semble donc ne pas pouvoir être appréhendée par l'application d'une évaluation contingente auprès des populations locales. Dans ce cas, cet empêchement semble tenir davantage à l'objet d'évaluation proposé qu'à la technique employée. Cependant si la méthode d'évaluation contingente s'est révélée inapplicable pour estimer la valeur d'existence d'un écosystème forestier tropical, en est-elle pour autant inutilisable auprès des populations villageoises pour estimer d'autres bénéfices tirés de la

bois sacrés sont protégés par des interdits traditionnels et bénéficient d'un niveau de conservation important (Gautier, 1994).

²⁹⁷ Trois traits principaux ressortent des conversations: (i) ce site magique est connu de tous les habitants de la zone d'étude. Pourtant, hormis quelques personnes de Bimba qui y vont régulièrement pour la pêche ou la chasse, peu de villageois se rendent sur ce site en raison des dangers encourus; (ii) bien qu'aucun ancêtre ne soit enterré là-bas, leurs esprits y sont présents puisqu'on y entend souvent leurs voix. Il est possible d'obtenir d'eux des services en échange de sacrifices, souvent sous forme de nourriture. A l'inverse, il peut être dangereux de "tenter les esprits": "*il n'y a pas les choses de Dieu là-bas. Quand l'esprit est tranquille, on trouve beaucoup de choses là-bas; sinon, on peut se faire déranger par les esprits malins*" (A., Gouté, 10/5/95); (iii) les ressources y sont abondantes, aussi bien pour le poisson et le gibier que dans le sous-sol. Pour prélever ces ressources, il est nécessaire de s'y rendre avec un bon esprit et faire des sacrifices pour les ancêtres.

²⁹⁸ Pour plusieurs villageois, la preuve en est donnée puisque, à ce jour, aucun engin forestier n'a jamais pu

forêt?

2.2. Une tentative d'évaluation contingente de la valeur d'usage local de la forêt

La méthode d'évaluation contingente ayant un champ d'application large, l'objectif est de tenter de l'employer pour évaluer un autre type de bénéfice tiré par les populations de la forêt, à savoir la valeur d'usage local des ressources. Pour cela, il est envisagé de demander à l'ensemble des chefs de foyer des trois villages quel peut être leur CAP pour interdire l'entrée en forêt de tout autre usager ou leur CAR pour ouvrir l'accès de leur forêt aux forestiers et aux individus allochtones²⁹⁹. L'hypothèse centrale de cette approche est que si les habitants acceptent de payer un certain montant pour détenir seuls l'accès à la forêt (ou réciproquement s'ils acceptent de recevoir des contreparties en échange d'un accès à "leur" forêt pour d'autres utilisateurs), cette somme correspond à la perte de bien-être que ce changement d'accès aux ressources leur fait supporter. Ce CAP total peut alors être considéré comme un niveau minimal de ce que rapportent les usages locaux de la forêt à ces populations.

Une pré-enquête a été conçue pour soumettre un tel scénario aux habitants des villages d'étude. Quatorze chefs de foyer se sont prêtés à cet exercice. Au delà des multiples biais qui sont apparus lors de la formulation des réponses au pré-questionnaire, cette expérience de terrain permet de faire ressortir deux aspects particulièrement problématiques pour l'application de cette méthode d'évaluation dans ce contexte: le choix entre CAP/CAR au regard de la situation des droits des populations locales et l'expression de préférences collectives.

Le choix entre CAP et CAR pour exprimer la variation de bien-être est délicat. En pratique, le CAP est généralement conseillé car cette mesure évite de surestimer la variation de bien-être subséquente à la variation du bien environnemental. Cette décision de principe tend cependant à ne pas tenir compte des droits de propriété qui existent sur la ressource (Knetsch, 1983). Cela porte relativement peu à conséquence dans les pays industrialisés, où les droits sur l'environnement ont généralement été clarifiés. Il n'en est pas de même dans les pays du sud, où, même si une législation précise a été votée, elle est rarement mise en vigueur sur le terrain.

Un des objectifs de la pré-enquête était de savoir lequel de ces deux indicateurs de variation du bien-être était le mieux adapté. Pour cela, deux scénarios étaient proposés aux villageois.

parvenir à cette zone, empêché en cela par les esprits des ancêtres qui perturbent les mécaniques!

²⁹⁹ Un scénario de type similaire est proposé par Adamowicz et al. (1997) à des fermiers zimbabwéens pour la co-gestion d'un massif forestier avec un concessionnaire.

D'un côté, un programme de contrôle de l'accès à la forêt sous la tutelle de l'administration forestière décentralisée était envisagé: sous l'hypothèse qu'un tel programme leur garantirait un accès réservé à la forêt, à quelle hauteur les villageois étaient-ils prêts à participer? Alternativement, un second scénario demandait aux enquêtés combien ils souhaiteraient recevoir pour accepter un accès ouvert aux individus allochtones et à l'exploitant forestier à la forêt entourant leurs villages. Ces deux types de question soulèvent une interrogation de fond sur l'état des droits de propriété sur la forêt: l'estimation du CAP suppose initialement que la forêt n'appartient pas aux villageois tandis que la recherche du CAR repose sur l'hypothèse inverse. Les réponses fournies par les villageois ne permettent pas de clarifier cette situation et montrent, au contraire, qu'il existe une correspondance permanente entre deux logiques d'appropriation de la forêt:

- la forêt comme bien public dont l'Etat est le propriétaire et le garant. La preuve en est que c'est l'Etat qui tire profit de l'exploitation des ressources ligneuses: *"c'est l'Etat le propriétaire de la forêt. C'est à lui que la SFID verse les fonds; après, c'est le maire et le chef de canton de la zone"* (T., Bimba, 21/9/95). De plus, l'utilisation des ressources forestières est réglementée par l'administration des forêts; celle-ci dispose d'un pouvoir policier: *"c'est au niveau de la préfecture ou de la gendarmerie qu'on peut interdire l'entrée en forêt"* (K., Djémiong, 23/11/95).

- la forêt comme espace coutumier d'activités des villageois. Malgré l'existence d'une réglementation spécifique sur la forêt, sa mise en application est rare dans les villages, ce qui incite ces populations à se considérer comme les possesseurs de ces ressources³⁰⁰: *"c'est l'Etat qui possède la forêt car c'est lui qui accorde les concessions. Mais la forêt appartient aussi aux Boli car elle est autour de leur village"* (N., Gouté, 23/9/95). Dans cette logique, ce sont les usagers traditionnels qui déterminent les modalités d'accès et d'utilisation aux ressources: la parenté devient alors un facteur explicatif majeur: *"normalement les étrangers n'ont pas le droit de venir sauf s'ils ont une relation familiale avec le village"* (S., Djémiong, 23/11/95).

Ces deux représentations villageoises de la forêt ne sont pas exclusives l'une de l'autre puisqu'elles sont présentes simultanément dans la majorité des entretiens, et cela indépendamment de la question posée (CAP ou CAR). Les propos du chef de canton Boli résument assez bien l'ambivalence des réponses quand il s'agit de préciser les droits sur la

³⁰⁰ Cette remarque semble valable pour de nombreux groupes ethniques camerounais: *"all the ethnic groups of Cameroon perceive the environment as a gift of nature, if not God. Although their perception may have changed*

forêt: “le canton Boli n’a jamais rien touché de l’exploitation: à Kanyol, c’était les Mézimé; à Babeto, c’en était d’autres. Les exploitants ont en quelque sorte volé notre forêt. Mais c’est l’Etat qui est le propriétaire et c’est lui qui bouffe. C’est aussi les autorités locales. Nous, on ne peut rien dire car ce serait se lever contre la hiérarchie” (M., Bimba, 22/9/95). Il serait pourtant faux de conclure que de tels propos illustrent la confusion qui règne à propos des droits sur les ressources parmi les populations locales. Il s’agit plutôt d’une volonté de contextualiser le discours, ce qui a pour conséquence une interprétation souple et adaptable des pratiques forestières. Cette appropriation ambivalente des ressources forestières paraît incompatible avec la mise en œuvre d’un questionnaire d’évaluation contingente: le fait de proposer un scénario fictif, basé sur l’expression soit du CAP soit du CAR, entérine une structure des droits de propriété sur la forêt qui n’existe pas de fait. Les entretiens réalisés montrent que deux représentations spécifiques de la forêt (comme bien public et comme espace coutumier) coexistent et qu’aucune des deux n’est vraie exclusivement. L’application d’une évaluation contingente, par le simple choix entre CAR et CAP, risque donc de se fonder sur une simplification abusive de la situation des droits de propriété *de jure* et *de facto*³⁰¹.

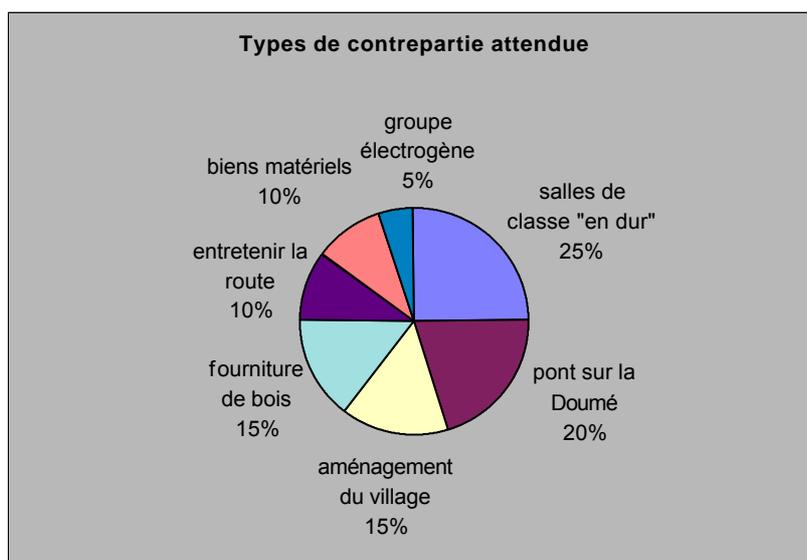
Toutefois, pour poursuivre l’expérience et puisque ces habitants se considèrent comme les principaux utilisateurs de la forêt, il a été choisi de recourir au CAR pour tenter de révéler les préférences villageoises³⁰². A la lumière des évaluations contingentes déjà menées en sociétés peu ouvertes à l’économie de marché, il a été proposé à chacun des répondants, lors de questionnaire individuel et confidentiel, que cette contrepartie soit versée soit en argent, soit en nature. Cette seconde option a été largement favorisée par les quatorze chefs de foyer interrogés qui, en outre, ont exprimé le souhait d’une compensation collective et non individualisée. Ainsi, la contrepartie attendue d’un accès aux ressources ouvert à l’exploitant forestier et aux populations allochtones est exprimée, à la quasi-unanimité, en termes collectif et matériel, comme le montre le graphique ci-dessous:

over the centuries, the basic conviction that it belongs to them has not changed fundamentally" (MINEF, 1992, p. 48).

³⁰¹ Adamowicz et al. (1998, p. 59) arrivent à une conclusion similaire: "values that are elicited with contingent valuation techniques are endogenous to the types of property rights which the respondent perceives. Therefore, as perceptions of property rights are varied, so would vary the response of the individual".

³⁰² De surcroît, les villageois bénéficient d’une certaine expérience à négocier avec l’exploitant forestier les contreparties que celui-ci leur verse pour abattre les arbres situés à proximité des habitations et des champs.

Figure 15 : Les consentements à recevoir exprimés au village



La plupart des répondants refusent une compensation monétaire qu'ils jugent source de problèmes et ne participant pas de manière durable au développement du village³⁰³: "*donner de l'argent aux villageois est mauvais: on bouffe et après il n'y a plus rien*" (T., Gouté, 21/9/95); "*on ne veut pas recevoir l'argent car on ne peut rien faire avec. Même 100 000F, ça ne reste pas. Ce n'est pas comme la route*" (Ak., Gouté, 21/9/95). De la même manière, si une compensation individuelle n'est pas refusée *a priori*, elle est nettement moins privilégiée qu'une compensation collective. Mais cette contrepartie individuelle ne peut être conçue autrement que comme le résultat d'une décision collective: "*on ne peut pas décider la compensation avant la réunion du village. Pour moi, il faudrait la construction du pont au dessus de la Doumé, mais pour le village, il faut une décision collective*" (Mb., Bimba, 22/9)³⁰⁴. Dans tous les cas, chaque répondant a pris soin, lors de l'entretien, de préciser que sa réponse ne constituait qu'une proposition éventuelle et s'en est remis à la décision collective, qui est seule en mesure de définir le niveau de la compensation approprié.

Ainsi, contrairement au critère de maximisation de l'utilité qui est censé fonder le jugement individuel, c'est un critère de satisfaction collective qui est exprimé de manière systématique par les répondants. Cette revendication collective peut être rattachée à l'importance que détient le système de parenté dans ces sociétés segmentaires. Dans un tel contexte socio-

³⁰³ Un accueil plus favorable est donné à une compensation monétaire par certains des villageois de Bimba. Il est possible d'y voir l'influence du Groupement d'Intérêt Communautaire, chargé de gérer la future Forêt Communautaire et de percevoir des versements des prochains utilisateurs de ses ressources.

³⁰⁴ Au delà, trois des répondants vont même jusqu'à refuser de donner un avis personnel sur une contrepartie envisageable: "*s'il peut exister une contrepartie, c'est aux notables du village de se réunir: chacun propose sa solution et on discute*" (Z., Bimba, 22/9/95).

économique, la démarche conventionnelle d'agrégation des préférences individuelles pour connaître le niveau de bien-être collectif paraît alors peu pertinente³⁰⁵. Cette difficulté pratique soulève des doutes importants sur l'application de la méthode d'évaluation contingente dans ces sociétés. Si l'expérience menée indique en effet qu'une contrepartie collective peut être attendue en échange d'un accès à la forêt de l'exploitant forestier, cette compensation n'est pas le résultat d'arbitrages individuels réalisés sur un marché hypothétique. Cette approche semble donc théoriquement infondée.

3. L'évaluation contingente en économie non-marchande: un jugement réservé

Deux raisons majeures peuvent être invoquées pour expliquer la difficile application de la méthode d'évaluation contingente dans les pays en développement. D'une part, il est possible que les actifs naturels, lorsqu'ils sont peu assimilables à des biens marchands, ne se prêtent que difficilement à un protocole d'évaluation contingente. C'est par exemple le cas de la valeur d'existence des bois magiques dans la zone d'étude. La méthode d'évaluation contingente bute alors sur des objets d'étude qui paraissent inadaptés à une telle analyse économique. D'autre part, le contexte socio-économique propre à ces sociétés enclavées et non-marchandes peut également expliquer l'empêchement de construire un marché fictif qui soit réaliste aux yeux des répondants. L'impossibilité de recourir à la méthode d'évaluation contingente ne vient plus alors de l'objet d'étude mais, plus fondamentalement, du contexte de l'évaluation.

3.1. Vers la construction de valeur plutôt que la révélation de préférences

Une hypothèse forte de la méthode d'évaluation contingente est que les préférences pour les actifs environnementaux existent avant l'administration du questionnaire et que celui-ci n'a pour objectif que de les révéler par le biais d'un marché fictif. Selon Carson (1995), qui étudie la possibilité d'une application de l'évaluation contingente pour la forêt tropicale, le questionnaire doit aborder six points ("*the five W and the H*") pour apparaître crédible auprès des personnes interrogées: quoi, qui, où, quand, pourquoi, comment? Cette démarche nécessite de fournir au répondant une quantité importante d'informations, ce qui pose plusieurs difficultés. Tout d'abord, il n'est pas toujours facile de rassembler des

³⁰⁵ De la même manière, Adamowicz et al. (1998) émettent des doutes importants sur deux aspects de la démarche d'évaluation contingente: (i) l'expression des réponses individuelles lorsque le répondant conçoit la ressource sous la forme d'un bien commun/collectif; (ii) l'agrégation des réponses à l'intérieur des populations rurales, notamment quand la structure politique n'est pas strictement démocratique: "*the political decision-making structure within an indigenous culture may rely on elders and councils, rather than 'votes' from individual members. Aggregating individual welfare measures may have little to do with an indigenous concept of social welfare*" (Adamowicz et al., 1998, p. 60).

renseignements qui soient précis, compréhensibles et respectueux des représentations que se font les individus des actifs naturels. Ensuite, tout apport d'information place la personne interrogée dans un double processus d'apprentissage: celui d'assimilation d'une quantité importante d'informations et celui de révélation de ses préférences à propos d'un bien non-marchand qu'elle appréhende via le scénario contingent. Devant la complexité de cette tâche, plusieurs chercheurs se sont interrogés sur le mécanisme supposé de révélation de préférences existantes, en s'intéressant directement aux processus cognitifs mis en œuvre par les individus pour formuler leur CAP/CAR. Sur cette question, les travaux de Schkade & Payne (1994) sont parmi les plus connus: en recourant à des protocoles verbaux, ils montrent que moins l'objet à évaluer est familier aux répondants, plus les préférences sont influencées par l'information qui est fournie. Gauthier (1997) voit là l'existence d'un biais dit de non-familiarité, qui trouve son origine dans le manque d'habitude des individus à révéler leurs préférences sous forme monétaire pour des biens qui ne sont pas assimilés à des transactions marchandes. Il apparaît en fait que, pour des biens environnementaux complexes et non-marchands, les répondants formulent leurs réponses à partir de stratégies simplificatrices (Sagoff 1988; Harris et al., 1989). Dans ces conditions, la démarche cognitive de formulation de la valeur contingente est fortement influencée par l'information dispensée dans le questionnaire³⁰⁶. La question de la validité de la méthode d'évaluation contingente devient donc moins celle des conditions précises de sa réalisation que celle de l'objet exact que cette technique se propose de mesurer: *"si nous partons de l'hypothèse que pour les actifs environnementaux en général, et plus particulièrement pour les actifs avec lesquels les agents ont peu d'expérience, les préférences ne sont pas aussi clairement définies que pour les biens privés que les agents échangent habituellement sur les marchés, alors la méthode d'observation ne peut plus être considérée comme neutre. Il est évident que la méthode destinée à révéler ces 'préférences' mal définies, va non seulement permettre de les exprimer, mais aussi en partie de les construire, avec un danger évident de manipulation"* (Willinger, 1995, p. 7)³⁰⁷. L'expression de telles valeurs ne correspond plus à un changement réel de

³⁰⁶ "CV methods have the potential to help people express their strongly held values in monetary terms. However, because people are not accustomed to thinking about many environmental amenities in terms of monetary value, the dollar expressions of value may be quite sensitive to the specific procedures used as part of the CV elicitation" (Gregory et al., 1995, p. 463).

³⁰⁷ Cette différenciation entre révélation de préférences préexistantes et construction de préférences se retrouve d'ailleurs dans les travaux en psychologie de Fischhoff & Furby (1988) ou Fischhoff (1991): ceux-ci distinguent une philosophie des valeurs articulées et une philosophie des valeurs basiques. Selon la première approche, qui correspond au cadre théorique de la méthode d'évaluation contingente, les individus ont des préférences bien formées pour n'importe quel sujet. Dans la seconde approche, les individus ont des préférences formées seulement pour les biens qui leur sont familiers; dans le cas inverse, ils ne conçoivent leurs préférences que

bien-être des individus et ne constitue pas une base satisfaisante pour la prise de décision (Hausman, 1993; Vatn & Bromley, 1994)³⁰⁸: la méthode d'évaluation contingente ne mesure pas ce qu'elle est censée mesurer et il est improbable qu'une amélioration de l'appareillage technique pallie cette défaillance fondamentale (McFadden, 1994).

Au total, pour de tels biens non-marchands, les valeurs exprimées par évaluation contingente résultent de raisonnements généralement éloignés d'un processus d'arbitrage économique et dépendent directement de l'information contenue dans le questionnaire, celle-ci étant le choix arbitraire de l'analyste. Il n'y a donc pas révélation de préférences préexistantes mais construction de celles-ci, notamment lors de la phase de discussion du problème d'environnement (Holland, 1997). L'échec de la méthode d'évaluation contingente tient alors à l'objet d'étude, pour lequel les répondants ne sont pas en mesure d'exprimer de "vraies" préférences. Une seconde raison d'échec de cette technique d'évaluation peut provenir du manque d'expérience du répondant à révéler ses préférences par l'expression d'un CAP: cette nouvelle limite de l'application de la méthode d'évaluation contingente n'est plus liée à l'objet d'étude mais au contexte d'application.

3.2. Une technique d'évaluation peu opératoire en économie non-marchande

Si l'on veut que l'individu enquêté lors d'une évaluation contingente puisse révéler ses préférences par le biais d'un CAP ou d'un CAR, il lui est nécessaire d'être familiarisé avec l'exercice d'évaluation monétaire des biens qu'il utilise. Cela suppose que l'arbitrage entre monnaie et biens est chez lui courant, c'est-à-dire qu'une partie importante de sa consommation passe par un mécanisme de marché. La méthode d'évaluation contingente a pour objet d'étendre ce mode de décision économique à des biens non-marchands. Dans les pays occidentaux, cette logique normative va souvent à l'encontre des processus cognitifs de création de valeur, notamment quand il s'agit de ressources environnementales complexes ou méconnues. Cette approche est encore plus délicate dans les économies des pays en développement puisque les arbitrages marchands n'y sont pas prédominants. Dans de tels contextes socio-économiques, les relations qui s'établissent entre ces individus et leur environnement ne sont pas du type agent anonyme/objet aliénable: la valeur obtenue par

lorsqu'ils sont appelés à construire leurs réponses, souvent sans référence au comportement rationnel et maximisateur que suppose la théorie économique.

³⁰⁸ Plusieurs économistes contestent toutefois cette conclusion: "*the real issue is not whether preferences are a construct but whether they are a stable construct. While this surely varies with circumstances, the evidence for contingent valuation is quite strong. There is now a number of test-retest studies in the contingent valuation literature, and these show both consistency in value over time and a high correlation at the individual level*" (Hanemann, 1994, p. 28-29). Mais, à l'inverse, de nombreux autres travaux tendent à montrer qu'une différence

évaluation contingente est alors d'autant plus construite qu'elle est exprimée en une unité de mesure (la monnaie) qui n'est pas familière aux répondants lorsqu'elle est appliquée à des actifs naturels non-marchands (Lescuyer, 1998).

Plusieurs travaux ont tenté de dépasser cette absence de familiarité avec la monnaie et ont cherché à révéler les préférences en recourant à des unités de compte en nature (Swallow & Woudyalew, 1994; Shyamsundar & Kramer, 1996; Hadker et al., 1997). Cette démarche semble critiquable pour deux raisons. D'une part, il est paradoxal d'attendre des répondants qu'ils se comportent comme s'ils se trouvaient sur un marché réel alors qu'il leur est demandé d'exprimer leurs préférences en termes de biens matériels. D'autre part, ces évaluations contingentes adaptées au contexte des économies non-marchandes continuent à s'appuyer sur le corps théorique de l'économie du bien-être, qui veut que tout individu suive un comportement individualiste, rationnel et maximisateur. Or, cette expérience dans l'est-Cameroun a battu en brèche cette hypothèse fondamentale.

La question du contexte socio-économique d'application de la méthode d'évaluation contingente est rarement soulevée dans la littérature puisque la plupart des expériences ont été réalisées en économie de marché. Dans les pays en développement, il est pourtant difficile d'admettre que les individus adoptent un processus de décision économique basé sur l'arbitrage marchand alors même que le marché ne régule qu'une part minime des échanges. Alors que, dans les pays occidentaux, *"l'approche contingente de l'évaluation des actifs naturels, en plaçant les individus face à un exercice d'évaluation monétaire, exercice avec lequel ils sont bien familiarisés, les conduit à adopter des comportements proches d'une décision d'échange"* (Amigues et al., 1996, p. 130, souligné par nous), dans les pays en développement, la plupart des acteurs économiques n'ont qu'une connaissance approximative des mécanismes de marché et des processus d'évaluation monétaire des biens matériels: dans ces sociétés non-marchandes, ce n'est pas le marché spécifique d'un bien environnemental qui est hypothétique, mais la notion même de marché. Cette limite de la méthode d'évaluation contingente dans les économies non-marchandes³⁰⁹ s'oppose ainsi à l'avis de Whittington (1998, p. 21): *"it is now assumed by many environmental and resource economists and policy analysts working in developing countries that contingent valuation surveys are straightforward and easy to do"*. A l'exception de situations où l'utilisation des ressources

faible dans l'énonciation du scénario ou du contexte d'évaluation a une influence appréciable sur les valeurs estimées (Tversky & Kahneman, 1986; Loomis & duVair, 1993; Burgess et al., 1998).

³⁰⁹ Celle-ci est d'ailleurs admise par les tenants d'une application large de la méthode d'évaluation contingente: *"it would be misleading for me to suggest that contingent valuation surveys can be made to work in all*

passé déjà par les mécanismes de marché, comme c'était le cas des expériences de la Banque Mondiale au début des années 1990 (Whittington et al., 1990; Griffin et al., 1995), la méthode d'évaluation contingente paraît difficilement applicable dans les pays du sud: dans de tels contextes socio-économiques, les mécanismes de marché ne permettent généralement pas d'expliquer le comportement des individus, ce qui invalide le recours à cette technique.

TROISIEME PARTIE - LA GESTION DE LA FORET TROPICALE A L'INTERFACE DE DYNAMIQUES SOCIALES ET ECOLOGIQUES: UNE MISE EN PERSPECTIVE DE L'ANALYSE ECONOMIQUE

Après une immersion dans la forêt de l'est-Cameroun, la troisième partie de la thèse est l'occasion de tirer les enseignements théoriques de cette expérience et de discuter la pertinence d'une gestion économique de la forêt tropicale. Plus largement, elle aborde la question du type de gestion forestière qui convient à un tel contexte d'usages multiples des ressources, ceux-ci étant par ailleurs peu régulés par des mécanismes de marché. L'objet est donc de s'interroger sur l'extension des principes de l'économie environnementale à des situations socio-économiques qui lui sont inhabituelles ainsi que sur son rôle dans la prise de décision concernant la gestion de tels écosystèmes.

La logique suivie dans cette recherche se compose de deux volets: d'une part, une application orthodoxe du modèle de gestion économique de la forêt tropicale et, d'autre part, une étude relativement détaillée des modes d'usage des ressources dans la zone d'étude. Par une confrontation avec la réalité de terrain, la démarche vise à analyser l'apport potentiel d'une telle analyse économique pour fonder le choix collectif d'utilisation des ressources. Dans cette perspective, le modèle de gestion économique de la nature est censé apporter une double information, qui est discutée dans **le chapitre 6**:

1. *Estimer le niveau de bien-être économique tiré de l'utilisation des ressources forestières.* Cet objectif n'est que partiellement rempli dans le cas d'étude pour trois raisons: (i) toutes les techniques d'évaluation pressenties n'ont pu être appliquées; (ii) certains résultats ont pu être obtenus mais au prix d'hypothèses de calcul fortes et potentiellement contestables; (iii) la monnaie n'apparaît pas comme un moyen objectif de révéler les préférences dans ces sociétés rurales et se trouve, en conséquence, invalidée pour estimer le bien-être tiré de la forêt par ces populations.
2. *Déterminer un mode de gestion économiquement optimal du massif forestier.* Cette finalité n'est clairement pas atteinte en raison, d'une part, des difficultés techniques et conceptuelles mentionnées ci-dessus et, d'autre part, de l'inaptitude de cette approche à apprécier les variables explicatives majeures de l'usage des ressources. Du fait d'une représentation biaisée de la relation hommes-environnement et d'une incapacité à

appréhender les dynamiques sociales et écologiques, le modèle de gestion économique de la forêt tropicale ainsi que le processus de décision qui le sous-tend paraissent inadéquats par rapport à l'objectif assigné.

Devant ces défaillances, **le chapitre 7** envisage un changement fondamental d'hypothèse du problème de gestion de la forêt tropicale, en considérant celle-ci comme un "bien commun". Cette nouvelle perspective suppose la reconnaissance d'une pluralité d'acteurs aux perceptions et aux utilisations diverses du milieu naturel. Ces usagers sont également dotés de modes de légitimité différents de leurs actions sur la forêt. Plutôt qu'une analyse statique et comparative des bénéfices tirés du milieu, l'enjeu de ce mode de gestion consiste à organiser les interactions entre ces acteurs dans l'utilisation de la ressource commune. Cela nécessite la production d'un certain nombre de règles de coordination et préconise la création de nouvelles formes institutionnelles de gestion de la forêt. Le passage d'une contrainte de soutenabilité, exprimée en termes de maintien dans le temps d'un capital naturel critique, à un objectif de viabilité, qui consiste à préserver la résilience des systèmes naturels et des modes d'usage qui y sont associés, pour encadrer la gestion forestière est significatif de ce changement d'approches. Cette évolution est facilitée par le recours à de nouveaux concepts comme celui de "patrimoine" qui, en assimilant la forêt à un patrimoine géré pour le bien commun de l'ensemble des usagers, favorise la discussion et la concertation autour d'un mode de coordination des actions sur le milieu. Cette gestion "patrimoniale" des ressources, et son application pour la zone d'étude, est le thème majeur du **chapitre 8**. Cette démarche paraît pertinente en cela qu'elle insère l'analyse économique de l'environnement dans une étude plus large des rapports sociaux sollicités dans l'usage des ressources. Elle offre ainsi une alternative réelle au modèle de gestion économique pour désigner un mode d'utilisation efficace et viable de la forêt tropicale.

"The necessity claim for such valuation will usually be that consistent and efficient choices demand these values (prices) so that meaningful comparisons with other alternatives - including doing nothing- can be easily undertaken. But this claim of necessity must rest on clear proof that the values (prices) derived from hypothetical valuation studies capture all the information pertinent to a particular environmental choice. In the absence of such proof, values (prices) from hypothetical valuation studies carry no more normative significance than do competing claims expressed by self-proclaimed interest groups on either side of any particular decision"

A. Vatn & D.W. Bromley, 1994, p. 144

Chapitre VI: Gestion économique de la forêt tropicale: un modèle défaillant

Ce chapitre récapitule les différentes évaluations économiques faites des actifs naturels d'une forêt de l'est-Cameroun et, à partir de ces résultats, cherche à appliquer une gestion économique de cet écosystème. Il ressort de cette expérience plusieurs limites fortes de ce modèle, qui conduisent à son invalidation pour déterminer une utilisation efficace et soutenable de ces ressources.

La première section est l'aboutissement de l'arbitrage économique entre deux alternatives de gestion de la forêt de la zone d'étude. Les résultats obtenus fournissent l'occasion de rappeler les nombreuses hypothèses posées durant cet exercice, qui ouvrent la voie à une utilisation partielle de l'évaluation économique des actifs naturels. Le concept de valeur économique totale porte particulièrement le flanc à cette critique puisque, même si elle est théoriquement constituée, dans la réalité cette notion fait l'objet de manipulations diverses. En raison de ces défaillances techniques et empiriques, ces outils économiques n'apportent pas une information objective à la prise de décision en matière de gestion de la forêt tropicale.

La deuxième section s'attache à étudier le rôle de la monnaie dans ces sociétés rurales, qui se caractérisent par des économies peu ouvertes aux mécanismes marchands. Dans ce contexte, il apparaît que l'échange monétarisé ne se plie que rarement aux critères de l'économie néoclassique: il doit plutôt être analysé comme un prétexte nouveau pour établir/renforcer des liens sociaux entre les échangistes. La monnaie constitue donc un moyen incomplet pour

exprimer les préférences individuelles, ce qui conteste à l'évaluation économique sa fonction d'estimation du bien-être économique.

La troisième section conclut sur l'incapacité du modèle de gestion économique de la forêt tropicale en insistant sur deux points. D'une part, la monétarisation des ressources forestières procède de deux logiques antagonistes qu'elle soit réalisée par les économistes environnementaux ou par les usagers locaux de l'écosystème. En imposant une vision particulière de la relation hommes-environnement, ce modèle de gestion de la nature entre en conflit avec les logiques d'usage des acteurs et perd ainsi toute pertinence. D'autre part, une telle analyse économique s'inscrit dans un processus de choix collectif incapable d'appréhender les dynamiques sociales et écologiques à l'origine du problème d'utilisation de la forêt. Une autre démarche de prise de décision est suggérée.

Section 1. Evaluation économique de la forêt tropicale: résultats et défaillances

La finalité d'appliquer différentes méthodes d'évaluation aux actifs naturels de la forêt tropicale est de connaître leur contribution potentielle au bien-être collectif. Dans cette perspective, le concept de valeur économique totale vise à estimer l'ensemble des bénéfices produits par la forêt tropicale. Cette étude tend toutefois à montrer que l'estimation de la valeur économique totale ainsi que sa contribution à la prise de décision s'avèrent des opérations délicates et sujettes à des choix arbitraires.

1. Valeur économique totale de la forêt: les limites du calcul

1.1. Arbitrage entre deux scénarios d'usage des ressources

L'application d'une gestion économique soutenable de la forêt tropicale vise à retenir le scénario d'usage des ressources qui maximise le bien-être collectif tout en maintenant à long terme le capital naturel critique. Deux alternatives de gestion de l'écosystème avaient été proposées: celle d'une exploitation des ressources ligneuses et celle d'une conservation des ressources. Etant donné la faible pression exercée sur le milieu par ces deux types d'usage, il a été admis que ceux-ci, dans les circonstances actuelles, pouvaient être considérés comme soutenables. Par ailleurs, l'évaluation économique de différents biens et services fournis par cette forêt tropicale de l'est-Cameroun permet d'apprécier la contribution de ces usages forestiers au bien-être collectif. Les différents exercices d'évaluation économique des ressources ont produit plusieurs valeurs partielles de l'écosystème forestier. Afin d'établir une

base homogène de comparaison entre ces valeurs, elles ont toutes été ramenées à un montant actualisé en utilisant un taux de 5%. Le tableau suivant présente les résultats finaux en francs français (1 F.F. = 100 F.CFA).

Tableau 36 : Valeurs économiques de certains actifs naturels de la forêt

Valeur	bénéfice (en F.F.)	horizon (en années)	bénéfice actualisé (en F.F.)	superficie (en ha.)	valeur actualisée (en F.F./ha)
<i>valeur des bois sur pied</i>	6 334 030 F	15	8 327 590 F	2500	3 300 F
<i>externalité d'exploitation</i>	4 106 490 F	15	5 398 960 F	2500	2 160 F
<i>valeur des produits pharm.</i>	26 810 F	1	536 200 F	5000	110 F
<i>valeur des produits cueillette</i>	26 770 F	1	535 400 F	2000	270 F
Valeur séquestration carbone ³¹⁰			5 500 F	1	5 500 F

Par rapport au concept théorique de la valeur économique totale, qui agrège l'ensemble des bénéfices potentiels de l'environnement, ces travaux n'ont abouti qu'à l'estimation de cinq types de valeurs. Si les valeurs d'usage direct sont relativement bien représentées, les valeurs d'usage indirect ou de non-usage paraissent beaucoup plus difficiles à calculer. Ces différentes évaluations économiques permettent de comparer les avantages que produisent les deux scénarios envisagés d'utilisation des ressources.

La valeur économique totale approchée de l'écosystème soumis à l'exploitation du bois d'œuvre se compose de la valeur des bois sur pied à laquelle sont soustraites deux externalités négatives, à savoir les dommages aux futures tiges commercialisables et l'émission de carbone. Ces différentes valeurs prises en compte, ce scénario de gestion tend à constituer un coût pour la société, comme l'indique l'encadré ci-dessous³¹¹:

Figure 16 : Quantification des bénéfices actualisés tirés d'un écosystème exploité

Valeur des bois sur pied	3 300 F
Externalité d'exploitation	- 2 160 F
Valeur de la séquestration carbone	- 5 500 F
Valeur économique totale de l'écosystème exploité	- 4 360 F

³¹⁰ L'actualisation des bénéfices tirés de la séquestration du carbone a été faite avec un taux de 3%, qui se justifie du fait des impacts de très long terme.

³¹¹ L'allongement de la rotation d'exploitation à 25 ans ne change d'ailleurs pas fondamentalement la valeur économique totale approchée du scénario d'exploitation:

Valeur des bois sur pied	3 000 F
Externalité d'exploitation	- 1 900 F
Valeur de la séquestration carbone	- 4 400 F
Valeur économique totale de l'écosystème exploité	- 3 300 F

A l'inverse, le scénario de conservation des ressources, qui agrège les valeurs de produits de cueillette alimentaire, de produits pharmaceutiques traditionnels et de la séquestration du carbone, produit une valeur économique totale approchée largement positive:

Figure 17 : Quantification des bénéfices actualisés tirés d'un écosystème conservé

Valeur des produits de cueillette	270 F
Valeur des produits pharmaceutiques	+ 110 F
Valeur de la séquestration carbone	+ 5 500 F
Valeur économique totale de l'écosystème conservé	5 880 F

Sur la base des avantages économiques que produisent ces deux scénarios d'utilisation des ressources (c'est-à-dire sans considérer leurs coûts de mise en œuvre), une utilisation conservatrice des ressources a des conséquences beaucoup plus positives sur le bien-être social qu'une exploitation standard des ressources ligneuses. Cette différence importante entre les deux scénarios est due à la prise en compte de la valeur de séquestration du carbone³¹². Cette étude confirme la place déterminante des valeurs écologiques dans la valeur économique totale de la forêt tropicale. Le manque de connaissances sur les dynamiques naturelles et la difficulté conséquente à appréhender les valeurs écologiques constituent autant d'obstacles importants à une estimation correcte de la valeur économique totale.

Les différentes évaluations réalisées reposent sur des hypothèses influençant plus ou moins les résultats finaux. Dans chaque cas, une des hypothèses centrales du calcul a été modifiée à la hausse et à la baisse pour analyser la variation subséquente des valeurs économiques partielles estimées. Les analyses de sensibilité sont récapitulées ci-dessous:

Tableau 37 : Analyse de sensibilité des valeurs de l'écosystème forestier

en F.F./ha	Estimation basse		Estimation centrale	Estimation haute	
Valeur des bois sur pied ³¹³	3 080	-8%	3 300		
Externalité d'exploitation ³¹⁴	1 760	-18%	2 160	2 640	+22%
Valeur des produits pharm. ³¹⁵	77	-30%	110	154	+39%
Valeur des produits cueillette ³¹⁶			270	450	+67%
Valeur séquestration carbone ³¹⁷	1 925	-65%	5 500	16 500	+300%

Dans tous les cas, la grande marge de variation des résultats indique que les hypothèses propres à l'évaluation économique ont une importance majeure. Ces choix techniques sont

³¹² Pearce (1996-a, p. 10) arrive au même constat: "*perversely, if the major environmental threat of global warming is removed, the fate of the forests would appear to be compromised*". Idem dans Barbier et al. (1991) ou dans Chomitz & Kumari (1998).

³¹³ Estimation centrale: rotation de 15 ans; estimation basse: rotation de 20 ans.

³¹⁴ Estimation centrale: régénération du massif sur 80 ans; estimation basse: 100 ans; estimation haute: 60 ans.

³¹⁵ Estimation centrale: 3 F.CFA/min; estimation basse: 2 F.CFA/min; estimation haute: 4 F.CFA/min

³¹⁶ Estimation centrale: prix pratiqués au village; estimation haute: prix sur marché régional.

faits de manière plus ou moins exogène par l'évaluateur et sont rarement explicités dans la littérature. Ces hypothèses peuvent faire l'objet de différentes manipulations, permettant de justifier tel ou tel scénario d'usage, selon la volonté de celui qui procède à l'évaluation. Il apparaît ainsi que, dans l'objectif d'estimer les bénéfices économiques tirés de l'environnement, le choix des méthodes d'évaluation environnementale et des modalités de leur application constitue un enjeu réel.

Au delà de ces hypothèses spécifiques à chacune des valeurs partielles, deux limites techniques caractérisent l'estimation de la valeur économique totale: la composition empirique de la notion de valeur économique totale et la prise en compte du long terme.

1.2. Les problèmes de l'agrégation et de la commensurabilité des valeurs

S'il est en effet défini de manière théorique, le concept de valeur économique totale n'a pas d'acceptation précise quand il est appliqué à la réalité. Dans les faits, chaque étude de cas tente d'estimer les valeurs partielles pour lesquelles existent déjà des informations ou pour lesquelles les techniques d'évaluation sont applicables. Cette subjectivité du contenu de la valeur économique totale a pour conséquence d'amener les analystes à négliger les valeurs qualitatives et intangibles au profit des valeurs quantifiables en termes monétaires (Kellert, 1984)³¹⁸. Ainsi la prise en compte des fonctions écologiques de la forêt tropicale est rare du fait des connaissances partielles du fonctionnement de l'environnement. Or celles-ci semblent représenter une part considérable de la valeur économique totale. Cette sous-estimation fréquente des fonctions écologiques est d'autant plus problématique que les bénéfices tirés de la nature par la communauté humaine dépendent du maintien préalable de la qualité de l'écosystème. C'est cette valeur primaire de l'écosystème qui permet la production de biens et services "secondaires", appropriés ensuite par la communauté humaine (Gren et al., 1994; Turner et al., 1994). Dans cette perspective, il est difficile d'évaluer séparément valeurs d'usage et valeurs de non-usage car les premières dépendent des services attribués à des valeurs de non-usage ou d'usage indirect. Ce premier argument fait alors de l'agrégation des valeurs partielles de la valeur économique totale un exercice périlleux. D'un point de vue écologique, l'agrégation simple des éléments de la valeur économique totale paraît impossible puisque les attributs environnementaux évalués sont liés entre eux ou avec d'autres attributs de l'écosystème (Bateman & Turner, 1993; Vatn & Bromley, 1994): dans un système fonctionnalisé, chaque élément ne peut être évalué séparément de sa contribution au système.

³¹⁷ Estimation centrale: valeur de la tonne de carbone à 20\$; estimation basse: 7\$; estimation haute: 60\$.

Deux autres critiques majeures sont formulées à l'encontre d'une telle agrégation des bénéfices environnementaux. D'une part, d'un point de vue social, la volonté de décomposer la valeur totale entre valeur d'usage et valeur de non-usage a une cohérence interne mais n'est que difficilement assimilée par les individus: "*there exists no operationally meaningful way by which one might decompose total value into use value and non-use value components [...]. The most that can be said of early attempts to effect such decomposition is that they estimate total values for groups of users and/or groups of nonusers*" (Cummings & Harrison, 1995, p. 241). D'autre part, d'un point de vue économique, ces valeurs partielles, bien qu'exprimées dans la même unité de mesure cardinale, ne sont que faiblement commensurables même si elles demeurent comparables (Martinez-Alier et al., 1998-b): ces différentes valeurs peuvent en effet être classées selon un critère unique (forte comparabilité), mais ce classement n'est qu'ordinal et non cardinal (faible commensurabilité), contrairement à ce que laisserait croire le recours à l'unité monétaire³¹⁹. Par exemple dans cette expérience, en raison des différentes méthodes d'évaluation, des multiples hypothèses, et des horizons temporels hétérogènes, il est difficile de conclure que la valeur des produits de cueillette alimentaire correspond à plus de deux fois celle de produits pharmaceutiques traditionnels. S'il est probable que les produits de cueillette apportent un plus grand bénéfice économique aux populations que les produits de la pharmacopée, un classement cardinal de ces deux activités est irréaliste³²⁰. Leur agrégation en vue de connaître le montant des bénéfices totaux tirés de tel usage de l'écosystème s'avère donc peu légitime.

1.3. Long terme et taux d'actualisation

Les valeurs agrégées pour calculer les bénéfices totaux des deux scénarios d'utilisation de l'écosystème s'inscrivent dans des échelles temporelles très variées. Ces scénarios ont des horizons d'évaluation compris entre l'année et le siècle: les bénéfices de la collecte villageoise sont des flux annuels, ceux de l'exploitation ligneuse ne se réalisent que sur une vingtaine d'années, les dommages portés aux essences commerciales sont des bénéfices perdus à long terme, et les coûts de destockage de carbone ne se feront pleinement sentir qu'au milieu du siècle prochain. Parallèlement, plus ces bénéfices sont longs à se manifester, plus ils sont

³¹⁸ Sachs (1972, p. 131) mentionnait déjà cette tendance: "*the urge to get at quantitative results, enjoying a false prestige of precision and all-inclusiveness, is often strong enough to restrict the choice of the explanatory variables only to those which yield to such treatment*".

³¹⁹ Dans ce cas, "*Value' in this context is simply a relative (or 'ordinal') term expressing a ranking between alternative states of affairs; it does not require any connection with money at all, nor any other sort of ('cardinal') scale of measurement*" (Jacobs, 1991, p. 203).

³²⁰ A l'inverse, la valeur du bois sur pied et celle des dommages aux futures tiges commerciales sont commensurables car leurs estimations reposent sur les mêmes données et les mêmes hypothèses.

incertains. L'évaluation économique, par le biais de l'actualisation, réduit l'ensemble de ces valeurs environnementales à des sommes actualisées et se donne alors les moyens de comparer des scénarios d'utilisation de l'écosystème ramenés au présent. Cette actualisation n'est pas sans poser de problème quand elle s'applique aux questions environnementales.

Premièrement, l'analyse économique n'est pas en mesure de faire des estimations fiables pour un horizon de très long terme, comme c'est le cas, par exemple, pour le réchauffement climatique (O'Connor, 1996; Price, 1996). Il suffit pour s'en convaincre de se reporter aux écrits de Jevons du siècle dernier sur la raréfaction inéluctable du charbon et ses conséquences tragiques sur l'économie du XXème siècle³²¹. Au delà d'une vingtaine d'années, la science économique perd tout pouvoir prédictif (Weber & Bailly, 1993).

Deuxièmement, en conséquence de ces horizons temporels variés, la valeur économique totale agrège des bénéfices qui n'ont pas le même degré de certitude. Il est, par exemple, problématique de comparer la valeur des PFNL alimentaires dont une quantité plus ou moins variable est prélevée systématiquement tous les ans avec la séquestration de carbone, qui va dépendre de l'évolution de long terme des émissions et dont l'estimation est pour le moins controversée.

Enfin, cette harmonisation des bénéfices de pas de temps différents donne une importance déterminante au choix du taux d'actualisation. Or, comme le montre le tableau ci-dessous, la variation de celui-ci peut modifier grandement la valeur économique totale de l'écosystème et a une influence décisive sur le choix du scénario d'utilisation de l'actif naturel.

Tableau 38 : Variation du taux d'actualisation

en F.F./ha	Actualisation à 3%		Actualisation à 5%		Actualisation à 8%	
<i>Valeur des bois sur pied</i>	3700	+12%	3 300		3000	-9%
<i>Externalité d'exploitation</i>	2400	+11%	2 160		1960	-9%
<i>Valeur des produits pharm.</i>	180	+62%	110		70	-39%
<i>Valeur des produits cueillette</i>	450	+66%	270		170	-37%
<i>Valeur séquestration carbone</i>	5 500		3 300	- 40%	2060	-63%

Le choix arbitraire du taux d'actualisation a une conséquence majeure sur la prise en compte des effets de long terme. Il paraît alors anormal que le niveau d'une telle variable soit laissé au libre arbitre du seul évaluateur.

2. Critique du concept de valeur économique totale et de son utilisation

En raison de son contenu empirique flou, la notion de valeur économique totale appliquée à la

³²¹ Selon Jevons, en raison de l'épuisement de cette ressource, "le freinage de notre progrès doit devenir fortement perceptible d'ici un siècle [...]. La conclusion est inévitable, que notre état progressif et heureux d'aujourd'hui est une chose de durée limitée" (Jevons in Robine, 1990, p. 380).

forêt tropicale est sujette à un grand nombre de manipulations. Le résultat de cette approche n'est pas de produire un résultat scientifique et objectif mais de justifier, à partir de critères économiques, une solution *a priori* d'utilisation des ressources.

2.1. La valeur économique totale de la forêt tropicale: les expériences existantes

En dépit de ses limites techniques d'application, la notion de valeur économique totale est largement utilisée quand il s'agit d'arbitrer entre développement et conservation du milieu naturel, notamment pour le cas de la forêt tropicale (Aylward et al., 1994). Les premières évaluations économiques des éléments de la forêt tropicale ont lieu à la fin des années 1980 (Pearce et al., 1988). La forêt tropicale offre alors un nouveau champ d'investigation, principalement exploré par des chercheurs anglo-saxons, qui se réfèrent tous aux principes fondamentaux de l'économie environnementale et appliquent, par conséquent, les concepts et les techniques d'évaluation standards.

L'influence des idées de l'école de Londres sur ces tentatives d'évaluation économique de la forêt tropicale est manifeste. Le concept de valeur économique totale est souvent cité comme objectif, au moins implicite, et la plupart de ces études admettent que la valeur de l'écosystème est la somme de ces bénéfices d'usage (direct, indirect et futur) et de non-usage. C'est également cette classification qui a été retenue pour présenter les expériences d'évaluation économique de la forêt tropicale relevées dans la littérature³²². Les tableaux récapitulatifs proposés en annexe XIV ne sont pas le produit d'une analyse exhaustive des expériences menées, mais semblent néanmoins représentatifs de ce qui se fait sur ce sujet.

Cette synthèse des valeurs économiques exprimées pour la forêt tropicale suscite plusieurs remarques. De manière générale, ce sont les valeurs d'usage direct qui sont le plus souvent estimées. Il existe notamment un grand nombre d'études sur les Produits Forestiers Non-Ligneux (PFNL), dont la FAO (1990), Godoy & Bawa (1993) ou Pimentel et al. (1997) proposent une synthèse plus complète. Cette multitude de tentatives d'évaluation de ces produits forestiers s'explique pour trois raisons (Bishop & Eaton, 1996): premièrement, la plupart de ces analyses s'intéressent uniquement aux produits commercialisés, ce qui simplifie la procédure de récolte et de traitement des données. Deuxièmement, les PFNL constituent souvent une part importante des revenus pour les populations locales. Troisièmement, ces produits naturels ont un rôle redistributif considérable au sein des communautés villageoises: à ce titre, ces ressources forestières ont une fonction socio-économique potentiellement importante.

La valeur d'usage récréatif des forêts tropicales est également beaucoup étudiée. Mais, contrairement à l'évaluation des PFNL, cette estimation est généralement faite sur la base des consentements à payer des visiteurs étrangers. La variation de la valeur récréative des forêts

³²² Les tentatives d'estimation de la valeur d'option de la forêt tropicale se focalisent sur la valeur pharmacologique future des ressources forestières végétales. Dans l'annexe XIV, elles ont été présentées dans la rubrique "produits médicinaux" du tableau des Valeurs d'usage direct.

tropicales reste très dépendante des caractéristiques du site et de la population retenue pour exprimer cette valeur. Viennent ensuite les valeurs d'usage indirect, puis quelques rares valeurs d'existence et valeurs économiques totales. La lecture de ces résultats indique que, en dépit de leur caractère non-marchand, les valeurs d'usage indirect et les valeurs d'existence peuvent être substantielles et facilement dépasser les valeurs d'usage direct (Adger et al., 1995). Or, la valeur des fonctions écologiques est le plus souvent calculée en recourant à des techniques d'évaluation indirecte, comme la méthode des coûts de remplacement. Celles-ci, en ne fournissant pas une mesure exacte de la variation du bien-être, ne produisent donc pas des résultats d'excellente qualité. Le problème est de même ordre pour l'estimation des valeurs de non-usage, qui repose sur l'application délicate de la méthode d'évaluation contingente. La difficulté réelle d'estimer ces valeurs écologiques et de non-usage tend à mettre en doute la possibilité de calculer la valeur économique totale d'un tel écosystème.

En dépit du grand nombre d'évaluations partielles des éléments de la forêt tropicale, il existe peu d'expression monétaire de la valeur économique totale de cet actif naturel. La plupart des études se concentrent sur l'estimation d'un ou plusieurs bénéfices offerts par l'écosystème, sans aller jusqu'au bout de cette logique. Ainsi, si on admet que la valeur économique totale est un concept théorique correct, qui justifie l'application des techniques d'évaluation de l'environnement, il est manifeste qu'aucune des estimations actuelles n'est théoriquement satisfaisante: loin d'appréhender l'ensemble des bénéfices tirés d'un mode donné d'utilisation de l'écosystème, ces valeurs totales sont le résultat d'une agrégation partielle de bénéfices forestiers où seuls certains usages/non-usages sont pris en compte.

2.2. Des hypothèses discutables

L'expérience d'évaluation économique des ressources d'une forêt de l'est-Cameroun permet de cerner les différents choix subjectifs sur lesquels repose la démarche d'estimation de valeur économique totale de la forêt tropicale. Trois aspects paraissent particulièrement soumis à l'arbitraire:

- la composition empirique de la valeur économique totale (Milon, 1995).
- les hypothèses d'application des méthodes d'évaluation. Selon Point (1993, p. 71), "*l'examen d'un certain nombre d'études montre, en effet que des divergences marquées dans les résultats ne sont pas imputables à des défaillances des méthodes utilisées, mais résultent de choix faits par l'analyste*". Plusieurs variables clefs paraissent ainsi sous le contrôle de l'analyste: date initiale et finale du dommage, population concernée, acceptabilité des substituts, droits initiaux des agents concernés par le bien environnemental, quantité d'information fournie.
- la prise en compte du long terme, qui relève pour une part au moins, de considérations éthiques. Le recours au taux d'actualisation ne fait que cacher le problème de fond plutôt que de le résoudre, ce qui est davantage de l'ordre du débat politique (Söderbaum, 1994; Hildred

& Beauvais, 1995).

La démarche d'évaluation économique environnementale fait ainsi la part belle à l'analyste qui, même s'il s'inscrit dans un cadre scientifique, dispose de marges de manœuvre rarement explicitées et qui constituent des enjeux sociaux (Randall, 1986; Henry, 1989). Le rôle de l'évaluateur ne se cantonne plus à une mise en œuvre technique des méthodes d'évaluation objectives mais est perverti par les jugements de valeur qu'il se voit contraint d'introduire dans son analyse (Schulze, 1994; Cohen de Lara & Dron, 1998). A l'inverse de la définition théorique de la valeur économique totale qui appréhende de manière objective l'ensemble des bénéfices de l'environnement, l'analyste est amené à choisir arbitrairement à la fois les éléments environnementaux qui feront l'objet d'une estimation monétaire et la manière de procéder à cette évaluation.

Malgré ces limites méthodologiques fortes, plusieurs avis sont enthousiastes sur les possibilités d'évaluation monétaire des actifs naturels en pays en développement: "*with proper tailoring to local conditions, environmental valuation methodologies can be useful in assessing resource value changes in developing countries [...]. Such information can help governments to decide how to (1) allocate scarce capital resources among competing land use activities, and (2) choose an implement investments for natural resource conservation and development*" (Kramer et al., 1995, p. 60). Pour la majorité des évaluateurs, l'objectif n'est pas de produire une valeur qui soit précise et définitive: l'intérêt de l'exercice d'évaluation est d'indiquer un ordre de grandeur des bénéfices de la forêt tropicale pour que ceux-ci soient mieux intégrés dans la prise de décision d'allocation des terres entre usages alternatifs. De ce point de vue, la comparaison des bénéfices nets tirés des scénarios d'usage de la forêt "*suggests that sustainable uses could well compete with the true economic alternative such as agriculture and forestry*" (Pearce & Moran, 1994, p. 147), surtout si on tient compte des valeurs d'usage indirect et de non-usage.

2.3. L'évaluation économique: aide (objective) à la décision ou légitimation de choix?

Une tendance implicite apparaît de la synthèse des expériences d'évaluation économique en forêt tropicale inventoriées dans l'annexe XIV. Au delà de leurs contextes et hypothèses d'application diverses, elles semblent, pour la plupart, guidées par l'objectif d'une conservation accrue du milieu naturel. Dans plusieurs études (Adger et al., 1995; Castro, 1994; de Groot, 1994), un biais conservateur paraît aller de pair avec l'estimation de la valeur économique totale. Face à un scénario de développement dont les bénéfices sont connus de manière définitive, l'estimation de la valeur économique totale de l'écosystème conservé consiste alors en une agrégation de valeurs partielles. Cette agrégation semble se poursuivre jusqu'à temps que les bénéfices de conservation soient supérieurs aux bénéfices marchands des autres scénarios d'utilisation de l'écosystème. L'intention sous-

jacente du recours à l'évaluation économique est alors de protéger les forêts tropicales en démontrant aux gouvernements et aux agences internationales que ces forêts détiennent une valeur monétaire importante quand elles sont conservées et utilisées de manière durable (Pearce, 1990; Barbier, 1991)³²³.

Si l'objectif théorique d'évaluation économique totale est de faciliter l'arbitrage entre plusieurs scénarios d'utilisation des ressources, dans la réalité, l'évaluation économique des ressources de la forêt tropicale paraît servir à justifier une position préalablement établie de protection de l'actif naturel. Dans aucune des études inventoriées, la conservation de la nature apparaît comme une solution inférieure à un scénario de "développement" des ressources. Pour cela, les estimations récoltées sur le terrain sont agrégées à celles provenant de la littérature, le taux d'actualisation est fixé arbitrairement,... d'où un sentiment de manipulation de l'instrumentation économique en vue de légitimer un mode particulier d'usage des ressources. Il est d'ailleurs assez significatif que les outils d'évaluation économique de l'environnement soient aujourd'hui repris par les groupes de conservation de l'environnement pour donner une validité économique à leur revendication (Poore & Sayer, 1993; Ruitenbeek, 1992-b; Schreckenber & Hadley, 1991; McNeely et al., 1990).

Cette dérive dans l'utilisation des outils économiques serait sans doute moindre si la démarche d'évaluation économique pouvait ne pas faire l'objet d'une utilisation partisane. Or, recourir aux méthodes d'évaluation pour justifier la préservation des milieux naturels est d'autant plus préoccupant que c'est prétendre réduire la prise de décision en matière de gestion de l'environnement à un choix économique (Norgaard & Bode, 1998).

Cette première remise en cause des outils de l'évaluation économique et de leur utilité pour éclairer la prise de décision en matière de gestion environnementale s'est faite surtout au niveau technique. Il apparaît que la démarche suivie n'est pas si objective qu'elle le prétend et que les résultats obtenus dépendent largement d'hypothèses de calcul qui sont rarement discutées par les analystes. Toutefois, cet exercice a reposé sur le principe que l'évaluation monétaire des actifs naturels, si elle est menée de manière rigoureuse et en toute connaissance de ses limites, produit une information utile pour apprécier le bien-être tiré de la forêt par ses usagers. C'est cette hypothèse fondamentale qui est maintenant questionnée: dans un contexte socio-économique peu ouvert aux relations marchandes, la monnaie est-elle un moyen pertinent pour révéler les préférences?

³²³ De ce point de vue, les titres de plusieurs publications de l'école de Londres sont significatifs. On peut citer, par exemple, celui de Pearce (1990): "*An Economic Approach to Saving the Tropical Forests*".

Section 2. Une monétisation controversée des biens et services de la forêt

Une des conditions de la gestion économique de l'environnement est la quantification monétaire des ressources. Pour la théorie économique, le référent monétaire apparaît comme un moyen neutre de considérer à partir d'un même critère l'ensemble des coûts et bénéfices que l'on peut retirer d'utilisations alternatives de l'environnement. L'objectivité de l'évaluation monétaire est néanmoins trompeuse. Le cadre théorique de l'évaluation économique de l'environnement est celui de l'économie néoclassique où l'usage optimal des ressources est assuré par le bon fonctionnement du marché. Exprimer monétairement la valeur des éléments d'un écosystème vise à pouvoir les considérer comme des marchandises échangeables. Le recours à la monnaie signifie alors qu'on situe l'environnement dans un "ordre marchand" où les relations directes et sociales entre individus échangistes de produits disparaissent au profit du rapport qui s'établit entre les objets proposés sur le marché. L'évaluation monétaire des éléments de l'environnement ne consiste donc pas uniquement à pouvoir choisir entre des usages alternatifs d'un écosystème: c'est implicitement assimiler la relation s'établissant entre agent et environnement au modèle d'une relation marchande. Dans cette optique, il est utile de chercher à savoir en quoi ces sociétés d'Afrique centrale ont été transformées par l'introduction de "l'argent des Blancs" et si ce modèle de l'économie marchande est applicable à ce contexte socio-économique.

1. La monnaie comme résultat de l'évolution d'une structure sociale

1.1. Monnaie, échange et structure sociale

Du point de vue de l'économie néoclassique, un bien peut être considéré comme une monnaie s'il fait office à la fois de: (i) unité de compte, qui permet de mesurer la valeur de biens hétérogènes; (ii) moyen de paiement, qui permet d'acquérir n'importe quel autre bien et dont le simple transfert entraîne de façon définitive l'extinction des dettes; (iii) instrument de réserve, qui représente une des formes de la richesse.

Cette définition de la monnaie, commune à tous les manuels d'économie, est cependant problématique puisqu'elle ne fait référence qu'à un système économique précis, celui où les prix établis sur une ensemble de marchés sont facteurs de choix dans un contexte général d'insuffisance de moyens. Selon cette vision, le marché apparaît comme le lieu d'échange, le commerce comme le procédé d'échange, et la monnaie comme le moyen d'échange. Historiquement, ces hypothèses de base de l'économie néoclassique sont apparues en

Occident au milieu du XIX^{ème} siècle. Or, "*the whole history apart from those last centuries, had economies the organization of which differed from anything assumed by the economist. [...] They possessed no system of price-making markets*" (Polanyi et al., 1957, p. 241). De plus, l'étude des raisons historiques d'apparition de la monnaie indique que celle-ci n'est pas le résultat d'un processus économique mais politique (Servet, 1984)³²⁴. La monnaie dépend de l'arrangement institutionnel auquel parviennent les membres d'une société donnée: sa fonction et son utilisation sont donc propres à chaque type de société et ne peuvent se résumer à celles du paradigme de l'économie marchande, aussi dominateur soit-il parmi les économistes. Par exemple, en Afrique centrale, l'utilisation d'une monnaie moderne n'est pas l'aboutissement de l'évolution d'une structure sociale locale mais résulte de l'introduction par les colonisateurs de ce moyen d'échange. Le recours à cette monnaie pour régler les échanges entre donc en conflit avec une structure sociale inadaptée, qui dépendait potentiellement d'autres critères que ceux de l'économie marchande pour assurer sa reproduction. Pour comprendre le rôle que peut jouer la monnaie dans ce type de société, il convient de connaître les moyens mis en œuvre dans de telles communautés forestières pour reproduire leur structure sociale.

Aglietta & Orléan, dans *La violence de la monnaie* (1984), partent de l'hypothèse que l'instauration d'une structure sociale repose sur un arrangement institutionnel qui permet aux individus d'entrer en contact et d'échanger. L'adoption par les individus d'un arrangement institutionnel particulier consiste à respecter un principe de souveraineté auquel se plient les échangistes. Ce principe de souveraineté détermine l'ordre social dans lequel les échanges vont avoir lieu; il définit également le rapport élémentaire d'échange que les individus doivent

³²⁴ Cette soumission à un ordre public par l'utilisation de la monnaie fut également un enjeu de la colonisation européenne du XIX^{ème} siècle. Que ce soit par le biais de l'impôt obligatoire ou par le commerce, le recours à la monnaie du colonisateur signifia une allégeance à la puissance dominatrice. Le récit autobiographique d'Amadou Hampâté Bâ en fournit une belle illustration (1994, p. 220-221): "*un jour de l'année 1916, le gouverneur avait fait savoir que, dorénavant, l'impôt ne devait plus être payé en nature, mais en espèces sonnantes et trébuchantes.[...] L'interprète se tourna vers le chef et s'exprima dans cette langue : "Le commandant a dit que le grand gofornor a dit que maintenant l'impôt devra être payé en bouddi." Or, en peul, le mot bouddi sert à désigner aussi bien les pièces de cinq francs en argent que les galettes de mil cuites à la vapeur. Le chef touareg, tout heureux, sourit largement : "Interprète ! Remercie bien le commandant. Dis-lui que je dispose d'une grande quantité de mil, et aussi d'assez de servantes pour préparer autant de bouddi qu'il en voudra".[...] L'interprète se rendit compte de la méprise : "Il ne s'agit pas de bouddi en farine de mil, mais de bouddi en argent."*

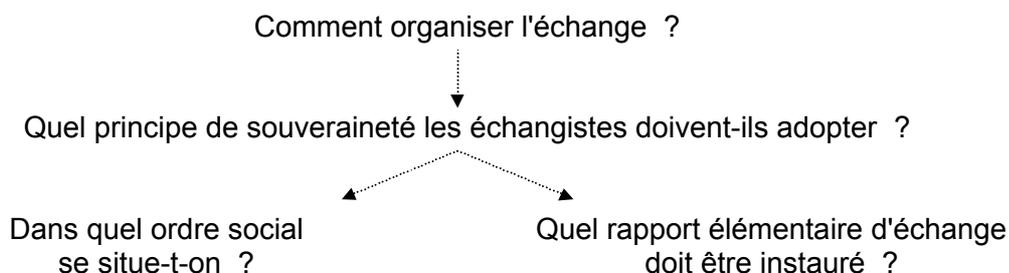
Le chef demanda à voir un spécimen de la galette qu'on exigeait de lui : "Cette galette en argent, où a-t-elle été cuite ?" L'interprète demanda au commandant où la galette avait été fabriquée.

"En France ! explosa le commandant. D'où veut-il qu'elle vienne ?

- En France ? fit le chef, éberlué. Interprète, dis au commandant d'être raisonnable ! Il me demande de lui donner des galettes d'argent qui ont été cuites en France, alors que lui-même est français. Moi, je suis un Touareg de Dori, où on ne sait fabriquer que des galettes de mil. Normalement, c'est moi qui devrais demander au commandant de me donner des galettes d'argent chez lui, et non le contraire ! Si le commandant veut que je lui règle l'impôt que je dois à la France en chameaux, autruches bœufs, moutons, chèvres, mil, riz, beurre de

adopter. La figure présentée ci-dessous récapitule le cheminement intellectuel proposé par ces auteurs. C'est sur la base de ce questionnement qu'est analysée la place que détient la monnaie dans une structure sociale dite marchande ainsi que dans l'organisation d'une structure sociale "traditionnelle".

Figure 18 : Echange et structure sociale: grille de questionnement

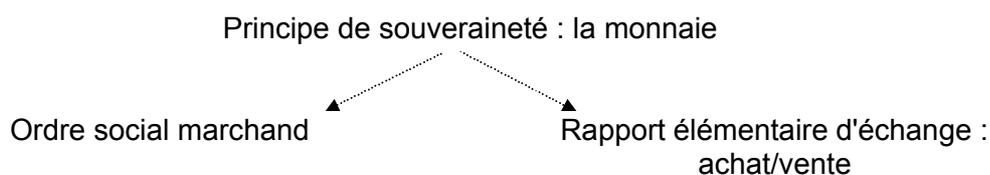


(source : Aglietta & Orléan, 1984)

1.2. Les modalités d'échange en économie marchande

Pour analyser les modalités de l'échange, Aglietta & Orléan (1984) reprennent la notion proposée par René Girard (1972) de "*rivalité mimétique*" des échangistes. Selon cette réflexion, l'objet ne prend sa signification sociale, ne devient objet du désir, que parce qu'il est désigné par le rival. La rivalité mimétique que ressentent les échangistes exclut *a priori* toute possibilité de transaction. L'instauration d'un ordre social, qui suppose un arrangement institutionnel fondateur, dépend donc de la manière selon laquelle cette violence fondamentale de l'échange est dépassée et engendre une cohésion sociale: "*la socialisation des rivaux ne peut se faire que contre l'un d'entre eux qui se trouve ainsi expulsé. Par cet acte d'expulsion qui est produit par un retournement de la violence, devenue polarisée alors qu'elle était réciproque, un objet est frappé d'interdit en tant que valeur d'usage*" (Aglietta & Orléan, 1984, p. 41). En expulsant un objet précis de la sphère des échanges, "*les rivalités des échangistes deviennent des différences exprimables dans un espace commun. L'institution de la monnaie est donc bien le moment décisif du processus de socialisation*" (p. 41). C'est en reconnaissant la monnaie comme l'institution qui va permettre aux échangistes de transformer leurs rivalités mimétiques en concurrences sur des biens que l'ordre marchand peut s'établir : "*la monnaie seule peut, sinon pacifier les rapports marchands, du moins régler les antagonismes qu'ils secrètent et affirmer la solidarité de tous les actes d'échange sous la figure d'une circulation générale des marchandises*" (p. 143). Ainsi, pour l'ordre marchand, l'organisation des échanges se fait selon le schéma suivant:

vache ou même captifs, je peux le faire. Mais s'il exige que je lui donne les galettes qu'il me montre là et qui sont

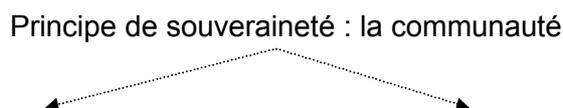
Figure 19 : Echange et structure sociale en économie de marché

Dans cette conception, la monnaie apparaît comme le principe fondateur de l'ordre marchand³²⁵. C'est elle qui établit la cohésion sociale. Cet ordre marchand se concrétise par l'établissement d'un système de marché, qui, par la variation des prix des biens en fonction de l'offre et de la demande, régle l'ensemble des relations économiques.

Toutes les structures sociales ne sont cependant pas construites selon le modèle de l'ordre marchand: d'autres principes de souveraineté sont mis en œuvre par des systèmes socio-économiques alternatifs.

1.3. Une hypothèse alternative de structure sociale fondée sur un ordre rituel

Confrontés à cette même rivalité mimétique généralisée, certains groupes humains ont opté pour un autre rapport élémentaire d'échange sous la forme de don/contre-don. La cohésion sociale ne se fait alors plus par exclusion d'un bien qui va servir à réguler les échanges, mais, à l'inverse, *"le processus fondateur de l'ordre social est l'élection-exclusion d'une victime émissaire. Par son immolation elle polarise la violence de la communauté. Cette dernière établit contre la victime sa cohésion par l'unanimité ainsi créée"* (Aglietta & Orléan, 1984, p. 146). L'arrangement institutionnel à la base de cet ordre rituel devient la communauté. Dans les sociétés rurales de la zone d'étude, ce principe de souveraineté se traduit par la prééminence du système de parenté comme facteur explicatif majeur des liens existant entre les personnes. C'est par rapport à l'ancêtre commun (mythique ou réel) que les individus déterminent leur place dans le groupe et détiennent un statut social leur permettant d'entrer en échange avec autrui. Le don/contre-don ne peut alors exister qu'avec la reconnaissance implicite de la communauté comme nécessaire contexte structurant.

Figure 20 : Echange et structure sociale en économie de don

cuites en France, alors c'est qu'il veut la bagarre".

³²⁵ Servet (1984, p. 171) fait une analyse similaire de l'économie marchande: *"une force essentielle de cette société réside dans le fait que l'institution monétaire est pensée comme instrument libérateur et comme solution à un fractionnement logiquement antérieur à l'invention monétaire. L'idéologie inverse l'ordre des causalités et fait désirer les moyens mêmes de l'oppression. Ruse de tout pouvoir qui brise le corps social et se présente à ses membres comme ciment indispensable à l'existence de la société"*.

Contrairement à l'ordre marchand où la monnaie assure la circulation de marchandises entre acheteurs et vendeurs, la communauté offre un cadre où l'échange est un affermissement des liens sociaux. Les objets ne sont pas avant tout des matérialités mais sont porteurs du statut du donateur dans l'ordre social et de l'obligation qui relie dorénavant les échangistes. De ce fait, aucun objet ne peut acquérir les caractéristiques d'impersonnalité et d'homogénéité de la monnaie de l'ordre marchand. Si certains biens peuvent servir d'unités de compte ou de moyens de paiement, c'est uniquement pour un type particulier de relation entre donateurs de statut déterminé. Ces "monnaies spécialisées" n'ont pas la place et l'importance que détient la monnaie en économie marchande: elles ne circulent que parce que l'ensemble des individus reconnaissent en la communauté le principe fondateur de leur structure sociale.

Ainsi, entre l'ordre marchand et l'ordre rituel, on voit s'opposer deux principes de souveraineté : la monnaie et la communauté (née de l'expulsion-élection d'un ancêtre émissaire). Le passage d'un ordre à l'autre nécessite donc une mutation du principe de souveraineté, comme ce fut le cas en Grèce antique avec l'érection du régime démocratique à la place des anciennes aristocraties (Servet, 1984). Dans le cas d'étude, l'interrogation est la suivante: dans quelle mesure l'instauration, au début du XXème siècle, de relations marchandes imposées par la puissance colonisatrice a-t-elle modifié la structure sociale et les rapports d'échange qui caractérisaient ces communautés rurales³²⁶? C'est à partir de l'étude des modifications de l'économie selon ces deux ordres sociaux que sont décrits le rôle actuel et l'utilité de la monnaie dans ces sociétés.

2. Le modèle d'une économie de don/contre-don

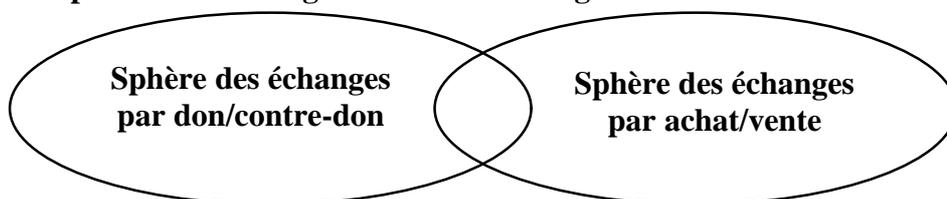
2.1. Les échanges de biens au village

Une étude succincte des échanges qui ont lieu dans les villages de cette région forestière indique que les relations marchandes ne sont pas exclusives et laissent une place substantielle à d'autres types de rapports économiques. Ainsi malgré la présence d'une monnaie "moderne" au village, donc susceptible d'être un moyen d'échange et une unité de compte généralisable à l'ensemble des biens de consommation, cette sphère de transactions marchandes n'embrasse pas l'ensemble des échanges de biens. En réalité, l'acte marchand n'a pas effacé l'acte d'échange/don qui caractérisait la société "rituelle". Bien qu'aucune analyse spécifique n'ait

³²⁶ C'est-à-dire, pour reprendre les notions d'Aglietta & Orléan (1984), la monnaie s'est-elle substituée à la communauté en tant que violence fondatrice ?

été réalisée, il semble néanmoins possible de considérer deux sphères d'échange économique au village:

Figure 21 : Sphères des échanges de biens au village



Selon qu'ils appartiennent à l'une et/ou à l'autre de ces sphères d'échange, on peut distinguer trois types de biens³²⁷. Tout d'abord, un grand nombre de biens utilisés dans ces communautés rurales font strictement l'objet de don ou d'échange en nature. C'est le cas de la plupart des produits de la forêt pour lesquels il n'existe aucun débouché marchand et auxquels les villageois ne savent pas donner de prix. Cette première sphère d'échange se compose également de l'ensemble de biens encore associés par les villageois à leurs coutumes, à leur société "traditionnelle". Les remèdes traditionnels constituent, dans ce domaine, un exemple significatif³²⁸.

A l'opposé de cette sphère de don/échange, se trouve la sphère de l'échange marchand. Elle concerne la totalité des produits manufacturés, entièrement indépendants de la production villageoise, qui sont achetés en ville et revendus au village³²⁹. Les villageois se procurent ces biens en passant leur commande auprès de ceux d'entre eux qui se rendent en ville ou en les achetant auprès des commerçants du village. Dans ce dernier cas, et contrairement à la sphère d'échange par le don, le prix de ces produits est identique pour tous les acheteurs³³⁰. En

³²⁷ Cette distinction néglige les choses qui ne peuvent être l'objet d'aucune transaction, car considérées comme le prolongement de la personne. Cette catégorie est devenue relativement réduite avec l'extension de la monnaie moderne, mais elle concerne des biens aussi essentiels que la maison ou, dans une certaine mesure, la nourriture.

³²⁸ Quand ils sont prodigués aux membres de la communauté, il est très rare qu'une contrepartie monétaire soit demandée : *"les traitements me sont venus par les rêves et on ne m'a rien demandé en échange : ce serait mal de demander quelque chose contre les traitements. C'est juste la conscience de malade qui peut le pousser à donner quelque chose, mais pas de l'argent, plutôt un coq"* (A., Gouté, 1996). Au contraire, avec les étrangers, une somme d'argent est déterminée au préalable par le tradi-praticien, d'ailleurs sans qu'aucune garantie de guérison soit fournie en contrepartie. Le statut économique du bien traditionnel dépend donc de la personne avec laquelle l'échange est engagé.

³²⁹ Ces biens ont une grande importance pour le bien-être des habitants puisqu'ils couvrent un certain nombre de leurs besoins fondamentaux : pétrole, savon, sel, vêtements, soins médicaux, machette,... Ils correspondent également à des biens de luxe que seuls quelques villageois peuvent s'offrir : radio, lampe à pression, fusil,...

³³⁰ Il ne s'agit donc pas de la situation décrite par Godelier (1994, p. 94) où *"les frères et les cousins de ceux qui ont ouvert la boutique viennent se servir librement au nom de leurs rapports de parenté ou ils empruntent des marchandises qu'ils ne payent jamais (logique du don) ou qu'ils remboursent autrement"*. Dans le cas de l'est-Cameroun, d'après les entretiens réalisés avec les commerçants locaux, la somme d'argent (la "cagnotte") mobilisée pour faire tourner le petit commerce ne doit pas diminuer en échangeant les produits achetés en ville contre des produits en nature. Un commerçant pourra accepter exceptionnellement de céder un de ses produits contre un bien en nature, mais ce sera ensuite à lui de rembourser l'argent dans sa cagnotte.

réalité, en dépit de la fréquente homogénéité des prix pratiqués par les petits commerçants d'un même village, il n'existe pas de relation marchande privilégiée entre un vendeur et des acheteurs habituels: tout se passe comme si les villageois décidaient volontairement de s'approvisionner alternativement auprès de chacun des petits commerçants locaux. Ce phénomène met en lumière, qu'au delà de l'échange marchand d'un bien manufacturé, se joue également entre les deux échangistes la production de liens sociaux: "*préférer les légumes vendus ici à ceux qui sont vendus là, c'est préférer cette vendeuse-ci à celle-là; c'est porter sur celle-là un jugement péjoratif, manquer de confiance en elle comme en sa production*" (Binet, 1968, p. 38). Le fait de ne pas s'approvisionner auprès du même commerçant, avec lequel se créerait une relation privilégiée, montre bien que, même pour les biens marchands, la personnalité des échangistes ne disparaît pas derrière la transaction³³¹.

Enfin, il existe un grand nombre de produits, comme la plupart des denrées agricoles, pouvant être à la fois vendus ou donnés. C'est en observant la quantité grandissante de produits qui sont potentiellement "vendables" que l'on peut pressentir l'emprise croissante de la monnaie sur les échanges villageois. Cela ne signifie pas que les quantités vendues et la masse monétaire sont à l'heure actuelle d'un niveau important, mais plutôt que l'économie marchande dispose d'un espace propice à son expansion.

Pourtant, à ce jour, si l'acquisition de monnaie est une nécessité pour les villageois pour accéder à des biens de base, son usage n'efface pas les relations personnelles qui s'établissent entre les échangistes et qui, fondamentalement, motivent l'échange. Pour reprendre la terminologie d'Aglietta & Orléan (1984), le rapport élémentaire d'échange n'est pas celui de l'achat/vente, mais il n'est pas non plus uniquement celui de don/contre-don. L'observation de ces échanges villageois incitent donc à dépasser le seul modèle socio-économique d'ordre marchand caractérisé par l'utilisation généralisée de la monnaie. Après ce constat empirique du champ limité des relations marchandes dans ces sociétés rurales, il convient de revenir sur la présentation d'une structure sociale alternative développant une économie de don/contre-don. L'intérêt est de discerner en quoi un tel modèle permet de mieux comprendre les relations économiques villageoises et d'apprécier la place qu'y joue la monnaie moderne.

³³¹ Dans cette sphère de biens marchandisés se trouvent également les cultures de rente (principalement le cacao) qui n'ont aucun usage au village et sont exclusivement vendues. L'argent obtenu par ce biais permet notamment aux villageois de se procurer les produits manufacturés dont ils ont besoin. On retrouve dans ce schéma marchand tout le dispositif de commerce de traite du début du siècle par l'achat du latex et la vente des produits européens. Cette spécialisation du commerce local pour les seuls besoins de l'échangiste étranger entraîne un sous-développement économique de la zone puisque cela va à l'encontre d'une spécialisation locale de la production qui stimulerait les échanges entre communautés voisines (Frank, 1966).

2.2. Les modalités d'échange en économie de don

Loin des développements théoriques de la science économique, qui tend à considérer le modèle de l'économie de marché comme généralisable à souhait, plusieurs études ethnologiques³³² ont montré tout au long de ce siècle qu'il existait d'autres types d'organisation d'une société humaine: confrontés à cette même nécessité de relations entre individus, certains groupes ont opté pour un autre rapport élémentaire d'échange sous la forme de don/contre-don (Gregory, 1982). Ce type d'échange correspond à une succession de trois obligations : celle de donner, celle de recevoir, puis celle de redonner. Le don/contre-don instaure donc un double rapport entre celui qui donne et celui qui reçoit: *"un rapport de solidarité, puisque celui qui donne partage ce qu'il a, voire ce qu'il est, avec celui à qui il donne, et un rapport de supériorité, puisque celui qui reçoit le don et l'accepte se met en dette vis-à-vis de celui qui lui a donné"* (Godelier, 1996, p. 21). Toute échange, monétarisé ou non, met ainsi en rapport deux individus dont les statuts découlent directement de leur place dans la communauté. Cette affirmation de la communauté par le don/contre-don, qui s'inscrit dans la reproduction d'un ordre social rituel, ne découle pas seulement des relations qu'entretiennent les membres de la seule communauté: elle se réalise également par les relations qu'établissent entre elles des communautés étrangères, ce deuxième niveau d'échange étant fortement imbriqué avec le premier.

Sur cette question, les travaux de Malinowski (1921, 1922) pour le cas des îles Trobriand sont particulièrement illustratifs. A l'intérieur de ces communautés, la circulation des biens suit le schéma suivant : B/A, C/A, D/A, étape qui est suivie d'une redistribution des biens, c'est-à-dire d'un contre-don du type A/BCD³³³. Cette circulation des biens au sein d'une communauté

³³² On peut citer notamment les travaux fondateurs de Malinowski (1922) ou de Mauss (1955, p. 152-53): *"dans les économies et dans les droits qui ont précédé les nôtres, on ne constate pour ainsi dire jamais de simples échanges de biens, de richesses et de produits au cours d'un marché passé entre les individus. D'abord, ce ne sont pas des individus, ce sont des collectivités qui s'obligent mutuellement, s'échangent et contractent[...]. Ce qu'ils échangent, ce n'est pas exclusivement des biens et des richesses, des meubles et des immeubles, des choses utiles économiquement. Ce sont avant tout des politesses, des festins, des rites, des services militaires, des femmes, des enfants, des danses, des fêtes, des foires dont le marché n'est qu'un des moments et où la circulation des richesses n'est qu'un des termes d'un contrat beaucoup plus général et beaucoup plus permanent"*.

³³³ En effet, l'ensemble de la production agricole obéit à des obligations imposées par le régime de la parenté et qui se traduisent par un tribut substantiel versé au chef du village. C'est notamment 30% de la totalité des produits alimentaires qui affluent vers les greniers richement décorés du chef. Un autre privilège important du chef réside dans son pouvoir de transformer la nourriture en objets de richesse permanente. Les biens-symboles de richesse, les *vaygu'a*, ont pour principale fonction de représenter le pouvoir sur la communauté. Ils servent également à être transmis en tant que cadeaux cérémoniels car *"dans une société où tout doit être accompagné de dons et de rétributions, même le chef, personnage au rang et au pouvoir suprêmes dans la communauté [...] doit quand même payer pour les obtenir"* (Malinowski, 1921, p. 9). Ainsi pour exercer son pouvoir sur le village, le chef doit se plier à deux conditions : *"les notables comme les chefs de village dépendant de lui, les principaux exécutants, les magiciens toujours indispensables, les spécialistes techniques, tous doivent être rétribués, et le sont en général, en objets-symboles de richesse tandis que tous les participants doivent être nourris"* (Malinowski, 1921, p. 10). Dans ce contexte, *"la distribution des biens est l'acte fondamental de la*

dirigée par un chef participe également à l'établissement d'échange de type don/contre-don avec des communautés extérieures. C'est le cas du *kula* dont l'objet est l'échange avec surenchère de *vaygu'a* entre chefs mélanésiens³³⁴. Entre les partenaires du *kula* s'établit une chaîne ininterrompue de cadeaux donnés et rendus. Accepter une des offrandes, c'est entrer dans une relation de concurrence, de rivalité mais aussi de recherche de grandeur et d'intérêt avec les partenaires du *kula*. Cette forme de don/contre-don inter-tribal n'est que le reflet exagéré de la circulation des biens dans chaque village: en effet, une part importante des *vaygu'a* dont dispose le chef pour débiter le *kula* ne sont que le résultat des contributions en produits alimentaires de ses parents de rang inférieur. *"En retour, la plupart des vaygu'a, lorsque l'expédition rentre, sont solennellement transmis aux chefs des villages, des clans, et même aux gens du commun des clans associés : en somme à quiconque a pris part directe ou indirecte, et souvent très indirecte, à l'expédition"* (Mauss, 1995, p. 188).

Au total, que ce soit à l'intérieur ou à l'extérieur de la communauté, les échanges économiques correspondent à des actes publics qui ont lieu au regard du statut des personnes qu'elles engagent: le don ne met pas seulement en rapport deux individus désireux d'échanger leurs biens, il crée une dette qu'un contre-don équivalent ne peut annuler. Cet état de dépendance mutuelle est, par ailleurs, avantageux pour chacun des échangistes puisqu'il vise à renforcer leurs positions sociales tout en réaffirmant la prévalence de la communauté: *"le don dans ces sociétés n'est pas seulement un mécanisme qui fait circuler les biens et les personnes et assure par là leur répartition, leur redistribution entre les groupes qui composent la société. C'est aussi, plus profondément, la condition de la production et de la reproduction des rapports sociaux qui constituent l'armature spécifique d'une société"* (Godelier, 1996, p. 63).

Les sociétés qui se pliaient à un tel modèle de régulation économique ont connu depuis le siècle dernier des difficultés grandissantes à reproduire leur structure sociale. Les perturbations de ces systèmes sociaux proviennent principalement de l'imposition par un agent extérieur, comme la puissance colonisatrice, d'un nouveau modèle de relations économiques. Historiquement, la première manifestation de cette économie marchande a été l'introduction de pièces lors d'échanges de biens sur les marchés locaux ou d'un commerce de traite avec les populations autochtones. Cette monnaie "moderne" a modifié les relations qu'entretenaient les membres d'une société guidée jusqu'alors par les principes de l'économie

"reconnaissance" militaire, juridique, économique, religieuse" à l'intérieur de la communauté (Mauss, 1995, p. 209).

³³⁴ Des mécanismes semblables existent également en Afrique centrale. C'est par exemple le cas du *bilaba* des Fang décrit par Balandier (1963) et présenté en annexe XV. Par ailleurs, Weber (1975, 1977) propose une analyse similaire de l'organisation sociale des sociétés rurales du sud-Cameroun à la fin du siècle dernier.

de don.

2.3. L'apparition de la monnaie universelle dans ces sociétés forestières

A partir des entretiens réalisés avec les habitants de la zone d'étude et à l'aide de l'ouvrage de Laburthe-Tolra (1981)³³⁵, il est possible de décrire l'évolution des relations économiques villageoises suite à l'arrivée de la monnaie universelle européenne³³⁶. Dans l'est-Cameroun, il est difficile de parler, "avant l'arrivée des Blancs", de moyens de paiement utilisés par ces sociétés forestières. Une monnaie spécifique existait néanmoins: le *mata*. Le *mata* était un objet de la forge, "long et pointu à un bout"³³⁷, avec lequel les villageois pouvaient travailler au champ. Vraisemblablement, l'usage le plus courant du *mata* était la constitution de la dot de la future épouse. Cette dot se composait exclusivement de *mata* et de bêtes d'élevage³³⁸. Le *mata* apparaît donc comme une chose précieuse, une monnaie spécialisée puisque ces usages sont strictement réglementés et que sa possession confère au détenteur un pouvoir certain dans la communauté: "un doyen qui a dix *mata* est considéré comme riche dans toute la famille. Toute la famille compte sur toi; quand il y a un problème, c'est toi qui viens les résoudre parce que tu es riche". Cependant cet objet n'est jamais un objet de commerce, contrairement aux bêtes d'élevage. Le *mata* ne peut non plus être assimilé à une monnaie marchande: les transactions commerciales se font alors sans qu'une unité de compte ou un moyen de paiement ne paraissent nécessaires. Cela tient probablement au fait que les échanges se font principalement au sein de la communauté.

Chez les Bëti, les *mata* sont remplacés par les *bikié*, qui sont eux aussi des tiges de fer brut mais aplaties aux deux bouts et de moindre dimension que les *mata*. De même, dans cette ethnie, la dot se compose d'animaux d'élevage et surtout de *bikié*. "Leur usage traditionnel est lié, strictement limité à certains usages: en principe les *bikié* versés pour une fille servaient

³³⁵ L'étude présente ne porte que sur les ethnies Mézimé et Boli, et celle de Laburthe-Tolra sur les Bëti. Les Bëti (groupe Bantou) constituent un sous-groupe représentant l'ensemble des ethnies forestières du sud-Cameroun. Ce sont toutes des sociétés segmentaires qui adoptent des formes proches de régulation sociale. De ce fait, leurs utilisations de monnaie spécialisée peuvent être apparentées, de même que la réaction de leur structure sociale à l'introduction de monnaie européennes.

³³⁶ A la monnaie universelle de l'économie marchande il est proposé d'opposer la monnaie spécialisée de l'économie du don. Cette dernière n'a pas pour fonction de satisfaire les besoins humains par l'intermédiaire d'échanges marchands: elle représente des biens symboles "qui sont accumulés non pas pour être investis dans la production matérielle ou pour satisfaire des besoins matériels, mais pour être utilisés dans la compétition pour le pouvoir et le contrôle des hommes et des choses, bref, qui servent à accumuler du pouvoir et/ou à le représenter" (Godelier, 1994, p. 83). La société marchande se définit quant à elle par une monnaie universelle qui permet à la fois de satisfaire les besoins et de produire des richesses.

³³⁷ Ces passages en italiques proviennent d'entretiens réalisés, entre autres par Takforyan (2001), avec les villageois de la zone d'étude.

³³⁸ Ces deux biens ont une correspondance forte puisque le *mata* n'est échangeable auprès des forgerons que contre du bétail. Il est également possible d'acheter un ou plusieurs *mata* aux villageois qui en disposent mais, là

uniquement à payer la compensation matrimoniale du frère[...]. Ils permettent de réaliser un échange différé de femmes à défaut d'un échange réel. Sur cette fonction se greffèrent d'autres usages, comme celui de "payer" en échange de bikié les services médicaux, religieux ou divinatoires" (Laburthe-Tolra, 1981, p. 249) qui sont fortement liés au pouvoir traditionnel. Ces biens constituent donc une "richesse dont l'usage était "gelé" en vue de l'acquisition de la seule vraie richesse vivante, auto-productrice, tellement supérieure, la femme" (Laburthe-Tolra, 1981, p. 250).

La reproduction de cet ordre social rituel est perturbée par l'extension du commerce du latex mené par les Allemands à partir du début du siècle. La diffusion de la monnaie allemande s'est réalisée par le biais de l'achat auprès des villageois du latex naturel. Parallèlement, les populations locales disposaient de cet argent principalement pour se procurer des habits en tissu et délaissier leur *ndombou*, écorce d'Iroko (*Chlorophora excelsa*) travaillée pendant des heures pour fournir un vêtement porté de la taille à mi-jambe. Le choix d'opter pour une monnaie moderne n'a donc pas été un choix forcé par les colons, mais a constitué pour ces populations un moyen facile d'accéder à des objets attirants : "avec deux soulé, tu pouvais porter des habits bien lourds"³³⁹. De même, assez rapidement, les soulé ont permis à chacun d'acheter les ustensiles de cuisine, les boîtes de conserve "pour rester longtemps en brousse et cueillir le latex", les animaux d'élevage, puis les *mata*. Cette monnaie universelle s'est substituée peu à peu à la monnaie spécialisée pour doter les femmes, même si les animaux d'élevage n'ont pas disparu de la dot.

Une évolution identique est constatée chez les Bëti: "les bikié ne servaient à rien du tout. On les prenait et on les mettait sous le lit. On pouvait tout de même acheter une chèvre avec, dont on évaluait à peu près la valeur... Mais l'argent lui sert à bien autre chose !" (Laburthe-Tolra, 1981, p. 250). Avec l'introduction de la monnaie européenne, les Allemands évaluèrent à environ un pfennig la valeur monétaire d'un *bikié*. Cette correspondance systématique entre monnaie allemande et monnaies locales spécialisées eut rapidement l'effet escompté: dans un

encore, en contrepartie de bêtes d'élevage : "quand tu avais des animaux d'élevage et que tu n'avais pas de mata, tu partais échanger contre des mata, parce que c'est ça qui permettait de doter les femmes".

³³⁹ Les *kaba* et les *soulé* (1 *soulé* = 10 *kaba*) sont des pièces introduites au début du siècle par les Allemands. Aucune description précise de ces pièces n'a pu être obtenue; il est vraisemblable que le *soulé* corresponde au pfennig de l'époque. Cette diffusion de la monnaie allemande a été favorisée par des termes d'échange volontairement favorables aux produits villageois: un kilogramme de latex était acheté un *soulé* alors qu'un homme pouvait se vêtir pour deux *soulé*. Les Français adopteront une stratégie moins souple pour atteindre le même objectif: dans les années 1920, le prix d'un kilo de latex passe à 2,5 *kaba*, soit quatre fois inférieur, tandis qu'on oblige les populations à se procurer des vêtements: "avec l'arrivée du représentant administratif, un Français qui s'appelait Tine, M. Tine a dit que celui qui laisse son enfant nu, je l'arrête et je le mets en prison". D'où la nécessité de se vêtir en habits vendus par les Blancs, c'est-à-dire de se procurer des *soulé* par le commerce de traite.

premier temps la généralisation des paiements en *bikié*, puis sa disparition progressive au profit du pfennig d'une utilisation plus commode et ouvrant l'accès aux produits importés³⁴⁰.

Ainsi constate-t-on qu'en l'espace de quelques dizaines d'années, la reproduction d'une société dite "primitive", caractéristique d'une économie de don et d'un ordre social rituel, a été affectée par l'introduction d'une monnaie universelle, dont la vocation est de s'imposer comme nouveau principe de souveraineté. Le fait que la monnaie universelle soit actuellement un moyen de régler les relations économiques au village signifie-t-il que le modèle de l'économie marchande ait pu s'imposer à ces sociétés rurales ?

3. Place actuelle de la monnaie dans le système socio-économique villageois

L'extension des relations marchandes dans la zone forestière camerounaise tout au long de ce siècle semble avoir profondément modifié l'organisation de ces économies traditionnelles; la disparition des monnaies spécialisées est d'ailleurs la preuve de ce changement. Néanmoins, aujourd'hui encore, la monnaie universelle n'est que d'un usage limité et il convient, par conséquent, de s'interroger sur le "principe de souveraineté" qui guide maintenant ces sociétés: l'ordre marchand s'est-il imposé comme référence économique ou ces sociétés évoluent-elles toujours à l'intérieur d'un ordre social rituel prenant de nouvelles formes avec l'ouverture croissante sur le monde extérieur?

Cette question est abordée sous deux angles. Tout d'abord, l'étude de la notion de richesse est intéressante car elle recouvre deux acceptions selon le modèle économique retenu: en économie marchande, la conception de la richesse correspond à la possession de biens; en économie de don, elle s'apparente plutôt à la "possession" de membres de la communauté. Ensuite, par le biais de plusieurs parties de Monopoly, les réactions des villageois sont analysées lorsqu'ils sont plongés dans une économie marchande totale.

3.1. La notion de richesse dans une société rurale de l'est-Cameroun

Comme l'écrit Lucrèce, *"la richesse, c'est ce que les autres n'ont pas"*. Or l'économie primitive des populations forestières d'Afrique centrale se caractérise par une main d'œuvre peu abondante: l'élément le plus précieux de ce système est l'être humain. *"si tu entends dire "richesse", sache qu'il ne s'agit de rien d'autre que d'êtres humains"* (Laburthe-Tolra, 1981, p.

³⁴⁰ Plattner (1989) présente une situation analogue, étudiée par Bohannon en 1955, chez les Tiv du Nigeria. L'introduction de la monnaie étrangère, échangeable contre tout bien, vint perturber le fonctionnement des trois sphères d'échange traditionnel : celle des biens de subsistance, celle des biens de prestige, et celle des biens de suprématie qui concerne principalement les droits sur les femmes. Les biens d'une sphère n'étaient pas échangeables contre ceux des autres sphères. Cette distinction disparut avec l'arrivée des Britanniques dont l'usage de la monnaie européenne entra en contradiction avec le système de valeurs traditionnelles : *"to the Tiv, the idea was deplorable of having to "sell" their daughters for money obtained in exchange for food"* (p. 177).

233)³⁴¹. L'objet même de la richesse est de constituer une communauté sur laquelle le chef pourra fonder l'exercice de son pouvoir: "*sa force guerrière s'accroît du nombre des hommes dont il dispose, sa force économique du nombre des femmes et des esclaves, sa force politique du nombre de ses alliances*" (Laburthe-Tolra, 1981, p. 359). Au début du siècle, la richesse constitue un moyen d'exprimer un pouvoir direct sur les hommes.

Cette perception de la richesse s'est modifiée avec les ans et l'évolution économique de ces sociétés "primitives". Les propos du doyen de Gouté résument la teneur des entretiens réalisés sur ce sujet auprès de la population des villages d'étude: "*auparavant, c'est le fait d'avoir beaucoup d'enfants et beaucoup de femmes qui faisait la richesse. Maintenant, pour être riche il faut avoir beaucoup d'argent et de belles choses dans sa maison*". De manière générale, les villageois reconnaissent être plus riches que leurs aïeux du fait de l'augmentation du commerce dans la zone. C'est principalement avec l'implantation du projet ZAPI en 1968 et la venue des exploitants forestiers que les villageois ont pu écouler plus facilement leurs produits agricoles et à meilleurs prix: "*tout le monde était obligé de faire un champ de café parce qu'il voyait déjà les frères prendre l'argent*"³⁴². Un rapport direct existe, pour les villageois, entre la richesse des habitants et l'augmentation des productions agricoles: "*les gens sont devenus riches par rapport à avant parce qu'ils travaillent déjà beaucoup et tous les produits sont vendus. Ceux d'auparavant ne vendaient pas leurs produits, ils mangeaient*"; "*les hommes riches sont les hommes actifs aux travaux champêtres*". Cependant, avoir de grands champs ne suffit pas pour passer pour un homme riche au village. Il est également nécessaire de faire bon usage de l'argent tiré de la vente des produits: "*ici les hommes ne sont pas riches car ils gèrent mal: l'argent finit là avec la consommation de boissons. On ne voit pas ce qu'ils font avec cet argent. Auparavant, les gens pensaient à construire*".

³⁴¹ Pierre Savorgnan de Brazza (1877) n'arrivait-il pas lui aussi à la même conclusion: "*La Société de géographie de Paris m'avait fait don d'une cassette remplie de fausses bijouteries, provenant du théâtre impérial des Tuileries. C'étaient de magnifiques imitations de diamants et autres pierres précieuses qui avaient peut-être orné de hautes personnalités. Depuis mon départ de la côte, j'avais essayé de les faire apprécier, mais sans le moindre succès. On les regardait ici avec un dédain encore plus marqué. En revanche, je m'aperçus que de petits anneaux en verre bleu étaient de plus en plus estimés par les indigènes. Ils les appelaient 'ngongolo'. Connus depuis des siècles dans ces régions, mais d'une rareté excessive, ils avaient ici une valeur très considérable. La caisse que nous possédions au quartier général valait au moins cinq cents esclaves, qu'on se procure difficilement sans cette marchandise. [...]. J'avoue que j'en étais arrivé moi-même à trouver splendide la modeste perle bleue, objet de la convoitise de toute femme, dans ces régions où la ceinture de ngongolo joue le même rôle que nos parures de diamants. Entre cette perle et le brillant de carbone pur, je commençais à ne pas faire la différence. Et par le fait, y en avait-il? Notre pierre précieuse d'Europe n'a de valeur que par sa rareté, et le ngongolo était très rare au pays ondoubo! Diamant ou perle bleue, n'est-ce pas souvent la marchandise à chair humaine?"*

³⁴² Les propos cités ici proviennent des entretiens réalisés avec les habitants de Gouté, Bimba et Djémiong en octobre et novembre 1995.

La notion de richesse paraît donc dépendre à la fois de l'activité dont l'argent est tiré³⁴³ et de l'usage qu'on en fait. Le foyer n°19, à Djémiong, permet de valider cette hypothèse. Une des filles du chef de foyer réside en France depuis quelques années et envoie régulièrement à ses parents des cadeaux qui font l'orgueil de la famille : appareil photo, radiocassette,... De même, cet homme tient un petit bar, construit en planches, qu'il approvisionne régulièrement en bières achetées en ville. Néanmoins cet homme qui détient un ensemble d'objets représentatifs d'une aisance matérielle n'est jamais cité comme un homme riche. Au contraire, c'est sa femme qu'on donne en exemple pour son ardeur au travail, la taille de ses champs et l'argent qu'elle économise en vendant sa production.

Cette liaison entre richesse et activité agricole est significative: "*les gens importants au village, ce sont les hommes riches car un homme qui a une grande famille, il peut appeler ses enfants pour les faire travailler dans sa plantation*". On retrouve alors la définition de la richesse donnée au début du siècle chez le Bèti: la richesse comme pouvoir sur les hommes. Cette définition ne suffit cependant plus pour expliquer la richesse actuelle de certains jeunes hommes du village, qui sont capables, sans aide de la famille, d'obtenir d'importantes récoltes agricoles, dont l'argent est utilisé à bon escient. Ainsi avoir de grands champs et savoir gérer ces ressources est un signe de richesse, probablement parce que son détenteur peut compter sur une main œuvre familiale massive, qui constitue autant de dépendants du chef de famille ; cependant, un homme seul atteignant les mêmes résultats aura, lui aussi, le statut d'homme riche³⁴⁴. En conséquence, comme le récapitule un villageois, "*au village, l'importance vient d'abord de la richesse, surtout si tu es un homme jeune. Mais certains hommes sont importants car ils sont vieux et non parce qu'ils ont les moyens. Il y a l'importance de l'âge et l'importance de l'argent*", qui constituent deux sources légitimes de la richesse: une source traditionnelle où un homme est riche car plusieurs personnes dépendent de lui; une source moderne où la richesse découle des moyens matériels qu'un homme peut accumuler à partir de son travail au champ. Dans tous les cas, comme pour les anciennes monnaies traditionnelles, l'argent n'est porteur de prestige que si sa source (le travail au champ, qui est l'activité

³⁴³ Par exemple, les petits commerçants ne sont pas désignés comme des personnes riches par les autres villageois. On retrouve la même constatation dans Binet (1970, p. 137) : "*si [...] on se tourne vers les commerces réguliers, on constate que les actes commerciaux (achats pour revente) sont souvent exécutés par des catégories peu influentes de la population. [...] Leur mode de vie, leur prestige apparaissent en dehors des normes. Leur pouvoir, le pouvoir de l'argent, ne leur donne aucune autorité dans la société tribale à côté de laquelle ils vivent*".

³⁴⁴ Ce n'était pas le cas au début des années 1970 dans la province du sud-Cameroun: "*ainsi, il apparaît de grands planteurs qui ont étendu - seuls - leurs plantations et atteint une relative aisance matérielle. Mais la richesse ultime se situe encore dans les hommes, et l'homme riche est celui qui a beaucoup d'enfants, donc beaucoup d'épouses*" (Weber, 1975, p. 96).

communautaire par excellence) et son usage (en dépenses "constructives") sont socialement définis. Ainsi, la notion de richesse, telle qu'elle est définie par les villageois, est une conception appartenant à la fois au paradigme de l'économie du don et à celui de l'économie marchande. Elle peut être à la fois possession de biens et possession de personnes; mais, dans les deux cas, la richesse d'un individu se définit dans le cadre et selon les valeurs de la communauté dans laquelle il vit. Elle continue malgré tout à s'inscrire dans une régulation "traditionnelle" de la société.

En réponse à cette première analyse sur la notion de richesse au village, il est intéressant de s'interroger sur le comportement de ces individus si ceux-ci étaient confrontés à une économie strictement marchande. Le jeu de Monopoly © fournit le prétexte idéal pour réaliser une telle simulation.

3.2. Les villageois en économie marchande parfaite: le jeu du Monopoly

Au delà du constat que les billets et les pièces ne régulent qu'une faible partie des transactions entre villageois, il s'agit de savoir si l'usage de la monnaie suscite un comportement spécifique de la part de ces individus. L'hypothèse de cette expérience est que, loin de n'être qu'un moyen neutre de régler les échanges, le bien monétaire est le support d'attitudes et de stratégies particulières des villageois. Plutôt que de procéder à des enquêtes qualitatives formelles, cette thématique a été étudiée par le biais d'une expérience ludique, en proposant aux villageois de participer à plusieurs parties de Monopoly (Lescuyer & Weber, 2000). Ce jeu réunit en effet toutes les caractéristiques de l'économie marchande: l'ensemble des relations sont monétarisées, la propriété des titres fonciers est privée, les agents ne développent pas de liens sociaux spécifiques,... Par ses caractéristiques, ce jeu constitue le parangon de l'économie marchande³⁴⁵. Il fournit donc un cadre de relations strictement inverse à celui d'une économie du don, qui prédomine dans les sociétés pas ou peu monétarisées. Il n'est ainsi pas étonnant que le Monopoly ait été beaucoup plus apprécié à Djémiong, où le commerce est une activité importante, qu'à Gouté qui est une économie davantage enclavée³⁴⁶. Néanmoins, malgré cette différence, les réactions par rapport au jeu

³⁴⁵ Le but du Monopoly est de "vendre, acheter ou louer des propriétés de manière profitable, de telle sorte que l'un des joueurs devienne le plus riche". L'existence de l'individu joueur est dépendante de l'argent et des biens qu'il possède. C'est donc l'argent qui confère à l'individu son statut, et non le tissu de relations sociales dans lequel il est inséré : sans la possession de billets ou de titres, le joueur disparaît. De même, aucune entraide entre joueur n'est tolérée : "les propriétaires de terrain ne doivent pas omettre de réclamer les loyers qui leur sont dus.[...] Les joueurs ne peuvent, en aucun cas, emprunter entre eux de l'argent ou des propriétés". Le jeu ne garde son intérêt que si vous "n'aidez pas les autres joueurs à sauvegarder leurs biens".

³⁴⁶ A Djémiong, les parties seront fréquentes, les participants et les spectateurs variés; à Gouté, seules deux parties seront jouées et aucune n'ira à son terme. Il est difficile d'expliquer ce manque d'enthousiasme chez les Boli autrement que par le peu de contacts qu'ils ont avec l'économie marchande.

sont du même ordre dans les deux villages. C'est sur la base de l'ensemble des parties réalisées³⁴⁷ qu'il est possible de faire ressortir quelques traits marquants des comportements des villageois dans cette économie marchande intégrale.

Deux sortes de réactions caractéristiques du comportement des joueurs au village peuvent être distinguées: celles par rapport au bien monétaire, celles par rapport aux autres joueurs.

Pour la plupart des joueurs inexpérimentés, le but du jeu se résume à posséder un nombre important de billets. Cela n'a que peu à voir avec la richesse des joueurs puisque le nombre de billets détenus est plus important que la valeur de ces billets: rares sont les joueurs qui connaissent approximativement le montant de leur fortune. Le prestige du joueur se traduit ainsi par l'ostentation de ses billets. Cette ostentation paraît d'autant plus exacerbée qu'elle ne s'accompagne pas, contrairement à une économie de don, d'une redistribution de la richesse parmi les membres de la communauté. Au Monopoly, les joueurs sont tout à fait indépendants les uns des autres, d'où une surenchère de l'ostentation qui se traduit par une comparaison systématique du nombre de billets possédés³⁴⁸. Ce phénomène disparaît néanmoins avec l'expérience des joueurs. Les billets sont alors classés en tas selon leur valeur, et s'il y a ostentation, elle ne se fait plus que sur les gros billets (10 000 - 50 000F); mais, ces derniers sont la plupart du temps dissimulés et ils ne sont sortis qu'en dernier recours³⁴⁹.

Ce comportement d'ostentation des billets par les joueurs inexpérimentés se traduit indirectement par l'exactitude des relations monétaires que les joueurs établissent entre eux: il n'est pas de paiement qui ne soit réglé au franc près. D'une part, parce que chaque billet a une importance en tant que tel en participant à l'accroissement du tas déjà constitué. D'autre part, car toutes les transactions entre joueurs sont formalisées: elles correspondent au loyer inscrit sur le titre de propriété, à l'amende écrite sur les cartes de chance, au prix des rues qu'on lit sur le plateau de jeu,... Le cadre de l'économie marchande, en établissant un ensemble de relations strictement monétarisées qui ne peuvent être discutées, fournit aux joueurs un contexte non-controversé pour leurs actions.

Dans le cadre du Monopoly, le règlement des relations entre individus par les seuls billets semble être accepté et assimilé par tous. A contrario, ce sont même les relations non-

³⁴⁷ Au total, ce sont douze parties qui ont été jouées dans les deux villages (2 à Gouté et 10 à Djémiong) faisant intervenir plus de quarante joueurs différents. Les transcriptions de certaines de ces parties sont fournies en annexe XVI.

³⁴⁸ A Gouté, lors de la partie du 16 avril, un des joueurs ira jusqu'à échanger un billet de 500F contre cinq billets de 100F.

monétaires qui en viennent à poser problème aux joueurs, par exemple lors de la phase d'échange des rues. Dans la règle du jeu, cette étape est décrite de la façon suivante: "*lorsque la Banque ne possède plus de Titres de propriété, les joueurs peuvent échanger ou vendre des propriétés entre eux, dans le but de se constituer les groupes de couleur complets. Dans l'intérêt commun, il est recommandé aux joueurs de s'entendre à l'amiable pour ces opérations*"; or, c'est cette entente à l'amiable que les joueurs ne parviennent pas à établir. L'origine de cette difficulté vient sans doute du fait que ces transactions ne sont pas nécessairement réalisées en ayant recours à la monnaie mais que, cependant, les objets d'échange (les titres de propriété) vont être utilisés par la suite pour établir de nouvelles relations marchandes. Il paraît alors difficile pour les joueurs de savoir dans quel cadre économique (marchand ou troc) ils doivent réaliser ces transactions³⁵⁰. Néanmoins, au fur et à mesure des parties, on constate que les joueurs tendent à ramener l'ensemble des échanges à ceux propres de l'économie marchande: une succession d'achats et de ventes. Au lieu de profiter, durant les échanges, de cet espace de liberté leur permettant de faire leur choix en fonction des relations sociales, les joueurs se comportent comme des acteurs économiques anonymes qui maximisent leur utilité personnelle. La monnaie devient omniprésente: l'échange n'est plus l'affermissement d'un lien social, il n'est plus que le changement de mains d'un objet privé.

Ces réactions particulières des villageois face à des échanges strictement monétaires n'empêchent pourtant pas les participants de savoir utiliser ces relations marchandes pour caractériser leur position sociale. Trois types de réactions au moins traduisent ce phénomène. Premièrement, la place du joueur A, plus âgé que les autres joueurs, est particulière. Bien que prenant part tous les soirs aux parties, il ne participe pas à l'agitation qui anime le jeu et se

³⁴⁹ On peut par exemple opposer la réaction de R. le 3 avril, qui exhibe ses billets en s'exclamant "*Qui a ça ?*", à celle d'Ab. le 8 avril, qui donne tous ses billets avant ceux de 50 000F, voire au comportement général des joueurs le 20 avril qui rechignent tous à se séparer de leurs gros billets.

³⁵⁰ Sur l'ensemble des parties, trois types de stratégies sont apparus:

- pour les néophytes, les échanges de rues se réalisent carte contre carte, sans considération de la valeur marchande des cartes échangées. La possession d'un titre paraît plus importante que la valeur de ce titre : la richesse n'est pas de détenir quelques titres d'une valeur marchande élevée mais plutôt beaucoup de titres quelles que soient leurs valeurs. On se situe dans un rapport élémentaire d'échange du type don/contre-don simple;
- pour les joueurs expérimentés, le seul moyen d'échanger des titres fonciers est l'achat-vente: ils achètent les cartes qui les intéressent aux autres joueurs et vendent celles dont ils ne tireront pas profit. Certains jeunes hommes ont su rapidement adopter l'"esprit capitaliste": ils achètent d'abord à des tarifs raisonnables les rues qu'ils désirent et, une fois leurs groupes de rues constitués, vendent à des prix prohibitifs les rues dont ils n'ont pas besoin, au risque de bloquer le jeu pour les autres joueurs. Le rapport d'échange est strictement marchand;
- enfin, les joueurs moyens développent des stratégies diverses et souvent étonnantes: échange sur la base de ce que rapportent les hôtels, stratégie d'accaparement des gares quel qu'en soit le prix,... Ces joueurs ne semblent pas disposer de repères qui leur permettraient de fonder leur jugement de ce qu'est le "bon" échange.

tient constamment debout en supervisant la partie. Il paraît marquer en cela son statut d'aîné. Cette position est reproduite dans la sphère marchande puisque, inéluctablement, il cherchera à s'approprier les rues prestigieuses de la dernière ligne, quitte à se ruiner³⁵¹.

Deuxièmement, lors des enchères de rue, les joueurs inexpérimentés, ceux-là mêmes qui vantent l'épaisseur de leur tas de billets, veulent convertir la masse de leur argent en reconnaissance sociale immédiate: en surenchérissant systématiquement, ils se ruinent pour l'acquisition d'une rue. Ce n'est pas le cas des joueurs expérimentés dont les offres ne dépassent guère la valeur marchande de la rue proposée.

Troisièmement, il est fréquent de constater une solidarité entre plusieurs joueurs de la même famille ou du même sexe. Celle-ci n'est cependant pas systématique et elle ne va jamais à l'encontre de la règle du jeu: cette forme de solidarité reste à la limite de l'ordre marchand et ne vise pas à contester le statut d'agent économique et personnel que le jeu institue³⁵². Cette solidarité se traduit plutôt par le fait de relancer rapidement les dés pour éviter que le joueur précédent ne paye le loyer, ou de conseiller un frère qui hésite à investir,...

Au total, cette expérience du Monopoly au village est susceptible d'apporter plusieurs renseignements sur le comportement des villageois quand ils sont plongés en économie de marché, aussi fictif le jeu soit-il. Tout d'abord, la capacité d'assimilation du jeu par les participants a été très rapide, surtout à Djémiong. Dans ce village, les jeunes hommes qui ont fréquemment pris part au jeu ont développé des stratégies parfaitement adaptées aux règles du jeu et, par extrapolation (abusive ?), aux conditions de l'économie marchande. De manière générale, à aucun moment n'ont été remis en cause les principes de monétarisation des échanges ou d'individualisation stricte des joueurs. La recherche du profit personnel par le biais de transactions marchandes a été rapidement comprise par les joueurs, qui sont en majorité des jeunes adultes. Le comportement d'acteurs marchands a donc été prédominant tout au long des parties réalisées, même s'il s'accompagne de certains accommodements qui correspondent souvent au respect des structures sociales: les rues prestigieuses sont laissées à l'aîné, une solidarité potentielle existe entre "frères de village",... Cependant, ces phénomènes ne remettent pas en cause les principes de fonctionnement de l'économie marchande dans lequel les joueurs évoluent. Le succès des parties organisées à Djémiong tient vraisemblablement au fait que ce jeu offre à de jeunes adultes la possibilité d'accéder au prestige de remporter une partie disputée avec d'autres membres de la communauté

³⁵¹ Les autres joueurs, qui admettent la supériorité sociale de l'aîné, sauront d'ailleurs en tirer parti dans le jeu en lui échangeant les rues luxueuses selon des termes d'échange à leur avantage.

villageoise. Ce prestige ne leur est pas accessible en système "traditionnel" du fait de leur place dans la parenté. Ce n'est pas le cas en économie marchande où, comme au Monopoly, la réussite individuelle se traduit directement en prestige social.

Les différentes analyses sur l'utilisation de la monnaie dans les villages de la zone d'étude conduisent à s'interroger sur l'ordre social (rituel ou marchand) qui dirige ces économies locales: dans quelle mesure ces sociétés de forêt, qui recourent aujourd'hui à la monnaie moderne, peuvent-elles être apparentées à des sociétés marchandes ou, au contraire, conservent-elles les caractéristiques d'une économie de don? Cela ne signifie pas que les sociétés caractérisées par le don ignorent les échanges marchands, ni que les sociétés marchandes ont cessé de pratiquer le don: "*le problème est de voir dans chaque cas quel principe domine l'autre dans la société et pourquoi*" (Godelier, 1996, p. 24). Dans le cas d'un ordre social marchand, l'évaluation monétaire des ressources forestières paraît pertinente pour révéler le bien-être tiré de l'écosystème par les usagers. Dans le cas contraire, celui d'une économie de don où les échanges sont fortement dépendants des relations sociales, le modèle de gestion économique de la nature perd sa légitimité.

Section 3. Remise en cause d'une gestion économique de la forêt tropicale

La remise en cause du modèle de gestion économique de la forêt tropicale ne vient pas seulement des difficultés techniques et empiriques rencontrées lors du calcul des valeurs économiques totales approchées ou de la mise en œuvre de l'analyse coûts-avantages. La critique est plus profonde: elle provient, d'une part, de la vision particulière des relations hommes-environnement imposée par ce modèle et qui ne correspond pas à la réalité de ces sociétés rurales. D'autre part, cette approche repose sur un mode de prise de décision, consacrant l'analyse coûts-avantages comme critère majeur de décision, qui se révèle inadéquat pour traiter des problèmes environnementaux à l'interface de dynamiques sociales et naturelles.

1. Monétarisation de la nature: deux visions antagonistes

Aux tenants d'une gestion économique de la nature qui considèrent l'évaluation monétaire comme un moyen d'étendre les mécanismes de marché aux actifs naturels s'opposent les usagers quotidiens de la monnaie au village qui, dans une grande mesure, profitent de ce

³⁵² Ainsi, il n'y a jamais de réduction de paiement sur les sommes dues, même si cela entraîne la faillite d'un

vecteur d'échanges pour renforcer leurs liens sociaux.

1.1. Vers une extension de la régulation marchande

L'exercice d'évaluation économique réalisé dans l'est-Cameroun ainsi que l'état de l'art proposé de ces expériences pour la forêt tropicale indique la prédilection des économistes pour les méthodes d'évaluation directe. Il apparaît en effet que l'évaluation monétaire de la nature est d'autant plus influente sur la prise de décision qu'elle se base sur des données de marché réel. Par exemple, la plupart des estimations de valeur d'usage indirect et de non-usage ont un impact faible sur la sphère politique, pour plusieurs raisons: ces valeurs économiques, aussi élevées soient-elles, n'ont aucune contrepartie réelle qui se traduirait par une variation des prix sur les marchés existants; elles restent donc une quantification d'externalités qui ne sont pas internalisées dans la réalité. De même, le manque de connaissances sur l'utilité effective des fonctions de la forêt, surtout au niveau global, va à l'encontre d'une "concrétisation" de ces valeurs économiques.

Pour les promoteurs d'une gestion économique de la forêt, ces difficultés à tenir compte de l'ensemble des valeurs monétaires de la forêt trouvent leur solution dans une globalisation des droits de propriété sur les ressources naturelles (Sandler, 1993; Adger et al., 1995; Lampietti & Dixon, 1995). Les économistes de l'école de Londres portent ainsi une attention particulière aux moyens de "capturer" ces valeurs économiques ne s'exprimant pas sur un marché réel. La logique de base est donnée par Pearce (1996-b, p. 2): "*capture mechanisms vary widely but they certainly involve definition and enforcement of property rights where the absence or insecurity makes it impossible for landowners or users to capture non market values*". Les solutions proposées sont, pour leur majorité, le déploiement de marchés et l'établissement de droits de propriété privée sur les ressources: marchés locaux pour PFNL, marché global pour les droits d'émission de carbone, extension de l'éco-tourisme, achat de droits d'usage fonciers³⁵³,... Pour ce courant, la gestion de l'environnement nécessite ainsi une internalisation accrue des éléments environnementaux dans la sphère économique. D'autres auteurs moins radicaux estiment que ces évaluations non marchandes de la forêt tropicale devraient favoriser un accroissement des transferts financiers en contrepartie de la production de ces bénéfices globaux (Ruitenbeek, 1992-a; Norton-Griffiths & Southey, 1995). Dans les deux propositions toutefois, c'est une vision particulière de la gestion environnementale qui

"frère": chaque loyer est "*marqué sur la carte*" et doit être exactement payé.

³⁵³ "*The international community may reveal its willingness to pay for conservation by engaging in some kind of trade of land-use rights. Landowners would give up rights on some uses of land, e.g. burning the forest, or developing land beyond a given level of intensity, in exchange for a money payment*" (Adger et al., 1995, p. 295).

s'impose: celle où les ressources sont assimilées à des biens de marché et où leur bonne utilisation est garantie par leur intégration aux mécanismes d'échanges marchands. Loin de n'être qu'une aide objective à la décision, le recours à l'évaluation économique de l'environnement tend à structurer la prise de décision, au sens où elle restreint les solutions envisageables à une extension de la marchandisation du milieu (O'Connor, 1996).

La gestion économique de l'environnement prend alors deux significations: "*soit la soumission effective d'une réalité à une régulation par le marché, ou par des instruments ou incitations formellement marchandes [...]; soit la détermination des décisions à prendre, en particulier dans le domaine de l'action publique, en fonction d'un calcul économique cherchant à mettre en évidence une forme ou une autre d'optimum collectif*" (Godard, 1989, p. 333). Ces deux acceptions d'une gestion économique de l'environnement se recoupent pour le cas des forêts tropicales: la décision à prendre est guidée par un arbitrage économique entre modes alternatifs d'utilisation des ressources; et, dans le même temps, ce calcul économique est d'autant plus crédible qu'il se fonde sur des valeurs de marché réel (et non simplement sur la seule révélation indirecte ou sur l'expression des préférences individuelles), d'où la recommandation d'une extension des mécanismes de marché.

Cette représentation particulière de l'environnement et sa gestion par l'instauration de mécanismes marchands nécessitent de recourir à l'évaluation monétaire qui assure la conversion des ressources en marchandises. Une telle opération est toutefois incompatible avec la perception et l'utilisation de la monnaie dans ces économies villageoises.

1.2. Les relations monétaires comme support de liens sociaux

Les constats et analyses effectués dans la zone d'étude semblent indiquer que, malgré la présence d'une monnaie universelle et son emploi croissant au village, les choses échangées sont encore loin de n'être considérées qu'en tant que marchandises et les individus comme de simples agents de marché. Qu'ils soient monétarisés ou non, les échanges économiques restent fortement marqués par les rapports individuels, et chaque objet échangé permet un affermissement des liens sociaux³⁵⁴. Comme le disait Balandier (1963, p. 510) pour les Fang, "*ces faits révèlent un état de la société où les relations économiques ne sont pas encore celles de partenaires qui s'effacent, en tant qu'agents économiques, derrière les richesses*

³⁵⁴ Le constat est le même chez les Achuar de Haute Amazonie : « à la différence du capitalisme marchand, où c'est le mouvement des objets qui engendre des liens contractuels entre ceux qui y participent et où les rapports entre individus s'établissent à travers les choses en raison du profit que chacune des étapes de leur circulation permet d'engranger, le troc auquel se livrent mes compagnons repose sur une relation personnelle et exclusive entre deux partenaires seulement, dont l'échange des biens fournit l'occasion plutôt que la finalité » (Descola, 1993, p. 273).

échangées; ce sont, au contraire, des relations fortement personnalisées et les richesses elles-mêmes sont surtout porteuses de valeurs non économiques". Au delà d'un simple échange de biens, les relations monétaires sont toujours l'occasion d'engendrer un lien social: en cela, elles restent avant tout à interpréter au regard d'une régulation "traditionnelle" de ces communautés. La monnaie, et par son intermédiaire les biens matériels, ne sont désirables que dans la mesure où ils s'inscrivent dans une relation entre les hommes³⁵⁵.

Il ne serait cependant pas correct d'affirmer que ces sociétés forestières continuent à reproduire strictement un ordre social rituel et une structure économique de don. Si l'on ne peut pas dire que la monnaie, principe de souveraineté de l'ordre marchand, affirme la solidarité de tous les actes d'échange sous la figure d'une circulation générale des marchandises, il serait faux de croire que la communauté est le cadre systématique des échanges par le biais d'une circulation de choses porteuses de liens sociaux. Aucun de ces paradigmes n'est intégralement applicable à la structure sociale de ces villages et aucun n'est absolument à rejeter. C'est probablement en cela que la situation a évolué ces dernières décennies. Les analyses des années 1960 indiquaient encore une adaptation des modes de régulation traditionnelle à la pression extérieure de l'économie de marché. Althabe (1968, p. 137) écrivait notamment pour les communautés du sud-est de Madagascar: "*depuis 1947, et surtout depuis 1960, l'univers villageois s'est réorganisé de manière à maîtriser, digérer pourrait-on dire, ce contact potentiellement destructeur avec l'extérieur, bien plus, il s'est servi de ce contact pour renforcer son fonctionnement interne*". A la même période, pour l'Afrique centrale, Balandier (1963, p. 514) constatait que, face aux conditions d'existence moderne, les institutions traditionnelles permettent de transformer la supériorité économique en une supériorité morale et politique; et de conclure: "*le système clanique révèle ainsi, durant une longue période, une surprenante capacité assimilatrice*". C'est cette *capacité assimilatrice* des pressions marchandes extérieures par la société traditionnelle qui paraît s'être amoindrie dans la zone d'étude. C'est maintenant une société de l'entre-deux où le prestige économique ne s'est pas encore substitué au prestige social, où l'ordre social est semi-marchand et semi-rituel.

1.3. Une relation hommes-nature difficilement monétarisable

Puisque les relations économiques établies dans ces villages de forêt sont loin de relever du seul ordre marchand, la monnaie ne paraît pas un outil suffisant pour rendre compte de la régulation économique de ces sociétés rurales. L'économie de ces sociétés forestières, même

³⁵⁵ Un membre d'une tontine résume ce constat à l'adage qui dit que "*l'argent est bon, mais l'homme est meilleur*

si elle a recours à la monnaie pour régler certaines transactions, ne peut pas être assimilée à une économie marchande. Or c'est uniquement dans ce contexte que les outils et les concepts de la théorie néoclassique ont leur pleine utilité: *"the concepts analyzed in economic theory [...] are characteristic of the institutional framework of the self-adjusting market system. Their theoretical analysis has a real basis in the actual structure of institutions. But in nonmarket economies those concepts have no institutional counterpart. Applying market concepts cross-culturally to an institutional framework in which they do not exist will result in a falsified picture of the actual structure and functioning of the social order"* (Polanyi et al., 1957, p. 344)³⁵⁶. Dans un tel contexte socio-économique, ramener l'environnement à un bien monétarisé par le biais de l'évaluation économique, c'est supposer que les individus entrent dans une relation marchande à la fois vis à vis du milieu naturel et entre eux.

Dans ces sociétés ne dépendant pas exclusivement d'institutions de marché, cette hypothèse n'est pas vraisemblable. La gestion économique de l'environnement repose en fait sur une vision biaisée de la réalité qui ne lui permet pas d'apprécier les mécanismes socio-économiques sous-jacents de la dynamique des usages environnementaux: *"cette conception économiciste de la nature est en soi une vision particulière du monde, c'est-à-dire un système particulier de classement des choses et des relations entre les hommes à propos des choses"* (Weber, 1996-a, p. 3). En voulant assimiler l'ensemble des comportements des individus à ceux d'un agent économique présent sur le marché, les outils d'application de la théorie économique supportent une perception de la réalité qui n'est pas adaptée au contexte de ces sociétés rurales de pays en développement (Redclift, 1993). Cette vision du monde est d'autant moins pertinente que les relations qu'entretiennent les hommes avec leur environnement naturel dépendent principalement d'institutions non-économiques. Il paraît donc pour le moins délicat d'apprécier les usages et la gestion potentielle d'un environnement à partir de valeurs marchandes.

2. Un processus inadapté de choix collectif

Le modèle de gestion économique de la nature, parce qu'il s'inscrit dans le cadre théorique de

car il répond quand on l'appelle" (Henry et al., 1992, p. 62).

³⁵⁶ Godelier (1984, p. 44) exprime une idée similaire: *"le principal obstacle rencontré par la pensée théorique des économistes et des sociologues a été et est toujours l'ethnocentrisme de leur conception des rapports entre économie et société. [...] La société est vue comme un système global articulant des sous-systèmes économiques, politiques, religieux, etc., aux fonctions spécialisées. Cette représentation théorique correspond plus ou moins à la structure des sociétés capitalistes industrielles et marchandes au sein desquelles l'économie apparaît comme un sous-système autonome ou presque, ayant ses loi propres de fonctionnement, les autres niveaux de la société apparaissant comme des variables 'exogènes' qui interfèrent de l'extérieur dans la reproduction des conditions économiques de l'existence sociale. Or cette conception de l'économie empêche de reconnaître les logiques propres aux sociétés non capitalistes"*.

l'économie du bien-être, ne se révèle pas en mesure de refléter la diversité des variables influençant l'usage des ressources. L'arbitrage entre alternatives d'utilisation de la forêt tropicale requiert de réduire les dynamiques sociales et naturelles à des faits stylisés, qui peuvent eux être soumis à un traitement économique. Cette approche entérine également une représentation particulière du processus de choix collectif en relation avec les problèmes d'environnement: celle où un acteur central et jugé représentatif de l'ensemble des usagers justifie sa décision de gestion de la nature à partir d'un certain nombre de critères scientifiques supposés objectifs. Ce processus de décision n'est cependant plus pertinent lorsque le problème d'environnement est le résultat de conflit entre acteurs aux utilisations et aux perceptions divergentes du milieu naturel.

2.1. Vers une décentralisation de la prise de décision

La volonté d'élaborer une gestion économique de l'environnement ne correspond pas uniquement à la généralisation des concepts et des outils d'allocation optimale des ressources. Elle tend également à imposer un processus de décision où il revient à un acteur social "représentatif" de la collectivité de déterminer et d'appliquer une gestion de la nature jugée satisfaisante du point de vue des objectifs collectifs qu'il représente. Ce processus de décision, où l'économiste a une place prédominante, peut être résumé de la façon suivante (Weber, 1996-c):

- le "décideur"³⁵⁷ est saisi d'un problème environnemental sur lequel il dispose de peu d'information. Il s'adresse à l'économiste pour déterminer les alternatives envisageables de gestion et leurs conséquences en termes de bien-être collectif;
- l'économiste a pour objectif d'identifier les choix possibles et, à partir des outils de l'évaluation économique, de mesurer les implications de ces choix. Sur la base de ses

³⁵⁷ Le terme de "décideur" est la traduction du terme anglais *decision-maker*. Il découle initialement de la théorie néoclassique qui considère tout agent économique comme un "preneur de décision" en fonction de sa fonction-objectif et de sa contrainte. Son origine est donc strictement économique et exempte de tout jugement de valeur sur le statut de l'individu. Sa signification a pris de nos jours une tournure politique. Le "preneur de décision" a cédé sa place au "décideur", que le Petit Robert (1993) définit comme une "*personne physique ou morale ayant le pouvoir de décision*". Ce pouvoir de décision est aujourd'hui fortement lié à la place de l'individu dans la hiérarchie économique: un décideur alloue des budgets, gère des financements,... Les manuels et les guides "du décideur" publiés par les organismes internationaux (PNUE, OCDE,...) sont à ce titre tout à fait illustratifs. Pour l'OCDE (1995, p. 9), par exemple, un décideur est, entre autres, quelqu'un (i) "*chargé de donner des conseils ou de prendre des décisions sur les politiques d'environnement*"; (ii) "*qui a besoin de comprendre comment on peut évaluer, en termes économiques, les effets sur l'environnement, et pourquoi cette évaluation est importante*"; (iii) "*intervenant dans la commande, l'interprétation et la présentation des résultats des études d'évaluation*". Cette évolution traduit une perception très restrictive de ce que doit être la prise de décision, notamment en matière environnementale. Elle est représentative de l'approche *top-down* mise en œuvre par ces institutions. Cette figure idéale du "décideur" est de surcroît souvent mise à mal dans la réalité: "*soumis à de multiples remaniements tant au Sénat qu'à l'Assemblée, sous la pression de multiples groupes de pression, le texte échappe en grande partie*

estimations, il est amené à proposer une solution optimale qui maximise les bénéfices et minimise les coûts;

- à partir des scénarios de gestion élaborés par l'économiste, le décideur est en mesure de fonder son jugement, qui engage généralement des choix de long terme.

Cette démarche présente deux caractéristiques: celle, d'une part, d'accorder une importance considérable aux critères économiques et celle, d'autre part, de poser que la nature du problème de décision reste la même quels que soient les problèmes empiriques considérés.

Selon cette conception du processus de décision, même si le "preneur de décision" garde un rôle prépondérant dans le choix de la solution effective, la démarche d'évaluation économique précède et guide la décision sur des bases monétaires. Cette approche se heurte cependant à plusieurs obstacles importants, mentionnés précédemment. Une des difficultés majeures d'une approche économique de la gestion du milieu est la réduction des représentations de l'environnement à une norme monétaire. *"Or, un certain nombre de conflits portant sur l'usage de la forêt n'exprime pas une simple concurrence entre usagers pour l'appropriation et l'usage prioritaire des biens et services de la forêt (ce qui serait à la limite susceptible d'un calcul d'optimum économique), mais opposent des représentations radicalement différentes qui débouchent sur des conflits de légitimité"* (Barbut & Karsenty, 1994, p. 11). Si l'on admet la multiplicité et la légitimité des usages potentiels des ressources forestières, le recours à la seule analyse économique se trouve disqualifié. De plus, comme le montre Thébaud (1998), en recherchant une objectivité des critères de choix, la gestion économique de la nature laisse de côté la question du processus par lequel l'utilisation de ces écosystèmes s'est constitué comme problème de société. Le recours à l'analyse économique se fait le plus souvent de manière autonome par rapport à la dynamique du processus de décision: le problème d'environnement est donné une fois pour toutes, les comportements des acteurs sont formalisés pour pouvoir être appréhendés selon la logique économique, et la finalité de l'analyse coûts-avantages est de produire un résultat définitif sur l'efficacité économique des choix à faire. Une telle démarche d'expertise est déconnectée de l'évolution de la prise de décision et ne permet pas d'envisager l'émergence de nouvelles interactions entre les usagers. Un autre processus de décision est envisageable, dans lequel le choix collectif ne dépend plus d'un acteur représentatif dont les décisions reposent sur les résultats de l'analyse économique mais où les différents acteurs et leurs stratégies d'utilisation de l'environnement sont considérés de façon autonome (Henry, 1989). Cette seconde lecture se concentre plus

aux auteurs du projet. Et si le ministre signe le texte final, il n'en décide pas pour autant: tout au plus constate-t-il par sa signature que le processus est arrivé à son terme..." (Weber, 1995, p. 13).

directement sur la question des conflits d'intérêt entre ces acteurs et des moyens d'élaboration de solutions à ces conflits.

2.2. Une ouverture sur les dynamiques sociales et écologiques

L'application de la science économique pour guider la gestion de l'environnement est limitée par son incapacité à appréhender des dynamiques sociales et naturelles qui expliquent l'utilisation des ressources. D'un point de vue écologique tout d'abord, cette discipline n'est pas en mesure d'apprécier les réactions d'écosystèmes ainsi que les conséquences socio-économiques de ces changements (Bingham et al., 1995). Les milieux naturels se modifient généralement sur le long terme, de manière incertaine et en interaction avec l'évolution des systèmes humains. Ce type de dynamique naturelle laisse donc peu de place à l'application d'une analyse économique classique. D'un point de vue économique ensuite, l'économie néoclassique repose sur un certain nombre d'hypothèses peu compatibles avec les systèmes sociaux d'utilisation des ressources. Trois lignes de critique sont notamment formulées par l'économie néo-institutionnaliste (Froger, 1993):

- la théorie néoclassique se définit comme science de l'équilibre et de l'optimisation et fait l'impasse sur les processus à l'œuvre. Dans la réalité, l'hypothèse d'optimalité est rarement vérifiée et les individus tendent à rechercher des choix satisfaisants plutôt qu'optimaux;
- le comportement de l'*homo oeconomicus*, caractérisé par un raisonnement maximisateur et une rationalité substantive, peut être présent mais il est inséré dans un spectre plus large de comportements possibles;
- enfin, le marché n'est pas le moyen unique de coordination des comportements et d'autres institutions et/ou organisations peuvent se révéler plus efficaces.

Par rapport à cette dernière remarque, l'économie environnementale envisage deux types de configurations: lorsque les marchés sont inefficients et lorsqu'ils sont défaillants ou absents. Dans le premier cas, l'internalisation des externalités est en mesure de restaurer l'efficacité des marchés; dans le second cas, le corpus théorique et/ou technique de l'économie environnementale n'est pas suffisant pour appréhender correctement ces externalités. La situation des usages forestiers dans l'est-Cameroun correspond clairement à ce second type de configuration: l'institution du marché n'est pas suffisante pour coordonner de manière efficace les comportements des utilisateurs des ressources. La gestion de la forêt tropicale peut être d'autant moins débattue à l'aide des seuls arguments économiques que cet écosystème doit être assimilé à une ressource commune, faisant l'objet de demandes sociales variées et potentiellement conflictuelles.

"Pour le moment, dans ce voisinage, la majeure partie du territoire n'est pas propriété privée, personne ne possède le paysage et le marcheur jouit de ce fait d'une relative liberté. Néanmoins, il se peut que le jour vienne où l'on découpera en prétendus terrains de loisir, sur lesquels un tout petit nombre seulement goûtera un plaisir étroit et exclusif, lorsqu'on verra se multiplier clôtures, pièges pour les hommes et autres engins inventés pour confiner ceux-ci sur la route publique, lorsque marcher sur la terre créée par Dieu sera interprété comme pénétrer illégalement sur les terres d'un homme de qualité. Jouir d'une chose avec exclusivité revient généralement à se priver du vrai plaisir qu'on pourrait en tirer. Profitons au mieux des occasions qui nous sont offertes avant que ne viennent ces jours maudits"

H.D. Thoreau, 1862, p. 91

Chapitre VII: La forêt tropicale, une ressource en propriété commune?

Après le constat de défaillance du modèle de gestion économique de la forêt tropicale, ce chapitre pose les bases d'une approche alternative pour concevoir une utilisation durable et efficace des ressources de la forêt. Partant des pratiques constatées dans la zone d'étude, la forêt apparaît en réalité comme un bien commun utilisé de façon hétérogène par différents usagers. L'utilisation viable de cet environnement requiert alors la création d'institutions de gestion du massif, qui fixent le statut des ayants-droit, définissent des règles et des droits d'usage et qui sont en mesure de maintenir la capacité des systèmes naturels et sociaux à co-évoluer sur le long terme.

La première section de ce chapitre rappelle les caractéristiques essentielles d'un "bien commun" et montre que la forêt de la zone d'étude se plie effectivement à ces critères. Il apparaît qu'une gestion "marchande" de ces ressources communes n'est pas nécessairement la solution la plus adaptée, mais qu'une gestion en propriété commune peut être une option envisageable.

La deuxième section revient en détail sur la définition d'un système de gestion en propriété commune. Ceci nécessite d'éclaircir plusieurs notions centrales de cette approche, qui seront abordées successivement et permettent finalement d'apprécier l'ensemble des variables nécessaires à la compréhension de ces systèmes de gestion: règles en usage, droits d'usage, titulaires de ces droits, et modes informels d'appropriation des ressources. Une telle analyse permet d'appréhender la dynamique d'usage des PFNL dans la zone d'étude.

La troisième section vise à rassembler les conditions théoriques pour mettre en œuvre un régime de propriété commune de la forêt de la zone d'étude. Dans cette perspective, l'accent est mis sur l'instauration de nouvelles institutions de gestion du massif forestier, ce qui suppose, notamment, que l'objectif de viabilité des systèmes sociaux et naturels remplace celui de soutenabilité écologique.

Section 1. La forêt tropicale: quel statut économique pour quel mode de gestion ?

Alors que l'économie environnementale tend à promouvoir une gestion privative et marchandisée de la forêt tropicale, les usages constatés de ces ressources sur le terrain amènent à proposer un statut économique différent de cet écosystème: celui d'un bien commun, dont le mode d'utilisation reste ouvert à discussion.

1. Une typologie élargie des biens économiques

1.1. Les approches standard

L'évaluation économique des ressources de la forêt tropicale vise à assimiler cet actif naturel à une marchandise dont la valeur pourra être comparée à des biens échangés sur le marché. Pour les tenants d'une gestion économique de l'environnement, la forêt doit ainsi devenir un bien privé dont la consommation et la production doivent être organisées selon une structure marchande. Les biens marchands sont le plus souvent soumis à la propriété privée individuelle: ils sont facilement divisibles et leur consommation par un individu diminue d'autant les capacités de consommation des autres agents. Toutefois, tous les biens participant à la variation du bien-être des acteurs économiques ne présentent pas ces caractéristiques. A l'opposé des biens privés, plusieurs biens font l'objet d'une consommation collective puisqu'une utilisation individualisée n'est pas physiquement envisageable ou extrêmement coûteuse³⁵⁸. En conséquence, plutôt que de recourir à une régulation marchande, il est utile pour cette catégorie de biens d'instaurer un régime de propriété publique plus efficace pour coordonner les actions humaines.

De manière générale, le choix du régime de propriété des biens économiques est déterminant car il permet de réduire les externalités découlant de leur usage. Pour un bien privé, la propriété individuelle est celle qui garantit, à l'idéal, une internalisation complète des coûts

³⁵⁸ L'exemple classique est celui de l'éclairage public qui n'engendre pas de rivalité de consommation et qui fournit un service collectif à un faible coût par rapports aux solutions de marché.

externes. Une telle solution paraît moins adaptée pour un bien public, auquel cas une propriété collective de la ressource est plus efficace. L'objectif est donc de définir au mieux les droits de propriété qui s'appliquent aux biens économiques afin que le titulaire de ces droits prenne en compte l'ensemble des conséquences de sa décision.

1.2. Définition d'un bien commun

La difficulté de recourir à l'analyse économique pour désigner le régime de propriété le plus adéquat vient du fait qu'elle tend à circonscrire ce débat à l'alternative propriété privée ou propriété collective. Or, l'étude des modes d'utilisation des ressources indique qu'il existe un large spectre de régimes de droits de propriété et que la propriété privée individuelle comme la propriété publique n'en sont que deux cas extrêmes. Ostrom & Ostrom (1977) proposent de retenir les critères de la rivalité et de l'exclusion pour classifier les principaux statuts des biens économiques.:

Figure 22 : Typologie des biens économiques

	Rivalité forte (consom. individuelle)	Rivalité faible (consom. jointe)
Exclusion faible	Bien commun (<i>common pool resource</i>)	Bien public (<i>public good</i>)
Exclusion forte	Bien privé (<i>private good</i>)	Bien à péage ³⁵⁹ (<i>toll good</i>)

Source : Ostrom & Ostrom (1977)

Cette typologie propose des catégories inhabituelles de biens économiques, qui se situent à mi-chemin entre les biens privés et publics purs de la théorie néoclassique. Selon cette classification, les biens communs se caractérisent par deux attributs principaux:

Une faible exclusion: le contrôle de l'accès aux biens communs est coûteux ou impossible; on trouve dans ce cas les ressources biologiques dites « fugitives » ainsi que des ressources non divisibles, telles que les eaux souterraines. Ce premier trait est partagé avec les biens publics.

Une forte rivalité: l'usage par un individu affecte de manière négative celui des autres usagers: une unité de ressource prélevée par un individu devient indisponible pour les autres individus. Cette seconde caractéristique est également importante car, puisque les biens communs peuvent être soustraits à la consommation d'autrui, ils sont rares, d'où la nécessité d'assurer une allocation de ces biens qui soit la meilleure possible.

Une première confusion de l'approche standard est de chercher à appréhender les ressources communes au sein d'une dichotomie privé/public, alors que ces ressources représentent des phénomènes mixtes. A chaque type de bien commun, il convient alors de trouver le régime de propriété qui coordonne au mieux les comportements des acteurs vis-à-vis du bien en question et limite les externalités émises par ces comportements. En calculant la valeur économique totale approchée de la forêt tropicale, l'analyse économique tente d'assimiler cet actif naturel à un bien privé. Cette hypothèse fondamentale mérite d'être questionnée, ce qui requiert d'analyser le statut réel de la forêt tropicale aux yeux de ses usagers directs.

2. Le statut économique de la forêt tropicale

2.1. Une ressource partagée entre deux logiques spatiales

S'interroger sur le statut économique de la forêt tropicale nécessite de connaître les représentations que se font de cette ressource ses principaux usagers. Trois acteurs économiques ont déjà été présentés: Etat camerounais, populations locales, exploitant forestier. La présence de ce dernier est aléatoire et, dans tous les cas, il est obligé de composer avec l'autorité publique et les communautés locales pour exercer son activité. L'attention est donc portée sur ces deux acteurs principaux, dont les représentations de l'écosystème forestier structurent cet espace et contraignent les usages qui peuvent y être menés.

La précédente description de la loi forestière camerounaise donne une idée assez précise de la façon employée par l'Etat pour mettre en valeur la forêt: délimitation de zones forestières à usage unique, celles-ci étant strictement réglementées et contrôlées par la puissance publique. C'est par exemple le cas des UFA, qui couvrent la majeure partie de la province de l'est. Une telle conception de l'utilisation des ressources est prédominante en Afrique subsaharienne, du moins chez ceux en charge de la politique forestière. Le Roy et al. (1996) parlent à cet égard de conception "post-coloniale" qui retient une structuration géométrique de l'espace et impose la propriété comme inviolable et sacrée. Ce premier mode d'appropriation des ressources est associé à une structure économique "moderne" nécessitant une extension de la propriété privée et des mécanismes de marché.

A cette conception pragmatique de l'utilisation de l'espace forestier se heurte une autre organisation des relations entre les hommes et la forêt. Pour continuer à utiliser la terminologie de Le Roy et al. (1996), cette seconde conception dite "pré-coloniale" ignore la propriété privée de la terre et reconnaît autant de droits sur les ressources que d'usages

³⁵⁹ L'accès contrôlé à des biens dont la consommation est collective permet l'instauration d'un péage. C'est le cas par exemple des autoroutes, des cinémas, des taxis-brousse...

socialement acceptés. Contrairement à des espaces clairement délimités et désignés pour une utilisation spécifique, cette représentation de la forêt admet la superposition et l'interconnexion de plusieurs droits sur un même espace, ceux-ci gardant par ailleurs une certaine fluidité. Plutôt qu'un droit unique s'appliquant à des ressources précises, il s'applique alors un faisceau de droits pouvant être suscités au gré des circonstances³⁶⁰.

Si la première conception de l'utilisation de la forêt tend à assimiler celle-ci à un bien privé, la seconde représentation de la forêt accorde à l'espace forestier un statut fort différent: elle ouvre la voie à d'autres modes de gestion, telle qu'une gestion en propriété commune. Pour ce cas d'étude, il importe donc de mieux apprécier la façon selon laquelle les acteurs locaux se représentent l'espace forestier et comment cette conception influence leur utilisation des ressources.

2.2. Une représentation topographique de l'espace

Le cadastre camerounais est établi jusqu'au niveau de la commune. Celle-ci regroupe généralement plusieurs villages entre lesquels les limites territoriales ne sont que rarement précisées. Plusieurs projets de recherche ont néanmoins cherché à connaître et délimiter les terroirs (ou finages) de certains villages de la forêt camerounaise³⁶¹. Ces terroirs ne correspondent pas forcément à ce qu'on pourrait appeler l'espace d'activité de ces villages: ils constituent plutôt un espace dont les limites sont acceptées par au moins les notables/personnalités marquantes des villages en question.

Les travaux du projet API fournissent une belle illustration de l'élaboration d'un terroir villageois, en l'occurrence celui de Bimba. Au delà de la carte et des limites dessinées, il est utile de s'intéresser à la démarche suivie pour aboutir à une telle représentation de l'espace. Pour cela, un exercice similaire a également été réalisé dans les villages voisins de Gouté et Djémiong, ce qui permet d'avoir une carte complète de l'appropriation villageoise de cette forêt³⁶². Plusieurs éléments ressortent de ces expériences. Tout d'abord, malgré la faible pression démographique sur les ressources³⁶³, tout l'espace forestier est approprié par les trois villages. Il n'y a ni espace libre, ni zone fortement disputée entre les parties³⁶⁴. Les terroirs se

³⁶⁰ Cette représentation de l'espace forestier n'est évidemment pas sans rappeler le mode de fonctionnement politique de ces sociétés segmentaires et l'économie rituelle de don décrits précédemment.

³⁶¹ Projet API, APFT, Programme Tropenbos,...

³⁶² Voir cartes en annexe VIII.

³⁶³ Par exemple, pour Gouté, en rapportant le nombre de cueilleurs de PFNL alimentaires en zone forestière à l'espace utilisée pour cette pratique, la "pression de collecte forestière" pour les produits forestiers alimentaires s'établit à environ 2,5 hab/km².

³⁶⁴ Sauf pour un espace très limité le long de la Doumé, où la pêche est une activité particulièrement attractive. On constate cependant qu'en cet endroit, des campements de plusieurs villages sont présents sans qu'il n'y ait de revendication territoriale formelle d'aucune part.

composent en réalité de plusieurs zones connues des villageois et dont les noms donnent un indice de la représentation locale de la forêt. Ainsi, que ce soit à Gouté ou à Djémiong, la plupart des zones forestières portent le nom des rivières qui s'y trouvent. Quand ce n'est pas le cas, d'autres repères naturels sont utilisés pour dénommer ces espaces d'activité³⁶⁵. Ainsi se dessine une représentation "topographique" de l'espace forestier, représentation par ailleurs courante en Afrique noire (Bohannan, 1963). Plutôt que de se référer à des limites fixes qui découpent la forêt en zones juxtaposées et indépendantes, la structuration de l'espace se fait davantage sur la base de points de repères naturels: sources de rivières, arbres majestueux, vieilles pistes forestières secondaires,... Ces indications géographiques demeurent néanmoins ponctuelles et ne peuvent que par extrapolation donner lieu à des limites géométriques. D'où la différence entre le terroir mis à jour à Bimba, pour lequel ces repères naturels ont été artificiellement reliés en ligne droite (Karsenty, 1996-a), et celui de Gouté, qui ne peut faire mieux que de situer de tels repères identificateurs et les vagues zones d'activité qui leur sont associées: dans ce second cas, une délimitation fixe d'un terroir villageois relève de la gageure.

2.3. De l'effectivité des limites de terroir

La désignation des terroirs des trois villages de Bimba, Gouté et Djémiong montre qu'une représentation "territoriale" de l'espace n'est pas ignorée des populations locales. D'ailleurs, ces trois villages sont à peu près d'accord sur les repères naturels représentant la limite de leurs terroirs respectifs. Il importe toutefois de ne pas confondre ces terroirs villageois avec l'espace d'activité réellement utilisés par ces habitants. En effet, la connaissance de ces limites approximatives n'empêche pas la venue des individus des villages voisins pour y pratiquer des activités extractives: *"les gens de Gouté ont leur forêt mais pourtant ils tendent les pièges même dans la forêt de Bimba et de Djémiong. Les limites ne sont pas venus nous séparer nos activités. Les limites ne signifient pas que l'homme boli ou mézimé ne peut pas traverser pour la chasse"* (A., Gouté, 1996). Dans ces circonstances, il paraît même possible d'ouvrir des champs dans la forêt d'un village voisin sans que cela menace la souveraineté revendiquée sur cet espace: c'est par exemple le cas à Djémiong où *"les gens de Bimba veulent même créer les plantations à Mondoumbou. Il n'y a pas de problème: il s'installe là pendant un an, il fait une petite plantation mais il ne s'installe pas là définitivement. Ce n'est pas comme un hameau où il quitte son village avec toute sa famille"* (M., Djémiong, 1996).

³⁶⁵ Il s'agit par exemple, à Djémiong, des sites de Motsiek ("les collines") ou de Ngouodom ("la vallée du baobab"). Idem à Gouté pour les sites de Song Paresse (une colline), de Nzamba (un lac) ou de Ngoundou (un marécage).

La tentative de création d'une forêt communautaire et la constitution d'un GIC à Bimba semble avoir changé peu de choses quant à l'usage partagé des ressources forestières³⁶⁶. D'une part car les frontières de cette forêt communautaire n'ont pas été entérinées par l'administration compétente et, d'autre part, car les populations voisines ne tirent aucun intérêt de cette partition de la forêt et ignorent par conséquent ces limites dans leurs activités quotidiennes: *"pour le moment, les gens ne s'intéressent même pas à ce que les limites soient respectées: ça ne nous dit même rien. Et si la population double dans vingt ans, ça va continuer comme maintenant. Sauf, s'il y a du profit dans les années à venir, on pourra respecter les limites. Si, à partir des limites, la forêt de Djémiong est exploitée par une société d'exploitation ou par un projet, là on peut respecter les limites"* (G., Djémiong, 1996). Ces propos tenus en 1996 se sont avérés dès 1997-98 avec l'institution d'une taxe d'abattage supplémentaire de 1000 F.CFA/m³ prélevée sur les ventes de coupe et à reverser directement aux populations villageoises résidentes (Karsenty & Joiris, 1999). La revendication territoriale eut alors comme objectif d'acquiescer aisément des ressources financières qui s'arrêtaient auparavant au niveau des communes. Il est néanmoins permis de penser que la revendication de ces terroirs villageois ne s'appliquait qu'aux espèces ligneuses exploitables et non aux autres ressources de la forêt dont l'usage restait sans doute ouvert aux populations voisines. En réalité, l'existence de ces limites de terroir n'empêche pas une utilisation commune des ressources forestières qui s'y trouvent. Du moins en est-il ainsi pour la forêt éloignée des villages (à plus de 3-4 km), où l'ensemble des villageois a droit d'accès et d'usage, notamment pour la chasse, la cueillette ou la pêche. L'ouverture de champs permanents comme l'implantation d'un campement de chasse ne sont toutefois pas autorisés aux habitants voisins puisque ces deux pratiques constituent des modes d'appropriation forts de l'espace forestier. La forêt proche des villages est, elle, directement réservée et contrôlée par la population résidente. Pour faire simple, cet espace forestier se compose de champs possédés par une famille ou un foyer, de forêts appropriées par les familles car à proximité de leurs champs ("forêts familiales"), et d'une forêt "villageoise" qui correspond à l'espace d'activité coutumier de ces populations. Sur ces espaces aux frontières floues s'exercent des droits d'usage

³⁶⁶ Il existe par contre aujourd'hui une différence notable entre ces 3 villages à propos de la venue de personnes allochtones dans la forêt. D'un côté, à Bimba, *"depuis la forêt communautaire, les allogènes n'ont pas le droit de venir. Avant ils avaient le droit de venir s'ils avaient une relation avec quelqu'un du village. Maintenant, la relation familiale n'est pas suffisante pour aller chasser: il faut passer par le bureau du GIC d'abord pour avoir l'autorisation d'entrer en brousse"* (Mb., Bimba, 1995). De l'autre côté, à Gouté et Djémiong, l'établissement de liens de parenté autorise toujours l'entrée en forêt des "étrangers": *"certains allogènes viennent par les liens de parenté qu'ils ont au niveau du village"* (G., Gouté, 1995); *"la loi interdit aux allogènes de venir dans les forêts d'autrui. Mais ils viennent surtout car il y a l'abondance du gibier et grâce aux liens d'amitié ou de mariage"* (K., Djémiong, 1995).

multiples et variés.

2.4. Une appropriation complexe de l'espace forestier

Il serait fallacieux de se baser sur cette courte description pour supposer une appropriation hiérarchique de l'espace, du type: une forêt lointaine partagée avec les villages voisins, une forêt proche associé au village, des forêts "familiales" rattachées aux lignages/familles et des champs appropriés par les foyers. Si une telle configuration se trouve en effet présente dans certaines parties du Cameroun³⁶⁷, le cas des villages d'étude est plus complexe: il s'agit en l'occurrence d'une appropriation à géométrie variable des ressources et où une multitude de droits spécifiques peuvent être reconnus sur un même espace.

Géométrie variable, tout d'abord, car les limites des espaces utilisés sont très rarement bornées et varient au gré des circonstances. Cette structuration adaptative de l'espace va de pair avec l'exercice de plusieurs droits sur une même étendue en relation avec des usages jugés complémentaires. Plutôt qu'une appropriation de l'espace foncier, ces sociétés privilégient une appropriation des ressources plus ou moins indépendamment de leur localisation géographique. Il est par exemple fréquent que les arbres fassent l'objet de droits de propriété distincts de ceux qui régissent la terre sur laquelle ils se trouvent (Berry, 1988; Bruce, 1991). De ce fait, l'entrée par le contrôle du sol s'avère insuffisante pour comprendre la dynamique d'accès et d'usage des ressources: la notion de foncier fait généralement référence à un espace géographique délimité alors que les droits d'accès et d'usage se superposent et s'entrecroisent en fonction des types de ressources (Weber, 1996-b). Cette diversité des droits d'usage a comme pendant une hétérogénéité des titulaires de ces droits: un individu peut, par exemple, revendiquer un accès exclusif aux champs qu'il a défrichés, tout comme il peut librement accéder aux espaces attribués à son lignage ou ouvrir un champ dans la forêt villageoise. Ainsi, dans le cas étudié, comme dans une grande partie de l'Afrique, un individu possède rarement en son nom un espace forestier, mais une revendication individuelle sur un espace dépend de l'insertion dans des réseaux plus vastes et qui sont variables dans le temps³⁶⁸. Les agents appartiennent simultanément à de multiples groupements, qui définissent des droits à extension différente³⁶⁹. Ainsi, comme le concluent Lambert & Sindzingre (1995, p. 103)

³⁶⁷ Par exemple, en pays bamiléké, Gautier (1996) distingue trois niveaux hiérarchiques d'appropriation des ressources ligneuses, qui s'imbriquent tant sur le plan géographique que lignager: (i) sur la parcelle, un droit d'usage individuel; (ii) sur la concession, unité de production de la famille; (iii) au niveau du territoire (ou paysage), l'agencement des concessions familiales ménage des interstices d'usage collectif.

³⁶⁸ "Ainsi l'appartenance à un groupe garantit à un individu l'accès aux ressources et les rapports des groupes entre eux multiplient et distribuent le nombre des possibilités offertes à l'individu" (Godelier, 1984, p. 109).

³⁶⁹ Malinowski (1926) parle à ce propos de "systèmes de droits combinés", associant formes collectives et individuelles d'appropriation.

concernant l'accès aux ressources en Afrique, *"les droits se réfèrent à des niveaux démultipliés, et à des objets également multiples"*.

A cette conception particulière de l'application des droits d'usage des ressources forestières s'oppose celle du Plan de Zonage proposé par l'Etat en 1993. Un tel agencement de l'espace forestier n'est pas inconnu des populations locales: l'expérience d'évaluation contingente montre que les villageois savent parfaitement utiliser ces deux visions de l'environnement au mieux de leurs intérêts³⁷⁰. Il s'agit donc là encore d'une logique de l'entre-deux, où aucune de ces deux conceptions de l'espace forestier n'est totalement mise en œuvre ni totalement absente (Karsenty, 1996-a)³⁷¹: les rapports aux ressources ne sont plus la réplique des droits fonciers antérieurs mais ils ne découlent pas non plus du droit de propriété tel qu'il est souhaité par la loi forestière: *"within a single common-pool resource situation a conglomeration of de jure and de facto rights may exist which overlap, complement, or even conflict with one another"* (Schlager & Ostrom, 1992, p. 254).

En réalité, les circonstances où la vision administrative de la forêt s'impose sont rares au niveau local et les villageois s'en tiennent presque toujours à la mise en œuvre de leurs droits d'usage traditionnels. Cette conception des ressources forestières implique une multiplicité des droits d'usage et des groupes d'usagers. La forêt apparaît alors comme une ressource commune pour ces villageois, ce qui n'empêche pas de reconnaître l'individu comme un ayant-droit à part entière: son action reste cependant contrainte par son insertion dans des groupes sociaux plus larges, qui constituent l'élément central d'une compréhension de l'usage des ressources.

3. Quel mode de gestion des ressources communes?

3.1. La possibilité d'une propriété commune

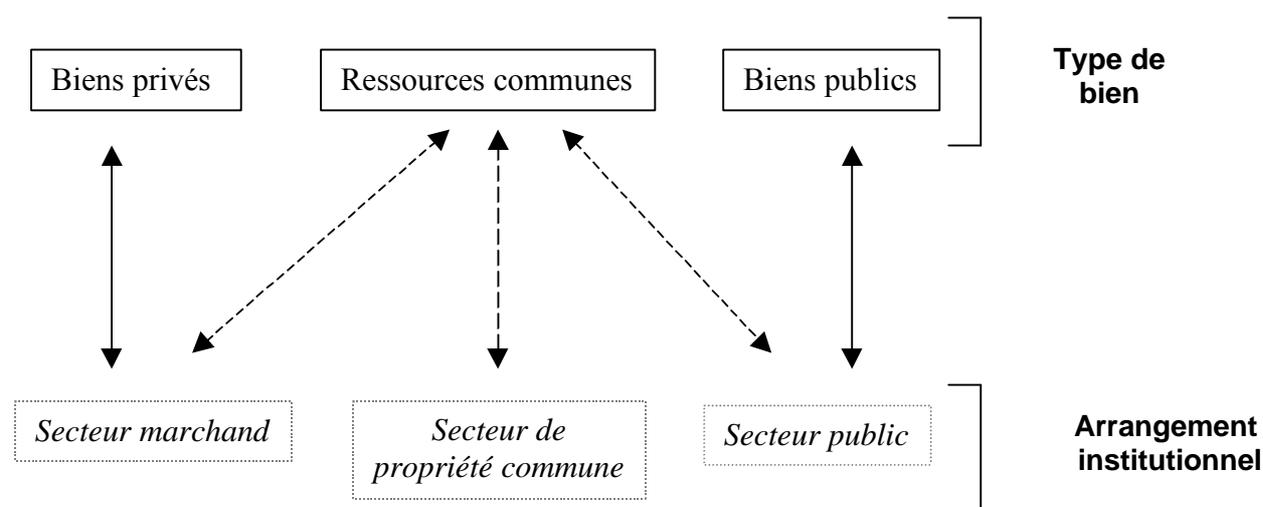
Les théories standards de gestion des ressources rendent compte d'une certaine dichotomie entre des solutions « publiques » d'un côté et « privées » de l'autre. Or, ces deux modalités s'appliquent mal aux biens communs, dont fait partie la forêt de la zone d'étude. En effet, s'il est optimal de recourir au marché pour organiser les échanges de biens privés ou si l'utilisation des biens publics est la plus efficace sous la responsabilité des pouvoirs publics, il n'existe pas de régime spécifique et systématique de droits de propriété attaché aux biens communs. Pour utiliser un vocabulaire consacré, il est par conséquent essentiel de distinguer

³⁷⁰ C'est d'ailleurs ce qui s'est passé quand, en 1997-98, il s'est agi de récupérer les milliers de F.CFA provenant du bois extraits des ventes de coupe.

³⁷¹ Et, comme l'indique Karsenty (*in* Le Roy et al., 1996, p. 110), ce double processus *"renforce la possibilité pour des groupes ou des individus de jouer sur différents registres de légitimité pour tenter de créer des droits"*.

la notion de « ressource commune » (*common pool resource*)³⁷² de celle de « ressource en propriété commune » (*common property resource*), le premier terme se référant à une caractéristique physique de la ressource et le second au régime de propriété prévalant. La nature ambivalente des ressources communes explique qu'elles ne soient jamais liées de manière automatique à un certain régime de propriété. La structure de gestion adéquate pour les biens communs reste donc à déterminer. Ostrom (1990-a) propose le schéma ci-dessous pour clarifier le débat:

Figure 23 : Type de bien économique et structure institutionnelle adéquate



Aux trois types de biens économiques correspondent plusieurs modes de gestion: (1) une gestion individuelle par une personne physique; (2) une gestion collective par un être collectif (personne morale); (3) une gestion commune par une communauté de personnes physiques ou morales. Ces trois types de gestion représentent autant d'arrangements institutionnels à la base de régime de propriété, qui organisent et coordonnent le comportement des acteurs économiques: propriété privée, propriété publique et propriété commune. Contrairement aux biens privés et aux biens publics, les ressources communes ne peuvent pas être assimilées de manière systématique à un régime donné de propriété. Il convient alors pour chaque cas de s'interroger sur le modèle de gestion le plus efficace, à la fois en comparant les possibilités d'application, ainsi que les coûts et les bénéfices de chaque type de solution. L'objectif est de déterminer les structures et les modalités de gestion les plus adaptées au contexte considéré, à la fois sur le plan physique de la ressource et socio-économique.

³⁷² Ostrom (1986, p. 604) définit une "common pool resource" en tant que "a natural or man-made facility that produces a flow of use units per unit of time (or several flows of different types of use units) where exclusion from the resource is difficult or costly to achieve and the resource can potentially be utilized by more than one individual or agent simultaneously or sequentially".

3.2. La propriété commune, une solution adaptée au cas de la forêt tropicale

Le schéma précédent d'Ostrom (1990-a) indique, sur la base de nombreuses expériences empiriques, que les ressources communes ne sont pas toujours gérées sous la forme institutionnelle d'une propriété commune: il convient dans chaque cas de voir en quoi le régime de propriété à instaurer correspond aux caractéristiques écologiques, économiques et sociales de l'utilisation des ressources et est en mesure de s'adapter à leur évolution. L'économie environnementale évite, quant à elle, un tel questionnement en préconisant une solution systématique par la marchandisation des ressources. Or un régime de propriété privée strictement appliqué à la forêt de la zone d'étude semble moins adapté que l'instauration d'un régime de propriété commune sur ces ressources. Plusieurs hypothèses permettent d'étayer ce jugement.

Tout d'abord, le coût d'organiser une propriété privée individuelle ou d'imposer une gestion étatique de la forêt en Afrique paraît prohibitif, du moins si l'on veut que ces solutions soient efficaces et garantissent la pérennité des ressources. De surcroît, les communautés locales ont généralement déployé des règles d'usage pouvant s'avérer pertinentes pour une utilisation viable des ressources. Ces règles respectent le plus souvent un critère d'égalité pour l'accès aux ressources entre les membres de la communauté³⁷³, ce qui constitue un critère important dans ces sociétés segmentaires. Au delà de ces règles d'usage communautaire, l'expérience d'évaluation contingente indique que toute stratégie de gestion de leur forêt relève d'une décision collective et non d'une agrégation de décisions individuelles.

Enfin, si l'on tient à respecter le critère de soutenabilité écologique, de nombreux spécialistes insistent sur la nécessité de concevoir des institutions adaptées à l'échelle de l'écosystème qu'elles ont vocation à gérer: *"the causes of many sustainability problems lies in "scale mismatches" [...]. The problem, then, is to match ecosystems and management systems in such a way as to maximize the compatibility between these two types of systems"* (Cleveland et al., 1995, p. 3). En tenant compte de l'échelle et de la structure de l'écosystème, les acteurs limitent la production d'externalités écologiques et tendent à considérer pleinement les coûts et les bénéfices de leurs actions. Dans le cas d'étude, plutôt que de chercher à partitionner la forêt en espaces individualisés, il paraît plus judicieux de s'interroger sur l'échelle écologique et sociale à retenir pour une gestion viable des ressources. A ce titre, ce sont bien les régimes de propriété commune qui offrent le meilleur cadre de réflexion pour une conciliation des

³⁷³ Egalité de l'accès ne signifie pas équitabilité de l'accès: dans le cas étudié, par exemple, si tout le monde a accès à la forêt villageoise, il n'en est pas de même pour les moabis se trouvant dans cet espace, qui sont souvent

dynamiques sociales et écologiques.

Après avoir montré que la forêt tropicale pouvait être assimilée à une ressource commune et expliqué l'intérêt de réfléchir à un régime de gestion de cet actif naturel par l'élaboration d'un régime de propriété commune, il convient de connaître les fondements théoriques de cette nouvelle approche.

Section 2. Gestion des ressources communes: apports théoriques

Plusieurs travaux menés sur l'utilisation des biens communs permettent de dégager les principes moteurs d'une gestion en propriété commune du milieu naturel. Cette grille d'analyse est ensuite appliquée au cas des PFNL utilisés dans la zone d'étude.

1. Le nouvel éclairage de l' "Ecole des Communs"

1.1. L'émergence d'un nouveau courant d'analyse

Depuis les années 1970, un certain nombre de chercheurs se sont penchés sur l'analyse de situations locales dans lesquelles des groupes d'usagers ne surexploitent pas une ressource qu'ils utilisent en commun. De ces exemples empiriques, ils ont essayé de tirer des enseignements quant aux conditions dans lesquelles la gestion soutenable de la ressource est assurée dans les systèmes de propriété commune. Cette approche novatrice connaît un certain succès à partir des années 1980 et donne lieu à un foisonnement d'études théoriques et empiriques sur les systèmes de propriété commune. Il est difficile de présenter ces multiples contributions de manière unifiée et exhaustive, et de les identifier comme faisant partie d'une seule et même approche. Toutefois, il semble qu'un noyau se détache de cette diversité. Une démarche et des thèmes de recherche fédérateurs amènent à évoquer l'apparition d'un nouveau courant, que l'on pourrait nommer l'« Ecole des communs » (Knudsen, 1995; Takforyan, 2001). Cette démarche apparaît sous plusieurs angles:

- Une remise en cause de la « tragédie des communs »: l'ensemble de ces chercheurs a pour objectif de critiquer la théorie néoclassique des ressources renouvelables, fondée sur la parabole de la « tragédie des communs », formulée par Hardin (1968)³⁷⁴. Ces recherches

appropriés par un individu identifié. L'important n'est donc pas que l'exploitation des ressources soit équitable mais qu'elle ne soit pas jugée discriminante par une partie de la communauté (Ensminger, 1996).

³⁷⁴ Hardin (1968) prend l'exemple d'un pré ouvert à tous pour faire pâturer le bétail. Chaque éleveur est alors amené à maximiser son gain propre (+1 de bénéfice à chaque fois qu'il ajoute une vache dans le pré) alors que le coût du surpâturage est supporté par tous (-1/n, n étant le nombre total d'éleveurs). Dans ces conditions, "each man is locked into a system that compels him to increase his herd without limit - in world that is limited" (Hardin, 1968, p. 1245). D'où la disparition à terme de cette ressource dite commune mais qui est en fait en accès libre.

montrent que l'approche standard confond propriété commune et accès libre³⁷⁵, et constatent que, si l'accès libre entraîne effectivement une surexploitation des ressources, cela n'est pas nécessairement le cas de la propriété commune.

- Une critique fondée sur des exemples empiriques: la critique de la « tragédie des communs » repose sur un certain nombre d'exemples empiriques, qui contredisent les conclusions de la théorie standard. Trois études de cas célèbres servent fréquemment à illustrer le succès d'un système de gestion commune des ressources: il s'agit de l'utilisation des pâturages dans les Alpes suisses (Netting, 1981), des coopératives de pêche en Turquie (Berkes, 1986), et de la pêche aux homards sur les côtes du Maine (Acheson, 1988). Ces exemples stéréotypiques démontrent effectivement la réussite potentielle de ce mode de gestion mais, comme le note Knudsen (1995), ils ne doivent pas empêcher qu'une analyse large et objective de ces tentatives soit réalisée, montrant les limites et les inconvénients d'une telle approche. La multitude des études de cas qui caractérisent cette école présente néanmoins deux avantages majeurs: elles concernent tous les types de ressources renouvelables (poisson, eau, faune sauvage, forêt,...) et se situent à la fois dans les pays occidentaux et ceux en développement.
- Une communauté d'idées: on peut remarquer que ces chercheurs utilisent un vocabulaire consacré, citent abondamment leurs travaux respectifs pour étayer leur propre argumentation, et, quelles que soient leurs méthodologies, arrivent globalement à des conclusions proches³⁷⁶. Cela est d'autant plus intéressant que l'Ecole des Communs trouve son fondement dans plusieurs courants disciplinaires, allant de l'anthropologie aux sciences politiques, de l'économie aux sciences naturelles (Takforyan, 2001). Cette hétérogénéité des contributions perturbe la conception d'un corpus théorique académique mais engendre une dynamique de recherche fructueuse car réellement pluridisciplinaire.
- Une définition de la propriété commune: l'accès libre est une structure dans laquelle

³⁷⁵ Cette représentation conventionnelle de l'exploitation d'une ressource a souvent été retenue, notamment parce qu'elle constitue une justification facile à l'instauration d'une régulation par le marché ou par la puissance publique. Or, dans bien des cas, la surexploitation des ressources est due à l'établissement d'une régulation externe inadéquate, qui a comme conséquence un affaiblissement des systèmes « traditionnels » de propriété commune: c'est notamment le cas de la nationalisation des ressources par des Etats qui n'ont pas les moyens de mettre en vigueur leur propres règles de gestion, créant *de facto* des situations d'accès libre (Berkes et al., 1989; Ostrom, 1990-a). Il en est fréquemment de même en Afrique avec l'instauration de titres de propriété individuelle, qui engendre d'autant plus une situation d'accès libre que ces titres sont établis sans tenir compte de la prédominance des structures de parenté dans l'utilisation des ressources et ne sont, de ce fait, pas respectés par les communautés tout en délégitimant les modes de régulation traditionnelle (Ensminger, 1996; Ng'weno, 1996).

³⁷⁶ L'affirmation d'une même appartenance se fait jour, de façon concrète, à travers la publication de nombreux ouvrages collectifs, tels que ceux de McCay & Acheson (1987), Bromley (1992) ou Hanna et al. (1996), ainsi que d'articles co-signés par des auteurs de disciplines différentes mais qui partagent une même pensée (Berkes et al., 1989; Cleveland et al., 1995).

l'accès est ouvert à tous sans exception, la ressource pouvant être exploitée sans contrainte par tout usager potentiel; il correspond en droit romain au *res nullius*. Par opposition, la propriété commune est définie comme un régime dans lequel une communauté identifiable d'utilisateurs détient certains droits sur la ressource renouvelable; sur le plan juridique, il s'agit du *res communes*. Le terme de propriété commune réfère donc à une distribution définie des droits aux ressources entre plusieurs propriétaires identifiés. Il n'y a pas de bien commun sans qu'un arrangement institutionnel stipule les droits ouverts aux ayants-droit. C'est à partir de cette dernière hypothèse que les chercheurs de l'Ecole des Communs proposent une grille d'analyse détaillée des systèmes de propriété commune.

1.2. La propriété commune, un ensemble de règles en usage

Un régime de propriété commune consiste en un groupe spécifié d'utilisateurs, une ressource elle-même bien définie et un ensemble d'arrangements institutionnels qui définit le groupe, la ressource ainsi que les règles d'utilisation de la ressource en question³⁷⁷. Comme l'indique Ostrom (1990-a, p. 250), "*institutional arrangements are the rules in use by a community to determine who has access to common-pool resources, what use-units authorized participants can consume and at what times, and who will monitor and enforce these rules*". Ces arrangements institutionnels définissent des « règles en usage » (*rules in use*), qui représentent un ensemble de prescriptions acceptées par tous les individus concernés et ordonnant des relations répétitives et interdépendantes concernant la ressource commune³⁷⁸. Ces prescriptions définissent pour tous les ayants-droit les actions interdites, permises ou requises, dans le cadre de l'exercice de leurs droits. L'Ecole des Communs distingue trois types de règles qui caractérisent les systèmes de propriété commune (Schlager & Ostrom, 1992):

Tableau 39 : Les règles en usage

	Règles en usage
Niveau constitutionnel	qui peut être membre du système de propriété commune ? quel objectif futur du système de propriété commune ? qui participe à la définition/modification des règles collectives ?
Niveau collectif	qui participe à l'établissement ou le changement des règles opérationnelles ? selon quelles modalités peut-on établir et modifier les règles opérationnelles ?
Niveau opérationnel	qui peut accéder et prélever ? selon quelles modalités peut-on prélever ? qui contrôle, sanctionne, et comment ?

³⁷⁷ Cette définition s'applique à tout régime de propriété, qui se définit par deux composantes: les droits de propriété, c'est-à-dire l'ensemble des droits et devoirs associés à l'usage des ressources, et les règles de propriété qui organisent l'exercice de ces droits et ces devoirs (Hanna & Jentoft, 1996).

³⁷⁸ La définition d'une règle donnée par Schlager & Ostrom (1992, p. 250) est la suivante: "*generally agreed-upon and enforced prescriptions that require, forbid, or permit specific actions for more than a single individual*".

- les "**règles de choix constitutionnel**" visent à définir les arrangements institutionnels fondamentaux de la communauté d'usagers, notamment par rapport aux acteurs extérieurs et aux objectifs futurs recherchés: une fois définies, ces règles sont difficilement discutables, à moins de vouloir opter pour un autre régime de propriété. Ces "choix constitutionnels" sont ainsi l'acte fondateur du système de propriété et en définissent les principes directeurs: *"the results of decisions made in a constitutional-choice rule-making game are the rules that are used for making initial agreements about constituting an enterprise and deciding on the key initial rules to be used in that enterprise"* (Ostrom, 1995, p. 152). Ces règles de choix constitutionnel précisent également les procédures à suivre pour modifier les règles de choix collectif.
- les "**règles de choix collectif**" organisent les interactions entre les décideurs au niveau collectif et précisent les principes de gestion de la ressource en propriété commune. Elles définissent également les modalités d'établissement et de modification des règles de niveau opérationnel, en spécifiant qui peut entreprendre ces actions et de quelle manière.
- les "**règles opérationnelles**" ont pour fonction de contraindre les pratiques et les décisions quotidiennes des usagers, en leur indiquant les conditions qu'ils doivent respecter pour accéder à la ressource, les modalités d'exercice de leurs activités (périodes, lieux, techniques et quantités), ainsi que les modes de contrôle et de sanction en cas de non-respect de ces règles. Leur objectif est donc de définir des règles effectives qui coordonnent les comportements afin que la ressource produise un flux acceptable de bénéfices pour tous.

Une des caractéristiques fortes des systèmes de propriété commune est que les règles en usage sont généralement des règles *de facto*, c'est-à-dire fonctionnant sans être officiellement reconnues par les autorités. De telles règles peuvent être édictées par la communauté de manière formelle ou, au contraire, rester implicites. Dans les deux cas, les règles en usage permettent de définir un ensemble déterminé de droits d'usage ouverts aux membres de la communauté et d'en préciser les modalités de mise en application.

1.3. Systèmes de propriété et droits d'usage

Il est important pour les chercheurs de l'École des Communs de ne pas confondre règles et droits: les droits sont les produits des règles et non leur équivalent. Le droit se réfère à des actions particulières qui sont envisageables car autorisées par les règles préalablement définies. C'est la définition précise de ces droits qui rend opérationnelles les règles en usage. Reprenant les deux derniers niveaux des règles en usage, Schlager & Ostrom (1992)

proposent une décomposition de la propriété commune en deux grandes catégories de droits : les droits de « niveau opérationnel » et les droits de « niveau collectif ». La différence entre ces deux familles de droits est importante: c'est la différence entre exercer un droit et participer à la définition des futurs droits à exercer.

Tableau 40 : Droits d'usage en régime de propriété commune

Niveaux de droits	Types de droits
Niveau opérationnel	droit d'accès droit de prélèvement
Niveau collectif	droit d'exclusion droit de gestion droit d'aliénation

Source: Schlager & Ostrom (1992)

- les droits de niveau opérationnel correspondent à ceux qui autorisent les individus à exercer leur activité quotidienne, c'est-à-dire d'accéder à l'usage de la ressource et de la prélever.
- les droits de niveau collectif concernent les droits qui permettent de déterminer et de modifier les droits opérationnels. Ils se décomposent en trois séries de droits : (i) les droits d'exclusion, qui représentent les droits de déterminer les droits d'accès ; (ii) les droits de gestion, c'est-à-dire principalement de régulation des usages (comment, quand et où l'exploitation peut-elle avoir lieu ?); (iii) les droits d'aliénation: le droit de vendre ou de céder un ou les deux droits collectifs précités.

Selon ces auteurs, la possession de ces droits représente des incitations suffisantes pour susciter une gestion soutenable des ressources: la possibilité d'exclure garantit à une communauté l'appropriation de tout bénéfice engendré par une coordination particulière de ses actions, tandis que le droit de participer à l'élaboration des droits collectifs donne une plus grande légitimité interne à ces droits.

Le premier niveau de différence entre propriété commune et propriété privée tient à l'exercice de ces cinq types de droits. Schlager & Ostrom (1992) retiennent les concepts de "*ownership*" et de "*property*" pour distinguer deux applications différentes des droits d'usage caractérisant la propriété:

Tableau 41 : Deux types de "propriété"

Droits		Régime	Ownership	Property
Opérationnel	Accès		x	x
	prélèvement		x	x
Collectif	Gestion		x	x
	Exclusion		x	x
	Aliénation		x	

source: Schlager & Ostrom (1992)

La propriété privée correspond à la détention intégrale et individuelle de ces cinq droits d'usage, et surtout du droit d'aliénation: "*c'est la mobilité sans limite des biens ou plutôt la mobilisation des droits sur les biens qui caractérise l'institution de la propriété de manière spécifique [...]. Ce qui constitue la propriété par opposition à la possession, c'est qu'elle est autre chose que la possibilité de détenir et de faire usage des biens, elle est possibilité et pouvoir d'aliéner*" (Madjarian, 1994, p. 227). Pour les tenants d'une gestion économique de l'environnement, seule ce type de propriété permet de garantir que l'individu prenne une décision efficiente en termes d'investissement de long terme et d'utilisation de la ressource: le droit d'aliénation offre la possibilité que les ressources soient employées là où leur valeur d'usage est la plus grande. Mais si l'exercice de ce droit favorise une gestion efficace de la propriété, de nombreuses études empiriques montrent cependant que ce n'est pas une condition nécessaire pour promouvoir un usage efficient des ressources (Bromley, 1992; Ostrom & Schlager, 1996). En effet, les solutions de propriété commune se caractérisent souvent par l'absence d'aliénation individuelle de la ressource et des droits attachés³⁷⁹.

Une autre différence importante entre propriété privée et propriété commune est dans l'exercice des droits opérationnels et collectifs: alors que la propriété privée se contente de doter l'individu de la plénitude de ces cinq droits, elle n'en définit aucune modalité

³⁷⁹ Quoiqu'il faille préciser sur quoi porte l'aliénation. Trois cas s'offrent à la réflexion:

- la ressource commune peut évidemment être cédée si l'ensemble de la communauté reconnaît cette nécessité;
- le système de la propriété commune peut conférer à certains individus des droits spécifiques sur la ressource et ces droits sont aliénables s'ils demeurent à l'intérieur de la communauté. McKean & Ostrom (1995, p. 6) mentionnent notamment cette possibilité: "*dans un régime de propriété communautaire, les droits de propriété peuvent être très clairement spécifiés: par définition ils appartiennent exclusivement aux copropriétaires, sont sûrs s'ils reçoivent les bases juridiques appropriées des pouvoirs publics et, dans certains milieux, sont pleinement transférables*";

- au delà, le système de propriété commune peut également autoriser au niveau individuel un droit d'aliéner la ressource en dehors de la communauté. Néanmoins, le fait de céder une ressource en dehors de la communauté ne correspond pas à la cession des droits d'usage commun qui s'y appliquent: l'accession à ces droits d'usage dépend de l'acceptation de la communauté d'usagers à les conférer. C'est notamment ce qui se passe dans les pâturages alpins décrits par Netting (1981).

Cette dernière règle est caractéristique de tout système de propriété commune et c'est en ce sens qu'il n'est pas possible de reconnaître un droit d'aliénation aux titulaires de la ressource commune, à moins que celui-ci soit collectif.

d'application: l'individu propriétaire est absolument libre d'exercer ses droits comme bon lui semble: "*plus qu'une individualisation des droits, la propriété signifie l'émancipation des biens envers toute charge sociale, envers le poids et les conditions d'une fonction dévolue par l'organisation sociale*" (Madjarian, 1994, p. 205). A l'inverse, un système de propriété commune offre une multitude d'arrangements institutionnels envisageables, chacun se devant de définir précisément les obligations et les droits des détenteurs de la ressource.

Cette description des systèmes de propriété en termes de règles et de droits d'usage est déterminante pour comprendre les éléments distinctifs des régimes de propriété commune. Cette première grille d'analyse offre l'opportunité de caractériser sur la base de critères objectifs des modes de gestion commune des ressources, qui sont le plus souvent négligés par les théories standards. Un aspect paraît toutefois négligé dans cette approche: celui de l'hétérogénéité des groupes d'usagers dans l'utilisation des ressources communes. En effet, les droits d'usage décrits précédemment diffèrent selon qu'ils s'appliquent à un seul individu, à un groupe restreint, à un village, ... C'est alors tout l'intérêt de la théorie des "maîtrises foncières" que d'élargir l'analyse de l'utilisation des ressources communes non plus aux seuls droits d'usage applicables, mais aussi aux titulaires de ces droits.

2. Une grille d'analyse élargie des systèmes de propriété commune

2.1. Théorie des maîtrises foncières

L'objectif de cette théorie, développée notamment dans Le Roy et al. (1996)³⁸⁰, est de relever la diversité des droits s'exerçant sur la terre en Afrique, d'analyser leur portée afin de sécuriser les droits d'utilisation des ressources et en garantir un accès de long terme pour les acteurs locaux. En Afrique, les ressources et les espaces sont la plupart du temps sujets à plusieurs droits qui se superposent; d'où l'intérêt de recourir à la grille d'analyse de Schlager & Ostrom (1992), qui permet de distinguer différents régimes de propriété. L'innovation de la théorie des maîtrises foncières est d'introduire dans cette analyse les différents statuts des entités sociales qui détiennent ces droits. Ainsi, selon Le Roy et al. (1996), le rapport de l'homme à la ressource environnementale dépend de deux critères:

(1) le statut juridique de la ressource: ce statut a deux sources légales en Afrique: tout d'abord le Code Civil qui reconnaît le statut de chose (tout bien qui appartient au groupe entier) et celui de bien (pouvant être privativement approprié). Le statut d'une ressource peut également être déterminé par son usage et sa fonction sociale dans la reproduction communautaire: trois

nouveaux statuts de richesse peuvent être mis à jour et correspondre aux notions de l'avoir, de la possession et de la propriété fonctionnelle.

Chacun de ces cinq statuts correspond à un mode d'appropriation particulier de la ressource et permet la mise en œuvre de droits d'usage spécifiques. Cinq maîtrises³⁸¹ peuvent par conséquent être désignées, reprenant la typologie des droits d'usage élaborée par l'Ecole des Communs et l'associant au statut juridique de la ressource.

Tableau 42 : Teneur des Maîtrises Foncières

Statut juridique de la ressource	Chose	Avoir	Possession	Propriété fonctionnelle	Bien
Droits d'usage associés	Accès	Accès et Extraction	Accès, Extraction et Gestion	Accès, Extraction, Gestion et Exclusion	Accès, Extraction, Gestion, Exclusion, et Aliénation
Type de maîtrise	Maîtrise Indifférenciée	Maîtrise Prioritaire	Maîtrise Spécialisée	Maîtrise Exclusive	Maîtrise Exclusive Absolue

(2) le mode de gestion de la ressource, qui tire sa légitimité de deux sources: l'une tirée du code civil, qui admet la gestion publique (commun à tous) et la gestion privée (propre à une personne); l'autre, provenant du droit traditionnel africain, qui comprend trois types de gestion: externe (commune à n groupes), interne/externe (commune à 2 groupes), interne (commune à un seul groupe)³⁸².

Ainsi, à la typologie des droits d'usage retenue par l'Ecole des Communs, la théorie des maîtrises foncières intègre la pluralité des modes de gestion: l'utilisation d'une ressource dépend alors à la fois du droit d'usage autorisé et de l'entité humaine à laquelle ce droit s'applique. D'où la construction d'une matrice des maîtrises des droits d'usage³⁸³, qui envisage vingt cinq modes de régulation de l'usage des ressources:

³⁸⁰ Cette thématique est au centre des recherches de l'APREFA (Association pour la Promotion des Recherches et Etudes Foncières en Afrique), qui réunissait chercheurs français et africains autour des problèmes fonciers en Afrique sub-saharienne.

³⁸¹ La notion de "maîtrise" correspond à "*l'exercice d'un pouvoir [...] reconnu à celui qui, par un acte d'affectation de l'espace, a réservé plus ou moins exclusivement cet espace*" (Le Roy et al., 1996, p. 113).

³⁸² Une typologie proche est d'ailleurs proposée par Shipton & Goheen (1992, p. 312-13) pour l'Afrique sub-saharienne: "*the sources of control over land-holding in a particular place sort into three types: (a) the internal – those local people think the control, (b) the external – those they think are imposed or inserted by others, (c) the interstitial or conjunctive – those that arise from combinations of internal and external systems, and that perhaps no one calls his or her but everyone attributes to someone else*".

³⁸³ Cette nouvelle grille d'analyse de l'appropriation de la nature par les hommes est appliquée par Le Roy et al. (1996) à la tenure foncière, qui fait référence aux seuls droits de propriété s'exerçant sur le sol. Pourtant, comme le rappelle Comby (1996), il ne peut y avoir de propriété foncière absolue puisque l'espace n'est pas un objet qu'on peut prendre, emporter ou détruire: "*le droit de propriété, appliqué à un terrain n'est jamais, en définitive, que la propriété d'un droit. Etre propriétaire d'un terrain consiste à être propriétaire de certains ou de l'ensemble des droits qui peuvent s'exercer sur ce terrain*" (Comby, 1996, p. 472). Ainsi plutôt que de restreindre l'application de la matrice au foncier, l'accent est mis ici sur la notion de droits d'usage des ressources.

Tableau 43 : Matrice des droits d'usage

Types de droits d'usage	Accès	Accès et Extraction	Accès, Extraction et Gestion	Accès, Extraction, Gestion et Exclusion	Accès, Extraction, Gestion, Exclusion, et Aliénation
Entité humaine concernée					
Tout le monde					
n groupes					
2 groupes					
1 groupe					
1 personne					

La reconnaissance de la diversité des types de droits d'usage et des groupes d'usagers titulaires facilite la compréhension des régimes de propriété commune, qui associent souvent différents niveaux d'activité et différents types d'acteurs sur un même espace.

2.2. Des règles formelles et informelles

Un régime de propriété commune s'analyse à partir des droits d'usage qui y sont exercés ainsi que par l'identification des titulaires de ces droits. L'utilisation des ressources se fait alors selon des règles formelles acceptées par les membres de la communauté pour réguler l'accès, le contrôle de l'accès et l'usage des ressources. Toutefois ces règles formelles sont rarement suffisantes pour apprécier la dynamique d'usage des ressources communes car elles s'insèrent dans un contexte culturel empreint des "normes sociales". En réalité, à la définition de droits d'usage formels correspond toujours l'existence de règles informelles, qui ont une influence indirecte sur l'usage des ressources. Ces deux types de règles sont complémentaires: des règles formelles de gestion doivent être supportées par les valeurs culturelles de la communauté (North, 1990; Ensminger, 1996); et, inversement, les valeurs culturelles sont rarement suffisantes pour contrecarrer les incitations à un comportement individualiste et doivent être encadrées par des règlements explicites (Ostrom, 1990-b).

Weber & Reverêt (1993) distinguent deux catégories de règles informelles, qui constituent autant de modes d'appropriation des ressources par une communauté:

- l'utilisation des ressources se fait tout d'abord en fonction de la représentation que les usagers s'en font: *"il existe des conventions sociales qui définissent l'accès aux ressources et les conditions d'exclusion de certains usagers. Ces conventions résultent d'évolutions historiques et sont liées aux représentations du monde qui prévalent dans les sociétés. C'est à ce point qu'il faut s'intéresser car ces représentations fondent les règles et le droit"* (Griffon, 1990, p. 4). Ces représentations relèvent de systèmes de valeur extrêmement diversifiés quand

il s'agit des ressources naturelles³⁸⁴. Ces représentations disent "ce qui se fait" et "ce qui ne se fait pas", ce qui est utile ou non,... En Afrique, la terre est souvent perçue comme le domaine des ancêtres et ne peut à ce titre être l'objet de propriété de la part des individus: cette relation d'appartenance de la terre aux puissances sacrées est généralement donnée comme la raison de l'inaliénabilité traditionnelle de la tenure foncière (Madjarian, 1994).

- l'utilisation de la ressource se fait aussi en fonction du mode de redistribution dans lequel elle est engagée. Qu'une ressource soit systématiquement redistribuée à l'intérieur de la communauté ou qu'elle ne le soit jamais a une influence sur son mode d'utilisation. Dans le premier cas, les individus s'approprient la ressource car elle participe au renforcement d'un lien social; il est alors peu probable que cette ressource soit une propriété privée³⁸⁵. Dans le second cas, cette ressource peut constituer une source substantielle de revenus et il y a peu de chance qu'elle soit en accès libre.

Dans ces deux cas, la régulation de l'utilisation des ressources communes se fait par le biais de la pression sociale que le groupe exerce sur ses membres. Celle-ci paraît d'ailleurs d'autant plus efficace que la communauté des usagers est restée relativement homogène³⁸⁶. Ces deux appropriations informelles des ressources communes sont déterminantes quand il s'agit d'édicter de nouveaux droits d'usage en Afrique: *"complementarity between formal and informal institutions is crucial to successful property right change. But in my analysis I do not abandon a rational choice framework in which farmers make calculated choices concerning property rights under the constraints of prevailing distributional norms and their production systems. It just so happens that in Africa a large number of these constraints are connected to social relationships and kin"* (Ensminger, 1996, p. 198). De manière générale, ces systèmes de gestion informelle des ressources semblent plus fréquents dans les pays du sud que dans les nations occidentales, et plus dans les zones rurales qu'urbaines (Berkes, 1996).

3. Description des modes d'appropriation d'une ressource commune: le cas des PFNL

Cette analyse théorique des modes d'appropriation des ressources est d'une application directe pour étudier les cas empiriques de régime de propriété commune. Une telle grille d'analyse

³⁸⁴ Descola (1993, p. 440) note à ce propos l'absence, dans les sociétés non occidentales, de séparation entre mondes humain et naturel: « *cette séparation radicale très anciennement établie par l'Occident entre le monde de la nature et celui des hommes n'a pas grande signification pour d'autres peuples qui confèrent aux plantes et aux animaux les attributs de la vie sociale, les considèrent comme des sujets plutôt que comme des objets, et ne sauraient donc les expulser dans une sphère autonome, livrée aux lois mathématiques et à l'asservissement progressif par la science et la technique* ».

³⁸⁵ Sauf dans le cas d'objets de richesse, dont la seule fonction est d'être redistribuée mais seulement par un individu à la position spécifique. C'est le cas des *vaygu'a* utilisés par les chefs mélanésiens (Mauss, 1995).

³⁸⁶ C'est le cas de nombreux systèmes de pêcheries "traditionnelles" comme des celle des Cree à Québec (Berkes, 1990) ou des pêcheurs de l'ouest-irlandais (Taylor, 1990).

permet effectivement de mettre en lumière les différents droits d'usage appliqués, les groupes d'usagers intervenant ainsi que les modes informels d'appropriation de la ressource. Ces éléments constituent une base utile pour comprendre les règles en action au sein de la communauté utilisatrice et expliciter les principes potentiels d'un futur régime de propriété commune. A titre illustratif, cette démarche est appliquée à l'utilisation des PFNL constatée dans les trois villages de la zone d'étude.

3.1. Une ressource commune soumise à des droits d'usage variés

Bien que la forêt camerounaise appartienne principalement au domaine privé de l'Etat, une grande partie de ce massif demeure utilisée selon des modes coutumiers, du moins tant que cela ne nuit pas à la principale ressource commerciale, le bois d'œuvre. L'exploitation des PFNL a peu de conséquences sur les espèces ligneuses commerciales, ce qui explique que la loi forestière autorise généralement l'exercice "traditionnel" de la cueillette dans les forêts permanentes. Ainsi, contrairement au bois d'œuvre, les ressources non ligneuses demeurent soumises à une régulation de type "pré-colonial", qui admet la superposition de plusieurs usages sur un même espace. Cette conception de la forêt implique beaucoup plus une gestion des ressources forestières qu'une gestion de l'espace forestier³⁸⁷. A la suite de Karsenty et al. (1997), l'expérience dans l'est-Cameroun permet de construire une matrice des droits d'usage s'appliquant aux ressources forestières tels qu'ils sont décrits par les villageois. Il s'agit évidemment des droits d'usage *de facto*, c'est-à-dire tels que se les reconnaissent les populations locales en l'absence de toute autorité publique de régulation/contrôle. L'ensemble des pratiques de prélèvement des ressources n'est pas reporté sur le schéma suivant, mais celui-ci semble suffisant pour refléter la richesse, l'interconnexion et la complexité de ces droits d'usage:

³⁸⁷ "Cette relation directe entre l'activité concrète et le type de maîtrise exercé sur une ressource distingue fondamentalement les modes d'appropriation coutumiers et le droit moderne qui affecte la propriété d'un espace à un sujet de droit" (Karsenty et al., 1997, p. 48).

Tableau 44 : Matrice des maîtrises pour l'utilisation des ressources par les villageois

<i>Modes d'appropriation</i>	Maîtrise Indifférenciée	Maîtrise Prioritaire	Maîtrise Spécialisée	Maîtrise Exclusive	Maîtrise Exclusive Absolue
<i>Entité humaine concernée</i>					
Tout le monde	Forêt lointaine	Insectes comestibles			
n groupes ³⁸⁸		Forêt lointaine			
2 groupes			Rivières limitrophes à 2 villages	Campement de chasse commun à 2 familles	
1 groupe		Champignons dans forêt proche	PFNL dans forêt proche	PFNL dans champ	Tige commerciale dans forêt proche
1 personne		Miel	Ligne de pièges	Fruits Moabi dans forêt proche	Tige commerciale dans champ

Plusieurs commentaires peuvent être faits de cette matrice. Premièrement, le fait que la plupart des PFNL se situent dans des espaces ouverts à un ou plusieurs groupes indique une faible concurrence sur ces ressources et une situation d'abondance relative où la production naturelle est supérieure à la demande villageoise. L'espace forestier où s'exerce la cueillette est donc en accès libre pour les villageois sauf pour certaines tiges qui sont appropriées par des individus ou des familles: c'est le cas des fruits du moabi, qui sont à la fois rares et précieux.

Deuxièmement, les activités de cueillette s'effectuent sur des échelles très variables et indépendantes des espaces sur lesquels elles s'exercent: par exemple, les tiges de moabi sont généralement la possession d'une seule personne tandis que les manguiers sauvages ne peuvent faire au mieux l'objet que d'une appropriation familiale lorsque les tiges se trouvent à proximité du village. L'appropriation des ressources se fait donc bel et bien à partir de leur disponibilité et non en fonction de leur localisation.

Troisièmement, les forêts lointaines³⁸⁹ admettent la coexistence d'activités (chasse mobile, collecte,...) entre plusieurs villages, d'où l'exercice d'une maîtrise externe prioritaire. Cette forêt est également ouverte aux individus allochtones, dont la venue ne peut être interdite par les populations résidentes: elle fait alors l'objet d'une maîtrise publique indifférenciée. Toutefois les villageois pensent être autorisés à leur interdire de prélever des ressources, dont l'extraction est réservée aux populations riveraines; d'où la double application de maîtrises indifférenciée et prioritaire selon le droit pratiqué et le titulaire du droit.

³⁸⁸ La dénomination de "groupe" désigne soit un lignage (par exemple, pour les PFNL disponibles dans un champ), soit la population de l'ensemble d'un village (notamment pour les champignons présents dans la forêt villageoise proche).

³⁸⁹ Par forêt lointaine, sont désignées celles qui se trouvent à plus de 3-4 kilomètres du village, mais qui restent néanmoins la possession des villageois.

Enfin, même à proximité du village où les ressources sont généralement l'objet d'une appropriation restreinte, il est difficile de relier le type d'espace de cueillette à la maîtrise qui s'y exerce: en jachère, par exemple, certaines tiges de PFNL font l'objet d'une maîtrise spécialisée et d'autres de maîtrise exclusive. Seules les tiges de bois d'œuvre sont soumises à une maîtrise exclusive absolue de manière systématique. L'aliénation de ces arbres est en réalité faite par l'Etat, qui en est le propriétaire officiel. Cependant, le village (ou l'individu quand il s'agit d'un champ) perçoit une compensation directe de la part de l'exploitant, ce qui lui donne le sentiment d'avoir effectivement vendu ses arbres.

Cette classification des droits d'usage au village ne doit cependant pas être considérée comme définitive ou statique, au moins pour trois raisons:

- les droits sur une ressource varient souvent pendant l'année (Bromley, 1989). Il pourrait être intéressant alors d'introduire une troisième dimension à la matrice, permettant de représenter l'évolution intra-annuelle de ces droits d'usage.

- ces droits se modifient également avec les années: par exemple, les villageois admettent que celui qui plante un arbre ou le découvre en forêt en est le propriétaire et est en droit d'en réguler l'accès. Plusieurs facteurs modifient pourtant cette règle de base: (i) l'héritage: l'arbre devient commun à l'ensemble des héritiers; (ii) la main d'œuvre: celui qui entretient l'arbre attend une reconnaissance de la part du propriétaire; (iii) l'histoire orale qui multiplie les interprétations sur les droits d'appropriation des arbres; (iv) la migration, qui incite à une réinterprétation des droits sur les ressources.

- l'application et le respect de ces droits d'usage dépend en grande partie du statut des personnes engagées: *"because particular rights are usually not precisely specified, disputes are rarely settled on legal grounds alone, but also according to the abilities of rival claimants to influence the settlement process. This ability rests, in turn, on social relations and processes not directly tied to tree crop production per se"* (Berry, 1988, p. 6). Ainsi un tel système de gestion commune des ressources dépend avant tout des relations qui se tissent entre les membres de la communauté.

Cette description succincte des droits d'usage s'appliquant aux PFNL dans la zone d'étude a le mérite d'indiquer qu'il n'existe pas un mode de tenure prédominant mais, à l'inverse, un ensemble de maîtrises foncières permettant une grande souplesse des modes d'utilisation³⁹⁰. L'utilisation des PFNL dans l'est-Cameroun ne s'en tient pas toutefois au respect des droits

³⁹⁰ Cette configuration semble par ailleurs fréquente en Afrique sub-saharienne: *"another general principle of such systems was enormous flexibility to respond to a wide range of shocks. Far from being conservatively*

d'usage. D'autres niveaux d'appropriation de ces ressources doivent également être pris en compte pour apprécier la dynamique de ces usages.

3.2. Les modes d'appropriation sans usage

La description de la cueillette au village proposée en annexe XII indique que certains PFNL sont plus particulièrement appréciés par certains groupes d'usagers: la cola et le miel par les hommes, les petits fruits par les enfants, les ignames sauvages par les femmes,... Ces pratiques relèvent de représentations sociales fortes attachées aux produits de cueillette dans la zone d'étude. Celles-ci ont une influence directe sur cette activité d'extraction puisque, selon la coutume, tout le monde ne peut prélever n'importe quoi. Ce niveau d'appropriation des produits non ligneux constitue une règle informelle de gestion de la ressource qui repose sur la pression sociale souvent considérable dans ces petites communautés.

Un second mode d'appropriation informel des ressources découle de l'utilité finale des produits de cueillette prélevés (Lescuyer, 1996). Toutes choses égales par ailleurs, une personne spécialisée dans la vente des produits qu'elle cueille n'aura pas les mêmes droits d'usage qu'une seconde personne pratiquant cette activité pour ses besoins de subsistance. Là encore, aucune règle explicite n'érige une différence de statut entre ces deux individus et néanmoins la communauté ne leur reconnaît pas les mêmes droits d'usage. Cette hypothèse est confirmée par l'étude menée sur cette question dans les villages de Gouté et Djémiong, dont les niveaux d'accès au commerce sont fort contrastés: à Gouté, les volumes de PFNL vendus sont très faibles et la cueillette est considérée avant tout comme un moyen de satisfaire les besoins alimentaires; à Djémiong, les PFNL constituent un moyen direct d'acquérir des ressources monétaires. Cette facilité à commercialiser les PFNL à partir de Djémiong a une influence indirecte sur les modes d'accès aux ressources forestières:

- en forêt: alors que seules les tiges de moabi sont appropriées individuellement chez les Boli, cette appropriation privative concerne quatre espèces de PFNL à Djémiong: le moabi, la bita cola, la cola, et le ndimba, qui par ailleurs sont tous des PFNL à débouchés marchands.
- dans les forêts familiales (c'est-à-dire celles environnant les champs): l'accès aux ressources présentes dans ces espaces n'est pas contrôlé à Gouté, au contraire de Djémiong où seul le propriétaire du champ est supposé pouvoir prélever les PFNL: chez les Mézimé, les ressources localisées dans cet espace forestier spécifique font donc l'objet d'une maîtrise exclusive.

- dans les champs: à Djémiong, plusieurs contentieux ont déjà été portés auprès du chef de village concernant le prélèvement sans autorisation de PFNL par certains habitants du village, alors que ça n'a jamais été le cas à Gouté.

Ainsi, même si elle ne constitue pas le seul facteur d'évolution des modes d'accès, la commercialisation croissante de ces ressources à Djémiong semble favoriser un mouvement d'appropriation individuel ou familial des tiges de PFNL³⁹¹. Le changement du devenir de ces produits, auparavant réservés à l'auto-subsistance, modifie petit à petit l'exercice des droits d'usage. Tout comme les représentations que se font les usagers de la ressource, l'étude de sa destination finale est nécessaire pour analyser la dynamique des droits d'usage.

Section 3. Les enjeux d'une gestion commune des ressources

La première section de ce chapitre a montré que la forêt tropicale pouvait être considérée comme une ressource commune et a soulevé la question de mode de gestion le plus adapté à ce type de bien. La deuxième section posait les principes de base pour analyser les systèmes de propriété commune, en distinguant les notions de règles en usage, de droits d'usage, de titulaires de ces droits et de modes d'appropriation informelle de la ressource. L'objet de cette dernière section est de s'interroger sur l'existence d'une gestion commune des ressources dans la zone d'étude et, si tel n'est pas le cas, de proposer les conditions théoriques pour mettre en place un système viable de propriété commune de la forêt.

1. D'une ressource commune à une ressource en propriété commune

1.1. Une utilisation inorganisée de la ressource au village

La description faite, notamment grâce à la matrice des droits d'usage, des modes d'utilisation des ressources au village indique bien que cet espace forestier n'est pas en accès libre: des droits d'usage multiples sont exercés par des titulaires plus ou moins bien définis. Cependant, l'exercice de ces droits d'usage spécifiques n'est pas une condition suffisante pour attester l'existence d'un régime de propriété commune: il faut à cela que des règles aux niveaux constitutionnel, collectif et opérationnel soient spécifiées, dont l'objectif est de coordonner les comportements des individus membres de la communauté. Comme le note Weber (1995), la description des modes d'appropriation des ressources ne livre qu'un état du système des relations sociétés-nature: il s'agit, au delà, d'en connaître la dynamique. Celle-ci peut être

forces of demographic and economic change" (Ensminger, 1996, p. 185).

appréciée par l'étude de l'organisation des règles en usage et des processus de décision en œuvre pour réguler l'utilisation des ressources.

Or, dans le cas d'étude, si la forêt constitue effectivement une ressource commune aux villageois, il n'existe pas un ensemble défini de règles, et encore moins de système de propriété commune, dont l'objectif explicite est d'organiser l'utilisation des ressources³⁹². Ainsi, même s'il peut exister un sentiment de propriété commune, il serait faux de présumer l'existence d'institutions de propriété commune capables de s'auto-réguler face à des conditions externes changeantes. Plusieurs facteurs expliquent l'absence d'un mode d'organisation de l'utilisation des ressources au village. Tout d'abord, à part pour certaines espèces commercialisables (végétale ou animale), les ressources forestières ne sont pas rares et il n'y a pas concurrence au niveau de la consommation. Les produits forestiers seraient donc, sur cet aspect, plutôt assimilés à des biens publics.

Deuxièmement, les limites à la fois de la ressource ainsi que du groupe d'utilisateurs ne sont pas fixes et varient au gré des circonstances. D'une part, la représentation topocentrique de la forêt permet une grande souplesse dans l'utilisation de cet espace. D'autre part, la communauté d'utilisateurs est définie sur la base du système de parenté, ce qui permet une interprétation large du statut d'ayant-droit.

Troisièmement, le statut de l'utilisateur a une influence directe sur la mise en pratique des droits d'usage: en fonction de ses relations sociales, chaque individu se trouverait doté d'un ensemble particulier de droits. De surcroît, même si les populations se reconnaissent comme une communauté d'usage, l'appropriation des ressources dépend partiellement de pratiques individuelles comme le défrichage, la plantation d'arbres,... Cette hétérogénéité des membres de la communauté d'utilisateurs est un obstacle important à l'instauration d'un système de propriété commune, caractérisé par des règles uniformes applicables à tous (Bruce, 1991).

Enfin, un tel régime de propriété commune n'est pas en mesure de refléter le caractère ambigu, contesté et dynamique des régimes d'utilisation des ressources, qui découle de leur ancrage dans l'évolution historique des systèmes culturels, politiques et économiques.

Ainsi, s'il existe bien dans la zone d'étude des mécanismes de délimitation, de négociation, d'entrée et de défense de la forêt, ceux-ci ont peu à voir avec des mécanismes de propriété qui sont explicites et systématiques. Les règles *de facto* d'utilisation locale des ressources

³⁹¹ Dans le même registre, Lambert & Sidzingre (1995) montrent que l'introduction de cultures commerciales en Afrique est une des raisons qui expliquent le passage d'une tenure commune de la terre à une tenure individuelle.

³⁹² "Ce que revendique donc une société en s'appropriant un territoire, c'est l'accès, le contrôle et l'usage, tout autant des réalités visibles et invisibles qui le composent [...]. Voilà ce que nous semble, recouvrir la notion de

demeurent aléatoires: elles ne peuvent constituer à elles seules un système efficace de coordination des usages, qui vise explicitement la pérennité de la forêt et le maintien des bénéfices qui en sont tirés. De surcroît, en l'absence d'une raréfaction de la plupart des ressources forestières, il n'est pas sûr qu'il existe au village un bénéfice collectif net pour organiser une action commune³⁹³.

1.2. Une propriété commune partagée avec les autres utilisateurs de la forêt

L'utilité d'élaborer un système de propriété commune de la forêt apparaît réellement en élargissant le spectre des acteurs ayant un intérêt dans l'utilisation des ressources forestières. Il existe bien, d'une part, une population locale qui utilise la forêt de manière peu organisée mais qui engendre peu de dommages sur l'environnement: la faible densité démographique et l'abondance de la plupart des ressources expliquent le maintien d'un écosystème forestier de bonne qualité (Zapfack, 1995). D'autre part, cependant, l'Etat et l'exploitant forestier constituent également deux parties prenantes dans la gestion forestière et opposent à l'utilisation locale des ressources un aménagement "rationnel" de la forêt. L'accès aux ressources forestières n'est donc pas le seul apanage des utilisateurs locaux mais est aussi revendiqué par deux acteurs extérieurs à la communauté résidente. Si tel n'est pas réellement le cas à l'intérieur des groupes locaux, il existe bel et bien une concurrence sur l'espace et les ressources si on prend en compte l'ensemble des acteurs impliqués. L'intérêt alors de recourir à une propriété commune plutôt qu'à tout autre mode de gestion de la forêt découle de l'existence des capacités locales de créer des institutions adaptées: les modes d'appropriation mis en lumière précédemment peuvent servir de bases négociables pour la définition de règles d'utilisation commune à tous les acteurs. Il importe d'y intégrer les préoccupations de l'Etat comme de l'exploitant afin qu'ensemble ils s'entendent pour établir des règles d'utilisation viable des ressources.

A l'heure actuelle, la forêt constitue une ressource sur laquelle s'appliquent, d'une part, les droits d'usage des communautés locales et, d'autre part, les prescriptions de l'Etat. Ces différentes pratiques sont exercées de manière synchrone sur un espace commun et pourtant s'ignorent, voire rentrent en concurrence notamment pour les ressources rares. Mettre sur pied un régime de propriété commune sur la forêt permettrait d'internaliser ces externalités, de légitimer les groupes hétérogènes d'utilisateurs, et de coordonner leurs actions pour garantir la

'propriété d'un territoire'. Mais cette 'propriété' n'existe pleinement que lorsque les membres d'une société se servent de ces règles pour organiser leurs conduites concrètes d'appropriation" (Godelier, 1984, p. 114).

³⁹³ C'est d'ailleurs ce qu'indique le manque actuel d'intérêt des populations locales pour instaurer des limites à leurs forêts villageoises.

qualité de l'écosystème et la poursuite à long terme des usages de cette ressource.

2. La recherche d'une gestion viable des ressources

2.1. Un nouvel objectif de viabilité

Le souhait d'instituer une propriété commune des ressources forestières entre les différents types d'utilisateurs implique une modification profonde de la manière d'envisager la gestion soutenable de l'environnement. Une nouvelle thématique de recherche apparaît, fondée sur des variables auparavant peu prises en compte dans la modélisation des relations entre les hommes et la nature, et développée notamment par les chercheurs du courant de l'économie écologique (Costanza et al., 1991). Une gestion commune de la forêt requiert tout d'abord de comprendre les aspirations des acteurs impliqués et de faire valoir les interactions positives entre leurs activités. Une telle approche consacre ainsi la forêt comme un écosystème multi-usages (Bowes & Krutilla, 1989; Panayotou & Ashton, 1992; Toman & Ashton, 1996). Cette conception récente de la forêt tropicale introduit un changement important dans la façon de mettre en œuvre la gestion forestière: plutôt que de chercher à déterminer une solution optimale en fonction de critères mono-disciplinaires, il s'agit maintenant de parvenir à des stratégies qui satisfassent l'ensemble des acteurs. L'objectif d'optimalité des choix disparaît donc au profit de solutions médianes qui apportent un niveau de bénéfices minimum à l'ensemble des acteurs (Poupardin & Larrère, 1990; FAO, 1993). Avec la disparition du principe de l'optimum, c'est également la notion d'équilibre stable qui est remise en cause³⁹⁴. Cette nouvelle approche considère ainsi les systèmes naturels et humains comme fondamentalement dynamiques: ceux-ci étant complexes et indéterminés, ils admettent à chaque instant une pluralité de solutions potentielles, sans optimum particulier. A l'inverse d'une évolution linéaire et prévisible, ces systèmes se caractérisent surtout par une forte variabilité, une grande incertitude et un risque d'irréversibilité (Henry, 1974; Clark & Munn, 1986; Holling, 1987).

Ce nouveau mode de gestion de l'environnement nécessite également de ne plus considérer systèmes écologiques et humains comme deux entités indépendantes mais, au contraire, en interaction permanente (Berkes & Folke, 1994). Pour reprendre une expression de Norgaard (1981), ces systèmes sont co-évolutifs, l'action humaine s'adaptant aux réactions de

³⁹⁴ "Ecosystems do not have a single equilibrium. Rather, multiple equilibria define functionally different states, and movement between these states is a natural part of maintaining structure and diversity" (Holling & Sanderson, 1996, p. 58).

l'environnement et l'environnement évoluant en fonction des objectifs socio-économiques³⁹⁵. Il s'agit alors de réfléchir aux processus d'adaptation envisageables pour marier variabilités naturelles, sociales et économiques (Godard & Salles, 1991; Dietz & van der Straaten, 1992). De telles stratégies adaptatives sont notamment développées pour les systèmes naturels (Holling, 1978; Walters, 1986; Le Fur et al., 1999) et les systèmes humains, par exemple par Henry (1987) qui préconise une connivence avec la nature plutôt qu'un affrontement.

L'objectif de cette nouvelle approche est de maintenir la capacité dynamique des systèmes naturels et sociaux à s'adapter et à réagir aux chocs externes. Cette conception des relations entre systèmes naturels et humains diffère notablement de la notion classique de soutenabilité telle que définie en première partie. Celle-ci est généralement présentée comme une contrainte faible ou forte s'appliquant au processus de développement afin de respecter un certain nombre de critères fixés une fois pour toutes. La prise en compte des interactions continues entre systèmes humains et naturels, de leurs dynamiques adaptatives, de leurs évolutions incertaines et irréversibles conduit à proposer un autre objectif de développement: à l'objectif de soutenabilité, il peut être préférable d'opter pour la réalisation d'un développement viable, qui consiste en la gestion des interactions entre des variabilités économiques et sociales et des variabilités naturelles, tant dans l'espace que dans le temps. Le respect d'une contrainte de soutenabilité est alors remplacé par un objectif de viabilité qui vise à "*la recherche d'une co-viabilité à long terme des écosystèmes et des modes de vie dont ils sont les supports*" (Weber, 1995, p. 5). Les systèmes humains et naturels étant co-évolutifs, il ne peut y avoir développement de l'un sans une évolution de l'autre. De plus, ces systèmes sont complexes, indéterminés et dynamiques, d'où l'impossibilité de les réguler en fonction d'une solution optimale unique. L'objectif de viabilité englobe, lui, l'ensemble des solutions évolutives qui satisfassent les contraintes minimales de chacun des deux systèmes.

2.2. Viabilité: une origine mathématique

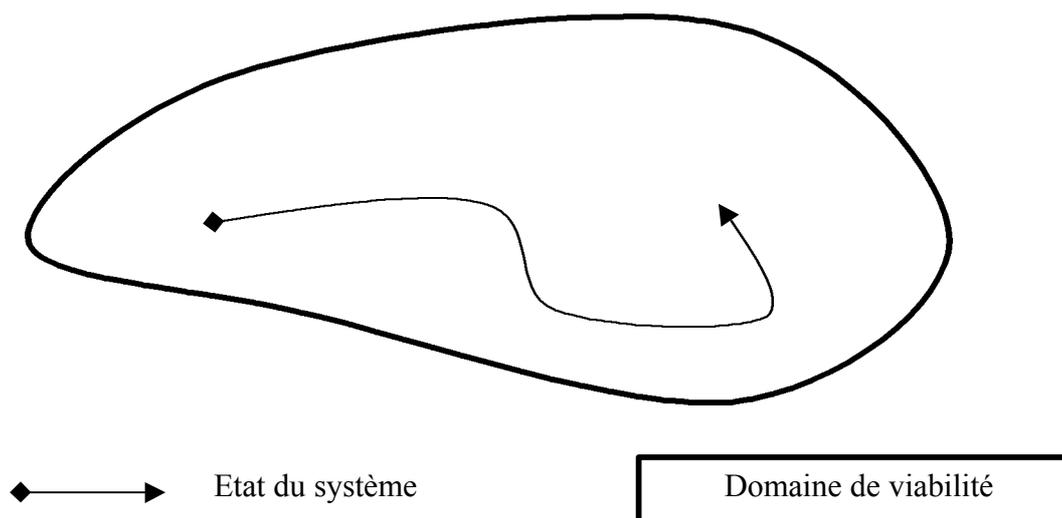
Le concept de viabilité est au centre d'une théorie mathématique, qui est décrite ici pour en faire ressortir les principes fondateurs et illustrer une représentation nouvelle de l'évolution des systèmes humains et écologiques³⁹⁶. Elle repose sur une conception dynamique du système: celui-ci ne tend pas vers une solution optimale mais évolue dans un domaine de viabilité. L'équilibre n'est qu'un des états viables possibles et cette solution est rare par rapport

³⁹⁵ Cette conception est également développée par Sachs (1980, p. 123) à la même époque: "*on peut parler de deux sortes d'environnements interdépendants: le premier est constitué par le milieu physique et biologique, le second par le milieu des établissements humains [...]. L'environnement immédiat de chaque groupe est fait de la résultante de ces deux milieux en interpénétration et interaction sur un espace donné*".

³⁹⁶ Un exposé plus détaillé de cette théorie est donné par Aubin (1994, 1996).

aux trajectoires hors équilibre demeurant à l'intérieur du domaine de viabilité. L'objectif n'est donc pas de rechercher un optimum mais de déterminer les évolutions du système qui ne violent pas les contraintes de viabilité. Cette conception de la dynamique d'un système peut être appliquée à de nombreuses disciplines (mathématique, biologie, économie, sociologie,...) et peut se représenter de la façon suivante:

Figure 24 : Une illustration de la recherche de la viabilité



L'ensemble des états viables d'un système est configuré par une surface dont la forme n'est pas définie a priori et au sein de laquelle les différents états de viabilité sont présents. A l'intérieur du domaine de viabilité, toutes les trajectoires sont viables; au-delà, le système rentre en crise. Les éléments qui affectent l'état du système et les trajectoires qu'il peut suivre sont nommés des régulateurs: ce sont des variables sur lesquelles ne peut agir aucun des acteurs³⁹⁷. Il s'agit, par exemple, en économie des prix de marché, en sociologie des codes culturels,... Ces régulateurs ne se modifient que lorsque la viabilité du système est en jeu et qu'il devient nécessaire de modifier les contraintes de viabilité. Ainsi, à moins d'une forte évolution du système qui oblige à adapter le niveau des régulateurs et à redéfinir les contraintes et le domaine de viabilité, le système obéit à un principe d'inertie, qui le maintient à l'intérieur de son domaine de viabilité. Dans cette conception, la recherche de solutions optimales devient irréalisable et il s'agit plutôt de caractériser les évolutions viables du système, c'est-à-dire les évolutions qui obéissent à chaque instant aux contraintes de viabilité³⁹⁸.

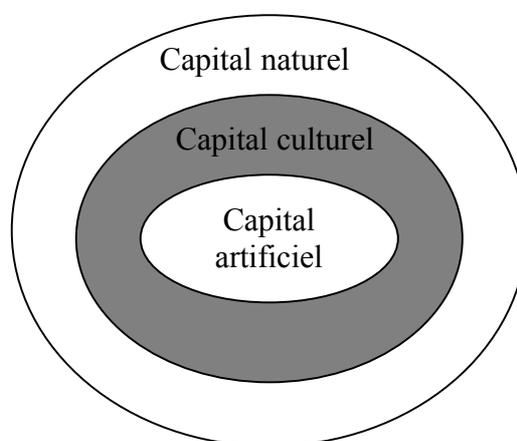
³⁹⁷ Il existe aussi des variables d'état, sur lesquelles agissent les acteurs et qui expliquent l'évolution du système à l'intérieur de son domaine de viabilité.

³⁹⁸ Cette conception de l'évolution des systèmes non-linéaires, présentant des dynamiques complexes, n'est pas sans rappeler le concept de résilience. Celui-ci permet de mesurer la magnitude des perturbations qui peuvent être absorbées par un système en équilibre localement stable avant qu'il ne se déplace vers un autre (Arrow et al., 1995; Levin et al., 1998). Ainsi, le domaine de viabilité pourrait être défini comme l'ensemble des évolutions du

2.3. Le rôle clef du capital social

Si la théorie mathématique de la viabilité raisonne sur la dynamique d'un macro-système considéré en indépendance de tout autre macro-système, le concept de développement viable reconnaît explicitement la connexion entre systèmes écologique, économique et social, ceux-ci évoluant dans des domaines de viabilité différents mais en interaction. Cette conception des relations hommes-nature introduit une fracture par rapport à l'objectif de soutenabilité tel qu'il est couramment énoncé: la soutenabilité faible se restreint au maintien dans le temps d'un stock de dotations en capital, et la soutenabilité forte y introduit le maintien d'un seuil minimal de capital naturel. L'originalité du concept de développement viable est de ne plus considérer seulement la double relation entre systèmes naturels et systèmes économiques, mais d'incorporer également une troisième dimension, celle sociale/culturelle/institutionnelle (Berkes, 1996). En effet, si la viabilité cherche à assurer une évolution harmonieuse à la fois des écosystèmes et des sociétés qui en dépendent, il paraît nécessaire de s'interroger sur les moyens mis en œuvre par les usagers pour utiliser et gérer ces ressources. Ce capital social se définit alors comme l'interface entre, d'une part, le capital naturel et, d'autre part, le capital artificiel (Berkes & Folke, 1994)³⁹⁹:

Figure 25 : Une représentation du capital culturel⁴⁰⁰



Ce capital culturel dépend évidemment du capital naturel dans lequel il se développe et sur

système qui ne dépassent pas sa capacité de résilience. Quand la résilience du système n'est plus suffisante, un changement de système est inévitable, ce qui implique une re-définition des contraintes de viabilité et une modification de son domaine de viabilité. Viabilité et résilience sont toutes deux des notions pouvant s'appliquer à la fois aux systèmes économiques et humains car ceux-ci présentent des capacités communes de flexibilité, de diversification et d'auto-régénération.

³⁹⁹ L'importance de la notion de capital social est également mentionnée par Weber et al. (1990, p. 7) lorsqu'ils écrivent que "la gestion d'une ressource se situe à l'interface de variabilités naturelles et de variabilités économiques et sociales, donc politiques. Il s'agit moins de gérer les ressources que les modes d'exploitation dont elles sont l'objet".

lequel il va interagir. Il est également influencé par les facteurs dont se sont dotées les sociétés humaines en termes de moyens et d'adaptation pour faire face à leur environnement naturel⁴⁰¹. Au delà de cette interface, la prise en compte du capital social dans l'objectif de viabilité consacre une nouvelle hypothèse de recherche: les relations qui s'établissent entre les usagers et leur environnement dépendent avant tout des liens existant entre les hommes. Ainsi, pour la plupart des cas de propriété commune, le statut social d'un individu est déterminant pour avoir accès aux ressources et en tirer parti⁴⁰². Sécuriser ses droits d'usage requiert alors que chaque individu investisse avant tout dans sa position sociale.

L'expression de ce capital social peut prendre plusieurs formes: normes, valeurs, règles,... qui guident l'adaptation des hommes à l'évolution de leur environnement naturel et social. Plus généralement, il incarne l'ensemble des règles et des capacités d'organisation qui coordonne le comportement humain, notamment dans l'usage des ressources (Hanna & Jentoft, 1996). Ainsi, *"when individuals have lived in such situations for a substantial time and have developed shared norms and patterns of reciprocity, they possess social capital with which they can build institutional arrangements for resolving CPR dilemmas"* (Ostrom, 1990-a, p. 184). Dans le cas d'étude, l'objectif de viabilité nécessite une mise en forme du capital social développé par les différents utilisateurs des ressources pour aboutir à un régime de propriété commune de la forêt. Là encore, il ne s'agit pas d'analyser cette propriété commune des ressources comme une institution indépendante du contexte social, mais, au contraire, *"comme institution spécifique, comme institution qui réfléchit et reproduit un programme général de rapports sociaux déterminés, institution qui ne peut se comprendre sans se référer à la manière particulière dont la société dans laquelle elle prédomine organise sur le mode imaginaire et réel le rapport de l'homme à l'environnement matériel, le rapport de l'homme à la communauté, le rapport de l'homme à lui-même [...]. La propriété est un rapport encadré dans une réalité sociale spécifique dont elle ne peut être séparée"* (Madjarian, 1994, p. 25). Ainsi, au delà des critères de soutenabilité écologique et économique, l'objectif de développement viable nécessite de s'interroger sur la forme de capital social en mesure

⁴⁰⁰ Cette figure n'est pas sans rappeler celle de Passet (1979), présentée en première partie, décrivant les interactions entre systèmes économique, humain et naturel.

⁴⁰¹ Certaines sociétés en interaction forte et prolongée avec la forêt (*"ecosystem people"*) ont notamment développé un savoir écologique traditionnel, qui leur permet de s'adapter au mieux à la variabilité de leur environnement. Ce savoir se définit comme *"a cumulative body of knowledge and beliefs, handed down through generations by cultural transmission, about the relationship of living beings (including humans) with one another and with their environment"* (Berkes et al., 1995, p. 282).

⁴⁰² Il en est ainsi, par exemple, dans les communautés de pêcheurs de homards du Maine étudiées par Acheson (1990, p. 41): *"violation of territorial boundaries meets with no set response. An older, well-established man from a large family might infringe on the territorial rights of others almost indefinitely, whereas a new man or a part-timer would almost certainly have trouble very quickly"*.

d'assurer une coévolution de long terme des systèmes naturels et humains. Et si on admet qu'un régime de propriété commune est le plus approprié pour la zone d'étude, il convient alors de réfléchir aux institutions à mettre en place afin d'atteindre ce but.

3. L'instauration d'une propriété commune dotée d'institutions de gestion viable

3.1. Définition et rôle des institutions

Un régime de propriété commune se définit par un ensemble de règles en usage, s'établissant aux trois niveaux constitutionnel, collectif et opérationnel, et de droits d'usage qui leur sont associés. L'ensemble des règles en usage découlent des arrangements institutionnels convenus entre les parties impliquées et sont formalisées par l'instauration d'institutions spécifiques. Les institutions représentent ainsi le contexte dans lequel les agents prennent leurs décisions individuelles et correspondent à l'ensemble des règles qui orientent ces décisions⁴⁰³; elles ont pour fonction de "créer de l'ordre" dans les comportements individuels. Une définition communément admise et reprise dans la littérature est celle de North (1991, p. 97): "*institutions are humanly devised constraints that structure political, economic and social interactions. They consist of both informal constraints (sanctions, taboos, customs, tradition, and codes of conduct), and formal rules (constitutions, laws, property rights)*"⁴⁰⁴.

L'intérêt de créer des institutions pour gérer les ressources est de diminuer l'incertitude concernant leur utilisation et favoriser la coordination des comportements des usagers. Pour le courant néo-institutionnaliste, une institution est ainsi un arrangement visant à la minimisation des coûts de transaction et permettant à moindre coût les échanges entre les individus (Lambert & Sindzingre, 1995). En effet, quel que soit le régime de propriété retenu, la gestion des ressources requiert de mettre en place la collecte de l'information, la coordination des actions des usagers, le contrôle des comportements, l'application des lois,... Les coûts en temps et en argent engendrés par de telles activités sont appelés coûts de transaction⁴⁰⁵. Plus ces coûts sont à un niveau bas, plus les échanges entre individus pourront se faire facilement. D'un point de vue économique, une institution effective diminue les coûts de transaction et,

⁴⁰³ Les « organisations » sont souvent confondues avec les institutions. A la 5^{ème} conférence de l'IASCP (mai 1995, Bodoë, Norvège), D.North prenait l'exemple du football pour illustrer la différence entre institution et organisation: d'un côté, l'institution représente l'ensemble des règles qui encadrent la pratique du football (règles de jeu, dimension du terrain, nombre de joueurs,...) et, de l'autre, l'organisation correspond à l'équipe qui évolue et "s'organise" de façon variée (formation 3-4-3, accent sur la défensive,...) dans ce contexte institutionnel pour atteindre son objectif.

⁴⁰⁴ On peut également retenir la définition de Weber (1996, comm. pers.), plus globale: "*sera considérée comme 'institution', tout agrément entre au moins deux individus ou groupes qui engage plus que ces deux individus ou groupes*".

⁴⁰⁵ "*Transaction costs refer basically to the effort, time and expense necessary to obtain the information necessary to make an exchange, negotiate the exchange and enforce the exchange*" (Acheson, 1994, p. 11).

dans cet objectif, il n'est pas sûr que le marché soit toujours la structure la plus adaptée, notamment lorsqu'il s'agit de ressource commune. Pour celle-ci, il est fort à parier que les coûts de privatisation soient supérieurs à ceux de gestion en propriété commune. De surcroît, comme l'indiquent les chercheurs de l'Ecole des Communs, les institutions au niveau local ont déjà développé un ensemble d'incitations et de règles qu'il est possible de réactualiser et d'adapter à moindre coût, notamment pour les ressources forestières (Gibson et al., 1996)⁴⁰⁶.

Contrairement à l'économie néoclassique qui préconise la solution unique de la propriété privée et l'extension des relations marchandes, la question du choix des institutions à mettre en place est centrale dans les recherches sur les ressources en propriété commune: l'innovation institutionnelle n'apparaît plus comme une donnée exogène mais comme le résultat d'une variation d'un ensemble de variables, qui engendre une inadéquation des institutions passées aux circonstances actuelles. Le modèle de Ostrom (1992), souvent cité par l'Ecole des Communs, définit trois variables ayant une influence essentielle sur le changement institutionnel: technologie et attributs physiques de la ressource, processus de prise de décision, et caractéristiques sociales du/des groupes d'utilisateurs⁴⁰⁷. Ce modèle est généralement complété par une analyse de type coûts-avantages, permettant d'arbitrer entre les différentes possibilités de changement institutionnel⁴⁰⁸: en effet, si chacun des arrangements institutionnels produit un bénéfice social, il coûte également à la collectivité: ils doivent donc être analysés au regard des bénéfices nets qu'ils rapportent à la communauté potentielle d'utilisateurs (Ostrom, 1969; Randall, 1975). En conséquence, cet arbitrage économique doit se faire au niveau du groupe d'utilisateurs de la ressource comme à celui du simple membre de la communauté: *"a constitutional agreement is successful not simply because it creates joint benefits. It is successful when those who contribute to its continuance expect net benefits for themselves and their families that are greater than the alternatives available to them"* (Ostrom, 1995, p. 131). Il ne suffit pas de désigner une institution nouvelle pour que celle-ci soit effective: pour être viable, elle doit apporter à tout individu un bénéfice marginal supérieur à son coût marginal de participation.

Concernant la forêt tropicale de la zone d'étude, si les modes d'utilisation actuels des ressources laissent présager l'efficacité d'un régime de propriété commune, il reste cependant

⁴⁰⁶ Cette thématique est au centre d'un réseau de recherche géré par l'International Forestry Resources and Institutions (IFRI), installé à l'université d'Indiana, Bloomington, USA.

⁴⁰⁷ Ce modèle constitue une grille d'analyse pertinente pour apprécier les institutions à mettre en place pour gérer les ressources communes utilisées à la fois par un seul groupe d'utilisateurs (Thomson et al., 1986) ou par de multiples types d'utilisateurs (Edwards & Steins, 1996).

⁴⁰⁸ On peut, par exemple, se reporter au modèle explicatif du changement des choix institutionnels proposé par Ostrom (1990-a).

à réfléchir aux institutions de gestion viable à mettre en place. L'élaboration de ce nouveau capital social, organisant les interactions entre usagers, a toutes les chances de s'inspirer des enseignements tirés des cas étudiés de propriété commune. Ainsi, après avoir présenté les aspects théoriques de cette conception des relations hommes-nature, il est utile de préciser quelques règles empiriques facilitant l'émergence de ces institutions de gestion viable des ressources en propriété commune.

3.2. Conditions d'émergence d'institutions de gestion viable

Les régimes de propriété commune reposent sur des règles et des institutions plus ou moins formelles qui régulent déjà l'utilisation de l'environnement, d'où une acceptabilité élevée par les usagers *de facto*. Plusieurs chercheurs (Wade, 1987; McKean & Ostrom, 1995; Mathieu & Freudenberg, 1996) ont cherché à tirer des études empiriques les grands principes pouvant expliquer la soutenabilité observée au sein des régimes de propriété commune⁴⁰⁹. Ces auteurs distinguent généralement les conditions d'émergence de ces systèmes des conditions de leur maintien. Le propos est centré ici sur les conditions facilitant l'instauration d'une telle gestion commune. Celles-ci révèlent à la fois de contraintes physiques et socio-économiques:

- la ressource doit être incapable de répondre aux besoins de la communauté d'usagers. Il n'existe pas de problème de bien commun si la production naturelle est supérieure à la demande des utilisateurs.
- les critères d'appartenance à la communauté d'usagers doivent être clairs. En général, plus le groupe d'utilisateurs est de petite taille, partage une même base matérielle de subsistance et réside à proximité immédiate de la ressource, plus il est probable de voir émerger un système de gestion communautaire (Olson, 1966). De plus, la décision de participer à une action fournissant des bénéfices collectifs est influencée par l'anticipation faite du comportement des autres membres du groupe. Or, plus la communauté est homogène, plus la confiance et la réciprocité peuvent s'instaurer.
- les limites de la ressource en propriété commune doivent être nettes: plus les ressources sont concentrées dans l'espace et leurs limites clairement définies, plus les coûts de sa protection par rapport aux outsiders sont bas et la gestion facilitée (de Groot et al., 1995).
- les règles en usage doivent être adaptées aux conditions locales: l'acceptation d'un régime de propriété commune est d'autant plus probable que les règles qu'il instaure sont en

⁴⁰⁹ Ces principes concernent principalement les règles collectives et opérationnelles qui ont été édictées à l'intérieur même d'une communauté homogène d'usagers. Néanmoins, pour la plupart d'entre elles, ces prescriptions sont également applicables pour les situations d'utilisation des ressources partagées entre plusieurs groupes.

adéquation avec les conditions naturelles et socio-économiques locales. Ces critères de gestion peuvent porter sur plusieurs grandes catégories comme les espèces à prélever, les quantités autorisées, les espaces, les périodes, les technologies ou les personnes chargées de superviser les prélèvements (Berkes et al., 1995). L'adaptation aux conditions locales est également permise par la participation des membres de la communauté à l'élaboration et à la modification des règles.

- un système local de contrôle et de sanctions doit assurer une mise en vigueur effective des règles d'accès et de prélèvement. Par ailleurs, les systèmes communautaires sont d'autant moins vulnérables que leurs droits et prérogatives sont reconnus par des textes légaux (Runge, 1986). Enfin, les sanctions sont d'autant plus efficaces qu'elles sont établies selon la gravité et le contexte de la faute. Ainsi, il est utile de mettre au point des méthodes peu coûteuses et rapides pour résoudre les conflits mineurs.
- une distribution acceptable et légitime des coûts et des bénéfices doit être organisée au sein du système de gestion: si la distribution des bénéfices du régime de propriété va à l'encontre de la distribution socialement légitime des revenus, il est probable que l'activité communautaire sera source de tensions au sein du groupe.
- il est souhaitable que l'institution de gestion de la ressource commune n'assume que la tâches prioritaires pour lesquelles elle a été créée. Cette institution doit être dotée d'une organisation flexible, lui permettant de s'adapter aux conditions changeantes d'usage des ressources.

3.3. Recréer du capital social

Les indications précédentes permettent d'apprécier certaines conditions de réussite de l'établissement d'un régime de propriété commune. Elles découlent d'étude de cas où des institutions spécifiques à une communauté précise d'utilisateurs permettent la pérennité des ressources. Or, ces institutions traditionnelles se révèlent aujourd'hui souvent insuffisantes face aux pressions extérieures ou à l'évolution du cadre socio-économique dans lequel elles sont insérées pour proposer des solutions viables de gestion des ressources.

Un véritable enjeu des structures de propriété commune est de permettre à des groupes hétérogènes d'acteurs d'utiliser de manière multiple des ressources forestières. Par exemple, il n'y a pas au niveau des villages d'étude de véritable problème concernant l'utilisation des ressources, celles-ci pouvant continuer à être régulées par des coutumes et des règles plus ou moins formalisées. Il en est autrement quand on tient compte des autres types d'utilisateurs de la forêt (Etat, exploitant, Baka, ONG,...), qui développent des interactions positives ou

négligées avec les pratiques locales. Dans ces conditions, il est nécessaire de créer des institutions nouvelles intégrant ces différentes logiques d'utilisation de l'environnement afin de parvenir à un arrangement institutionnel reconnu et partagé par la diversité des usagers⁴¹⁰. D'où l'idée de recréer du capital social prenant la forme d'institution de gestion viable de la ressource en propriété commune.

Une telle initiative paraît envisageable en faisant appel à de nouveaux concepts fédérateurs comme celui de "patrimoine" naturel. Celui-ci présente plusieurs avantages: d'une part, il entérine la création d'un nouveau bien commun qui associe les intérêts de l'ensemble des parties prenantes. D'autre part, il permet d'assimiler les modes locaux et traditionnels de gestion des ressources: c'est une occasion de les re-légitimer tout en les faisant évoluer vers une plus grande prise en compte des intérêts autres que ceux de la communauté. Enfin il a pour objectif de motiver l'établissement de nouvelles institutions appelées à gérer sur le long terme et au bénéfice de l'ensemble des usagers la forêt et ses ressources.

⁴¹⁰ "As traditional commons in developing countries evolve, research that explains the persistence of commons with multiple ownership, use and management structures will become increasingly relevant as a foundation for the theory of complex common property regimes" (Edwards & Steins, 1996, p. 3).

"The traditional analytical approach, implicitly or explicitly reducing all goods to commodities, can be recognized as one perspective among several, legitimate as a point of view and as a reflection of real power structures, but not the whole story. The task is to begin the construction of a system of concepts and practices for economics in which all these complementary perspectives can be articulated in a rational dialogue, one in which ethical commitments can be articulated"

S.O. Funtowicz & J.R. Ravetz, 1994, p. 199

Chapitre VIII: Une approche nouvelle pour une gestion viable de la forêt tropicale

Un large consensus existe aujourd'hui sur la nécessité d'une utilisation viable de l'environnement et, plus particulièrement, de la forêt tropicale. Il est aussi généralement admis que cet objectif ne peut être atteint sans l'implication des usagers de ces ressources. La question est donc de savoir quelles sont les institutions en mesure de fonder et de légitimer une telle gestion viable des ressources et des usages qu'elles supportent.

Poursuivant la réflexion sur un système de propriété commune de la forêt, la première section présente les principales étapes d'établissement d'une gestion dite "patrimoniale" des ressources. Cette approche repose sur un certain nombre de concepts clefs, comme ceux de patrimoine et de logique d'acteur, qui permettent de concevoir un processus de décision où la coordination des usages résulte d'une négociation pluri-partite entre les utilisateurs de l'environnement.

La deuxième section constitue une application de la démarche de gestion patrimoniale à la situation étudiée dans l'est-Cameroun. Les logiques d'acteur sont rappelées et un régime de propriété commune de la forêt est esquissé.

La troisième section, après avoir évoqué la potentielle applicabilité de ce mode de gestion de l'environnement dans les pays du sud, montre qu'un intérêt majeur de cette approche est d'intégrer le recours aux outils économiques dans une analyse plus large des rapports sociaux. L'évaluation économique de la nature n'est plus alors considérée indépendamment du processus de décision dans lequel elle s'insère, tout comme son utilité est d'éclairer les relations existant entre acteurs à propos du milieu afin de faciliter la coordination de leurs usages.

Section 1. Principes et portée d'une gestion patrimoniale des ressources

Le chapitre précédent a conduit à la conclusion que, la forêt étant une ressource commune à plusieurs groupes d'usagers, il était nécessaire de réfléchir à de nouvelles institutions et de nouveaux processus en mesure d'assurer la gestion viable du milieu. Les mécanismes de marché ne semblent pas, dans ce cas, être un moyen suffisant de coordination des usages et d'autres arrangements institutionnels sont à envisager. Le concept de patrimoine, et par extension l'approche patrimoniale, constitue une possibilité fructueuse d'aborder cette problématique.

1. Un nouveau paradigme de gestion environnementale

L'approche patrimoniale partage avec l'économie écologique ou l'Ecole des Communs une vision "moderne" des relations entre systèmes naturels et humains. A la diversité du milieu et de ses usages correspond une multiplicité d'acteurs individuels ou collectifs. Entre ces macrosystèmes s'établissent des interactions dynamiques, complexes et incertaines. De ce fait, la gestion patrimoniale est présentée comme un dépassement à la fois de la gestion réglementaire et de la gestion économique de la nature (Godard, 1989). Il s'agit de rechercher de nouveaux processus de résolution des problèmes environnementaux dans un contexte où l'Etat doit composer avec d'autres utilisateurs de l'environnement pour la prise de décision. Les chercheurs de l'approche patrimoniale s'appuient sur l'analyse de situations de conflits pour mettre en exergue les sources de l'affrontement entre les logiques des acteurs en présence. La résolution de ces conflits passe le plus souvent par la "patrimonialisation" de l'environnement en question, c'est-à-dire la création d'un nouveau bien commun, et la "négociation" des modalités de gestion de ce bien. Selon cette approche, les acteurs cherchent à forger un accord en se référant à une nouvelle légitimité patrimoniale susceptible de concilier plusieurs légitimités préexistantes.

L'approche patrimoniale n'est donc pas une théorie en tant que telle: elle a plutôt vocation à fournir des concepts et des grilles d'analyse des situations conflictuelles et à proposer des méthodes destinées à élaborer des modes de gestion négociés. Elle est définie de la façon suivante: "*l'approche patrimoniale [...] est un état d'esprit permettant au plus grand nombre des titulaires d'un patrimoine de garder le souci du long terme, de prendre conscience des multiples interdépendances entre acteurs, et de se rencontrer pour décider en commun les mesures qui permettront, au plus juste prix, de conserver ou d'augmenter ce patrimoine tout en tirant la plus grande quantité possible d'avantages*" (de Montgolfier & Natali, 1987, 137). L'approche patrimoniale est organisée autour de quelques concepts clefs, dont la présentation

permet de comprendre la mise en œuvre de cette méthode de gestion environnementale.

1.1. Des concepts clefs

L'approche patrimoniale adopte une vision systémique des relations entre milieux naturels et humains, en mettant l'accent sur leur complexité, leur globalité et leur interactivité⁴¹¹. La notion d' "éco-socio-système" est utilisée pour désigner l'ensemble des relations existant à propos de la gestion d'une ressource ou d'un milieu, c'est-à-dire les relations entre facteurs écologiques, entre acteurs sociaux, ainsi qu'entre ces acteurs sociaux et les facteurs écologiques (Ollagnon, 1989)⁴¹². Ces systèmes sont considérés dans toute leur complexité: les milieux naturels sont composés d'une multitude d'éléments ayant entre eux un grand nombre de liens d'interdépendance, tandis que les acteurs humains sont multiples. Ces derniers présentent les caractéristiques suivantes (de Montgolfier & Natali, 1987): (i) ils sont nombreux et ont des intérêts divers dans la gestion du patrimoine naturel; (ii) ils ont des influences effectives différents sur le milieu; (iii) ils ont une conscience plus ou moins précise de leurs intérêts et des pouvoirs des autres acteurs dans la gestion du bien commun; (iv) ils détiennent les uns à l'égard des autres des moyens de pressions.

Les acteurs ne gèrent pas en tant que tel une forêt, une rivière ou un écosystème, mais sont davantage intéressés par certaines propriétés, certaines qualités de ces milieux⁴¹³. Pour les promoteurs de l'approche patrimoniale, la notion de "qualité" se substitue à celle de "ressource" ou de "milieu naturel", et représente le véritable objet de l'analyse et de la gestion. Ollagnon (1990, p. 199) la définit comme "*une résultante globale et dynamique d'un milieu naturel et de « systèmes d'action » constitués d'acteurs effectivement mis en relation par celui-ci, dans une relation triadique (homme, nature, homme)*". Dans cette perspective, les problèmes d'environnement découlent d'une prise en charge insuffisante par les acteurs de la qualité du milieu naturel et d'une incapacité à négocier entre eux ces enjeux. La gestion de l'environnement est alors conçue comme la définition d'un ensemble de règles visant à maintenir un état voulu de la qualité d'un milieu. Cet objectif peut être atteint en amenant les acteurs à discuter de leurs logiques d'action, discussion qui peut être motivée en recourant au concept de patrimoine naturel.

Le concept central de cette approche est celui de "patrimoine", défini par Ollagnon (1989, p. 265) de la manière suivante: "*ensemble des éléments matériels et immatériels qui concourent*

⁴¹¹ Pour une présentation des principales caractéristiques de l'approche systémique, se reporter à Barouch (1989).

⁴¹² O'Connor (1996) fait une application concrète de cette notion d'éco-socio-système au cas d'un petit massif boisé de la région Centre.

⁴¹³ Par exemple, pour le cas d'une gestion de rivière, les pêcheurs seront intéressés par la quantité de poissons, les autorités locales par la qualité de l'eau, les plaisanciers par la possibilité d'y naviguer,...

à maintenir et à développer l'identité et l'autonomie de son titulaire dans le temps et dans l'espace par adaptation en milieu évolutif". Trois aspects sont plus particulièrement mis en avant :

- L'identité des titulaires: Les biens patrimoniaux représentent des supports de l'identité des individus qui en sont titulaires, car il n'existe pas de patrimoine en soi, sans relation patrimoniale à un titulaire qui l'investit (Ollagnon, 1989). *"A tout patrimoine correspond une communauté concrète, de même qu'à toute communauté concrète correspond un patrimoine par lequel se reproduit son identité. Le patrimoine a pour fonction d'assurer l'unité des membres d'une communauté et sa permanence à travers les différents moments de son existence"* (Madjarian, 1991, p. 307).
- La transmission: L'acte de transmission du patrimoine entre générations reflète une certaine permanence dans le temps des éléments qui composent le patrimoine, et renvoie donc également à la notion d'identité. La nécessité de transmettre un patrimoine aux générations futures introduit de manière explicite une dimension éthique dans la gestion et différencie ainsi le patrimoine des biens économiques ou du capital: alors que le capital est géré pour être augmenté, le patrimoine est géré pour être transmis. L'importance du long terme, au sein de la gestion, prend ainsi le pas sur la recherche d'une rentabilité purement économique (de Montgolfier & Natali, 1987)⁴¹⁴.
- La pluri-fonctionnalité: à ces deux premières caractéristiques du patrimoine se trouve associée une définition plus économique: *"un patrimoine est un bien susceptible, moyennant une gestion adéquate, de conserver dans le futur des potentialités d'adaptation à des usages non prévisibles aujourd'hui"* (de Montgolfier, 1985, p. 21). Dans cette conception, le patrimoine naturel doit concourir à l'adaptation de l'acteur à un milieu évolutif: *"du fait de l'incertitude sur le long terme, cela conduit à conditionner l'usage qui est fait des biens à leur conservation, à vouloir maintenir la pluralité des usages actuels ou potentiels d'un même milieu et à éviter les options impliquant des pertes irréversibles"* (Godard & Ollagnon, 1989, p. 104)⁴¹⁵.

Le recours au concept de patrimoine naturel implique ainsi une double logique d'analyse des problèmes environnementaux: *"patrimoine parce que ressource impliquant une vision intergénérationnelle des choix de gestion, patrimoine parce que ressource à usages potentiels*

⁴¹⁴ Le recours au concept de patrimoine, qui se réfère aux notions d'identité et de transmission, est d'autant plus utile que la gestion de l'environnement se situe souvent en contexte d'incertitude et d'irréversibilité (Godard, 1989).

⁴¹⁵ Cette caractéristique rapproche le patrimoine de la notion de valeur d'option, mais cette analogie est atténuée par la charge identitaire du patrimoine qui n'existe pas pour la valeur d'option (Godard & Salles, 1991).

multiples se situant souvent en dehors de la sphère marchande et constituant un bien commun à des groupes plus ou moins élargis d'agents" (de Montgolfier & Normandin, 1990, p. 107). D'une part, cette approche vise la restauration de la qualité des milieux dans le double souci d'une transmission aux générations futures et du maintien de l'identité d'un acteur au sein du milieu dans lequel il vit. D'autre part, elle développe une perspective fonctionnelle de l'environnement en favorisant certaines caractéristiques, certains éléments, certaines relations afin de mieux servir les intérêts des acteurs actuels (Ollagnon, 1989, Godard & Salles, 1991). L'approche patrimoniale, désignée par Ollagnon comme une "éthique de l'action" (Karsenty, comm. pers.), doit répondre à la nécessité permanente d'intégrer/arbitrer le très long terme et le très global avec le très court terme et le très local.

1.2. L'analyse de situations locales conflictuelles: des logiques d'acteurs multiples autour d'un bien environnemental commun

Le point de départ de l'approche patrimoniale a été plusieurs études de cas, réalisées à la demande d'acteurs confrontés à des conflits environnementaux⁴¹⁶. L'approche patrimoniale part du constat que la situation conflictuelle met en présence des acteurs multiples caractérisés chacun par une logique différente. La difficile coordination de ces logiques divergentes conduit à une situation bloquée qui nuit à la gestion du bien environnemental.

Le concept de "logique d'acteur"⁴¹⁷ repose sur l'hypothèse fondamentale que le comportement d'un acteur a toujours un sens quand il est rapporté à son contexte: rationalité par rapport à des objectifs, des contraintes, des opportunités ou par rapport aux comportements des autres acteurs. L'acteur est toujours considéré comme étant rationnel, même si cette rationalité n'est pas directement appréciable. D'ailleurs, il s'agit le plus souvent d'une rationalité limitée et procédurale: avec une information limitée et devant la complexité du monde réel, on admet que l'acteur n'est jamais en mesure d'appréhender l'ensemble des choix possible et raisonne le plus souvent de manière séquentielle: plutôt que de chercher à réaliser un choix optimal, l'acteur tend à choisir pour chaque problème la première solution qui correspond pour lui à un seuil minimal de satisfaction, étant donné les solutions qu'il a déjà expérimentées.

Saisir la logique de chacun des acteurs impliqués dans un conflit environnemental requiert de reconstituer son univers explicite et implicite de décision. Les logiques d'acteurs sont

⁴¹⁶ La première étude date de 1975-1977 et porte sur la nappe phréatique en Alsace (Ollagnon, 1990). Depuis, de nombreuses études similaires ont été réalisées, qui ont contribué à définir un mode de résolution particulier des conflits environnementaux (Henry, 1987; Mongolfier & Natali, 1987; Barouch, 1989; Mermet, 1992).

⁴¹⁷ La notion de "logique d'acteur" a été établie par Crozier & Friedberg (1977). Elle correspond au raisonnement par lequel un acteur justifie sa position, détermine la stratégie qu'il adopte et les choix qu'il effectue.

fortement déterminées par les représentations qu'ils ont du bien environnemental, l'usage qu'ils en font ainsi que de leurs interactions avec les autres acteurs. Godard (1989, 1990) propose d'utiliser l'analyse des "cités" de Boltansky & Thévenot (1987), pour apprécier les différents systèmes de légitimité⁴¹⁸ invoqués par les acteurs face à un problème environnemental complexe. Dans cette perspective, les logiques d'acteurs tendent à se référer à une ou plusieurs cités:

- La "nature marchande", où la nature est pensée comme une source de biens rares qui circulent sous la forme de marchandises.
- La "nature industrielle", où elle est perçue comme une ressource à exploiter, où l'environnement est intégré au développement du territoire.
- La "nature civique", où elle représente un lieu d'application du principe d'égalité des citoyens. Le débat autour de l'environnement est conçu comme un outil au service de l'utilité publique.
- La "nature du renom", dans laquelle la nature existe à travers ses aspects médiatiques. La grandeur est ici mesurée par les indices de notoriété et de fréquentation. L'action environnementale procède, par exemple, d'une sensibilisation de l'opinion
- La "nature inspirée", où elle apparaît comme un moyen pour l'homme de se transcender.
- La "nature domestique", qui est essentiellement conçue comme objet identitaire transmissible à d'autres membres du groupe. L'accent peut porter notamment sur l'enracinement local, l'attachement d'une communauté à son environnement,...

Cette grille d'analyse des logiques d'acteurs s'avère pertinente quand il s'agit à la fois de comprendre les sources de conflit environnemental et d'y apporter des solutions: *"une des issues possibles de ce type de différend est l'amorce de figures de synthèse entre plusieurs ordres: on cherche à forger un accord en se référant à un nouvel ordre encore virtuel, intégrant ou combinant plusieurs ordres préexistants"* (Godard, 1989, p. 312). Mais, au delà de la compréhension des logiques des acteurs, il est nécessaire de réfléchir aux logiques d'interaction dans lesquelles ils sont engagés et qui constituent un élément central pour établir une gestion intentionnelle du milieu naturel.

Du fait du caractère "trans-appropriatif" de la qualité du milieu, chaque situation est caractérisée par la présence d'un certain nombre d'acteurs, engagés dans des relations

⁴¹⁸ Godard (1990, p. 217) définit l'élaboration des systèmes de légitimité comme *"les processus par lesquels des sujets sociaux élaborent, reconnaissent ou mettent en œuvre des principes de portée générale susceptibles de constituer une matrice, perçue alors comme légitime, pour le règlement de conflits ou la constitution d'accords sur des décisions engageant le sort commun"*. Ainsi ces "légitimités" articulent à la fois la définition d'un ordre social désirable et un mode de coordination des rapports entre individus.

multiples et qui développent des logiques potentiellement divergentes vis-à-vis du bien environnemental⁴¹⁹. Lorsque ces logiques sont contradictoires, des conflits apparaissent en raison d'une incompréhension réciproque entre des acteurs dotés de systèmes de légitimité antagonistes. Dans le prolongement de l'école de Palo Alto⁴²⁰, de nombreux chercheurs américains (Fisher & Ury, 1981; Raifa, 1982; Susskind & McMahon, 1985) et notamment les chercheurs français de l'approche patrimoniale travaillent depuis les années 1980 sur les modes de résolution de conflits⁴²¹. Tout l'enjeu de la démarche patrimoniale consiste à rendre compatibles ces différentes logiques, perçues comme complémentaires dès lors que les acteurs mettent l'accent sur leur intérêt mutuel à gérer le bien environnemental au bénéfice de la communauté d'usagers.

1.3. Résolution des conflits par la patrimonialisation

Pour être opérationnelle, la gestion patrimoniale formule deux prescriptions principales: d'une part, créer un nouveau "bien commun" entre acteurs aux logiques différentes et, d'autre part, instaurer une négociation entre ces acteurs afin d'élaborer des stratégies de gestion adéquates, la négociation participant à la création du bien commun et en découlant tout à la fois.

La création d'un bien commun ne peut se faire aux dépens d'un groupe d'acteurs dont les considérations auraient été mésestimées. La première étape de l'approche patrimoniale est de légitimer les demandes sociales⁴²² qui s'expriment concernant l'environnement commun. En partant de l'hypothèse que tous les acteurs sont rationnels, les représentations et les informations de chaque groupe doivent être acceptées comme référence valable pour la négociation d'objectifs, de règles et de comportements. Pour constituer un nouveau "bien commun", la légitimation des logiques d'acteurs doit néanmoins être dépassée en développant une "conscience patrimoniale", c'est-à-dire un changement des représentations au profit d'une vision en termes de communauté d'intérêts et d'une "relation patrimoniale" avec le milieu naturel. Ollagnon (1990, p. 209) écrit ainsi: "*l'un des principaux ressorts de l'approche*

⁴¹⁹ Ainsi, dans le cas de la nappe phréatique d'Alsace, Ollagnon (1989, 1990) observe que les acteurs en présence adoptent trois types d'approche: une approche "économique", centrée sur l'exploitation et les besoins immédiats, une approche "écologique", où l'eau était perçue comme une ressource à protéger, et enfin une approche "technico-administrative", dans laquelle les administrations de l'Etat doivent se charger de la gestion.

⁴²⁰ L'école de Palo Alto, dont les plus fameux représentants sont Bateson (1980), Jackson et Watzlawick (Jackson et al., 1972), part de l'hypothèse que le comportement d'un acteur s'explique avant tout par le système d'interactions dans lequel il est inséré. La prise de conscience de ces interrelations incite l'acteur à modifier son comportement.

⁴²¹ Dans cette perspective, le conflit n'est pas perçu comme mauvais en soi puisqu'il précise les sources des problèmes, nécessite la prise en compte de tous les intérêts engagés et stimule l'émergence de solutions novatrices (Chauveau & Mathieu, 1996).

⁴²² Thiebaut (1989, p. 271) définit la notion de 'demande sociale' comme "*l'expression des besoins d'un groupe social –et des moyens que ce groupe est prêt à mettre en œuvre pour les satisfaire– vis-à-vis des décisions de production prises par d'autres groupes sociaux, des agents privés ou des institutions*".

patrimoniale consiste [...] à révéler, ou à amener à la conscience des acteurs en situation de problème, la patrimonialité latente de la qualité du milieu pour eux, et à s'appuyer sur cette patrimonialité nouvellement reconnue pour identifier de nouvelles solidarités". Godard (1989, 1990) compare alors la gestion patrimoniale à une forme de "compromis paradoxal" entre plusieurs systèmes de légitimité, avec pour objectif de constituer une nouvelle cité virtuelle⁴²³.

L'émergence d'un patrimoine naturel partagé par plusieurs groupes d'utilisateurs sous-entend également la constitution d'un nouveau sujet collectif, un "groupe patrimonial", qui inclut les acteurs actuels, mais aussi ceux des générations précédentes et futures. Cette notion de groupe patrimonial, comme l'indique Barel (1984, p. 119), est essentielle: *"le groupe patrimonial est la vérité profonde du patrimoine"*. La gestion patrimoniale passe d'abord par l'instauration de liens entre les titulaires de ce patrimoine: il n'y a pas de patrimoine sans reconnaissance préalable d'une communauté patrimoniale. Dans cette optique, la gestion de l'environnement découle des relations que les groupes d'utilisateurs tissent entre eux à propos de ce patrimoine et, au delà, des liens à établir avec les générations futures. La constitution d'une communauté d'utilisateurs, appelée à appliquer des règles négociées de comportement vis-à-vis d'un même environnement, est l'objectif majeur de l'approche patrimoniale. L'émergence de cette patrimonialité est l'objet et le résultat d'un processus de discussion/négociation entre les acteurs: *"c'est ce tissu relationnel, constitué de manière inextricable de relations au milieu et de relations entre acteurs, et ayant pour enjeu la qualité de ce milieu [...], qui forme la base de la patrimonialité. C'est sur son explicitation et son activation que mise l'approche patrimoniale pour résoudre les problèmes posés par la gestion des milieux et des ressources"* (Ollagnon, 1989, p. 261).

2. Modalités d'un nouveau processus de décision

La deuxième étape de l'approche patrimoniale consiste à procéder à la négociation patrimoniale, c'est-à-dire la création de lieux, d'outils, de langages, et de procédures de négociation et de gestion, permettant de maintenir ou d'améliorer les qualités essentielles de l'environnement. La réussite de la négociation patrimoniale dépend alors moins de la qualité des éléments qu'elle réunit que des interactions qu'elle va susciter entre ces éléments: *"il s'agit moins de décision que l'on prend, que de décisions émergeant d'une dynamique d'interactions"*

⁴²³ La gestion patrimoniale mêle en effet différentes sphères de légitimité: cité domestique (transmission patrimoniale, utilisation des savoirs locaux traditionnels), cité civique (reconnaissance de tous les acteurs revendiquant un intérêt patrimonial), cité industrielle (recours aux moyens scientifiques pour acquérir une

entre acteurs institutionnels" (Henry, 1987, p. 98). La qualité des résultats/compromis obtenus dépend donc davantage du processus duquel elle est l'aboutissement que de l'expertise scientifique qui la justifie.

2.1. La négociation comme moteur de la gestion patrimoniale

Si l'on reprend la "pluralité des mondes" proposée par Boltanski & Thévenot (1987), chaque acteur appartient à plusieurs collectifs. C'est par la négociation entre l'ensemble des acteurs qu'il devient possible de déterminer des modalités de gestion qui tout à la fois satisfassent chacun d'entre eux et soient adaptées au contexte considéré (Godard, 1990). Ce type de médiation s'inspire fortement de l'approche système-acteur présentée notamment par Crozier & Friedberg (1977) ou Barouch (1989). Elle part de deux hypothèses fondamentales:

- les conflits d'intérêt ont abouti à une impasse, qui permet de circonscrire les problèmes, de faire apparaître les parties prenantes et de bloquer la situation sans une intervention commune de l'ensemble des parties. La médiation ne préjuge pas de ce qui fait problème et recadre progressivement la problématique initiale en fonction des problèmes évoqués par les acteurs.
- tous les acteurs sont légitimes pour guider l'analyse du problème: c'est une approche multi-acteurs et multi-langages.

L'intérêt de recourir à la négociation patrimoniale est de chercher à dépasser les différentes visions du monde des acteurs pour réfléchir sur les modalités de gestion commune de la qualité du milieu. Deux possibilités sont envisageables pour atteindre cet objectif. Les acteurs peuvent, tout d'abord, s'accorder sur les moyens à mettre en œuvre pour gérer l'environnement, sans pour autant s'entendre sur la finalité de l'action: "*dans un monde où les innombrables partenaires différents de toute action ne partagent pas les mêmes valeurs et où ces valeurs doivent être respectées, l'accord sur les politiques pratiques qui ne met pas en cause les valeurs est beaucoup plus facile que l'accord sur les fins de l'action*" (Crozier & Friedberg, 1977, p. 269). Il s'agit alors de fixer des stratégies consensuelles et préactives qui n'engagent le patrimoine naturel dans aucune forme de spécialisation. D'autres auteurs, comme Barouch (1989), proposent plutôt une stratégie proactive d'élaboration de "scénarios" permettant aux acteurs de visualiser des futurs potentiels. Il s'agit ainsi d'identifier des scénarios de compromis, qui répondent aux divers intérêts des acteurs et tiennent compte des contraintes de la situation. Cette démarche, qui s'inscrit davantage dans la recherche d'une gestion viable de l'environnement, incite les acteurs à tomber d'accord sur une finalité

information objective, emploi de méthodes rationnelles d'aide à la décision,...) et marchande (accent mis sur la

consensuelle fixant un objectif commun à l'ensemble des acteurs, avant de préciser les modalités pratiques pour l'atteindre. La convergence des logiques d'acteur va se faire grâce à l'émergence progressive d'un patrimoine naturel commun. La négociation patrimoniale détient alors une double fonction :

- alors même qu'elle est facilitée par la création d'un nouveau bien commun, elle participe aussi à cette création en permettant la révélation des intérêts patrimoniaux des acteurs et en facilitant leur adhésion à cette patrimonialité partagée;
- elle permet aux acteurs de définir, de manière conjointe, les modalités de gestion de la ressource et garantit leur engagement dans la gestion.

L'approche patrimoniale se différencie donc fortement des approches centralisées de gestion de l'environnement. D'une part, contrairement à la démarche de gestion économique des ressources, les acteurs définissent des modalités de gestion à travers des mécanismes de négociation et non par la soumission à des mécanismes externes prédéterminés. D'autre part, l'approche patrimoniale diverge des démarches participatives classiques, qui consistent, le plus souvent, à susciter l'aval explicite des acteurs locaux à des objectifs de gestion déterminés par des décideurs extérieurs (Weber, 1996-b; Redclift, 1992): avec l'approche patrimoniale, les acteurs ne négocient pas le transfert de biens ou d'une part de responsabilité, mais la définition d'objectifs communs et de comportements. L'émergence de ce groupe patrimonial gestionnaire des ressources nécessite toutefois un processus de discussion/décision long et complexe, où les acteurs positivent leurs interactions en vue de constituer un arrangement institutionnel viable.

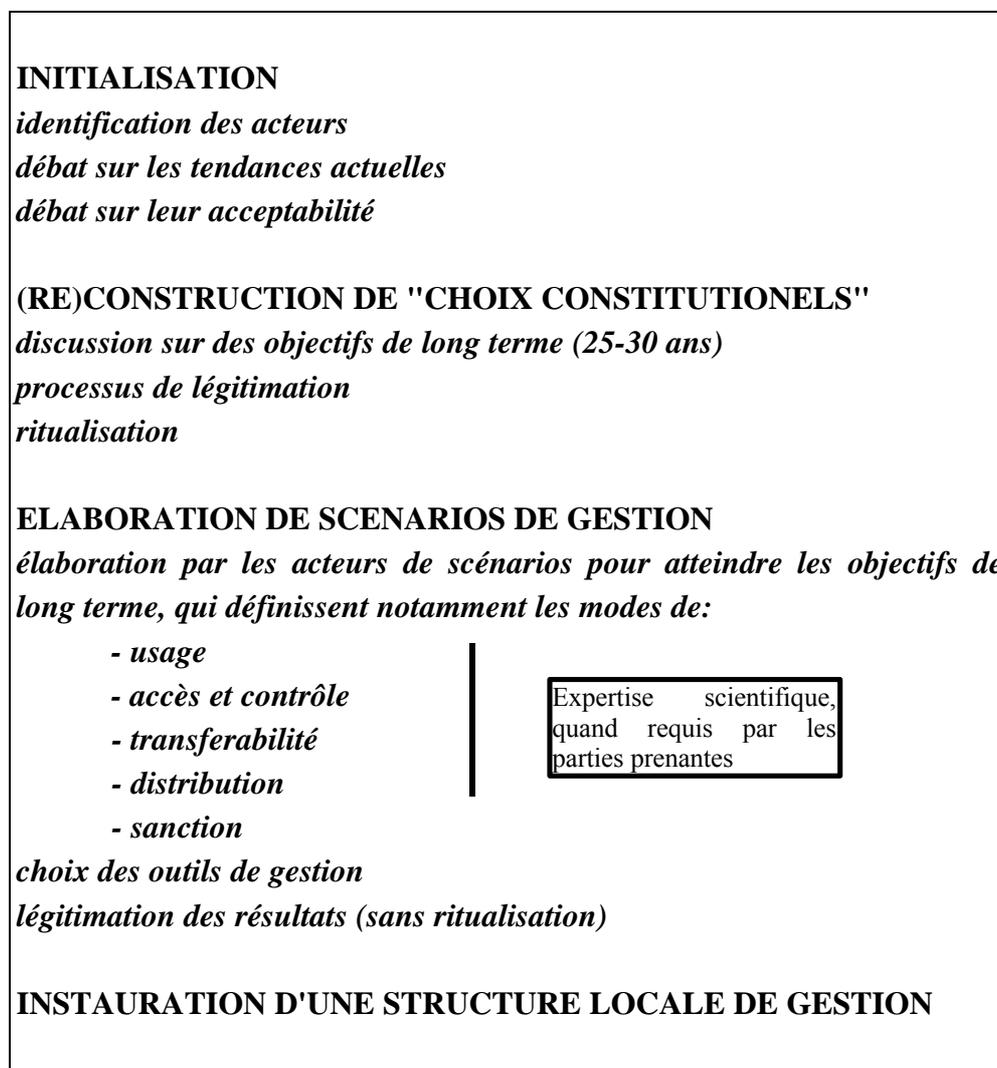
2.2. Mise en place d'une médiation par récurrence

L'approche patrimoniale cherche à déterminer un mode de gestion viable de l'environnement à partir de l'analyse des interactions possibles d'acteurs évoluant dans un écosystème complexe. L'étude de ces interactions entre acteurs ne peut être réalisée que par les acteurs eux-mêmes et selon un processus itératif: la légitimation des perceptions, la détermination d'objectifs de long terme, l'émergence d'un groupe patrimonial et l'élaboration de nouvelles institutions de gestion requiert une négociation volontaire et continue des acteurs intéressés. Cette responsabilisation et cet engagement des acteurs dans la gestion de leur patrimoine entérine un nouveau mode de décision.

Du fait de la spécificité des écosystèmes, l'approche patrimoniale n'a pas vocation à proposer une démarche type de résolution des conflits environnementaux. Cependant,

plusieurs étapes clés de ce processus de décision peuvent être mises en avant. Weber (1996-a) en propose quatre, que l'on retrouve, parfois sous une forme légèrement différente, dans les autres expériences de gestion patrimoniale (de Montgolfier & Natali, 1987)⁴²⁴ ou de résolution de conflits (Daniels & Walker, 1997)⁴²⁵:

Figure 26 : Les étapes de la médiation par récurrence



(Source: Weber, 1996-a)

Initialisation de la négociation

L'enjeu de cette première étape est de mettre en évidence les relations patrimoniales établies avec la qualité du milieu. Elle suppose l'identification des acteurs engagés⁴²⁶, l'explicitation et

⁴²⁴ Ollagnon (1989) ou Mermet (1992) parlent, quant à eux, d'"audit patrimonial", dont les étapes de réalisation sont proches de celles présentées ici pour la médiation par récurrence.

⁴²⁵ Pour prendre connaissance d'un cas pratique d'application de cette médiation par récurrence, on peut se reporter à l'élaboration des contrats GELOSE (Gestion Locale Sécurisée) à Madagascar décrite par Babin & Bertrand (1998).

⁴²⁶ Selon Borrini-Feyerabend (1997), trois caractéristiques permettent de désigner les acteurs devant prendre part à la négociation environnementale: ils sont conscients de leurs intérêts dans la gestion de la ressource; ils ont des

la légitimation des logiques, puis la confrontation des points de vue. Les raisons du conflit environnemental actuel sont exposées et les désaccords entre acteurs mis à jour. Cette mise à plat des jeux relationnels qui s'instaurent entre acteurs de statut hétérogène permet de poser les conditions initiales de la négociation.

Dans cette première phase, l'accent est principalement mis sur les raisons du conflit environnemental. Chaque acteur est appelé à exprimer sa perception du problème afin d'en informer les autres parties prenantes et clarifier sa position de base dans le débat. L'enjeu est de communication, non de connaissance. Il est ensuite demandé aux acteurs de débattre de l'acceptabilité écologique, économique et sociale d'une prolongation des tendances actuelles. Le commun désagrément crée la situation initiale qui fonde la suite du processus. Etablir ce constat commun incite implicitement les acteurs à croire qu'il existe bien des améliorations potentielles: on sort d'une logique de conflit en faisant valoir une préoccupation commune vis-à-vis de la dégradation de la qualité du milieu⁴²⁷.

Construction des objectifs de long terme

Autant la qualité présente du patrimoine naturel est la source de conflits entre les acteurs, autant ceux-ci peuvent s'entendre sur un objectif futur de qualité de l'environnement. La fixation des objectifs de long terme constituent des choix patrimoniaux au sens où les acteurs s'entendent sur le niveau de qualité de l'environnement à transmettre à la génération suivante. Le long terme envisagé ici est de l'ordre de 25 à 30 ans. L'enjeu de cette étape est de produire, selon l'expression d'Ostrom (1990-a), des "choix constitutionnels" qui seront par la suite considérés comme intangibles et serviront de références⁴²⁸. C'est par rapport à de tels objectifs

capacités spécifiques pour gérer les ressources; ils souhaitent s'investir dans la gestion des ressources. Il paraît possible de rajouter une quatrième condition: celle d'être acceptés comme des intervenants valables par les acteurs déjà légitimés.

⁴²⁷ Cette première étape de négociation, tout comme l'ensemble de la procédure, est facilitée par la présence d'un médiateur. Son rôle est multiple. Il est, tout d'abord, d'établir un juste équilibre entre les acteurs impliqués dans des jeux relationnels parfois déséquilibrés. Il doit également être le catalyseur de la négociation, c'est-à-dire aider les parties à formuler leurs points de vue de manière utile à la négociation, exprimer les non-dits, bref restituer aux uns les discours des autres et les légitimer tous. L'établissement de ce premier "co-diagnostic" réalisé par le médiateur avec l'aide de tous les acteurs concernés (Mermet, 1992) permet, ensuite, de commencer à rechercher des solutions communes et négociées (Ollagnon, 1990). Là encore, il lui revient de contrôler que les sources d'incertitude inhérentes à la prise en compte des dynamiques humaines et naturelles ne soient pas mobilisées par un seul acteur dominant, imposant alors son point de vue d'expert aux autres participants (Crozier & Friedberg, 1977). Enfin, en tant qu'agent neutre, il est celui à qui revient le droit de clôturer chacune des étapes de la médiation, d'en faire ressortir les résultats saillants et d'assurer la légitimation/ritualisation des accords conclus. Pour un exemple concret en pays du sud, on peut se reporter à Bertrand et al. (1997) qui dressent le profil d'un médiateur environnemental à Madagascar.

⁴²⁸ Pour que ces objectifs deviennent constitutionnels et intangibles, ceux-ci doivent être légitimés et ritualisés. La légitimité est fournie par la restitution publique des termes de l'agrément, notamment en présence de l'autorité légale (légitimation dans la cité civique). La ritualisation est, elle, à la croisée de la cité domestique et de la cité

que le groupe patrimonial trouve une légitimité et pose les bases d'une institution de gestion en propriété commune. Ce choix constitutionnel structure de manière fondamentale la résolution du problème: *"la lutte, la plupart du temps, ne consiste pas tellement dans une discussion ouverte des coûts et avantages, c'est une lutte sur la définition du problème, c'est-à-dire sur la rationalité qui s'appliquera. Car les partenaires savent trop bien qu'une fois cette définition imposée, l'orientation de la décision aura été très fortement structurée"* (Crozier & Friedberg, 1977, p. 316).

C'est à partir de l'obtention d'un agrément sur la qualité du patrimoine naturel à très long terme qu'il devient possible de discuter des moyens et des stratégies à mettre en œuvre pour parvenir à cet objectif⁴²⁹. Cette recherche d'un agrément sur le très long terme pour cadrer les engagements de court et moyen terme donne son caractère patrimonial à la démarche. La médiation par récurrence renverse ainsi l'ordre de négociation: elle part de l'obtention d'un agrément de long terme pour solutionner le problème environnemental présent. Elle repose sur l'hypothèse que le long terme n'étant pas prévisible, il est en partie décidable (Weber & Bailly, 1993). Le processus de décision procède ainsi d'une double récurrence. D'une part, les acteurs conviennent d'objectifs de long terme avant de déterminer "à rebours" les conditions pour aboutir à la réalisation du futur commun souhaité. Dans cette perspective, le concept de patrimoine correspond au concept fondateur de la négociation, mais pas à sa dynamique: c'est bel et bien la discussion autour de la représentation d'un futur acceptable par tous qui fournit l'impulsion à cette procédure de médiation. D'autre part, la médiation par récurrence procède d'un processus itératif entre conceptualisation des systèmes d'utilisation des ressources et confrontation aux perceptions des acteurs et à la réalité, le tout évoluant au cours de la négociation.

Elaboration de scénarios de gestion à moyen terme du patrimoine naturel

C'est sur la base commune des objectifs de très long terme qu'il est envisageable de discuter des modes de gestion susceptibles de résoudre les conflits environnementaux actuels. Le but de cette nouvelle étape de médiation est de produire des scénarios de gestion à moyen terme du patrimoine. Il n'est pas nécessaire, dès cette étape de négociation, de parvenir au choix d'un scénario consensuel: dans le cas où plusieurs scénarios sont proposés, ceux-ci peuvent être soumis, à la demande des acteurs, à une expertise scientifique, qui va tester leur faisabilité

inspirée, en inscrivant l'accord de long terme dans l'ordre symbolique: à la légitimation publique est adjointe une légitimation coutumière.

⁴²⁹ Norton et al. (1998) préconisent une démarche similaire.

économique, écologique, technique,... *"Il ne revient pas aux experts de dire ce qui doit être fait, mais d'évaluer la faisabilité comparée des scénarios élaborés par les acteurs"* (Weber, 1996-a, p. 8)⁴³⁰. L'élaboration de ces scénarios de gestion à moyen terme transforme le souhaitable en possible. Découlant du choix constitutionnel agréé par les acteurs, ces scénarios ont vocation à définir les modes collectifs d'utilisation de la ressource, qui font l'objet de contrats entre les parties. Ces contrats entérinent la construction d'un cadre réciproque de droits et d'obligations et correspondent à la production de règles de choix collectifs concernant le milieu. Ces scénarios de moyen terme sont appelés à être révisés à intervalle régulier afin d'y intégrer les évolutions tendanciennes des dynamiques sociales et écologiques.

Elaboration d'une structure formelle de gestion

Cette dernière étape de la médiation par récurrence a pour objectif d'appliquer les modalités du scénario de gestion de l'environnement retenu par les acteurs. L'organisation désignée pour cette fonction est purement exécutive et met en œuvre les règles opérationnelles d'utilisation des ressources. Cette structure entérine le changement des relations entre acteurs et milieu: ceux-ci renoncent à un cadre de conflit pour se placer dans un cadre de négociation en mesure de prendre en charge les qualités transappropriatives de l'environnement. Elle remplit deux fonctions. D'une part, elle est appelée à adapter régulièrement les règles opérationnelles de gestion commune du milieu. D'autre part, elle constitue un moyen nécessaire de contrôle des pratiques réelles des agents et est garante de l'accomplissement des scénarios de gestion à moyen terme: *"au niveau le plus local, il ne peut y avoir de relation patrimoniale sans l'investissement d'un gestionnaire du patrimoine qui a autorité pour entreprendre des actions privilégiant l'utilité commune, rappeler aux acteurs leurs engagements collectifs et adopter si nécessaire des mesures conservatoires en attendant de nouvelles concertations et*

⁴³⁰ Cette analyse d'expertise étant le plus souvent pluri-disciplinaire, les méthodes d'analyse multi-critères paraissent davantage adéquates que les outils standards de l'approche néoclassique ou qu'un ensemble d'indicateurs écologiques (O'Connor, 1997). Le principal avantage de ces approches est d'intégrer un grand nombre de données, de relations et d'objectifs afin que le problème de décision puisse être étudié de manière multi-dimensionnel. Le problème de l'analyse multi-critères est qu'elle est mathématiquement mal définie et ne permet pas de définir de solution optimale puisqu'une solution meilleure qu'une autre pour un critère donné et moins bonne pour d'autres critères (Munda et al., 1994). Cette caractéristique peut toutefois être considérée comme un avantage pour une prise de décision multi-acteurs (Henry, 1989; Martínez-Alier et al., 1998-a): les sources d'incertitude, les choix arbitraires sont alors soumis à discussion dans le but d'amener les acteurs à des solutions consensuelles et d'assumer pleinement la responsabilité de ce choix: *"such a system will not optimize one variable on any particular scale, but it will seek policies that are robust and effective on many scales. It will seek them by building community support at multiple levels, and joining in a cooperative venture with local physical and social scientists to describe and evaluate both the means to the goals and the goals themselves"* (Norton et al., 1998, p. 208).

négociations entre les parties impliquées dans la gestion" (Karsenty, 1996-b, p. 43). Plus sommairement, cette structure de gestion incarne le contrat patrimonial passé entre les acteurs, tout en lui conservant une capacité d'adaptation à la dynamique des systèmes humains et naturels.

3. Une place nouvelle pour l'analyse économique

3.1. L'économie comme méta-langage à la négociation?

La négociation par récurrence se doit de rassembler un certain nombre de moyens qui puissent permettre aux acteurs de se rencontrer, de débattre et, éventuellement, de coordonner leurs comportements: des forums de discussion, la nomination d'un médiateur,... Parmi ces conditions, la nécessité de trouver un langage commun aux acteurs hétérogènes est cruciale. Afin que la prise de décision ne se fasse pas à partir d'un mélange de jugements techniques, de rapports de force et de préoccupations diverses, il convient de définir des procédures formalisées de communication, d'évaluation, et d'arbitrage qui permettent un traitement objectif du problème. A ces procédures, il faut des langages eux aussi formalisés, c'est-à-dire des supports d'expression uniformisée⁴³¹. L'enjeu est de déterminer un langage commun susceptible de pouvoir rendre compte des valeurs sous-jacentes et des aspirations des acteurs impliqués. Plusieurs auteurs, dont Henry (1984, 1987), proposent la micro-économie comme langage de négociation. En effet, en dehors du fait que les outils économiques soient considérés comme une aide précieuse à la décision pour les acteurs ayant une préoccupation marchande et/ou industrielle vis-à-vis du milieu, les ONG de conservation de la nature "*ont découvert que le langage des modèles micro-économiques peut être un bon langage de contestation publique, en même temps qu'un instrument d'organisation des rapports entre divers acteurs publics*" (Henry, 1984, p. 195-96). Cette proposition de recourir à un langage spécialisé pour guider la décision n'est pas sans influence sur le déroulement et le résultat de la négociation. Barouch (1989) identifie ainsi trois conséquences importantes:

- au niveau du diagnostic: la réalité est réduite aux représentations et aux modèles fournis par ce langage;
- au niveau de l'action: dévalorisation des aspects de la réalité qui ne sont pas conformes aux produits de la formalisation;
- au niveau du choix de la solution: celle-ci découle davantage des outils dont on dispose que de la nature du problème posé.

Plus sommairement, Vivien (1994) voit dans le recours au seul langage économique un moyen de légitimer une mise en ordre particulière du monde et de l'environnement. De manière plus générale, il convient de garder à l'esprit que le langage commun doit être en mesure de faire valoir toutes les interdépendances entre acteurs et qualité du patrimoine, de prendre conscience des offres et des demandes, de décrire les logiques d'acteurs et de comprendre les jeux relationnels (de Montgolfier & Natali, 1987). La science économique, qui fonde son raisonnement principalement sur des résultats formalisés, n'est alors sans doute pas en mesure à elle seule de concilier les différentes utilités du milieu et d'arbitrer les conflits qui opposent les usagers. Si ses procédures et ses résultats chiffrés permettent d'intervenir avec autorité dans une négociation d'experts, il n'est pas sûr qu'une telle méthode de justification soit aussi efficace dans les villages de la forêt camerounaise. La fascination pour le chiffre diminue avec le faible recours à des raisonnements quantifiés et à ce type de rationalité.

Dans le choix des objectifs de long terme d'utilisation des écosystèmes, les outils de la science économique se révèlent de peu de portée. Il n'en est pas de même lorsqu'il s'agit de comparer l'efficacité économique des scénarios élaborés à partir de choix patrimoniaux. A ce titre, *"si l'économique garde une place de choix, c'est avec un statut différent: non plus comme une discipline intégratrice relevant l'optimalité sociale, mais comme l'un des langages de débat et de négociation entre acteurs"* (Godard, 1989, p. 337). L'apport de l'économie à la démarche patrimoniale est donc partielle et, contrairement au modèle de gestion économique de l'environnement, elle ne constitue pas un univers de choix contraignant pour les acteurs.

3.2. Une prise de décision en deux étapes

L'approche patrimoniale développe un processus de décision en deux étapes, proche de celle de *"two-tier approach"* élaborée par Page (1977). La première consiste à déterminer des objectifs globaux et communs à tous les acteurs impliqués. La seconde vise à arbitrer entre ces différents objectifs sur la base d'indicateurs mono-disciplinaires et/ou en recourant aux méthodes multi-critères. Le recours à l'analyse économique fait partie des procédures envisageables pour comparer ces choix. Cette approche décisionnelle en deux étapes est également préconisée par les tenants de l'économie écologique et de l'économie institutionnelle. Pour ces courants économiques, un ensemble de normes institutionnelles et environnementales, résultant d'un processus de décision collectif et démocratique, doivent être

⁴³¹ Barouch (1989, p. 57) parle à ce titre de "langage organisateur" au sens où *"le choix d'un langage et, à l'intérieur du langage, d'un cadre de référence influent sur le comportement de l'acteur engagé dans une action sur le milieu"*.

définies préalablement à l'application de la théorie économique (Dietz & van der Straaten, 1992; O'Connor, 1996; Costanza & Folke, 1996). L'application de l'économie environnementale se voit ainsi limitée à un domaine spécifique de pertinence duquel sont exclus notamment les mécanismes par lesquels le milieu naturel et les sociétés assurent leur reproduction (Passet, 1990; Page, 1991).

Dans ce processus décisionnel, la justification économique n'intervient que dans un second temps, le recours à l'analyse monétaire étant supposé permettre non plus une allocation pareto-optimale des ressources, mais une solution économiquement efficiente, au sens où les objectifs sont atteints au moindre coût (Baumol & Oates, 1971). Cette approche doit néanmoins être distinguée d'une analyse coût-efficacité, où l'objectif à atteindre est fixé de manière strictement exogène. Dans le cadre de l'approche patrimoniale, l'analyse économique demeure un input de la prise de décision, au sens où les bénéfices et les coûts estimés pour chacun des scénarios de gestion permettent de comparer ou de réviser les alternatives proposées (Higgins et al., 1997). En réalité, la place réservée à l'analyse économique dans ce processus de décision patrimoniale relève plus de l'application d'une forme de *Safe Minimum Standard* (Norton & Toman, 1996). L'analyse économique se verrait alors d'autant moins appliquée que les dommages à l'environnement seraient importants, irréversibles et de long terme (Toman, 1994). Le choix des limites de validité de l'analyse économique relève, dans ce cas, d'un jugement de valeur à faire par les acteurs en présence.

Section 2. Quelle possibilité de gestion patrimoniale des ressources dans l'est-Cameroun?

La démarche patrimoniale se veut orientée vers l'action et connaît d'ailleurs un certain succès en Europe ou, sous une forme différente, en Amérique du nord. Peu d'expériences existent néanmoins de cette approche dans les pays du sud. L'intérêt de cette section est de réfléchir à son éventuelle contribution à la gestion de la forêt tropicale d'Afrique centrale. Cette réflexion a une portée à la fois théorique, en s'interrogeant sur la faisabilité de l'approche patrimoniale quel que soit le contexte social et environnemental, et pratique, en tentant de présenter des modalités concrètes de réalisation pour le cas d'étude.

1. Les acteurs en présence et leurs logiques d'action

L'approche patrimoniale adopte une vision systémique des acteurs, des environnements et des relations s'établissant entre ces deux entités: la notion de logique d'acteur est centrale pour

apprécier les comportements des parties en présence et réfléchir à leur éventuelle coordination. D'après l'étude de cas dans l'est-Cameroun ainsi que d'autres analyses effectuées en forêt camerounaise (Grimble et al., 1995), plusieurs groupes d'acteurs prennent part dans l'utilisation et la gestion des ressources forestières: Etat et administration forestière (centralisée comme locale), populations bantou, pygmées baka, société d'exploitation forestière, ONG de conservation de la nature et, dans une moindre mesure, les projets de recherche, qui peuvent fournir un appui technique et scientifique à la mise en place d'une gestion soutenable des ressources⁴³². Plusieurs éléments des logiques des acteurs en présence ont été donnés dans la section et les chapitres précédents. L'accent est donc mis ici sur les points qui n'ont pas été mentionnés auparavant et qui se révèlent importants pour apprécier les réactions des acteurs autour du thème central de la gestion des ressources forestières⁴³³.

1.1. Les organisations publiques

Les administrations spécialisées agissent dans un contexte légal, largement révisé ces dernières années, qui définit leurs attributions et entérine une perception particulière de la forêt⁴³⁴. Par rapport à une configuration où l'Etat a un contrôle complet des variables de l'aménagement forestier, telle qu'elle prévalait au début des années 1990, les textes réglementaires récents enjoignent les autorités publiques à négocier cet enjeu avec les autres acteurs (MINEF, 1998-b). Ces organisations publiques se sont retrouvées pressées de définir plus précisément leur apport à la définition d'une gestion forestière et modifier leur logique d'acteur. Celle-ci semble pouvoir être décomposée en deux niveaux.

A un niveau agrégé, le MINEF ou l'ONADEF présente la plupart des caractéristiques de ce que Henry (1987) nomme les "*rouleaux compresseurs*": ce sont des institutions investies d'une mission d'intérêt public, dotées de compétences spécialisées, procédant à des démarches répétitives selon des procédures bien rodées, dont les justifications sont assez sommaires dès lors que les projets s'inscrivent dans la ligne consacrée: "*un objectif simple; une doctrine d'action limitée mais robuste; une volonté permanente d'expansion en tant qu'organisation,*

⁴³² Toutefois, la présence de tels projets étant aléatoire dans l'est-Cameroun, cet acteur n'est pas inclus dans l'analyse.

⁴³³ Cette description systémique des acteurs n'implique pas, comme le soulignent Karsenty & Joiris (1999), l'absence de tout comportement stratégique individuel au sein de ces groupes. Sous le terme de "logique d'acteur", sont présentées les principales variables qui permettent d'apprécier le comportement des groupes d'acteurs en présence. Mais elles n'ont rien d'automatique, ni de permanent. Ces groupes d'usagers ne sont pas nécessairement étanches et peuvent se recomposer dans le temps, créant ainsi de nouvelles alliances. On pense, par exemple, au cas des élites des villages qui ont souvent la possibilité d'entrer en contact avec des agents économiques extérieurs susceptibles de mettre en valeur la forêt. Comprendre l'évolution de ces comportements nécessite pourtant au préalable d'en faire ressortir les variables explicatives majeures.

⁴³⁴ Pour une présentation des principales caractéristiques de l'Etat en tant qu'acteur de la gestion forestière, se reporter au chapitre III.

qui devient féroce lorsque la survie de l'organisation est en cause; une forte cohésion intellectuelle et morale des hommes qui l'animent; voilà le rouleau compresseur. Il tend vers un achèvement au-delà de toute justification économique et sociale" (Henry, 1987, p. 35).

Pour ces organisations, l'aménagement forestier n'est abordé que dans la mesure où elles disposent déjà d'un cadre approprié pour sa résolution. La loi forestière ainsi que plusieurs textes réglementaires (MINEF, 1998-a/b; ONADEF, 1998) tendent ainsi à définir le cadre d'un traitement exhaustif de la gestion forestière, du moins pour les forêts de production. Plusieurs modes de justification et plusieurs langages sont déployés pour étayer cette logique d'acteur:

- un langage réglementaire, qui se caractérise par la minutie apparente des prescriptions visant à donner l'impression d'une maîtrise parfaite du problème. D'où la propension des administrations à rechercher des solutions à l'intérieur de leur domaine de compétence, ce qui conduit le plus souvent à prescrire "toujours plus de la même chose".
- un langage technique porté par des ingénieurs "maison" qui développent une conception univoque de la forêt en ignorant ses autres fonctions sociales. L'apparente rigueur du calcul donne une illusion de maîtrise et masque souvent l'arbitraire du choix.
- un langage économique, présentant la forêt comme ressource dont on doit optimiser l'utilisation. Le recours à des simulations complexes de croissance, des calculs de volume, des projections de valeurs,... permet généralement de légitimer un mode particulier d'usage des ressources.
- un langage civique: la forêt est perçue comme une ressource nationale susceptible de contribuer au développement du pays. L'organisation publique semble alors la mieux désignée pour s'intéresser aux problèmes distribution des revenus tirés de l'exploitation des ressources, du respect des droits des populations,...

Cette omniprésence et omnipotence de l'organisation publique spécialisée dans la gestion forestière se trouvent néanmoins contrecarrées par les faits. Plusieurs raisons expliquent en effet l'incapacité de ces organisations à faire valoir leurs compétences ou, plus généralement, la réglementation nationale dans l'ensemble de la zone forestière. Il s'agit tout d'abord de la disproportion entre les superficies de forêt sous juridiction publique et les capacités financières, administratives, techniques limitées des administrations de tutelle. De même, de nombreuses préoccupations concernant l'utilisation des ressources forestières ne sont pas prises en compte par le corps administratif. Enfin, les dynamiques naturelles et sociales sont complexes et doivent faire l'objet d'analyse plus sophistiquée que la simple application de textes de lois.

Au niveau local, la logique d'action des représentants de l'Etat se trouve inadaptée à la complexité des situations de terrain. L'agent forestier local se voit dans l'obligation, d'une part, de mettre en œuvre la stratégie forestière désignée par les échelons supérieurs de son administration et, d'autre part, d'identifier les besoins et les aspirations des populations locales pour en informer les services centralisés. Comme le notent Wiersum & Lekanne (1995), l'agent forestier se trouve à l'interface entre deux systèmes sociaux différents et soumis à des pressions conflictuelles. L'agent de terrain évolue dans un "environnement social pluriforme"⁴³⁵ et sa fonction dépasse le simple contrôle de la mise en œuvre des stratégies nationales d'utilisation des ressources. A l'inverse de la logique d'acteur agrégé de l'administration spécialisée, les stratégies polyvalentes des agents forestiers locaux militent pour une ouverture vers les autres usagers de la forêt, notamment en leur attribuant de nouvelles fonctions comme celle de conseil auprès des populations ou de réel partenariat avec les exploitants.

1.2. L'exploitant forestier⁴³⁶

L'intérêt majeur pour l'exploitant de participer à un aménagement de la forêt est de garantir l'approvisionnement constant en bois de son unité de transformation. L'espace forestier apparaît alors comme un stock renouvelable de ressource ligneuse qu'il convient d'exploiter au mieux pour une valorisation marchande optimale. La stratégie implicite est celle de la maximisation du profit, qui requiert la sécurisation de l'accès aux ressources. D'où la revendication systématique de concessions d'exploitation suffisamment grandes et longues, qui puissent justifier des investissements conséquents. Cette sécurisation de l'accès aux ressources dépend principalement des mesures qu'est susceptible d'édicter l'administration nationale: attribution aux enchères des droits d'accès, conditionnement d'un accès de long terme à la ressource au respect des critères d'aménagement,... Comme l'indique Laurent (1994), cette logique réglementaire est toutefois fréquemment perturbée par des considérations domestiques (les liens personnels entre agents de l'administration et exploitants jouent un rôle important) et/ou marchandes (fermage, corruption). La participation active de

⁴³⁵ Cet environnement pluriforme comprend plusieurs dimensions (Wiersum & Lekanne, 1995): (i) les objectifs multiples et parfois contradictoires des politiques forestières; (ii) la diversité des modes formels et informels d'utilisation de la forêt; (iii) la diversité des systèmes de connaissance; (iv) une pluralité des procédures de résolution des conflits.

⁴³⁶ L'exploitant forestier a déjà fait l'objet d'une description succincte au chapitre III. Cette présentation porte sur les arguments que peut faire valoir cet acteur quand il s'agit de concevoir un aménagement forestier en concertation avec les autres acteurs. Des variables macro-économiques, telles que le coût d'opportunité du capital, l'intensité des investissements, le niveau global de taxation... qui expliquent effectivement le comportement de l'exploitant au niveau national ne sont pas abordées ici car sans influence directe sur la mise en œuvre locale de la gestion forestière.

l'exploitant à l'aménagement forestier dépend alors du degré de confiance qu'il ressent vis-à-vis de l'administration (Demarquez, 1998).

1.3. Les ONG de conservation de la nature

Plusieurs ONG de conservation de la nature (WWF, UICN, ProNatura,...) sont présentes au Cameroun et s'intéressent à la thématique de la conservation durable de la forêt tropicale. De manière schématique, ces ONG militent pour une application des notions nouvelles apparues lors de la Conférence de Rio en 1992. Deux approches semblent être préconisées par ce groupe d'acteurs. Il s'agit, d'une part, du zonage d'espaces naturels afin d'y préserver/conservier les ressources animales et végétales (McNeely et al., 1990; McKinnon et al., 1990). Ces espaces réservés sont le plus souvent entourés de zones tampon ouvertes à certaines utilisations humaines. D'autre part, depuis quelques années, certaines de ces ONG tentent de promouvoir une gestion soutenable intégrée des ressources et s'interrogent sur les moyens à mettre en œuvre pour garantir la participation des populations résidentes aux stratégies de conservation (Borrini-Feyerabend, 1997; Nguingiri, 1999). Ces ONG disposent généralement d'une assise internationale et développent des lignes d'argumentation proches de celles observées en Europe (Lafaye & Thévenot, 1993):

- une revendication militante, qui critique la logique industrielle et le pouvoir technocratique, qui bloquent la diffusion de l'information auprès du public et le débat démocratique;
- une revendication civique, qui s'engage dans des actions pour faire respecter les lois et les règlements. Ces associations reprochent souvent à l'administration de ne pas faire son travail;
- l'association s'insère dans les circuits de décision en adoptant une position d'expert et en fournissant des avis fondés sur des mesures scientifiques;
- une revendication médiatisée, qui se prévaut d'un soutien des opinions publiques, principalement occidentales, pour justifier la conservation d'espèces emblématiques. Ce type d'argumentation est parfois étayé par les potentialités marchandes que représente la conservation de la nature (Evans, 1993).

1.4. Les populations sédentarisées

Les chapitres précédents ont largement décrit les populations des villages d'étude et leurs modes d'appropriation des ressources forestières. Les principales variables et contraintes de leur logique d'acteur ont déjà été évoquées. Un aspect n'a cependant pas été abordé, qui constitue un facteur majeur de leur participation à une institution de propriété commune de la forêt: celui de la structure de pouvoir et de l'organisation de la décision à l'intérieur de ces

groupements. Or, pour constituer un acteur de poids dans la négociation, il est nécessaire que ces différentes sociétés rurales fassent preuve de cohérence en exprimant un avis homogène et puissent s'engager de manière sure et définitive. Bref, il est nécessaire de s'interroger sur la capacité des populations locales à s'organiser en acteur crédible et susceptible de réellement influencer le processus de décision.

Le rapide historique réalisé de certaines ethnies présentes depuis le siècle dernier dans l'est-Cameroun a permis de faire ressortir quelques traits saillants de l'organisation politique de ces groupements. Tout d'abord, que ce soit à la fin du XIX^{ème} siècle ou de nos jours, il n'existe pas de hiérarchie lignagère puisque l'ensemble des lignages/lignées d'un clan évoluent de manière autonome. A l'inverse des sociétés à Etat où le pouvoir est centralisé, ces sociétés présentent un système politique dit segmentaire où il n'existe pas d'instance ethnique ou clanique supérieure, censée exercer un leadership sur des groupes de taille plus modeste (Clastres, 1974). Ces sociétés se définissent donc avant tout par une absence structurelle de centralisation du pouvoir. L'absence de pouvoir centralisé permet aux sociétés segmentaires de s'organiser selon une grande diversité de configurations. Il est difficile de dégager des caractéristiques politiques systématiques de ces sociétés. Deux principes stables semblent cependant pouvoir être énoncés: il s'agit, d'une part, de l'ascendance des aînés dans ce que Geschiere (1982) appelle le Conseil Villageois; d'autre part, de l'autorité qu'un père est en droit d'exercer sur ses propres descendants. En dehors du cercle restreint du foyer, les aînés perdent leur pouvoir coercitif direct et leur pouvoir tend plutôt à reposer sur leurs capacités personnelles à diriger les membres de leur groupe. Ces hommes d'âge mûr tirent leur pouvoir de différentes sources de légitimité (force de persuasion, aïnesse, réussites passées, taille du lignage,...), ce qui ne place pourtant aucun d'entre eux dans une position de commandement⁴³⁷. Au niveau du village, la prise de décision collective n'est donc pas le résultat d'un choix imposé par une hiérarchie formelle mais doit plutôt être vue comme un consensus obtenu par des membres appartenant à un même système de parenté. C'est d'ailleurs parce que le Conseil Villageois regroupe les aînés des lignages et diverses personnes influentes qu'il trouve une légitimité auprès de la population.

Le conseil villageois ou le lignage ne sont toutefois pas les deux seuls cadres de décision en exercice au village. Une étude de l'organisation lignagère semble indiquer qu'il existe, pour un

⁴³⁷ De plus, cette domination des aînés dans la structure de décision collective a été perturbée par la multiplication des contacts avec le "monde moderne" et son lot de nouveaux problèmes (construction d'école, financement de projet,...), où leur prestige et leur assurance sont mis à mal. Pour ces problèmes de modernité, les villageois sont aujourd'hui plus enclin à consulter "leurs" élites, qui constituent les représentants au village du monde extérieur.

individu, cinq unités fondamentales d'action: le foyer, la famille étendue, le patrilignage, le village, et le clan. Ces différents "niveaux d'action" semblent constituer autant d'espaces de légitimité, au sens où telle action n'est légitime qu'en référence à l'une de ces unités. Ainsi les décisions qui guident le comportement de ces individus se justifient principalement par le contexte dans lequel elles sont prises et à la place qu'ils s'assignent alors dans la structure lignagère⁴³⁸. Toute décision est à interpréter à la lumière des relations qui s'établissent par le système de parenté. Cette parenté elle-même est une construction sociale: elle est dynamique et présente de ce fait une certaine souplesse⁴³⁹. La prise de décision présente donc un caractère de "fluidité": aucun niveau d'action n'étant *a priori* plus légitime qu'un autre, les processus de décision en œuvre au village paraissent, par nature, circonstanciels. Dans ces sociétés où la prise de décision est à la fois fluide et circonstancielle, la mise en place d'une communauté villageoise homogène et pleinement responsable paraît donc problématique. A l'intérieur de ces villages, il n'existe pas une légitimation d'ordre domestique de l'accès et de l'usage des ressources mais des légitimations domestiques qui ne sont pas hiérarchisées. Un des problèmes clef va donc être d'amener ces groupes locaux à définir de manière univoque des modes de coordination des usages individuels et/ou collectifs qui ne puissent être soumis à ré-interprétation une fois avalisés par le groupe.

1.5. Les populations Baka

Plusieurs campements pygmées baka sont également présents à proximité de la zone d'étude⁴⁴⁰. Les groupes baka, comme tous les groupes pygmées d'Afrique centrale, présentent trois caractéristiques fortes: ils accordent une importance majeure à la chasse et la cueillette,

⁴³⁸ Un exemple simple permet d'éclaircir cette hypothèse. Prenons le cas d'un homme d'âge mûr qui fait partie des doyens du village. Lorsqu'on sollicite son avis en tant que membre du Conseil villageois, sa réponse cherche à apaiser les tensions et à rétablir la cohésion entre les habitants du village; la prise de décision se fait donc en référence à l'entité villageoise sans chercher à valoriser tel lignage par rapport à tel autre. Cette même personne aura un comportement inverse lors des élections pour désigner le chef de village: au lieu de donner sa voix au candidat le plus compétent en dehors de toute considération lignagère, le vote vise à exprimer la solidarité du lignage derrière son candidat. Dans ce cas, la prise de décision est faite en référence au lignage. Enfin, lorsqu'il devra prendre une décision sur, par exemple, la taille de ses champs et de ses plantations, celle-ci se fera en fonction des possibilités du foyer (en main œuvre, en semence, en matériel,...) sans se préoccuper des productions agricoles des autres membres de sa famille étendue.

Un tel constat incite Daly & Cobb (1994) à désigner l'individu comme une "*person-in-community*", dont le comportement s'explique le plus souvent par les liens sociaux établis à l'intérieur de la communauté, sans toutefois exclure les attitudes individualistes.

⁴³⁹ Pour reprendre la conception de Geschiere (1982) notamment développée en annexe VII, la notion de parenté doit être considérée comme un "idiome" plutôt que comme un système: cet idiome permet à un individu d'interpréter la plupart de ces relations à l'intérieur du système de parenté et d'offrir l'opportunité d'ouvrir le réseau de parents à l'extérieur du patrilignage.

⁴⁴⁰ N'ayant pas fait l'objet d'étude spécifique, la présentation se borne à dresser les traits principaux de ces groupements sur la base de quelques articles et d'une expérience de terrain (Seh, 1999).

ils ont un mode de vie semi-nomade⁴⁴¹, et ils vivent en symbiose avec les agriculteurs (Bahuchet, 1991). La relation entre populations baka et bantou est complexe: elle est à la fois relation d'alliance et relation économique puisque chaque groupe de pygmées entretient une relation privilégiée avec un ou des lignages bantou. En fait, l'évolution des modes de subsistance baka ne peut être considérée indépendamment de ceux des fermiers bantou avec qui ils échangent et résident: "*central African farmers and pygmies exist together, are interdependent, and should be considered as an integrated economic and social system*" (Bailey et al., 1992, p. 205). En réalité, concevoir un traitement particulier pour l'un ou l'autre de ces groupes paraît difficile et il conviendrait plutôt de réfléchir à une approche "ethniquement intégrée". Une telle approche ne serait toutefois pas sans poser certains problèmes, comme celui de la reproduction du rapport inégalitaire entre Bantou et Baka lorsqu'il s'agit d'aménagement forestier (Guillermou, 1992). Seh (1999) indique ainsi que la société extrêmement segmentaire baka n'est pas en mesure de s'organiser face aux groupes bantou quand il s'agit de négocier avec l'exploitant des compensations à verser localement: leur participation se limite le plus souvent à la formulation de doléances, qui sont de surcroît consignées dans des cahiers tenus par les Bantou. Cette intermédiation bantou est un facteur potentiel de démotivation des baka à participer à une négociation sur l'usage de la forêt⁴⁴².

Ce faible pouvoir d'influence sur les autres acteurs de l'aménagement est d'autant plus dommageable que les Baka ont développé une perception originale de la forêt et un savoir écologique majeur⁴⁴³: utilisation des propriétés utiles ou potentielles des espèces forestières, technique de prélèvement appropriée, savoir sylvicole (moyens de régénération, aptitude des sites,...), possibilités agroforestières, ... (Wiersum, 1998). Cet apport est, à l'heure actuelle, tout à fait ignoré à la fois des populations bantou, de l'exploitant forestier et de l'administration. Une possibilité permettant d'assurer la représentation des Baka dans le processus d'aménagement forestier pourrait être de solliciter l'aide d'ONG ayant travaillé avec

⁴⁴¹ Des efforts de sédentarisation ont conduit les baka à installer leur résidence principale en bordure de piste. Pourtant, une grande partie de l'année, ces habitations sont délaissées au profit des campements de chasse situés en forêt (Leclerc, 1998).

⁴⁴² Un tel phénomène est décrit par Okidi (1996, p. 19) dans la forêt de l'Ouganda occidental: "*the proportion of respondents willing to participate in collective forestry increased from 60% for the lowest income group to 86% for the highest income group [...]. A possible explanation is that in spite of their presumed greater dependence on the forest, poorer people might be less excited about handing the forest over for village management in fear of domination by a few village elite*".

⁴⁴³ On peut citer, à titre illustratif, l'exemple des pygmées Mbuti et des populations bantou du Congo qui ont des représentations de la forêt et des modes d'exploitation des ressources diamétralement opposés: "*le fondement de cette opposition repose en dernière analyse sur l'existence de deux systèmes technico-économiques qui ont des contraintes opposées de fonctionnement, et des effets distincts sur la nature: les Mbuti opèrent un prélèvement des ressources naturelles sans transformation majeur de la nature, alors que les agriculteurs bantou doivent*

ces populations: ces organisations disposent le plus souvent de moyens d'expression adaptés pour une négociation pluri-partite et paraissent alors en mesure d'aider les Baka à organiser et à canaliser leurs revendications (Biesbrouck, 1997).

2. La recherche d'une convergence des logiques d'acteurs

La description sommaire de chacune des logiques d'acteurs permet de constater la divergence des intérêts et des objectifs s'appliquant à l'aménagement forestier dans l'est-Cameroun. La démarche patrimoniale tente de dépasser ces divergences en rappelant la préoccupation partagée de conserver à long terme un écosystème de qualité.

2.1. Des logiques d'acteurs divergentes

L'objectif de la démarche est de définir une forme institutionnelle à la fois moderne et traditionnelle qui soit en mesure de concevoir des principes d'utilisation des ressources dans une perspective de gestion viable. Plusieurs acteurs doivent être pris en compte, qui présentent des logiques hétérogènes. Sur la base des descriptions précédentes, le tableau suivant récapitule les points saillants de leurs logiques d'acteurs face à l'aménagement forestier:

Tableau 45 : Récapitulatif des logiques d'acteurs

	Autorités publiques	Exploitant forestier	ONG Conservation	Populations locales
Ressources exploitées	ressource ligneuse	ressource ligneuse	espèces rares	tous les produits forestiers
Rationalité	mise en valeur et conservation de la forêt	production commerciale	conservation	utilisation intégrée de ressources multiples
Légitimité invoquée	industrielle et civique	marchande et industrielle	de renom et civique	domestiques et inspirée
Unité de gestion	unité spatiale administrative	unité spatiale administrative	écosystème	espace de ressources
Logique spatiale	géographique (limites)	géographique (limites)	écologique (écosystème)	topographique (lieux)
Logique d'affectation	spécialisation du territoire	spécialisation du territoire	spécialisation de l'écosystème	polyvalence des espaces porteurs d'échanges sociaux
Logique juridique	propriété	concession exclusive	parc/réserve	patrimoine
Prise de décision	réglementaire et décentralisée	économique	centralisée	segmentaire et circonstancielle
Principale contrainte	manque de moyen	sécurisation de l'accès	respect de la réglementation	manque de légitimité

(Sources: Karsenty, 1996-a; Mermet, 1992)

Au delà des spécificités de chacun des acteurs deux logiques antagonistes apparaissent en matière d'utilisation des ressources forestières: celle juridique et formelle, qui représente la

[...] transformer la nature en créant un écosystème artificiel qui ne peut être maintenu en fonctionnement que par un apport considérable d'énergie humaine" (Godelier, 1984, p. 53).

forêt comme bien public dont l'Etat est le propriétaire et le garant; celle *de facto*, mise en œuvre par les populations locales pour lesquelles la forêt est un espace coutumier d'activité. Ces deux modes d'appropriation des ressources ne sont pas exclusifs, mais interfèrent en permanence: ils sont utilisés de façon opportuniste dans les stratégies des acteurs. Il y a une pluralité d'instances de régulation, ce qui ouvre la porte à l'arbitraire. D'une part, les autorités publiques édictent des réglementations exhaustives mais qui nécessitent des "adaptations" sur le terrain afin de prendre en compte la complexité des usages. D'autre part, les villageois agissent le plus souvent selon une régulation "traditionnelle" mais, le cas échéant, savent également se référer à une légitimité juridique pour faire valoir leurs points de vue. Comme le remarquent Mathieu & Freudemberger (1996), ce pluralisme juridique est cause d'insécurité d'accès aux ressources et, inversement, un tel contexte d'incertitude sur l'environnement institutionnel pousse les acteurs à jouer de ce pluralisme.

2.2. Vers une gestion en propriété commune

Ce n'est pas tant l'existence d'usages traditionnels, d'une part, et d'exploitation "moderne" de la forêt, d'autre part, qui crée problème, mais la superposition de ces usages sur un même espace sans recherche de coordination. Au lieu de chercher à organiser les externalités positives, ce sont les externalités négatives de ces usages qui ressortent dans la pratique et dans le discours des parties engagées. Or, plusieurs modes de coordination des usagers d'une ressource commune sont envisageables. Premièrement, une gestion publique des forêts, actuellement à l'œuvre au Cameroun, qui montre ses limites à lutter contre la dégradation des ressources. Une deuxième solution est de généraliser les titres de propriété sur l'espace forestier et de promouvoir une gestion de marché de ces ressources. Cette proposition serait d'un coût social et écologique trop élevé pour être applicable⁴⁴⁴. Enfin, l'utilisation des ressources forestières peut être organisée sous la forme d'un régime de propriété commune, qui présente, pour ce cas d'étude, plusieurs avantages:

- efficacité de gestion (faible coûts de transaction) puisque les règles de gestion commune peuvent être adaptées à celles qui sont déjà établies par les groupes d'usagers;
- sécurisation des droits sur les ressources forestières sans morceler l'écosystème;

⁴⁴⁴ D'un point de vue écologique tout d'abord, la privatisation des ressources tend à favoriser un morcellement de la forêt et sa gestion parcellisée, ce qui est peu compatible avec l'évolution viable de cet écosystème de grande taille. D'un point de vue social, la mise sur pied d'un système de propriété individuelle va à l'encontre de la régulation de l'accès aux ressources par le système de parenté et présente un coût de transaction prohibitif. De telles considérations expliquent l'échec de la stratégie de privatisation des terres au Kenya (Ng'weno, 1996): d'une part, coûts de transaction trop élevés, notamment pour enregistrer les titres et pour les rendre effectifs; d'autre part, il est manifeste que *"the formal system is conflicting with the needs and interests of farmers as*

- limitation des incertitudes quant à l'emplacement des zones productives. Pour des raisons naturelles, l'emplacement des zones productives n'est pas toujours facile à prévoir d'une année sur l'autre. Gérer en commun l'espace permet de partager les risques et les avantages plutôt que de faire supporter les coûts ou les avantages par quelques individus seulement;
- efficacité de la production grâce à l'internalisation des effets externes, c'est-à-dire une promotion des externalités positives entre usagers et une diminution négociée des externalités négatives;
- souplesse des modes d'appropriation aux dynamiques écologiques et sociales: "*combinant la sécurité foncière qu'apporte l'inscription dans la logique cadastrale de l'Etat avec l'autonomie de définition des règles internes, elles ne préjugent pas des évolutions des modes d'appropriation que choisiront les acteurs locaux*" (Karsenty, 1996-b, p. 42);
- discussion sur les objectifs de long terme de gestion forestière et sur les moyens à mettre en œuvre pour cela. C'est l'intérêt de la propriété commune, dont la forme d'application est le résultat de la discussion des acteurs, d'amener à réfléchir sur la propriété insérée dans un ensemble social et écologique plus vaste. Cet accord préalable entre les acteurs pour élaborer ensemble un mode de gestion viable des ressources est consécutif de l'apparition d'un groupe patrimonial qui s'entend sur un choix constitutionnel fédérateur visant la viabilité des ressources et des usages qui en dépendent.

Le déploiement d'un système de propriété commune semble ainsi être la meilleure alternative de gestion des ressources et constitue un jeu à somme positive (Karsenty, 1996-c).

2.3. Le cadre de discussion d'une gestion en propriété commune

Contrairement à une vision administrée de l'aménagement forestier, un système de propriété commune entend organiser un mode de gestion des ressources qui soit en adéquation avec les logiques d'acteurs locaux. L'enjeu est de trouver un juste milieu entre respect de la réglementation nationale et pratiques locales. Cet objectif ne doit pas conduire à préconiser une logique néo-communautariste, qui consisterait à déléguer à des communautés rurales floues ou créées *ad hoc* la gestion d'une partie du territoire national. Un tel désengagement de l'Etat serait porteur d'abus dangereux⁴⁴⁵. Il vise davantage à s'interroger sur la pertinence des

defined by their current production strategies based upon largely lineage-based systems. In short, there has been a failure of the formal system to properly interface with the informal" (Ensminger, 1996, p. 184).

⁴⁴⁵ Voir le cas de la loi 70 dite des "négritudes" votée en 1993 en Colombie, qui prévoit l'attribution de titres de propriété collective aux communautés afro-colombiennes et qui suscitent de nombreux conflits: conflits internes au paysannat d'ascendance afro-colombienne, entre Noirs et Indiens, entre paysans spoliés et agro-industries (Agier & Hoffmann, 1999).

normes strictes et exhaustives édictées par l'administration pour élaborer un plan d'aménagement forestier (MINEF, 1998-b; ONADEF, 1998)⁴⁴⁶ alors que cet exercice requiert plutôt d'être adapté aux acteurs et aux usages constatés sur le terrain. L'approche patrimoniale, en incitant les acteurs à négocier un mode de gestion en propriété commune, peut permettre d'apporter une réponse interstitielle entre ces deux logiques. Il est nécessaire pour cela d'amener les acteurs à adopter des rapports contractuels, c'est-à-dire qui ne sont pas le simple produit d'une norme administrative mais, au contraire, négociés entre les acteurs pour leurs profits respectifs. La médiation par récurrence est donc très différente de la "participation": elle est constitutive d'un processus basé sur le contrat, contrat à la fois interne au groupe et contrat externe avec les autres acteurs (Weber, 1996-c; Karsenty, 1992). Dans cette démarche, les acteurs s'approprient le produit de leur négociation. Cette démarche contractuelle, tenue dans le cadre des principes généraux de la politique forestière, met sur pied un réel partenariat entre les acteurs, "*clé de la réussite de la mise en œuvre des aménagements*" (ONADEF, 1998, p. 11).

L'élaboration d'un système de propriété commune s'inscrit donc dans une démarche de médiation patrimoniale décrite par Karsenty & Joiris (1999) sous la forme: principes juridiques de référence – négociation – définition d'objectifs de long terme – choix commun des outils et mise en place d'autorités de gestion – évolution de la jurisprudence et adaptation de la loi. Celle-ci présente l'intérêt de n'être ni de type descendant, où l'aménagement forestier est conçu par des spécialistes puis appliqué avec la participation marginale des acteurs de terrain, ni ascendant puisque les pratiques locales sont discutées et organisées au regard des prescriptions édictées au niveau national: "*une nouvelle manière d'envisager le rapport de l'Etat et des sociétés africaines doit naître pour envisager de pouvoir restaurer l'autorité de l'Etat dans le cadre d'un ordre négocié, capable d'assumer la pluralité des pratiques locales d'appropriation des espaces et des ressources*" (Le Roy et al., 1996, p. 251-52). La création d'une propriété commune des ressources sécurise alors les intérêts de l'Etat comme ceux des communautés locales: elle légitime les institutions légales, légalise les institutions localement légitimes, et organise une pluriformité des normes de gestion à la fois du point de vue légal et technique.

⁴⁴⁶ Le MINEF (1998-b), après avoir identifié les principaux intervenants de l'aménagement forestier, décrit de manière précise le rôle et les obligations de chacun pour chaque étape de l'aménagement. Or, cette normalisation poussée du processus de gestion forestière s'adapte mal à la complexité et à la variabilité des pratiques concrètes d'usage des ressources et a pour résultat d'être finalement peu ou mal appliquée. Ainsi aux pratiques locales insérées dans des régulations socio-économiques "traditionnelles" se superpose une vision administrée de l'usage des ressources, qui ne cherche pourtant pas à s'articuler avec les dynamiques locales.

3. Vers des institutions de gestion commune des ressources

3.1. Quelles unités spatiales et sociales de gestion?

Le Plan de zonage de la forêt méridionale du Cameroun divise la forêt en un certain nombre de blocs appelés à devenir, après classement, le domaine forestier permanent de l'Etat. Dans l'est-Cameroun, une très grande partie de ces blocs de forêt est affectée à la production de bois d'œuvre. Selon cette première conception de gestion forestière, l'UFA constitue une unité spatiale aménagée par l'exploitant forestier en association avec l'administration spécialisée. Ces deux acteurs ne sont néanmoins pas les seuls usagers de ressources forestières puisque l'espace forestier est également divisé en un certain nombre de terroirs villageois. Ceux-ci peuvent en effet être repérés géographiquement, mais ils ne constituent néanmoins pas une unité exclusive de gestion des ressources: le terroir villageois n'est pas la seule base spatiale d'utilisation des ressources, comme le groupe villageois n'est pas la seule unité sociale de gestion. L'appropriation "traditionnelle" des ressources se fait sur des échelles spatiales et sociales multiples, comme l'indique l'analyse des maîtrises villageoises. Comme l'écrit Karsenty (*in* Le Roy et al., 1996, p. 120), "*la mise en évidence des terroirs est un premier pas vers l'identification des titulaires de droits d'usage et l'apparition d'interlocuteurs collectifs (ou leurs représentants) qui seront ainsi plus faciles à responsabiliser dans la perspective d'une gestion contractuelle des massifs forestiers*". Cette étape n'est toutefois pas suffisante et, dans la perspective d'une gestion multi-partite des ressources forestières, il est nécessaire de s'interroger sur la capacité du village ou d'autres types de communautés locales à constituer une unité effective de décision collective.

Les villages d'étude présentent la plupart des caractéristiques des sociétés segmentaires. La perspective d'une gestion commune par les villageois de leurs ressources forestières soulève donc la question centrale du choix de l'unité sociale et spatiale de gestion de la forêt. Il est bon de rappeler que le village est à la base un assemblage de patrilignages regroupés sous la contrainte coloniale et qui continuent à évoluer, malgré leur localisation commune, de manière relativement autonome. Cette fluidité de l'organisation économique et sociale expliquent sans doute l'absence d'institutions communautaires établies dans ces sociétés (Burnham, 1980). L'organisation de ces sociétés dépend des relations établies au sein du système de parenté, mais celui-ci n'est pas conçu autrement que dynamique. Cette dynamique est impulsée par les stratégies individuelles des chefs de foyer, qui se considèrent comme des éléments autonomes d'un groupe lignager ne s'apparentant pas à une communauté.

Cette tendance à l'individualisation du processus de décision est néanmoins contrebalancée

par l'apparition de nouvelles formes d'organisation, à commencer par la création de villages officiels que les habitants se sont aujourd'hui plus ou moins fortement appropriés⁴⁴⁷. Dans les faits, le village est aujourd'hui plus que le simple rassemblement de lignages autonomes: il constitue une structure sociale maintenant admise et qui permet une reconnaissance officielle de ce type de groupement, tout en n'empêchant pas une organisation autonome des patrilignages et des familles étendues. En conséquence, le village paraît constituer une structure adéquate pour canaliser la fluidité des groupes sociaux et débattre des décisions collectives. Son mérite essentiel est d'offrir la possibilité de coordonner les usages des ressources sans pour autant pouvoir les organiser entièrement. En effet, le village ne constitue qu'un des niveaux d'action sur les ressources et n'est pas doté d'une autorité suffisante pour imposer son point de vue aux lignages ou aux individus: *"it would be erroneous to look for one community which holds "the" rights over a specific part of the forest – in the sense of exclusive property. Instead the situation could be characterized as one 'bundle of rights': the claims of different forms of community overlap and do not exclude each other [...]. A consequence of this complex overlapping of rights is that the solution will not be to try and identify one of these units as "the" community which has to be allotted a central role in the efforts towards ensuring local participation for sustainable development. Rather, a more complex model should be developed which involves the various units [...] on different levels of decision-making in relation to their specific rights"* (von Benda et al., 1997, p. 7-8). Dans cette perspective, cinq unités sociales de gestion des ressources semblent pouvoir être sollicitées par les populations locales, qui constituent autant d'unités spatiales de gestion: le clan, le village, le lignage, la famille étendue et le foyer. Cette complexité et cette fluidité des usages locaux paraissent difficilement compatibles avec les logiques d'usage organisé des autres acteurs en présence. L'objectif est alors de définir des unités locales de gestion qui puissent être réellement opérationnelles, c'est-à-dire limitant la "circonstancialité" des décisions au village tout en gardant suffisamment de la souplesse caractéristique du système de parenté.

⁴⁴⁷ Plusieurs raisons ont été avancées précédemment pour expliquer que le village apparaisse aujourd'hui comme un pôle de sédentarisation et comme moyen d'identification, ce qu'il n'était pas voici quelques décennies. Tout d'abord, l'éloignement spatial du village et des autres membres du lignage est dangereux puisqu'il porte en lui le risque d'une rupture définitive. Résider au village constitue ainsi le meilleur moyen de bénéficier de la sécurité offerte par la structure lignagère. Deuxièmement, la plupart des plantations de culture de rente ont été effectuées dans les alentours du village et celles-ci engendrent des revenus importants. Troisièmement, les villages bénéficient depuis la colonisation d'une reconnaissance officielle et c'est à ce titre seulement que les populations locales peuvent bénéficier des services proposés par l'administration. Enfin, la plupart des villages sont dotés d'une institution informelle qui rassemble des personnes influentes de chacun des lignages et permet de discuter des décisions collectives.

3.2. Une organisation villageoise formelle d'utilisation des ressources

Pour acquérir une certaine légitimité, les différentes unités locales de gestion doivent être organisées de manière formelle. Il est proposé de retenir le village comme niveau de coordination des usages et les lignages comme niveau d'organisation des usages.

Pour être un interlocuteur crédible vis-à-vis des acteurs engagés dans l'aménagement forestier, il paraît nécessaire, pour chaque village, de mettre sur pied une organisation en mesure de faire valoir dans la négociation les intérêts de ses habitants et de s'engager en leurs noms. Une telle organisation devrait se voir dotée d'une forme de personnalité morale⁴⁴⁸, lui donnant autorité à l'intérieur du village et une légitimité à l'extérieur. Il paraît souhaitable que cette nouvelle structure de décision collective associe les différentes formes d'autorités existant au village: chef du village, doyens des lignages, tribunal coutumier, élites urbaines ou encore des individus particulièrement dynamiques et charismatiques, tout en les regroupant dans une nouvelle organisation se dédiant spécialement à la gestion des ressources⁴⁴⁹.

L'établissement d'une telle organisation villageoise formelle ne doit pas se faire aux dépens des normes de pouvoir local. La création ex-nihilo de telles organisations peut en effet donner le sentiment que celles-ci sont surtout des agences étatiques, dont le principal objectif est de mettre en œuvre les programmes conçus par l'Etat. De même, une attention particulière doit être prêtée à ce que la gestion forestière locale ne soit pas concentrée entre les mains d'une seule personne en mesure d'imposer ses vues au village⁴⁵⁰. Ces nouveaux organes de décision et de gestion collective doivent, d'une part, associer des représentants de chaque groupe de parenté⁴⁵¹ et, d'autre part, s'attacher à définir les objectifs généraux de la gestion villageoise plutôt que de prévoir dans le détail le contenu des normes de gestion. Ces objectifs villageois doivent être avalisés à l'unanimité des membres de l'organisation, chaque individu s'engageant alors sur leur mise en application à l'intérieur de son lignage. Cette organisation collective fournit le cadre d'un contrat de gestion établi entre les différents lignages, définissant pour chacun les résultats attendus et ce qu'il peut espérer des autres lignages. Les décisions prises par cette organisation doivent être considérées comme contraignantes et les groupes

⁴⁴⁸ Les anthropologues anglophones parlent de "*corporate organisation*" pour exprimer cette idée.

⁴⁴⁹ Les textes administratifs camerounais parlent ainsi de créer des commissions paysans-forêt dont l'objectif est d'être l'interlocuteur de l'administration et de l'exploitant dans la concertation (ONADEF, 1998). De même, de nombreux villages, comme celui de Bimba, ont déjà mis sur pied des groupements d'intérêt communautaire possédant des attributions similaires.

⁴⁵⁰ Karsenty & Joiris (1999) citent le cas de certaines élites extérieures qui, en raison de leurs liens privilégiés avec l'administration, ont un rôle excessif dans l'élaboration de plans locaux de gestion de la forêt.

⁴⁵¹ Les représentants d'un lignage ne sont d'ailleurs pas forcément ses seuls doyens. Obua et al. (1998) indiquent, par exemple, que les personnes jeunes et éduquées présentent une propension forte à l'implication dans les projets de gestion forestière. Elles peuvent par conséquent être un levier pour motiver l'ensemble de la population. Le GIC de Bimba est d'ailleurs composé, pour sa majorité, d'hommes jeunes.

contrevenants faire l'objet de sanctions graduées mais certaines.

Figure 27 : Organisation villageoise de gestion en propriété commune

Comité Paysan-Forêt / Groupement Intérêt Communautaire	
<u>Objectif</u>	Coordination des usages villageois
<u>Moyens</u>	- contrat avec chaque lignage: obligation de résultat - contrôle par sanction graduée

En raison de la segmentarité de ces sociétés rurales, une telle structure collective n'a pas une autorité suffisante pour imposer la régulation des usages à tous les habitants. Elle se cantonne donc à fixer les objectifs principaux et tenter de coordonner les actions des lignages. Le lignage semble être un niveau plus approprié pour organiser ces usages pour trois raisons: (i) chaque individu appartient à un lignage duquel il tire son statut et sa légitimité communautaire; (ii) les membres de ce groupement sont en mesure de désigner des représentants auxquels ils reconnaissent une certaine autorité; (iii) le lignage est généralement associé à un espace déterminé sur lequel il exerce des droits plus ou moins formels. A l'intérieur d'un tel groupement, l'organisation des usages des ressources semble plus facilement envisageable sans toutefois que soit instauré un ensemble de normes et d'objectifs appliqué à chaque foyer. L'intérêt de solliciter les lignages pour organiser les usages est qu'une telle régulation se fait indépendamment de tout contrat formel entre ses membres mais découle des relations de parenté. Contrairement à l'organisation villageoise qui entérine un contrat convenu entre les différents lignages précisant droits et obligations, l'organisation des usages à l'intérieur du lignage garde la souplesse et la légitimité du système de parenté⁴⁵².

Figure 28 : Le lignage comme unité d'organisation des usages des ressources

Lignage	
<u>Objectif</u>	Organisation des usages à l'intérieur de la communauté lignagère
<u>Moyens</u>	- régulation traditionnelle selon les liens de parenté - contrôle par pression sociale

Par le biais de ses représentants dans l'organisation villageoise, chaque lignage est en mesure

⁴⁵² Un tel exemple de gestion semi-contractuelle/semi-traditionnelle est donné par Atayi-Agbobly (1998) pour la forêt classée de Haho-Baloé au Togo: le classement de la forêt délimite formellement trois enclaves agricoles et une importante enclave forestière. Les activités autorisées dans ces parcelles sont déterminées en accord avec l'administration, qui prodigue son soutien technique. L'organisation des usages sur ces espaces est toutefois laissée aux chefs traditionnels. Ceux-ci bénéficient de primes en cas de protection efficace du massif classé.

d'influer sur la décision collective et détermine une coordination des usages acceptables par tous; et réciproquement, chaque lignage se voit engagé à respecter un certain nombre d'objectifs collectifs sans néanmoins préciser les moyens d'y parvenir. Le lignage se trouve devant une obligation de résultat, qui prend la forme d'un contrat explicite vis-à-vis des autres lignages mais qui ne font pas obligation de moyen, au sens où c'est au lignage de s'organiser "en interne" pour respecter les objectifs assignés. L'organisation des usages à l'intérieur du lignage peut par exemple être déléguée à des foyers individuels, aux familles étendues, ... dont l'appropriation et l'usage des ressources sont à interpréter au regard du système de parenté. Le contrôle formel des engagements pris au niveau de l'organisation villageoise est alors remplacé par la pression sociale, soumettant les contrevenants à l'opprobre de la communauté lignagère. Les règles informelles d'appropriation des ressources jouent une fonction importante dans le lignage alors qu'elles sont ignorées quand il s'agit de coordonner les usages au niveau villageois.

Ce système de gestion locale des ressources allie à la fois la fluidité d'une régulation traditionnelle et la rigidité d'une gestion contractuelle. Les contrats négociés puis fixés dans chaque village par les lignages laissent une grande marge de manœuvre à ceux-ci, qui demeurent alors les principaux acteurs de gestion des ressources. Ce type de gestion contractuelle ne va pas à l'encontre des principes de gestion traditionnelle mais, au contraire, renforce le rôle de la communauté pour définir des modes d'utilisation soutenable des ressources. En effet, comme le montre Taylor (1987) pour une communauté de pêcheurs de l'ouest de l'Irlande, il est difficile d'imposer dans les communautés aux forts liens de parenté un système de gestion basé uniquement sur des arrangements contractuels. Une structure de gestion formelle suppose l'instauration de règles officielles et de sanctions, ce qui n'est pas viable dans une communauté d'usagers où les liens familiaux sont prédominants. Un des pêcheurs dit notamment: *"if I saw that man pooching and he's my cousin... I couldn't tell him to stop. We're all to close here"* (Taylor, 1987, p. 303). Si une organisation des usages paraît pourtant nécessaire pour atteindre l'objectif d'utilisation durable des ressources, celle-ci doit avoir une légitimité communautaire et être mise en œuvre par la communauté elle-même. Cette régulation communautaire de l'accès et de l'usage des ressources est cependant trop fluide pour être à elle seule opérationnelle; d'où l'utilité de recourir à la notion de contrat comme une mise en forme des nouvelles relations s'instaurant entre les lignages et établissant des objectifs de gestion des ressources.

3.3. Une gestion patrimoniale productrice de règles

L'émergence d'un groupe patrimonial préoccupé de la qualité du massif forestier nécessite de reconnaître un nouveau statut aux acteurs engagés. Alors que l'aménagement forestier était auparavant l'affaire de l'administration et des exploitants, une gestion patrimoniale suppose l'intervention des populations locales (organisées par exemple sous la forme de comité paysans-forêt) et des ONG de conservation de la nature ou d'expression des intérêts baka. Ces acteurs hétérogènes doivent se voir reconnus une voix égale dans le débat, ce qui requiert un cadre de négociation renouvelé. Le Roy et al. (1996) proposent la création de forums fonciers paritaires et décentralisés. De tels forums auraient pour but d'amener les différents acteurs à exprimer leurs points de vue puis, par le biais de la négociation, à converger vers un objectif patrimonial de gestion des ressources forestières. Cet objectif commun pourrait être discuté sur un horizon de long terme, 25-30 ans étant à la fois la durée d'une concession forestière et l'intervalle entre deux générations. L'entente possible sur l'état et la qualité de la forêt à cette échéance est une étape essentielle à la constitution d'un groupe patrimonial qui, sur la base de ce choix constitutionnel, vise alors à constituer une institution de gestion viable des ressources aux règles spécifiées.

Figure 29 : Caractéristiques d'une institution de propriété commune

Institution de gestion viable des ressources en propriété commune	
<u>Acteurs impliqués</u>	Administrations, Exploitant, Populations Locales, ONG
<u>Produits attendus</u>	<ul style="list-style-type: none"> - un objectif patrimonial de long terme - un scénario de gestion viable à moyen terme, précisant les types d'usages autorisés et les interactions entre acteurs - une structure graduée de résolution de conflits

Le choix constitutionnel initial permet de définir un objectif de long terme commun à tous les acteurs. Au delà de cette préoccupation commune, il convient de réfléchir à l'instauration d'une institution de gestion viable qui soit en mesure d'organiser l'utilisation des ressources à long terme. Cette institution correspond à la formalisation de la notion de groupe patrimonial qu'elle dote de règles de choix collectif et dont elle définit le fonctionnement. Ces règles organisent les interactions entre les acteurs au niveau collectif et précisent les principes de gestion de la ressource. La légitimité de cette nouvelle institution dépend notamment du fait que les acteurs engagés ont la certitude que celle-ci fonctionne bien à leur avantage mutuel et que, pour chacun d'eux, elle leur apporte plus de bénéfices que de coûts. Cette condition est d'autant plus vérifiée que les modalités de fonctionnement de l'institution patrimoniale de

propriété commune sont claires. Dans le cas d'étude, au moins quatre règles de choix collectif doivent être envisagées:

Règles de limite: il convient de définir les limites de la ressource à gérer et les conditions pour faire partie de la communauté gestionnaire. Les deux aspects sont liés. D'une part, le plan de zonage et la proposition d'UFA font de l'administration et de l'exploitant deux intervenants automatiques de l'aménagement forestier. D'autre part, la délimitation des terroirs villageois permet d'identifier les communautés locales ayant une pratique quotidienne de ces mêmes ressources⁴⁵³.

Règles de position et d'agrégation: il s'agit de définir le statut de chacun des acteurs dans cette institution et de définir comment les décisions partielles peuvent être agrégées. Le respect d'un principe d'égalité entre les acteurs semble de rigueur mais son application est compliquée pour des acteurs de poids différents: face à l'exploitant forestier se trouvent plusieurs administrations délocalisées (MINEF, préfet...) ainsi qu'un nombre important de représentants des communautés villageoises.

Règles procédurales, par lesquelles sont définies les conditions (de lieu, de temps, ...) dans lesquelles l'utilisation des ressources communes devra être débattue. Puisque la gestion de la forêt se fait à long terme, il convient de préciser les procédures de changement de cette institution, par exemple pour y inclure de nouveaux acteurs.

Règles d'information, qui précisent comment l'information doit circuler et assurer la transparence des décisions.

Ces normes de fonctionnement de l'institution de gestion commune visent à déterminer les acteurs prenant part à l'aménagement forestier et à définir les modalités de la prise de décision. L'objectif est de mettre sur pied une institution locale qui puisse être suffisamment légitime pour que les acteurs reconnaissent son autorité. Pourtant l'établissement des règles de choix collectifs n'est pas suffisant pour élaborer des modes de gestion durable de la forêt.

Une fois le choix constitutionnel fait et l'institution de gestion définie, l'étape suivante de l'approche patrimoniale est d'élaborer et de confronter des scénarios de gestion à moyen terme des ressources forestières. Chaque scénario suppose certaines règles et certains droits accordés aux acteurs. Dans le cas de ressources communes multi-usages, au moins quatre règles opérationnelles doivent être discutées (Edwards & Steins, 1996):

Règles de limites: il convient de préciser le nombre d'individus autorisés à utiliser la

⁴⁵³ D'autres acteurs, telles les ONG de conservation, peuvent également prendre part à cette institution si elles sont acceptées à l'unanimité des acteurs présents sur le terrain.

ressource commune ainsi que les espaces ou les ressources sur lesquelles s'applique cette gestion commune. Par exemple, un exploitant forestier possédant une concession forestière de 100 000 ha n'est autorisé à ouvrir que des assiettes de coupe de 2500 ha. Sur cet espace exploité, des droits plus restreints doivent être accordés aux populations locales alors que ce ne sera pas le cas sur le reste de la concession⁴⁵⁴. D'autres types de maîtrises doivent être reconnus et structurent fortement l'élaboration des règles opérationnelles (Maitre et al., 1993): maîtrise prioritaire interne sur les forêts villageoises, maîtrise spécialisée interne et/ou privée sur les ressources lignagères et/ou individuelles. Cette reconnaissance des maîtrises des ressources est la condition préalable à l'organisation des droits d'usage.

Règles d'allocation, qui visent à définir les usages autorisés par type de ressources et type d'acteur ainsi que les quantités de ressources pouvant être extraites⁴⁵⁵. Par rapport aux pratiques actuelles, et dans la perspective d'une gestion en propriété commune des ressources, un certain nombre d'acteurs seront appelés à restreindre ou à modifier leurs usages afin de limiter leurs interactions négatives. Par exemple, l'exploitant forestier peut être amené à limiter ou suspendre l'exploitation de certains arbres importants pour l'économie paysanne. De même les villageois peuvent se voir demander l'arrêt de l'ouverture de champs en forêt lointaine. Bref, à ces règles d'allocation sont étroitement associées des règles de contribution.

Règles de contribution, qui déterminent la participation et les efforts attendus de chacun des acteurs à la gestion du système. Il s'agit ici de limiter les externalités négatives des activités des acteurs sur la ressource commune et de faire valoir les externalités positives. Karsenty et al. (1997) énoncent un certain nombre d'éléments pouvant faire l'objet de règles de contribution: aide des services forestiers pour garantir l'exclusivité des droits d'usage sur certaines ressources rares; assistance technique pour augmenter la productivité agricole; paiement direct d'une fraction de la taxe d'abattage aux villageois des terroirs concernés; contrôle de l'accès par les populations pour éviter tout abattage illégal ou la venue de migrants agricoles,... Ces différentes contributions peuvent constituer une puissante incitation pour une gestion commune des ressources, mais elles doivent nécessairement être perçues comme le résultat d'un accord contractuel entre parties

⁴⁵⁴ Pour reprendre la terminologie de Le Roy et al. (1996), l'exploitant exerce une maîtrise exclusive interne sur la parcelle alors que le reste de la concession est soumis à une maîtrise spécialisée externe.

⁴⁵⁵ Les règles à établir sont différentes selon qu'il s'agisse de ressources stationnaires, comme les arbres, ou de ressources mobiles comme les animaux: dans le premier cas, un contingentement physique peut être

prenantes et non considérées comme un fait accompli par l'un ou l'autre des acteurs.

Règles de sanction, en cas de violation des règles opérationnelles. La gestion du patrimoine commun suppose une formalisation plus ou moins prononcée de la structure de résolution de conflits. Tandis que les problèmes locaux découlant de l'utilisation d'une ressource commune sont le plus souvent réglés de manière informelle, par exemple grâce à une négociation menée sous la houlette de l'aîné des lignages, au delà il convient d'installer une structure adaptée et objective d'arbitrage entre les revendications d'acteurs qui ne sont plus liés par une relation de parenté. Une instance unique de justice serait sans doute inadaptée pour répondre à la diversité des infractions possibles dans un tel système de gestion commune. Il s'agit alors davantage de réfléchir à un ensemble de structures graduées de règlement des conflits, qui combine justice coutumière puis officielle en fonction des acteurs engagés et de la gravité de l'infraction (Olomola, 1998).

La définition de ces règles (de choix constitutionnel, de choix collectif, opérationnelles) de gestion permet de concevoir à la fois une institution d'utilisation commune des ressources ainsi que des organisations locales mettant directement en œuvre les objectifs et prescriptions retenus. Une gestion patrimoniale des ressources paraît donc envisageable dans la forêt de l'est-Cameroun. Par rapport à un aménagement forestier tel que décrit par le MINEF (1998-b), cette alternative de gestion est plus complexe, plus longue et plus chère. Elle présente toutefois l'avantage d'être ouverte aux dynamiques sociales et naturelles, qui sont les deux variables centrales de l'élaboration d'une utilisation viable des ressources.

Section 3. Pour une socio-économie de l'environnement

La mise en place d'institutions de gestion viable de la forêt tropicale est une tâche ardue et la description précédente ne vise qu'à dégager les grandes lignes d'une pareille démarche. De nombreux aspects n'ont pas été abordés et mériteraient des recherches plus approfondies. De plus, cette analyse reste spécifique à une région donnée, même si ses caractéristiques laissent croire à une potentielle extrapolation pour d'autres situations en Afrique centrale. L'intérêt est néanmoins de montrer la portée pratique d'une gestion patrimoniale de la forêt.

Une telle approche commence d'ailleurs à être plus largement appliquée dans les pays du sud, ce qui contribue à relativiser la place prise par l'économie dans les politiques de développement et de conservation de la nature. Il apparaît alors que l'analyse économique ne

opérationnel; dans le second cas, des règles de prélèvement peuvent être envisagées en allouant le temps ou l'espace d'accès à la ressource (Schlager et al., 1994).

prend toute sa pertinence que lorsqu'elle est appropriée par les acteurs pour faciliter la coordination de leurs usages du milieu naturel. En ce sens, l'utilisation de l'économie environnementale est structurée par le processus de décision qu'elle est censée servir et doit être appréciée au regard des rapports sociaux établis entre les usages.

1. Une approche étendue à d'autres échelles de gestion

L'application présentée d'une approche patrimoniale pour la gestion des ressources de la forêt tropicale est à une échelle locale. Elle constitue une illustration de ce que peut être la mise en œuvre du principe de subsidiarité, selon lequel un problème ou un conflit est réglé au niveau décisionnel le mieux adapté. Tous les problèmes environnementaux ne peuvent toutefois être réglés à ce niveau d'analyse. En matière de développement régional, d'aménagement du territoire,... une planification "stratégique", c'est-à-dire s'appliquant lors de la conception de programme ou de plan de développement et non lors de leur mise en œuvre, est généralement requise (Therivel et al., 1992). A cette échelle agrégée de décision, plusieurs expériences montrent qu'une gestion patrimoniale peut offrir des résultats prometteurs.

1.1. Gestion patrimoniale et principe de subsidiarité

La gestion locale des ressources et le débat démocratique entre les acteurs impliqués n'est guère envisageable sans une décentralisation de la prise de décision politique. C'est l'objet du "principe de subsidiarité", qui vise l'exécution d'une stratégie au niveau hiérarchique qui minimise les coûts économiques et maximise le bien-être social (Babin et al., 1997). Le principe, largement mis en œuvre au sein de l'Union Européenne, est également reconnu dans certaines législations des pays du sud⁴⁵⁶. Dans des situations où les autorités publiques n'ont pas les capacités suffisantes pour contrôler le respect des réglementations nationales, cette démarche de subsidiarité permet une délégation de certaines tâches de gestion de l'environnement aux autres acteurs et un partage des responsabilités. L'autonomie accordée à certains groupes d'acteurs locaux pour la gestion des ressources doit toutefois restée compatible avec les objectifs et orientations de l'action publique. Par exemple, même si la chasse aux gorilles est coutumière aux villageois de l'est-Cameroun, cette pratique va à l'encontre des conventions internationales ratifiées par le Cameroun et doit être strictement prohibée. L'avantage de recourir à une démarche patrimoniale est que les modalités du principe de subsidiarité sont discutées puis avalisées par les acteurs en présence, du villageois au représentant du MINEF.

Cette discussion ne vise pas seulement à définir les modes d'utilisation des ressources au niveau le plus local, mais a également pour objectif de préciser comment les différents niveaux d'intervention sur le milieu s'imbriquent les uns avec les autres. Liés par une ressource commune, les différents acteurs sont amenés, par la négociation patrimoniale, à coordonner des pratiques s'inscrivant à des échelles variables. Un système subsidiaire de gestion peut ainsi être mis en place où *"small collectivities manage sub-sections of the resource but federations of these collectivities can be called into action if externalities among subsections arise. We might call the 'resource federalism', an arrangement in which small units operate independently as long as they don't affect each other, but the units amalgamate into larger wholes to cope with problems that are physically larger than any single unit can handle"* (McKean, 1996, p. 230-31). C'est, par exemple, le cas pour la zone d'étude où, une fois définis un certain nombre d'objectifs plus ou moins détaillés, il n'est pas nécessaire pour l'exploitant de savoir comment chacun des villages va respecter ses engagements. Cette subsidiarité négociée offre une opportunité intéressante de concevoir localement une gestion viable des ressources par les acteurs en présence. Mais, au delà, ce processus patrimonial de médiation par récurrence semble pouvoir être mis en œuvre à d'autres échelles de gestion, notamment régionale.

1.2. Quelques expériences actuelles

L'élaboration de projets locaux de gestion viable des ressources ne suffit pas toujours à garantir le développement soutenable d'une région ou d'une nation. Ces projets individuels entrent en effet en interaction, peuvent avoir des effets cumulatifs, ... qui doivent être pris en compte pour l'établissement de stratégies nationales ou régionales d'utilisation de l'environnement⁴⁵⁷. Il peut ainsi être utile d'intégrer les systèmes locaux et opérationnels de gestion des ressources dans des planifications dites "stratégiques", c'est à dire s'établissant à un niveau politique et spatial plus élevé (Bos, 1994). L'objectif est alors de coordonner les actions de développement viable, quelle que soit leur échelle d'application. La réalisation de tels plans d'aménagement du territoire a pendant longtemps été laissée aux mains des autorités publiques et caractérisait un processus typique de prise de décision hiérarchique où les acteurs locaux étaient enjointes de mettre en œuvre les objectifs de développement conçus par des

⁴⁵⁶ C'est notamment le cas de l'Etat camerounais, qui précise dans sa loi-cadre sur l'environnement (loi 96/12, art. 9): *"en l'absence d'une règle de droit écrit [...], la norme coutumière identifiée d'un terroir donné et avérée plus efficace pour la protection de l'environnement s'applique"*.

⁴⁵⁷ Hoehn & Randall (1989) montrent, pour le cas des projets de gestion de l'environnement, que procéder à des analyses coûts-avantages qui soient indépendantes les unes des autres, conduit à surestimer les bénéfices nets attendus de ces projets.

experts éclairés. Cette démarche est de plus en plus souvent remise en cause, notamment avec la décentralisation et la subsidiarité de la gestion de l'environnement. D'autres systèmes de gestion négociée sont envisageables au niveau local et il convient de s'interroger si une telle approche ne peut également être appliquée à d'autres échelles.

Dans cet objectif, trois expériences sont actuellement en cours de réalisation pour élaborer les modalités d'une gestion de type patrimonial au niveau sous-régional/régional.

Le premier cas concerne l'échelle encore relativement réduite de la commune sicilienne de Troina, qui est confrontée à un problème régional de gestion des ressources hydriques (Funtowicz et al., 1997). Ce projet, élaboré dans le cadre des études VALSE⁴⁵⁸, est conçu en plusieurs étapes allant de l'analyse institutionnelle, qui permet d'identifier les principaux acteurs, à l'application de l'analyse multi-critère et à la négociation des acteurs. Comme pour la gestion patrimoniale, il revient aux acteurs, en début de procédure, de désigner les options envisageables d'utilisation des ressources hydriques. Celles-ci sont ensuite comparées par le recours à l'analyse multi-critère, qui mêle à la fois données scientifiques et interventions subjectives des acteurs. Le résultat de cette analyse est de désigner les alternatives de gestion de l'eau les plus adéquates, qui serviront de support à l'élaboration d'une stratégie consensuelle. Celle-ci est le résultat d'une discussion démocratique sur l'usage des ressources, facilitée par le recours à une analyse formalisée qui permet à la fois d'explicitier les intérêts des acteurs et qui invalide les options de gestion les moins appropriées, sans désigner pour autant un scénario optimal. L'analyse multi-critère constitue alors un outil d'évaluation pleinement intégré dans un processus de décision et approprié par les acteurs pour éclairer le choix politique: *"it is remarkable that the Troina community has very quickly 'internalised' the notion of evaluation tools as vehicles for developing public discussion and policy debate"* (O'Connor, 1998, p. 10).

Une démarche proche de celle mise en œuvre en Sicile est actuellement expérimentée pour la gestion des ressources forestières dans le sud-Cameroun par le Programme Tropenbos. Appelé à réaliser un schéma directeur forestier pour une zone de 1670 km², ce programme tente de mettre en place une démarche patrimoniale réunissant les différents types d'acteurs intervenant dans l'aménagement forestier (Lescuyer & Fines, 1999). Deux outils principaux sont utilisés à ces différents niveaux de négociation pour faciliter la discussion et l'émergence

⁴⁵⁸ Le programme VALSE (Valuation for Sustainable Environments) est financé par la Communauté Européenne pour l'étude de l'utilisation des méthodes d'évaluation environnementale dans un but d'améliorer la conception des politiques de développement soutenable et de conservation. Il est composé de quatre projets (en Grande Bretagne, dans les îles Canaries, en Sicile et en France), mettant chacun en œuvre une approche particulière d'évaluation du capital naturel (O'Connor, 1998).

de compromis. D'une part, un ensemble de cartes pouvant rapidement être retouchées par Système d'Information Géographique, précisent les zonages proposés pour chacune des options. D'autre part, une matrice des impacts permet d'évaluer les conséquences économiques, écologiques et sociales des scénarios envisagés pour le schéma directeur. Cette matrice n'a pas pour objectif d'indiquer une solution optimale mais d'inciter les acteurs à concevoir, sur la base des scénarios initiaux, une alternative médiane dont les impacts positifs et négatifs sont répartis de manière acceptable entre les acteurs. Là encore, l'évaluation des ressources et des usages qu'elles supportent ne peut être considérée en dehors d'un processus de décision mené par les acteurs directs de l'éco-socio-système. Dans ce contexte, l'intérêt de recourir à une médiation par récurrence permet de procéder à une négociation dont les étapes rassemblent peu à peu l'ensemble des acteurs intéressés, au niveau local comme au niveau régional, par la gestion des ressources (Lescuyer et al., 2001).

Enfin, la politique environnementale malgache est sans doute celle qui a poussé le plus loin l'intégration des systèmes locaux d'utilisation de l'environnement aux stratégies nationales. Il est aujourd'hui possible pour une communauté rurale de se voir transférer, sur la base d'un contrat de Gestion Locale Sécurisée (GELOSE), la gestion des ressources renouvelables de son terroir. Cette démarche locale est complétée par une stratégie nationale d'Appui à la Gestion Régionalisée et à l'Approche Spatiale (AGERAS), qui vise à insérer la gestion viable des ressources dans le processus de développement régional (Bertrand et al., 1997). La coordination des différentes actions de développement soutenable passe par l'entente autour d'objectifs de moyen ou long terme par les acteurs impliqués au niveau local et régional. Les échelles spatiales de gestion de l'environnement se trouvent alors imbriquées, non pas selon une démarche administrative attribuant à chacun obligations et droits, mais d'après une approche contractuelle consentie par tous.

Au delà de l'échelle d'application de la démarche patrimoniale, ce qui ressort de ces trois exemples est l'élaboration d'un nouveau processus de décision qui n'est plus l'apanage de décideurs ou d'experts, mais qui se trouve directement à la charge des acteurs de l'environnement. Les objectifs de gestion comme les moyens à mettre en œuvre, pour peu qu'ils s'inscrivent dans les grandes orientations nationales, sont élaborés, négociés, transformés puis avalisés par les acteurs en présence. Dans ce contexte, l'évaluation économique des ressources ne peut plus être considérée comme une démarche indépendante à la prise de décision qui l'a générée. Il ne s'agit plus d'analyse objective et détachée du contexte décisionnel, mais d'analyse dont la subjectivité est débattue et dont les résultats ne sont pertinents parce qu'utilisés par les acteurs dans la négociation.

2. L'évaluation économique intégrée dans le processus de décision

2.1. Une évaluation de l'environnement orientée par la prise de décision

Il est rare que les évaluations économiques de l'environnement soient organisées en fonction de l'utilité de ses résultats dans la prise de décision. Le plus souvent, l'estimation des valeurs se fait toutes choses égales par ailleurs, c'est à dire dans l'ignorance de la finalité des résultats obtenus. Or l'évaluation économique constitue une contribution à une prise de décision publique, et la forme de cette contribution dépend du processus social dans lequel elle s'inscrit (Vatn & Bromley, 1994; Costanza & Folke, 1996). Un panel d'experts économistes n'aura pas les mêmes attentes du calcul de valeurs économiques que des chercheurs pluri-disciplinaires ou des usagers quotidiens confrontés à un problème environnemental de terrain. Il convient alors, notamment avec Godard (1997-a), de renverser l'angle d'analyse en partant des exigences de coordination de l'action publique, et non des possibilités des outils d'évaluation, pour apprécier la portée réelle de l'analyse économique appliquée à l'environnement.

Si l'on admet que l'évaluation environnementale est structurée par la procédure de coordination collective, il devient difficile de ne pas s'interroger sur l'objectivité et la répliquabilité de cette démarche. La coordination des usages environnementaux découle de la nécessité de prévenir la dégradation de la qualité du milieu et ce contexte particulier a une influence directe sur les préférences et le comportement des acteurs. Face à la nécessité d'une décision collective, les agents sont amenés, au mieux, à revoir leurs préférences ou à en construire de nouvelles, qui correspondent davantage au problème environnemental et au contexte de coordination. Ainsi, *"les évaluations pertinentes ne sont pas celles que les agents élaborent pour leurs décisions privées, mais celles qui sont collectivement construites dans un contexte de coordination de l'action"* (Godard, 1997-a, p. 2). Ainsi, au-delà de la rigueur scientifique à accorder à l'exercice d'évaluation des actifs naturels, une deuxième condition de validité doit être vérifiée pour garantir l'utilité et la qualité des évaluations environnementales: celle d'être appropriées par les acteurs de la prise de décision (O'Connor, 1997, 1998; Shabman & Stephenson, 1996).

L'évaluation économique n'est qu'une des étapes visant à la coordination des usages environnementaux. En conséquence, l'économie ne peut plus être considérée simplement comme une science normative: la gestion viable des ressources appelle l'émergence d'une "science post-normale", qui regroupe la multiplicité des perspectives et des engagements légitimes, tout en préconisant de nouvelles formes de discours et d'argumentation (Funtowicz & Ravetz, 1994). Puisqu'aucune discipline n'est en mesure de proposer une solution

socialement optimale pour la décision politique, l'élaboration d'un mode d'utilisation durable des ressources nécessite la reconnaissance à la fois de la pluralité des perspectives légitimes et de l'interdisciplinarité des problèmes environnementaux.

Parmi l'ensemble des informations nécessaires à la prise de décision, les données économiques ont manifestement une utilité puisque le critère d'efficacité économique est souvent retenu. Toute la question est de savoir quelle place accorder aux analyses économiques pour guider l'élaboration d'une gestion viable des ressources. Dans une démarche centrée sur les interactions entre acteurs, comme le signale Bürgenmeier (1994-a, p. 94), *"il est illusoire de vouloir déterminer l'importance relative des différents mécanismes de décision collective. La question n'est pas de savoir si le marché doit être préféré à d'autres mécanismes de décision collective, mais de trouver des mesures qui jouissent d'une acceptation élevée"*. L'évaluation économique environnementale paraît d'autant plus acceptable qu'elle intègre certains arguments principaux des logiques d'acteurs et contribue, pour reprendre l'analyse de Godard (1990), à élaborer un compromis entre des ordres de justification différents. Dans cette perspective, Godard & Laurans (1997) élaborent une matrice croisant les différentes sphères de légitimité présentées précédemment et indiquent dans quelle mesure l'argumentation économique peut rapprocher des points de vue divergents et amener à la définition de solutions consensuelles.

2.2. Une économie encadrée dans le fonctionnement des rapports sociaux

L'évaluation économique de l'environnement est d'autant plus pertinente qu'elle s'insère dans un processus social de décision publique. En ce sens, elle vise à apporter des éléments de réponse à des acteurs confrontés à un même problème environnemental. L'évaluation environnementale est donc dépendante des conditions de prise de décision dans lesquelles elle est mise en œuvre. Au delà, il ne peut y avoir d'évaluation économique valide sans prendre en compte la réalité sociale dans laquelle elle s'applique: les usages divers de l'environnement ne peuvent pas être appréhendés que par la seule dimension économique, notamment quand l'objectif est le développement viable à long terme (Redclift, 1993). Dans le cas de sociétés peu marchandes, la vocation de l'analyse économique environnementale est de contribuer à mieux comprendre les relations existant entre les acteurs à propos du milieu. Par exemple, l'étude des différents modes d'appropriation des ressources dans les trois villages d'étude révèle que la relation entre les hommes et leur environnement n'est pas du type individu-marchandise, mais requiert au contraire une médiation sociale. L'utilisation des ressources dépend, certes, de la qualité propre de cette ressource mais surtout du statut de l'utilisateur à

l'intérieur de la communauté d'usagers. Le rapport aux ressources n'est jamais direct mais doit être apprécié au regard du système social. En outre, les revendications d'allocation, d'accès ou d'usage des ressources ne doivent pas être analysées d'après le seul gain matériel qu'elles sont susceptibles de fournir: elles sont surtout l'occasion d'un rappel de l'appartenance au groupe et l'expression d'une continuité sociale. Comme le montre Ng'weno (1996) pour des sociétés rurales du Kenya, la fluidité des droits aux ressources donne l'opportunité aux membres du groupe de revendiquer leur appartenance sociale, de rappeler l'importance décisive de la communauté: l'absence de droits clairs et définitifs pour la plupart des ressources permet aux individus de ré-affirmer leur place dans le système de parenté et revendiquer ainsi tel accès ou tel usage. Les conflits d'usage, qui confrontent différentes revendications sur les ressources, sont le plus souvent des revendications d'identité au groupe et ont pour enjeu sous-jacent l'unité sociale du groupe. L'appropriation de la nature se présente comme un aspect des rapports de parenté, comme un attribut de la parenté. Toute relation à la nature se trouve alors conditionnée par les rapports que les hommes établissent entre eux, notamment par l'interprétation souple du système de parenté: *"ainsi passent au premier plan de l'analyse non plus les rapports des hommes avec la nature, leurs modes matériels de production et de subsistance, les diverses manières d'exploiter les ressources de la nature, mais les rapports des hommes entre eux, leurs diverses manières de coopérer ou de s'exploiter dans l'appropriation de la nature"* (Godelier, 1984, p. 160).

Cette conclusion semble également valable lorsque des acteurs d'intérêts divers doivent coordonner leurs comportements dans le but de mettre en place une gestion viable des ressources. Celle-ci nécessite l'émergence d'un capital social prenant, par exemple, la forme d'une institution nouvelle chargée de réguler l'usage des ressources en propriété commune. Cette institution nécessite un accord entre les acteurs à propos de l'environnement et l'organisation de leurs interactions. Là encore donc, la gestion de l'environnement correspond à l'établissement de relations entre les acteurs à propos de la nature et non à la définition fixe des différentes relations hommes-nature. Dans la gestion de la nature, les relations entre personnes préexistent toujours aux relations des personnes aux choses. En conséquence, le recours à l'économie environnementale est d'autant plus utile qu'il permet de mieux comprendre les rapports sociaux s'établissant entre les usagers à propos des ressources (Daly & Cobb, 1994). Dans les sociétés non capitalistes par exemple, l'économique est encadré dans le fonctionnement des rapports de parenté qui implique des mécanismes de réciprocité et de redistribution (Polanyi et al., 1957). L'allocation, la répartition, l'utilisation des actifs environnementaux sont des processus dont l'économie peut produire des analyses utiles à la

compréhension des usages. Une telle approche n'est toutefois que partielle puisqu'elle ne permet que peu d'aborder les dynamiques sociales sous-jacentes à ces pratiques: *"bien des naturalistes, se livrant à des mesures de quantités, voire de prix, semblent convaincus qu'ils observent directement la réalité. Celle-ci, faite de relations sociales, n'est pas directement accessible, encore moins mesurable directement. Les mesures de quantités et de prix ne sont interprétables qu'au regard de l'organisation sociale"* (Weber, 1996-a, p. 13). Dans ces sociétés rurales peu ouvertes aux mécanismes marchands, les résultats de l'économie environnementale doivent alors être encadrés par une analyse plus générale sur le contexte social d'utilisation des ressources, permettant d'avoir une meilleure idée des dynamiques d'usage des ressources: c'est sur ces dernières, associées aux dynamiques naturelles, que se fonde une gestion viable de l'environnement.

"Je m'étais promis de poser la question de savoir si les diverses complications des concepts traditionnels qui ont été proposés avaient une structure commune. La réponse ne fait pas de doute: elles ont toutes une même origine: l'incroyable complexité de la nature humaine que la théorie économique a eu de bonnes raisons de négliger jusqu'à maintenant mais qu'il faut réintroduire petit à petit si l'on veut que les résultats de cette théorie gagnent en réalisme"

A. Hirschman, 1986, p. 107

CONCLUSION

Environ un an après mon dernier séjour dans la zone d'étude, un des enquêteurs du village de Djémiong m'écrivait ceci: « *concernant les sociétés d'exploitation, ils arrivent dans les villages avec les tenues de palabres en promettant des dons. Ils exploitent le bois, évacuent d'autres en grumes, d'autres en débités. [...] Aucun de ces exploitants n'a de bonnes paroles et ce qui fait que notre forêt reste telle qu'elle est. Même notre beau-fils français a refusé la coupe de bois chez nous !* » C'est un double constat d'échec d'une utilisation coordonnée de la forêt: d'une part, en dépit de la nouvelle réglementation forestière au Cameroun, les habitants de ce village s'estiment toujours les victimes des sociétés d'exploitation qui négocient directement avec le gouvernement et dont l'action, de ce fait, ne peut être véritablement contestée. D'autre part, bien qu'un des techniciens français de la SFID ait épousé une des filles du village, il apparaît que la relation de parenté n'est pas suffisante dans ce cas pour permettre aux deux parties de s'entendre et d'organiser une utilisation commune de la forêt. De façon explicite, ce courrier s'interrogeait sur les possibilités d'arriver à un accord juste sur l'exploitation des ressources et surtout de ses retombées financières; et implicitement, mon interlocuteur se demandait en quoi tous les travaux effectués ensemble au village pouvaient servir à faire avancer ce problème.

La réponse n'est pas simple puisqu'il s'agit de réfléchir à un mode de coordination des actions exercées sur un écosystème complexe, multi-usages et multi-acteurs. Plus précisément, l'objet de cette recherche a été d'étudier la potentielle contribution des principes et des outils de l'économie environnementale à la gestion viable de la forêt tropicale. Dans la mesure où l'utilisation du milieu naturel requiert un arbitrage concernant des acteurs aux préoccupations et aux intérêts divers, la science économique dispose de moyens pour éclaircir voire résoudre ces problèmes de choix collectif. L'évaluation économique des actifs naturels, en calculant le niveau de bien-être tiré ou attendu des ressources forestières, constitue un apport crucial en permettant la comparaison sur une base unique des différentes possibilités d'utilisation de la

forêt. En ce sens, l'analyse économique fournit une base normative pour appréhender ces choix, allant même jusqu'à proposer un modèle de gestion économique de la nature. Toutefois si une telle procédure de prise de décision a effectivement été engagée avec succès pour certains problèmes environnementaux dans les sociétés occidentales, cette démarche reste à valider pour un contexte (social, économique et écologique) aussi différent que celui de la forêt tropicale. La démarche proposée pour aborder cette problématique a été relativement académique puisqu'il s'agissait de tester en grandeur réelle la capacité de la démarche de gestion économique de la forêt tropicale à fonder un choix collectif d'utilisation des ressources qui soit accepté par l'ensemble des acteurs. La recherche a ainsi été organisée en trois étapes consistant en une présentation, une application puis une discussion de ce modèle de gestion de la forêt tropicale.

La première partie de cette thèse a mis l'accent sur la place déterminante que détient l'analyse coûts-avantages dans le traitement économique de la nature. Cet instrument, qui constitue une application des principes de l'économie du bien-être, est largement usité lorsqu'il s'agit de fonder, sur des critères supposés objectifs, un arbitrage entre différentes alternatives d'utilisation du milieu naturel. Pour définir une gestion efficace et durable de l'environnement, il a néanmoins été montré que l'analyse coûts-avantages nécessitait que trois conditions soient préalablement remplies. Premièrement, cet outil doit être soumis à une contrainte de soutenabilité, qui garantit la reproduction à long terme des systèmes naturels: la complexité et l'incertitude qui caractérisent l'évolution des écosystèmes (notamment tropicaux) ne peuvent être appréhendées par l'analyse économique classique et requièrent l'instauration d'une contrainte exogène. Plusieurs définitions de la soutenabilité ont été envisagées mais sa traduction sous la forme d'un maintien du capital naturel critique permet une application relativement simple au niveau local. Cette contrainte s'est d'ailleurs trouvée vérifiée pour la zone d'étude. Deuxièmement, le recours à l'analyse coûts-avantages implique de connaître la valeur économique des actifs naturels concernés; or, en forêt tropicale, peu de ressources sont dotées d'un prix de marché. Un tel arbitrage demande alors de mettre en œuvre un certain nombre de techniques d'évaluation monétaire des ressources, dont la validité doit être avérée dans ce contexte inhabituel d'application. L'absence de résultats fiables à ce niveau est rédhibitoire pour l'analyse coûts-avantages. Troisièmement, cette approche admet que la prise de décision concernant la gestion de la forêt tropicale est fondée sur des critères économiques qui, en constituant des critères objectifs de choix, emportent l'adhésion de l'ensemble des acteurs. L'analyse économique a ainsi vocation à proposer les principes guidant le choix collectif et tient une place prédominante dans la prise de décision.

Ces différentes conditions d'utilisation de l'analyse coûts-avantages pour les problèmes environnementaux constituent les caractéristiques centrales d'une gestion économique soutenable de la nature. Cette approche est fréquemment proposée pour analyser le problème de la déforestation tropicale et c'est l'objet de la deuxième partie de la thèse de procéder à une application standard de ce modèle de gestion à une forêt de l'est-Cameroun. A partir des usages constatés dans la zone d'étude, deux scénarios d'utilisation de la forêt ont été identifiés, attribuant chacun à l'écosystème une valeur économique spécifique. Cinq bénéfices tirés de la forêt ont été estimés en recourant à six techniques d'évaluation. Dans tous les cas, il est apparu que l'application des méthodes d'évaluation conduisait l'analyste à faire des choix, au mieux, délicats ou, au pire, subjectifs sur les hypothèses de calcul. De tels choix sont rarement discutés de manière explicite dans les études existantes. Par ailleurs, deux faits méritent d'être mentionnés de cette expérience d'évaluation: d'une part, l'impossibilité d'administrer une enquête d'évaluation contingente dans un tel contexte socio-économique et, d'autre part, la valeur économique considérable détenue par la fonction de séquestration de carbone de la forêt tropicale. Ainsi, tandis que le calcul des bénéfices d'usage direct des ressources s'apparente à un exercice technique plus ou moins complexe, l'estimation des valeurs d'usage indirect et de non-usage de la forêt constitue un réel enjeu méthodologique: peu de travaux non-controversés sont disponibles sur ces questions alors que ces bénéfices représentent une part substantielle de la valeur économique totale de la forêt tropicale (de Groot, 1994; Scott et al., 1998).

L'aboutissement de cette démarche a ouvert la troisième partie de ce travail avec la comparaison des bénéfices économiques tirés des deux scénarios d'usage de la forêt. L'analyse indiquait ainsi un avantage net à l'alternative de conservation de la forêt sur celle d'exploitation des ressources ligneuses. Ces résultats ont également servi de support à une discussion sur la capacité du modèle de gestion économique de la nature à fonder le choix collectif concernant l'utilisation de la forêt tropicale. Trois lignes de critiques ont été développées. Tout d'abord, les limites techniques des méthodes d'évaluation sollicitées ont rappelé que les estimations obtenues n'étaient pas objectives, donc peu fiables. Elles dépendent d'un certain nombre d'hypothèses qui restent implicites dans la plupart des expériences réalisées en la matière. Ensuite, les enquêtes conduites dans les villages ont montré que la monnaie n'était pas un moyen suffisant pour révéler le bien-être tiré de la forêt dans ces sociétés peu ouvertes aux mécanismes de marché. Au delà, l'imposition d'une gestion économique de la forêt tropicale a paru entériner une représentation spécifique de la relation hommes-environnement qui n'est pas compatible avec les pratiques constatées dans la zone

d'étude. Au total, l'application d'une telle analyse économique à une situation concrète d'utilisation de la forêt tropicale a mis en exergue l'inaptitude de cette approche à appréhender les dynamiques sociales et écologiques qui expliquent l'usage des ressources. En ramenant le choix collectif de gestion de l'écosystème à un arbitrage entre grandeurs monétaires, cette démarche est apparue insuffisante et illégitime pour organiser la coordination des usages en forêt. En recherchant une objectivité des critères de choix, basée sur l'évaluation monétaire, l'approche économique de gestion de la nature met de côté la pluralité et la variabilité des intérêts des usagers de la forêt; or ce sont les interactions multi-formes s'établissant entre ces acteurs qui influencent l'état du milieu naturel.

Un autre mode de gestion de la forêt tropicale a alors été proposé qui, reposant sur les concepts de « ressource commune » et de « patrimoine », part de l'hypothèse de l'hétérogénéité des perceptions et des utilisations déployées par les acteurs locaux. Dans la mesure où les problèmes d'environnement engagent le plus souvent des logiques d'action dont les légitimités et les visions du monde sont différentes, leur résolution passe par la recherche par les acteurs eux-mêmes d'un compromis entre les différents principes susceptibles de guider l'action collective. Le schéma de décision qui sous-tend cette gestion patrimoniale de la forêt tropicale renverse l'ordre des étapes par rapport au modèle précédent: la coordination des usages est le résultat d'un processus collectif de production de règles communes, où les analyses « scientifiques » constituent des outils de simulation plutôt que de prédiction des solutions proposées. Selon cette approche, si l'analyse économique de l'environnement n'est pas exclue, elle ne constitue plus qu'un des instruments éventuels et partiels de structuration du débat entre les acteurs: elle se trouve ainsi pleinement insérée dans un processus de choix collectif qui la motive, la structure et l'utilise pour faciliter l'émergence de modes de gestion qui soient satisfaisants pour toutes les parties prenantes.

D'une discipline hégémonique, telle que posée dans le modèle de gestion économique de la nature, à une source d'informations partielles et dépendantes du processus social dans lequel elle s'inscrit, comme le suppose l'approche patrimoniale, le statut de l'économie environnementale a fort varié entre le début et la fin de cette thèse. La restriction du champ et de la portée de l'analyse économique permet toutefois de gagner en pertinence, notamment lorsque celle-ci est appliquée à des contextes dissemblables au schéma de base de la théorie néoclassique. Plutôt qu'une adaptation souvent abusive voire partielle de l'économie environnementale au terrain d'étude, il paraît plus fructueux d'insérer l'analyse économique de l'environnement dans une étude plus large des rapports sociaux sollicités dans l'usage des

ressources. L'expérience menée dans la forêt camerounaise tend à montrer que l'économie de l'environnement nécessite d'être complétée par les apports des autres sciences sociales, qui permettent d'en préciser la portée réelle. Dans cette perspective, plusieurs auteurs militent depuis quelques années pour l'élaboration d'études réellement socio-économiques⁴⁵⁹. Le programme de cette discipline ouverte peut être résumé en quatre points (Bürgenmeier, 1994-a):

- un problème économique ne peut être analysé par les seuls modèles économiques;
- le comportement humain est trop complexe pour être réduit à la seule hypothèse comportementale de rationalité économique;
- la socio-économie est orientée vers la politique économique et vers l'étude de son applicabilité. Elle mise sur un changement des institutions pour façonner des politiques socio-économiques et met en évidence l'interaction entre le comportement individuel et le cadre institutionnel;
- la socio-économie réhabilite la science économique en tant que science sociale⁴⁶⁰.

Une telle ouverture de l'économie à des considérations étrangères à son corpus théorique n'est pas sans remettre en cause la définition et les fondements de la science économique telle qu'elle est majoritairement conçue et utilisée aujourd'hui. Les défaillances de l'économie à pouvoir traiter des problèmes environnementaux, ou plus largement à appréhender les dynamiques sociales et naturelles, incitent à considérer cette discipline non plus comme la science de l'allocation optimale des ressources mais comme l'étude des aspects matériels des rapports sociaux (Weber, 1995). L'économie ne peut alors plus être restreinte aux principes de l'économie néoclassique et il convient, avec deux auteurs majeurs, de s'interroger sur les moyens d'intégrer la discipline économique à l'étude de la réalité sociale.

Loin de se contenter d'élaborer un corpus économique théorique puissant, Léon Walras a également produit une réflexion sur le fonctionnement de l'économie réelle. Celle-ci vient compléter son analyse de l'économie pure et indique, de ce fait, que l'étude de l'économie réelle ne peut se résumer à la résolution formelle d'un modèle d'équilibre général. Pour mieux apprécier la logique inhérente à l'œuvre de Walras, il convient de rappeler sa distinction entre

⁴⁵⁹ Un numéro spécial de la Revue du m.a.u.s.s. est consacré à cette question (Caillé et al., 1994).

⁴⁶⁰ La proposition d'une analyse socio-économique appliquée à l'environnement a déjà trouvé un écho auprès de chercheurs anglo-saxons du courant de l'économie écologique, qui préconisent l'émergence d'une économie socio-écologique associant données biophysiques, politiques et sociologiques (Jacobs, 1996; Cameron, 1997). Cette nouvelle approche suppose (i) une ouverture de l'économie aux autres sciences sociales; (ii) un élargissement du champ de l'économie écologique pour apprécier dans quelle mesure l'activité économique, les structures sociales et la dynamique environnementale co-évoquent; et (iii) un traitement "post-normal" des problèmes de l'environnement et de la société, c'est-à-dire ouvert à des considérations comme la soutenabilité et la justice sociale dans un monde incertain et pluraliste.

économie pure, économie appliquée et économie sociale⁴⁶¹:

- l'économie pure, "*théorie de la détermination des prix sous un régime hypothétique de libre concurrence absolue*" (Walras, 1926, p. 11), vise à construire une théorie abstraite de la valeur d'échange ou de la richesse sociale. Elle peut être considérée comme une science mathématique, isolée de la réalité sociale. Son application nécessite la réintroduction des données concrètes.
- l'économie politique appliquée s'intéresse aux relations d'hommes aux choses et a pour objet d'organiser la production de la richesse sociale: il est en effet nécessaire que "*la production industrielle de la richesse sociale soit non seulement abondante, mais bien proportionnée. Il ne faut pas que certaines choses rares soient multipliées en quantité excessive pendant que d'autres ne seraient multipliées qu'insuffisamment dans leur quantité*" (Walras, 1926, p. 59-60).
- l'économie sociale étudie la répartition équitable de la richesse sociale entre les hommes: "*il ne faut pas que, grâce à la spécialité des occupations, certaines d'entre nous, qui auront produit peu, consomment beaucoup, tandis que certaines autres, qui auront produit beaucoup, consomment peu*" (Walras, 1926, p. 60). Elle constitue une théorie morale appliquée de la propriété ou de la répartition équitable de la richesse sociale.

L'œuvre de Walras ne peut donc se résumer à l'élaboration d'un certain nombre de règles formelles et de principes théoriques qui guident l'économie néoclassique. A l'étude des relations de choses à choses (par l'économie pure), il est nécessaire d'y adjoindre l'étude des relations d'hommes aux choses (par l'économie appliquée) et celle des relations des hommes entre eux (par l'économie sociale)⁴⁶². La vocation de l'homme à satisfaire ses besoins matériels ne peut pas se réaliser en pleine liberté individuelle mais bel et bien sous l'influence des *nécessités sociales*, c'est-à-dire dans le cadre du milieu social de l'activité individuelle (Walras, 1926). De ce fait, l'économie inclut toujours des jugements de valeur car elle est respectueuse de principes moraux et de justice (Bürgenmeier, 1994-b). Au delà de l'étude des

⁴⁶¹ Son livre *Eléments d'économie politique pure*, dont la première édition remonte à 1874, est suivi en 1896 des *Etudes d'économie sociale (théorie de la répartition de la richesse sociale)* et en 1898 des *Etudes d'économie politique appliquée (théorie de la production de la richesse sociale)*. Ces deux ouvrages constituent des recueils d'articles (Walras, 1936-a/b), qui n'ont pas le caractère structuré de sa première œuvre, mais qui présentent sous un jour nouveau la démarche scientifique de Walras.

⁴⁶² Dans cette perspective walrasienne, F.Perroux (1974) est l'un des rares économistes à proposer une réinterprétation du modèle d'équilibre général, conçu non plus comme une relation entre les marchandises par le biais des prix mais comme:

- une transformation de l'homme dans le cycle marchand et hors de celui-ci;
- une action des hommes sur les choses et des choses sur les hommes;
- une relation entre des hommes qui ne sont plus seulement des agents économiques mais des individus entre lesquels s'établissent des rapports de dominance.

seuls mécanismes quantifiés d'une économie marchande, la démarche théorique de Walras est également de proposer des principes à l'application de l'économie pour le développement de la société, tant au niveau de la production que de la répartition de la richesse sociale. Restreindre alors l'analyse économique à la seule économie pure, c'est-à-dire à la théorie néoclassique standard, c'est faire l'hypothèse que l'ensemble des biens et services sont régulés de manière idéale par le marché. L'intérêt des œuvres "secondaires" de Walras est de montrer que cette hypothèse n'est pas réaliste.

Polanyi et al. (1957) reprennent également cette critique en montrant que l'analyse économique néoclassique se limite historiquement et institutionnellement aux économies dotées de systèmes de marchés auto-régulés. Au paradigme néoclassique société/contrat, qui s'avère être une exception historique et géographique, Polanyi et al. (1957) opposent le binôme communauté/statut, marqué par des relations de réciprocité et de redistribution: tant que cette intégration prévaut, le terme de "vie économique" n'a pas de sens puisqu'il est impossible d'identifier des mécanismes économiques séparés d'institutions non économiques. Les transactions se réalisent en tant qu'actes publics au regard des différents statuts des personnes engagées. Cette distinction entre deux modes de régulation des échanges incitent ces auteurs à proposer deux significations du terme "économie":

- formelle, qui découle des moyens limités de l'homme pour satisfaire ses besoins: elle se réfère à une situation déterminée de choix entre différents usages de ressources rares;
- substantive, qui s'attache aux relations qui s'établissent entre l'homme et son environnement (naturel et social) pour pourvoir à ses besoins. L'économie est alors un procès institutionnalisé d'interaction entre l'homme et son environnement, qui se traduit par la fourniture continue des moyens matériels permettant la satisfaction des besoins. Selon les temps et les lieux, le procès économique peut s'enchâsser dans les institutions les plus diverses (la parenté, la politique, la religion,...) qui ne sont pas seulement économiques.

Ces deux définitions n'ont rien en commun: la première est logique, la seconde factuelle et empirique: elles coïncident uniquement lorsque la forme de l'économie réelle est celle d'un système de marchés faiseur de prix. Ainsi, si l'on admet que l'économie s'intéresse au sens large à la production et à la distribution des biens et services, les principes de maximisation et d'allocation optimale des ressources ne représentent qu'une partie marginale de l'objet d'étude économique. Il serait alors vain de vouloir utiliser les outils et concepts de l'économie néoclassique pour interpréter le fonctionnements des sociétés relevant essentiellement de mécanismes non marchands. Polanyi (1957, p. 246) en arrive à la conclusion suivante: "*it is*

our proposition that only substantive meaning of 'economic' is capable of yielding the concepts that are required by the social sciences for an investigation of all the empirical economies of the past and present". Selon cette définition de l'économie, le marché ne devient qu'une réalité sociale parmi d'autres et il convient alors de réfléchir à l'émergence d'un nouveau paradigme de l'économie comme une discipline renouvelée au sein des sciences sociales.

De nombreuses analyses critiques sont aujourd'hui formulées à l'égard du paradigme économique standard, notamment quand celui-ci tente d'appréhender dynamiques sociales et naturelles. Des courants de recherche, comme l'économie écologique ou l'économie institutionnelle, apportent effectivement des idées novatrices sans toutefois parvenir à proposer un corpus théorique alternatif au modèle néoclassique. La plupart de ces propositions correspondent à un "accommodement" de l'économie formelle pour mieux prendre en compte tel ou tel aspect auparavant ignoré. Ces avancées partielles paraissent insuffisantes, notamment pour apprécier la complexité des échanges économiques de sociétés peu ou pas marchandes. Une nouvelle théorie générale de l'organisation économique, appelée de ses vœux par Polanyi et pleinement intégrée à la réalité sociale, reste à concevoir.

BIBLIOGRAPHIE

- Abraham-Frois G.**, 1988, *Economie politique*, 4ème édition, Economica, Paris, 651p
- Acheson J.M.**, 1988, *The Lobster Gangs of Maine*, Univ. Press of New England, London
- Acheson J.M.**, 1990, The Lobster Fiefs Revisited. Economic and Ecological Effects of Territoriality in the Maine Lobster Industry, in *"The Question of the Commons. The Culture and Ecology of Communal Resources"*, B.J. McKay & J.M. Acheson (eds), The Univ. of Arizona Press, Tucson, 37-65
- Acheson J.M.**, 1994, Welcome to Nobel Country: A Review of Institutional Economics, in *"Anthropology and Institutional Economics"* J.M. Acheson (ed), Monographs in Economic Anthropology n°12, 3-42
- Adamowicz W., Beckley T., Hatton McDonald D., Just L., Luckert M., Murray E., Philips W.**, 1998, In Search of Forest Resource Values of Indigenous Peoples: Are Nonmarket Valuation Techniques Applicable?, *Society and Natural Resources*, 11(1), 51-66
- Adamowicz W., Luckert M., Veeman M.**, 1997, Issues in Using Valuation Techniques Cross-culturally: Three Cases in Zimbabwe Using Contingent Valuation, Observed Behaviour and Derived Demand Techniques, *Commonwealth Forestry Review*, 76(3), 194-97
- Adger N., Brown K., Cervigni R., Moran D.**, 1995, Total Economic Value of Forests in Mexico, *Ambio*, 24(5), 286-96
- Agarwal A.**, 1998, Attribution des quotas: équité ou loi du plus fort?, *Courrier de la planète*, 44, 31-32
- Agier M. & Hoffmann**, 1999, Le particularisme "noir" au risque de la violence territoriale, *Le Monde Diplomatique*, 539, 17-18
- Aglietta M. & Orléan A.**, 1984, *La violence de la monnaie*, PUF, collection "Economie en liberté", Paris, 324p
- Akerele O., Heywood V., Synge H. (eds)**, 1989, *The Conservation of Medicinal Plants*, UICN, Gland, Suisse
- Albers H.J.**, 1996, Modeling Ecological Constraints on Tropical Forest Management: Spatial Interdependence, Irreversibility, and Uncertainty, *J. of Environmental Economics and Management*, 30(1), 73-94
- Allais M.**, 1943, *Traité d'économie pure*, 3ème édition, Clément Juglar, 1994, Paris, 912p
- Althabé G.**, 1968, Problèmes socio-économiques des communautés villageoises de la Côte orientale malgache, *Revue Tiers-Monde*, IX(33), 129-160
- Amigues J.P., Bonnieux F., Le Goffe P., Point P.**, 1995, *Valorisation des usages de l'eau*, INRA & Economica, Paris, 112p
- Amigues J.P., Desaignes B., Vuong Q.H.**, 1996, L'évaluation contingente: controverse et perspectives, *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, 39-40, 123-50
- Anderson D.**, 1987, *The Economics of Afforestation. A Case Study in Africa*, The World Bank, Occasional Paper n°1, New Series, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 86p

- Andrasko K.**, 1990, Le réchauffement de la planète et les forêts: survol des connaissances actuelles, *Unasylva*, 163, 3-11
- Angel M., Glachant M., Lévêque F.**, 1992, La préservation des espèces: que peuvent dire les économistes?, *Economie et statistiques*, 258-59, 113-19
- Arrow K.**, 1995, *Effet de serre et actualisation*, article présenté à la conférence de l'Institut d'Economie Industrielle, Université des sciences sociales de Toulouse, 24 avril, 10p
- Arrow K., Bolin B., Costanza R., Dasgupta P., Folke C., Holling C.S., Jansson B.O., Levin S., Mäler K.G., Perrings C., Pimentel D.**, 1995, Economic Growth, Carrying Capacity and the Environment, *Science*, 268 (28 avril), 520-21
- Arrow K., Fisher A.C.**, 1974, Preservation, Uncertainty and Irreversibility, *Quarterly J. of Economics*, 35, 312-20
- Arrow K., Solow R., Portney P., Leamer E., Radner R., Schuman H.**, 1993, Report of the N.O.A.A. Panel on Contingent Valuation, *Federal Register*, 58(10), January 15, 4601-14
- Atayi-Agbobly A.**, 1998, Prise en compte des intérêts des populations dans l'aménagement et la gestion de la forêt classée de Haho-Baloe, *Le Flamboyant*, 47, 15-17
- Aubin J.P.**, 1994, *La mort du devin, l'émergence du démiurge. Essai sur la contingence et la viabilité des systèmes*, Seuil, Paris, 155p
- Aubin J.P.**, 1996, Une métaphore mathématique du principe de précaution, *Natures Sciences Sociétés*, 4(2), 146-54
- Aubréville A.**, 1947, Les bois, richesse permanente de la Côte d'Ivoire et du Cameroun, *L'agronomie tropicale*, II(9-10), 463-78
- Augé M. (sous la direc. de)**, 1975, *Les domaines de la parenté*, Maspero, Paris
- Aveling C.**, 1998, *La gestion commune des ressources forestières: une perspective sous-régionale*, communication présentée à la deuxième Conférence sur les Ecosystèmes de Forêts Denses et Humides d'Afrique Centrale, Bata, 08/10 juin 1998, Guinée Equatoriale, 11p
- Aylward B.**, 1992, Appropriating the Value of Wildlife and Wildlands, in *"Economics for the Wilds"*, T.Swanson & E.B.Barbier (eds), Earthscan Publications, Londres, 34-64
- Aylward B., Bann C., Barbier E., Bishop J., Burgess J., Collins M., Eaton D., Saunders J., Young C.**, 1994, *Economic Evaluation of Tropical Forest Land Use Options: A Review of Methodology and Applications*, IIED, draft, London, 113p
- Aylward B., Barbier E.B.**, 1992, Valuing Environmental Functions in Developing Countries, *Biodiversity and Conservation*, 1, 34-50
- Ayres R. & Walter J.**, 1991, The Greenhouse Effect: Damages, Costs and Abatement, *Environmental and Resources Economics*, 1, 237-70
- Azar C.**, 1996, *Four Crucial Issues Related to the Economics of Climate Change*, paper presented at the International Conference "Ecologie, Société, Economie", Saint Quentin en Yvelines, France, May 23-25, 16p
- Azar C. & Sterner T.**, 1996, Discounting and Distributional Considerations in the Context of Global Warming, *Ecological Economics*, 19(2), 169-84

- Babin D., Bertrand A.**, 1998, Comment gérer le pluralisme: subsidiarité et médiation patrimoniale, *Unasylva*, 49, 19-25
- Babin D., Bertrand A., Weber J., Antona M.**, 1997, *Médiation patrimoniale et gestion subsidiaire*, document de travail pour l'atelier: "Managing Pluralism for Sustainable Forestry and Rural Development", CIRAD Green, Montpellier & Antananarivo, 33p
- Bahuchet S.**, 1991, Les Pygmées d'aujourd'hui en Afrique centrale, *Journal des africanistes*, 61(1), 5-35
- Bahuchet S.**, 1996, La forêt vierge n'existe pas, *Courrier de la planète*, 35, 8-9
- Bailey R.C., Bahuchet S., Hewlett B.**, 1992, Development in the Central African Rainforest: Concern for Forest Peoples, in *"Forest peoples and products"*, World Bank, Washington, 202-11
- Balandier G.**, 1963, *Sociologie actuelle de l'Afrique noire. Dynamique sociale en Afrique centrale*, Presses Universitaires de France, bibliothèque de sociologie contemporaine, Paris, 532p
- Balick M.J. & Mendelsohn R.**, 1992, Assessing the Economic Value of Traditional Medicines from Tropical Rain Forests, *Conservation Biology*, 6(1), 128-30
- Banque Mondiale**, 1992, *Rapport sur le développement dans le monde. Le développement et l'environnement*, Banque Mondiale, Washington, 299p
- Banque Mondiale**, 1996, *Rapport sur le développement dans le monde*, Banque Mondiale, Washington, 275p
- Barbier E.B.**, 1990, Alternative Approaches to Environmental-Economic Interactions, *Ecological Economics*, 2(1), 7-26
- Barbier E.B.**, 1991, *The Economic Value of Ecosystems: Tropical Forests*, LEEC Paper 91-01, Londres, 9p
- Barbier E.B., Burgess J.C.**, 1997, The Economics of Tropical Forest Land Use Options, *Land Economics*, 73(2), 174-95
- Barbier E.B., Burgess J.C., Markandya A.**, 1991, The Economics of Tropical Deforestation, *Ambio*, 20(2), 55-58
- Barbier E.B., Markandya A.**, 1990, The Conditions for Achieving Environmentally Sustainable Development, *European Economic Review*, 34, 659-69
- Barbut M., Karsenty A., Leclercq R.J.**, 1994, *Stratégie pour une gestion des forêts tropicales dans un but d'exploitation durable*, Commission des Stratégies et de la Planification de l'Environnement, Comité Français de l'UICN, Paris, 30p
- Barde J.P.**, 1991, *Economie et politique de l'environnement*, Presses Universitaires de France, Paris, 383p
- Barel Y.**, 1984, *La société du vide*, Le Seuil, collection Empreintes, Paris
- Barouch G.**, 1989, *La décision en miettes*, L'Harmattan, collection "Logiques Sociales", Paris, 233p
- Bateman I.J. & Turner R.K.**, 1993, Valuation of the Environment, Methods and Techniques: The Contingent Valuation Method, in *"Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice"*, K.Turner (ed), Belhaven Press, London, 120-91

- Bateson G.**, 1980, *Vers une écologie de l'esprit*, Seuil, Paris
- Baum W.C.**, 1988, *Le cycle des projets*, Banque Mondiale, Washington, 27p
- Baumol W.J. & Oates W.E.**, 1971, The Use of Standards and Prices for the Protection of the Environment, *Swedish J. of Economics*, 73, 42-54
- Beaud M.**, 1987, *Histoire du capitalisme de 1500 à nos jours*, 3ème édition, Seuil, Paris, 374p
- Becker M.**, 1993, Valeur économique des produits forestiers non-ligneux provenant des forêts tropicales, *Arbres, Forêts et Communautés Rurales*, 3, 56-61
- Bekala Enga J.J.**, 1994, *Rapport d'enquête de transformation des produits forestiers*, Rapport interne ECOFAC-Cameroun, Yaoundé, 27p
- Bekkering T.D.**, 1992, Using Tropical Forests to Fix Atmospheric Carbon: The Potential in Theory and Practice, *Ambio*, 21(6), 414-19
- Bentham J.**, 1823, *An Introduction to the Principles of Morals and Legislation*, trad. française sous le titre "Principes de législation et d'économie politique", Paris, 1848
- Berkes F.**, 1986, Local-level Management and the Commons Problem: A Comparative Study of Turkish Coastal Fisheries, *Marine Policy*, 10, 215-29
- Berkes F.**, 1990, Common-Property Resource Management and Cree Indian Fisheries in Subarctic Canada, in *"The Question of the Commons. The Culture and Ecology of Communal Resources"*, B.J. McKay & J.M. Acheson (eds), The Univ. of Arizona Press, Tucson, 66-91
- Berkes F.**, 1996, Social Systems, Ecological Systems, and Property Rights, in *"Rights to Nature"*, S.Hanna, C.Folke, K.G.Mäler (eds.), Island Press, Washington D.C., 87-106
- Berkes F., Feeny D., McCay B.J., Acheson J.M.**, 1989, The Benefits of the Commons, *Nature*, 340, 91-93
- Berkes F., Folke C.**, 1994, Investing in Cultural Capital for Sustainable Use of Natural Capital, in *"Investing in Natural Capital. The Ecological Economics Approach to Sustainability"*, A.M.Jansson, M.Hammer, C.Folke, R.Costanza (eds.), Island Press, Washington, 128-49
- Berkes F., Folke C., Gadgil M.**, 1995, Traditional Ecological Knowledge, Biodiversity, Resilience and Sustainability, in *"Biodiversity Conservation"*, C.A.Perrings, K.G.Mäler, C.Folke, C.S.Holling, B.O.Jansson (eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 281-99
- Berrens R.P., Brookshire D.S., McKee M., Schmidt C.**, 1998, Implementing The Safe Minimum Standard Approach: Two Case Studies from the US Endangered Species Act, *Land Economics*, 74(2), 147-61
- Berry S.**, 1988, Property Rights and Rural Resource Management: The Case of Tree Crops in West Africa, *Cahier des sciences humaines*, 24(1), 3-16
- Bertrand A., Razafindrabe M., Ramanantenasoa B.J., Rakotondrahinibe P., Ramananarivo S.**, 1997, *Ce qu'il faut savoir sur la GELOSE Gestion locale sécurisée des ressources renouvelables*, manuel GELOSE, Office National pour l'Environnement, CERG2R & CIRAD-Forêt, Antananarivo, Madagascar

- Biesbrouck K.**, 1997, *Involving Bagyeli in Sustainable Forest Management?*, article présenté au Séminaire "Contribution des sciences sociales à l'élaboration du Schéma Directeur d'Aménagement forestier de la zone de recherche du Programme Tropenbos Cameroun", 26/04-02/05, Programme Tropenbos, Kribi, Cameroun, 20p
- Binet J.**, 1968, Activité économique et prestige chez les Fangs du Gabon, *Revue Tiers-Monde*, IX(33), 25-42
- Binet J.**, 1970, *Psychologie économique africaine*, Payot, bibliothèque scientifique, Paris, 334p
- Bingham G., Bishop R., Brody M., Bromley D., Clark E.T., Cooper W., Costanza R., Hale T., Hayden G., Kellert S., Norgaard R., Norton B., Payne J., Russell C., Suter G.**, 1995, Issues in Ecosystem Valuation: Improving Information for Decision Making, *Ecological Economics*, 14(2), 73-90
- Biotics**, 1991, Screening Plants for New Drugs, *Biotechnology and Development Monitor*, 9, 4-6
- Birdsall N. & Steer A.**, 1993, Attaquons-nous dès maintenant au réchauffement de la planète mais sans trafiquer les chiffres, *Finances & Développement*, 30(1), 6-8
- Bishop J.T. & Eaton D.**, 1996, *Critical Issues in the Valuation of Forests*, article présenté au "International Symposium on the Non-market Benefits of Forestry", Edinburgh, 24-28 juin, 9p
- Bishop K.J. & Heberlein T.A.**, 1984, *Contingent Valuation Methods and Ecosystem Damages from Acid Rain*, Staff Paper 217, Department of Agricultural Economics, University of Wisconsin, Madison
- Bishop R.C.**, 1978, Endangered Species and Uncertainty: The Economics of a Safe Minimum Standard, *American J. of Agricultural Economics*, February 1978, 10-18
- Bishop R.C.**, 1979, Endangered Species, Irreversibilities and Uncertainty: A Reply, *American J. of Agricultural Economics*, May 1979, 376-79
- Bishop R.C.**, 1982, Option Value: An Exposition and Extension, *Land Economics*, 58(1), 1-15
- Bishop R.C. & Welsh M.P.**, 1993, Existence Values in Benefit-Cost Analysis and Damage Assessment, in *"Forestry and the Environment. Economic Perspectives"*, Adamowicz W.L., White W., Phillips W.E. (eds.), C.A.B. International, Wallingford, UK, 135-53
- Bohannan P.**, 1963, *Land, Tenure and Land-Tenure*, African Agrarian Systems, Oxford Univ. Press
- Bohm P.**, 1975, Option Demand and Consumer's Surplus: Comment, *American Economic Review*, 65, 733-36
- Bohm P. & Henry C.**, 1979, Cost-Benefit Analysis and Environmental Effects, *Ambio*, 8(1), 18-24
- Bojö J.**, 1991, *The Economics of Land Degradation: Theory and Applications to Lesotho*, Dissertation for the Doctor's Degree in Economics, Stockholm School of Economics, Stockholm, Suède, 350p
- Boltanski L. & Thévenot L.**, 1987, *Les économies de la grandeur*, Presses Universitaires de France, "Cahiers du Centre d'études de l'emploi", Paris
- Bonnieux F., Le Goffe P., Vermersch D.**, 1995, La méthode d'évaluation contingente: application à la qualité des eaux littorales, *Economie et prévision*, 117-118(1-2), 89-106

- Borrini-Feyerabend G.**, 1997, *Gestion participative des aires protégées: l'adaptation au contexte*, IUCN, Serie sur les Politiques Sociales, Gland, Suisse, 79p
- Bos J.**, 1994, *STAGES: A System for Generating Strategic Alternatives for Forest Management*, Doctoral Thesis, Wageningen Agricultural Univ., Wageningen, The Netherlands, 228p
- Boserup E.**, 1965, *The Conditions of Agricultural Growth: The Economics of Agrarian Change under Population Pressure*, Allen & Unwin, London, 124p
- Bouamrane M.**, 2000, *L'option de la diversité pour une gestion viable des ressources forestières: agroforêts et plantations indonésiennes*, Thèse de doctorat en sciences économiques, sous la direction de R.Passet, Université Paris I
- Boulding K.E.**, 1966, The Economics of the Coming Spaceship Earth, in *"Environmental Quality in a Growth Economy"*, H.Jarret (ed.), Johns Hopkins Press, Baltimore, USA, 3-14
- Bowes M.D. & Krutilla J.V.**, 1989, *Multiple-Use Management: The Economics of Public Forestlands*, Resources for the Future, Washington D.C., 357p
- Boyle K.J. & Bishop R.C.**, 1987, Valuing Wildlife in Benefit-Cost Analyses: A Case Study Involving Endangered Species, *Water Resources Research*, 23(5), 943-50
- Brack D. & Grubb M.**, 1996, Climate Change. A Summary of the Second Assessment Report of the IPCC, *FEEM Newsletter*, 3, 4-11
- Bressolette V. & Rasse E.**, 1992, *Devenir de l'extractivisme dans trois communautés: Limao, Açutuba, Sao Jose, à Iranduba, zone proche de Manaus. De la dépendance du patron à la dépendance du foncier*, CNEARC, Montpellier, 82p
- Bromley D.W.**, 1989, Property Relations and Economic Development: The Other Land Reform, *World Development*, 17(6), 867-77
- Bromley D.W. (ed.)**, 1992, *Making the Commons Work: Theory, Practice, and Policy*, Institute for Contemporary Studies Press, San Francisco
- Brookshire D.S., Eubanks L.S., Randall A.**, 1983, Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources, *Land Economics*, 59(1), 1-15
- Brookshire D.S., Eubanks L.S., Sorg C.F.**, 1986, Existence Values and Normative Economics: Implications for Valuing Water Resources, *Water Resources Research*, 22(11), 1509-18
- Brown G. & Henry W.**, 1989, *The Economic Value of Elephants*, LEEC Paper 89-12, Londres, 18p
- Brown K.**, 1992, *Medicinal Plants, Indigenous Medicine and Conservation of Biodiversity in Ghana*, CSERGE Working Paper GEC 92-36, London, 30p
- Brown K., Pearce D.**, 1994, *The Causes of Tropical Deforestation*, Univ. of British Columbia Press, Vancouver, 328p
- Brown S., Gillespie A.J., Lugo A.E.**, 1989, Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data, *Forest Science*, 35(4), 881-902
- Brown S., Iverson L.R.**, 1992, Biomass Estimates for Tropical Forests, *World Resource Review*, 4(3), 366-84

- Brown S., Lugo A.**, 1982, The Storage and Production of Organic Matter in Tropical Forests and Their Role in the Global Carbon Cycle, *Biotropica*, 14(3), 161-87
- Brown S., Lugo A.**, 1984, Biomass of Tropical Forests: A New Estimate Based on Volumes, *Science*, 223 (4642), 1290-93
- Brown S., Lugo A.**, 1990, Tropical Secondary Forests, *J. of Tropical Ecology*, 6(1), 1-32
- Brown T.C.**, 1994, Experiments on the Difference between Willingness to Pay and Willingness to Accept: Comment, *Land Economics*, 70(4), 520-22
- Bruce J.W.**, 1991, *Foresterie communautaire. Evaluation rapide des droits fonciers et propriété de l'arbre et de la terre*, Notes sur la foresterie communautaire n°5, F.A.O., Rome, 113p
- Bürgenmeier B.**, 1994-a, *La socio-économie*, Economica, Paris, 110p
- Bürgenmeier B.**, 1994-b, The Misperception of Walras, *American Economic Review*, 84(1), 342-52
- Burgess J., Clark J., Harrison C.**, 1998, Culture, Communication and the 'Information Problem' in Contingent Valuation, *Ecological Economics*, à paraître, 35p
- Burnham P.**, 1980, *Opportunity and Constraint in a Savanna Society. The Gbaya of Meiganga, Cameroon*, Academic Press, London, 324p
- Burnham P.**, 1981, Notes on Gbaya History, *Colloques internationaux du C.N.R.S., Paris*, vol 1, n°551 - Contribution de la recherche ethnologique à l'histoire des civilisations du Cameroun, 121-30
- Burnham P., Copet-Rougier E., Noss P.**, 1986, Gbaya et Mkako: contribution ethno-linguistique à l'histoire de l'est-Cameroun, *Paideuma*, 32, 87-128
- Caillé A., Guerrien B., Insel A.**, 1994, Pour une autre économie, *Revue du m.a.u.s.s.*, 3, La découverte, Paris, 3-14
- Cameron J.I.**, 1997, Applying Socio-ecological Economics: A Case Study of Contingent Valuation and Integrated Catchment Management, *Ecological Economics*, 23(2), 155-65
- Carret J.C. (coord.)**, 1999, *Monographies par usine*, CERNA, MINEF, Coopération française, Paris
- Carret J.C. & Clément J. (coord.)**, 1993, *La compétitivité des bois d'oeuvre africains*, Ministère français de la Coopération, collection Rapport d'Etude, Paris, 190p
- Carson R.T.**, 1995, *Valuation of Tropical Forests: Philisophical and Practical Issues in the Use of Contingent Valuation*, draft, Dpt of Economics, University of California, San Diego, 33p
- Cartelier J.**, 1991, *Physiocratie. Droit naturel, tableau économique et autres textes*, Flammarion, Paris
- Castro R.**, 1994, *The Economic Opportunity Cost of Wildlands Conservation Areas: the Case of Costa Rica*, Thesis Proposal, Harvard University, USA
- Centre Technique Forestier Tropical**, 1989, *Memento du forestier*, Ministère de la Coopération et du Développement, Paris, 1266p
- Cerneia M. (ed.)**, 1986, *Putting People First: Sociological Variables in Rural Development*, World Bank Technical Paper 80, Washington

- Chaudron A.**, 1998, Fiscalité forestière et gestion durable: quelques éléments de réflexion, *Canopée*, 11, 20-21
- Chauveau J.P. & Mathieu P.**, 1996, Dynamiques et enjeux des conflits fonciers, in "*Foncier rural, ressources renouvelables et développement. Analyse comparative des différentes approches*", P.Lavigne Delville (coord.), document de travail, Ministère de la Coopération, Direction du Développement, Sous-direction du développement économique et de l'environnement, Paris, 155-66
- Chichilnisky G.**, 1998, Régulation du marché: chacun peut y gagner, *Courrier de la planète*, 44, 28-29
- Chomitz K.M. & Kumari K.**, 1998, The Domestic Benefits of Tropical Forests: A Critical Review, *World Bank Research Observer*, 13(1), 13-35
- Chopra K.**, 1993, The Value of Non-timber Forest Products: An Estimation for Tropical Deciduous Forests in India, *Economic Botany*, 47(3), 251-57
- Ciriacy-Wantrup S.V.**, 1947, Capital Returns form Soil-Conservation Practices, *J. of Farm Economics*, 29, 1181-96
- Clark C.W.**, 1973, Profit Maximisation and the Extinction of Animal Species, *J. of Political Economy*, 81, 950-61
- Clark C.W. & Munn R.E. (eds.)**, 1986, *Sustainable Development of the Biosphere*, Cambridge Univ. Press, Cambridge
- Clastres P.**, 1974, *La société contre l'Etat*, Les Editions de Minuit, collection "Critique", Paris, 186p
- Cléroux I., Motte E., Salles J.M.**, 1996, Quelle valeur de préservation pour justifier économiquement la conservation des forêts tropicales?, *Revue de l'économie méridionale*, 175, 25-46
- Cléroux I., Salles J.M.**, 1996, Modélisation économique de la dynamique des forêts tropicales: une revue de la littérature, *Cahiers d'économie et de sociologie rurales*, 41, 93-131
- Cleveland C., Costanza R., Eggertsson T., Fortman L., Low B., McKean M., Ostrom E., Wilson J., Young O.**, 1995, *The Relationship Between Ecosystems and Human Systems: Scale Challenge in Linking Property Rights Systems and Natural Resource Management*, 5th Annual Common Property Conference of the International Association for the Study of Common Property, 24-28 May 1995, Bodo, Norway, 26p
- Cline W.R.**, 1992, *The Economics of Global Warming*, Institute for International Economics, Washington DC
- Cline W.R.**, 1993, La lutte contre l'effet de serre, *Finances & Développement*, 30(1), 3-5
- Cohen de Lara M. & Dron D.**, 1998, Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques, *Courrier de l'environnement*, 33, 23-38
- Colchester M.**, 1994, Sustaining the Forests: The Community-based Approach in South and South-East Asia, in "*Development & Environment - Sustaining People and Nature*", D.Ghai (ed.), Blackwell Publishers, Oxford, 69-100
- Comby J.**, 1996, La gestation de la propriété, in "*Foncier rural, ressources renouvelables et développement. Analyse comparative des différentes approches*", P.Lavigne Delville

(coord.), document de travail, Ministère de la Coopération, Direction du Développement, Sous-direction du développement économique et de l'environnement, Paris, 471-81

Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement, 1989, *Notre avenir à tous*, Editions du Fleuve, Montréal, Canada, 432p

Conrad J.M., 1997, On the Option Value of Old-growth Forest, *Ecological Economics*, 22(2), 97-102

Convery F.J., 1995, *Applying Environmental Economics in Africa*, World Bank Technical Paper n°277, Africa Technical Series, Washington D.C., 153p

Copet E., 1978, Les établissements humains d'une société lignagère en milieu de transition (Sud-Est Cameroun), *Information sur les Sciences Sociales*, 17(4/5), 707-34

Copet E., 1979, Parenté et rapports de production dans une société camerounaise, *L'ethnographie*, 79, 7-39

Copet-Rougier E., 1986, Catégories d'ordres et réponses aux désordres chez les Mkako du Cameroun, *Droits et culture*, 11,

Copet-Rougier E., 1987-a, Le clan, le lieu, l'alliance, in *"Les complexités de l'alliance"*, F.Héritier-Augé & E.Copet-Rougier (eds), Editions des archives contemporaines, collection Ordres Sociaux, Paris, 193-231

Copet-Rougier E., 1987-b, Du clan à la chefferie dans l'est du Cameroun, *Africa*, 57(3), 345-63

Cornut P., 1993, *Le Fonds pour l'Environnement Mondial et la prévention du réchauffement climatique*, Mémoire de DEA Economie de l'Energie, Ecole Nationale Supérieure du Pétrole et des Moteurs, 146p

Costanza R., 1994, Three General Policies to Achieve Sustainability, in *"Investing in Natural Capital"*, A.M.Jansson, M.Hammer, C.Folke, R.Costanza (eds), Island Press, Washington, 392-407

Costanza R., Daly H., Bartholomew J., 1991, Goals, Agenda and Policy Recommendations for Ecological Economics, in *"Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability"*, R. Costanza (ed.), Columbia University Press, New York, 1-20

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M., 1997, The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, *Nature*, 387, 15 mai, 253-60

Costanza R., Folke C., 1996, *Co-Evolving Preferences and the Valuation of Ecosystem Services*, article présenté au colloque "Ecologie, société, économie: Quels enjeux pour le développement durable", Saint-Quentin en Yvelines, 23-25 mai, 15p

Côté S., 1993, *Plan de zonage du Cameroun forestier méridional. Objectifs, méthodologie, plan de zonage préliminaire*, MINEF/ACDI/PTI, Yaoundé, Cameroun

Crozier M. & Friedberg E., 1977, *L'acteur et le système*, Editions du Seuil, Paris, 437p

Cummings R.G. & Harrison G.W., 1995, The Measurement and Decomposition of Non-use Values: A Critical Review, *Environmental and Resource Economics*, 5(4), 225-47

Dales J.H., 1968, *Pollution Property and Prices. An Essay in Policy Making and Economics*, Univ. of Toronto Press, Toronto, Canada

- Daly H.E.**, 1992, From Empty-world Economics to Full-world Economics: Recognizing an Historical Turning Point in Economic Development, in *"Population, Technology, and Lifestyle. The Transition to Sustainability"*, R.Goodland, H.E.Daly, S.El Serafi (eds.), Island Press, Washington, 23-37
- Daly H.E. & Cobb J.B.**, 1994, *For the Common Good*, Second edition, Beacon Press, Boston, 534p
- Daniels S.E. & Walker G.B.**, 1997, Collaborative Learning and Land Management Conflict, in *"Conflict Management and Public Participation in Land Management"*, B.Solberg & S.Miina (eds.), EFI Proceedings, No 14, European Forest Institute, Joensuu, Finland, 37-60
- Davidson J.**, 1985, *Economic Use of Tropical Moist Forests While Maintaining Biological, Physical and Social Values*, Commission on Ecology Papers n°9, I.U.C.N., Gland, 27p
- Davis R.K.**, 1963, Recreation Planning as an Economic Problem, *Natural Resources J.*, 3, 239-49
- de Beer J.H. & McDermott M.J.**, 1989, *The Economic Value of Non-timber Forest Products in Southeast Asia (with emphasis on Indonesia, Malaysia and Thailand)*, Netherlands Committee for IUCN, Amsterdam, 172p
- de Foresta H. & Michon G.**, 1991, *Etablissement et gestion des agroforêts paysannes en Indonésie. Quelques enseignements pour l'Afrique forestière*, article présenté au Symposium international "L'alimentation en forêt tropicale: interactions bioculturelles et applications au développement", UNESCO, Paris, 10-13 septembre 1991, 13p
- de Garine E.**, 1990, Food and Traditional Medicine among the Yassa of Southern Cameroon, in *"Food and Nutrition in the African Rainforest"*, Hladik C.M., Bahuchet S., de Garine I. (eds), UNESCO MAB - CNRS, Paris, 83-84
- de Groot R.S.**, 1994, Environmental Functions and the Economic Value of Natural Ecosystems, in *"Investing in Natural Capital. The Ecological Economics Approach to Sustainability"*, A.M.Jansson, M.Hammer, C.Folke, R.Costanza (eds.), Island Press, Washington, 151-68
- de Groot W.T., van Wetten J.C.J., Drijver C.A.**, 1995, Drawing the Boundary: An Explorative Model of the Defence of the Commons, in *"Local Resource Management in Africa"*, J.P.M.van den Breemer, C.A.Drijver, L.B.Venema (eds.), Wiley & Sons, Chichester, 211-27
- de Montgolfier J.**, 1985, Comment gérer la forêt méditerranéenne ?, *Pour la Science*, 96, 10-21
- de Montgolfier J. & Natali J.M.**, 1987, *Le Patrimoine du Futur. Approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles*, Economica, collection "Economie agricole & agro-alimentaires", Paris, 253p
- de Montgolfier J. & Normandin D.**, 1990, Le patrimoine: une lecture de la gestion des espaces boisés, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 15-16, 77-109
- de Rosny E.**, 1984, *Les yeux de ma chèvre*, Plon, collection Terre humaine, Paris
- Debroux L. & Dethier M.**, 1993, *Valorisation des produits secondaires de la forêt dense humide tropicale*, travail de fin d'études, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, unité de sylviculture, 172p
- Debroux L. & Karsenty A.**, 1997, L'implantation de sociétés forestières asiatiques en Afrique centrale, *Bois et Forêts des Tropiques*, 254(4), 80-87
- Demarquez B.**, 1998, L'aménagement durable vécu par un exploitant forestier, *Canopée*, 11, 22-23

- Desaigues B. & Lesgards V.**, 1992, L'évaluation contingente des actifs naturels: un exemple d'application, *Revue d'Economie Politique*, 102, 99-122
- Desaigues B. & Point P.**, 1993, *Economie du patrimoine naturel*, Economica, Paris, 319p
- Descola P.**, 1993, *Les lances du crépuscule. Relations jivaros, Haute-Amazonie*, Terre Humaine, Plon, Paris, 506p
- Diamond P.A. & Hausman J.A.**, 1994, Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number?, *J. of Economic Perspectives*, 8(4), 45-64
- Dietz F.J. & van der Straaten J.**, 1992, Rethinking Environmental Economics: Missing Links between Economic Theory and Environmental Policy, *J. of Economic Issue*, 26(1), 27-51
- Dixon J.A. & Sherman P.B.**, 1990, *Economics of Protected Areas. A New Look at Benefits and Costs*, Island Press, Washington DC, USA, 234p
- Dixon R.K., Brown S., Houghton R.A., Solomon A.M., Trexler M.C., Wisniewski J.**, 1994, Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems, *Science*, 263, 185-90
- Dixon R.K., Schroeder P.E., Winjum J.K. (eds)**, 1991, *Assessment of Promising Forest Management Practices and Technologies for Enhancing the Conservation and Sequestration of Atmospheric Carbon and Their Costs at the Site Level*, US Environmental Protection Agency, Corvallis, 140p
- Dorfman R. & Dorfman N.S. (eds.)**, 1993, *Economics of the Environment. Selected Readings*, Third edition, Norton & Company, New York, 517p
- Douglas J., Wiens T., Blakeney J., Krutilla J.**, 1992, *The Economics of Sustainable Natural Forest Management: A Malaysian Case Study*, draft, World Bank, Washington, 27p
- Dounias E.**, 1991, *Pratique agroforestière des agriculteurs de la Réserve de Campo: à l'interface des ressources naturelles et des ressources cultivées*, actes du séminaire "Gestion des ressources et des réserves de la biosphère et éducation relative à l'environnement", Sangmelima, 6-10 mai, PNUD/UNESCO, 198-210
- Dounias E.**, 1993, *Dynamique et gestion différentielles du système de production à dominante agricole des Mvae du sud-Cameroun forestier*, Thèse de doctorat en biologie végétale tropicale, Université Montpellier III, 490p
- Dounias E.**, 1996, Recrûs forestiers post-agricoles: perceptions et usages chez les Mvae du sud-Cameroun, *J. d'Agriculture Traditionnelle et de Botanique Appliquée*, 38(1), 153-78
- D'Silva E. & Appanah S.**, 1993, *Forestry Management for Sustainable Development*, EDI Policy Seminar Report, n°32, World Bank, Washington D.C., 46p
- Dudek D.J. & LeBlanc A.**, 1990, Offsetting New CO2 Emissions: A Rational First Greenhouse Policy Step, *Contemporary Policy Issues*, 8, 29-42
- Dugast I.**, 1949, *Inventaire ethnique du Sud-Cameroun*, Mémoires de l'IFAN, Cameroun, 159p
- Dupuit J.**, 1853, De l'utilité et de sa mesure, *J. des Economistes*, Tome 36, 15/7, 13-14
- Dupuy B., Bertault J.G., Doumbia F., Diahuissié A., Brevet R., Miezian K.**, 1997, Régénération naturelle en forêt dense ivoirienne de production, *Bois et Forêts des Tropiques*, 254(4), 25-38

- Durojaiye B.O. & Ipki A.E.**, 1988, The Monetary Value of Recreational Facilities in a Developing Economy: A Case Study of Three Centers in Nigeria, *Natural Resources Journal*, 28(2), 316-28
- Durrieu de Madron L. & Forni E.**, 1997, Aménagement forestier dans l'est du Cameroun, *Bois et Forêts des Tropiques*, 254(4), 39-50
- Dutschke M. & Michaelowa A.**, 1997, *Joint Implementation as Development Policy - The Case of Costa Rica*, article presented at the International Workshop "Economic Globalisation and Sustainable Development: Are They Compatible?": C3ED UVSQ, 7-8 novembre, Saint-Quentin en Yvelines, 50p
- Duvick D.N.**, 1986, Plant Breeding: Past Achievements and Expectations for the Future, *Economic Botany*, 40, 289-97
- Eba'a Atyi R.**, 1998, *Cameroon's Logging Industry: Structure, Economic Importance and Effects of Devaluation*, CIFOR Occasional Paper n°14, CIFOR & Tropenbos Cameroon Programme, 40p
- Eba'a Atyi R.**, 2000, *TROPFOMS, a Decision Support Model for Sustainable Management of South Cameroon's Rainforests*, Ph.D. in forest economics and management, under the supervision of Pr. A.van Maaren, Wageningen University and Research Center, Department of Forestry, the Netherlands, 180p
- Echeverria J., Hanrahan M., Solorzano R.**, 1995, Valuation of Non-priced Amenities Provided by the Biological Resources Within the Monteverde Cloud Forest Preserve, Costa-Rica, *Ecological Economics*, 13, 43-52
- Eckstein O.**, 1958, *Water Resource Development: The Economics of Project Evaluation*, Harvard Univ. Press, Cambridge, Massachusetts
- Edwards V. & Steins N.**, 1996, *Developing an Analytical Framework for Multiple-use Commons*, communication présentée à la 6th Annual Common Property Conference of the International Association for the Study of Common Property, 5-8 juin, Berkeley, California, USA, 36p
- Ehui S.K., Hertel T.W., Preckel P.V.**, 1990, Forest Resources Depletion, Soil Dynamics, and Agricultural Productivity in the Tropics, *J. of Environmental Economics and Management*, 18, 136-54
- Ekins P.**, 1996, The Secondary Benefits of CO2 Abatement: How Much Emission Reduction Do They Justify?, *Ecological Economics*, 16(1), 13-24
- Elias N.**, 1996, *Du temps*, Fayard, Paris, 223p
- Ensminger J.**, 1996, Culture and Property Rights, in *"Rights to Nature"*, S.Hanna, C.Folke, K.G.Mäler (eds.), Island Press, Washington D.C., 179-203
- Estève J.**, 1985, Formation du coût des bois en grumes de départ-chantier à FOB pour quelques essences et itinéraires types, *Bois et forêts des tropiques*, 208, 69-82
- Eurofor**, 1993, *Les forêts tropicales et la politique communautaire*, tome 1, Parlement européen, Division Générale des Etudes, Luxembourg
- Evans M.I.**, 1993, Conservation by Commercialization, in *"Tropical Forests, People and Food"*, C.M.Hladik, A.Hladik, H.Pagezy, O.Linares, G.J.A.Koppert, A.Froment (eds.), MAB Series volume 13, UNESCO & The Parthenon Publishing Group, Paris, 815-22

- F.A.O.**, 1990, *The Major Significance of "Minor" Forest Products- The Local Use and Value of Forest in the West African Humid Forest Zone*, Community Forestry Note n°6, Rome, 106p
- F.A.O.**, 1993, *The Challenge of Sustainable Forest Management. What Future for the World's Forests?*, F.A.O., Rome, 128p
- F.A.O.**, 1996, *Annuaire-Produits forestiers*, collection FAO Statistiques, n°29, 377p
- F.A.O.**, 1997, *State of the World's Forests*, F.A.O., Rome, 199p
- Faeth P., Cort C., Livemash R.**, 1994, *Evaluating the Carbon Sequestration Benefits of Forestry Projects in Developing Countries*, World Resources Institute, EPA, Washington, 96p
- Falloux F.**, 1998, Des dollars plus verts, *Courrier de la planète*, 44, 22-23
- Fankhauser S.**, 1995, *Valuing Climate Change: The Economics of the Greenhouse*, Earthscan, London, 178p
- Farnsworth N.R.**, 1988, Screening Plants for New Medicines, in *"Biodiversity"*, E.O.Wilson (ed.), National Academic Press, Washington, 83-97
- Farnsworth N.R. & Soejarto D.D.**, 1989, Global Importance of Medicinal Plants, in *"The Conservation of Medicinal Plants"*, O.Akerele, V.Heywood, H.Synge (eds), Cambridge Univ. Press, Cambridge, 25-51
- Faucheux S. & Noël J.F.**, 1995, *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris, 363p
- Faustmann M.**, 1849, Berechnung des Wertes Waltboden sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen, *Allgemeine Forst und Jagd-Zeitung*, 25, 441-55
- Fines J.P., Lescuyer G., Tchatat M.**, 1999, *Master Management Plan for the TCP Research Site (pre-mediation version)*, Programme Tropenbos Cameroun, Projet Econ2, Kribi, Cameroun, 82p
- Fischhoff B.**, 1991, Value Elicitation: Is There Anything in There?, *American Psychology*, 46, 835-47
- Fischhoff B. & Furby L.**, 1988, Measuring Values: A Conceptual Framework for Interpreting Transactions with Special Reference to Contingent Valuation of Visibility, *J. Risk Uncertainty*, 1, 147-84
- Fisher A.C. & Hanemann W.C.**, 1987, Quasi-Option Value: Some Misconceptions Dispelled, *J. of Environmental Economics and Management*, 14, 183-90
- Fisher A.C. & Hanemann W.M.**, 1997, Valuation of Tropical Forests, in *"The Environment and Emerging Development Issues"*, P.Dasgupta & K.G.Mäler (eds.), vol 2, Clarendon Press, Oxford, 505-28
- Fisher R. & Ury W.**, 1981, *Getting to Yes: Negotiating Agreement Without Giving In*, The Harvard Negotiation Project, Penguin Books, Cambridge, USA
- Foley F.B.**, 1983, *Tropical Rainforest Ecosystems: Structure and Functions*, Elsevier, Amsterdam
- Folke C., Hammer M., Costanza R., Jansson A.M.**, 1994, Investing in Natural Capital - Why, What, and How ?, in *"Investing in Natural Capital. The Ecological Economics Approach to*

Sustainability", A.M.Jansson, M.Hammer, C.Folke, R.Costanza (eds.), Island Press, Washington, 1-20

Fomete Nembot T., 1993, *L'industrie forestière au Cameroun: contraintes et perspectives*, rapport d'étude, OIBT/ITTO, 89p

Fomete Nembot T., 1997, *L'industrie africaine des bois. Structures, stratégies et politiques*, Thèse de doctorat de l'ENGREF en Sciences Forestières, ENGREF-INRA, Nancy, 347p

Fonds Français pour l'Environnement Mondial, 1996, *Biodivalor. Appui à la valorisation durable de la biodiversité des forêts tropicales au Gabon*, rapport d'évaluation, Secrétariat du FFEM, Paris, 32p

Fontan J., 1994, Changements globaux et développement, *Nature, Sciences, Sociétés*, 2(2), 143-52

Forni E., 1997, *Types de forêts dans l'est-Cameroun et études de la structure diamétrique de quelques essences*, Mémoire de DEA, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, 64p

Frank A.G., 1966, The Development of Underdevelopment, *Monthly Review*, 18, 17-31

Freeman A.M., 1992, Nonuse Values in Natural Resource Damage Assessment, in *"Valuing Natural Assets"*, R.Kopp & V.K.Smith (eds.), Johns Hopkins Press, Washington DC

Friedman M., 1962, *Capitalism and Freedom*, Univ. of Chicago Press, Chicago

Froger G., 1993, *Eléments pour une théorie institutionnaliste de l'environnement*, C3E, Université Paris I - Panthéon Sorbonne, Paris, 22p

Frontier S. & Pichod-Viale D., 1993, *Ecosystèmes: structure, fonctionnement, évolution*, Masson, collection d'écologie, Paris, 431p

Funtowicz S.O., Lo Cascio S., Munda G., 1997, *The Troina perceived water issue: a multicriteria evaluation process*, article presented at the European Symposium on Environmental Valuation, Vaux de Cernay, France

Funtowicz S.O. & Ravetz J.R., 1994, The Worth of a Songbird: Ecological Economics as a Post-normal Science, *Ecological Economics*, 10(3), 197-207

Garrabé M., 1994, *Ingénierie de l'évaluation économique*, Ellipses, Paris, 255p

Gartlan S., 1989, *La conservation des écosystèmes forestiers du Cameroun*, UICN, Commission des Communautés Européennes, 186p

Gauthier C., 1997, *Evaluation économique des ressources naturelles. Le cas particulier de la biodiversité*, thèse en sciences économiques (sous la direc. de B.Desaignes et de M.Moreaux), Université des sciences sociales de Toulouse, 217p

Gautier D., 1996, L'appropriation des ressources ligneuses en pays Bamiléké, *Bois et forêts des tropiques*, 240, 15-27

Gendreau F., 1996, *Démographies africaines*, ESTEM, collections "Universités francophones", Paris, 128p

Georgescu-Roegen N., 1971, *The Entropy Law and the Economic Process*, Harvard Univ. Press, Cambridge, Massachusetts

- German Bundestag**, 1990, *Protecting the Tropical Forests: A High-Priority International Task*, Deutscher Bundestag, Bonn
- Geschiere P.**, 1982, *Village Communities and the State. Changing Relations among the Maka of South-eastern Cameroon since the Colonial Conquest*, Kegan Paul International Ltd, London, 512p
- Geschiere P.**, 1995, *Sorcellerie et politique en Afrique. La viande des autres*, Karthala, Paris, 300p
- Gibson C.C., McKean M.A., Ostrom E.**, 1996, *Explaining Deforestation: The Role of Local Institutions*, 6th Annual Common Property Conference of the International Association for the Study of Common Property, 5-8 juin, Berkeley, California, USA, 22p
- Girard R.**, 1972, *La violence et le sacré*, Grasset, Paris
- Gittinger J.P.**, 1982, *Economic Analysis of Agricultural Projects*, World Bank & Johns Hopkins University Press, Baltimore, 503p
- Godard O.**, 1984, Autonomie socio-économique et externalisation de l'environnement: la théorie néo-classique mise en perspective, *Economie appliquée*, 37(2), 315-45
- Godard O.**, 1989, Jeux de nature: quand le débat sur l'efficacité des politiques publiques contient la question de leur légitimité, in *"Du rural à l'environnement. La question de la nature aujourd'hui"*, N.Mathieu & M.Jollivet (eds.), L'Harmattan, Paris, 303- 43
- Godard O.**, 1990, Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité: analyse de la catégorie de patrimoine naturel, *Revue économique*, 41(2), 215-41
- Godard O.**, 1992-a, La science économique face à l'environnement: la "résilience" d'une discipline, in *"Sciences de la nature, Sciences de la société. Les passeurs de frontières"*, M.Jollivet (sous la direction de), CNRS Editions, Paris, 195-222
- Godard O.**, 1992-b, *Environnement et théorie économique: de l'internalisation des effets externes au développement soutenable*, article présenté au séminaire "Ecologie et environnement", Ecole Nationale de la Magistrature, Paris, 16-20 novembre, 18p
- Godard O.**, 1994, Le développement durable: paysage intellectuel, *Natures, Sciences, Sociétés*, 2(4), 309-22
- Godard O.**, 1997-a, *L'évaluation environnementale dans les procédures de coordination publique. Quelques orientations*, papier présenté au séminaire "A propos de la méthode d'évaluation contingente. Questions pour l'économiste, le sociologue et le philosophe", Université Paris I-Tolbiac, 22 octobre, 3p
- Godard O.**, 1997-b, Les enjeux des négociations sur le climat, *Futuribles*, 224, 33-66
- Godard O. & Laurans Y.**, 1997, *Environmental Valuation as Social Co-ordination Devices within Controversial Contexts*, paper presented for the European Project "Social Processes for Environmental Valuation", Lancaster Workshop, April 24-27, 32p
- Godard O. & Ollagnon H.**, 1989, Pour une gestion patrimoniale concertée, *Le Courrier du CNRS*, 72, 104
- Godard O. & Salles J.M.**, 1991, Entre nature et société. Les jeux de l'irréversibilité dans la construction économique et sociale du champ de l'environnement, in *"Les figures de*

l'irréversibilité en économie", R. Boyer, B. Chavance, O. Godard (eds.), Editions de l'EHESS, Paris, 233-72

- Godelier M.**, 1984, *L'Idéal et le Matériel*, Fayard, Paris, 348p
- Godelier M.**, 1994, Monnaies et richesses dans divers types de société et leur rencontre à leur périphérie du capitalisme, *Actuel Marx*, n° 15 "L'inconscient du social", 77-97
- Godelier M.**, 1996, *L'énigme du don*, Fayard, Paris, 315p
- Godoy R., Bawa K.S.**, 1993, The Economic Value and Sustainable Harvest of Plants and Animals from the Tropical Forest: Assumptions, Hypotheses and Methods, *Economic Botany*, 47(3), 215-19
- Godoy R., Brokaw N., Wilkie D.**, 1995, The Effect of Income on the Extraction of Non-Timber Tropical Forest Products: Model, Hypotheses and Preliminary Findings from the Sumu Indians of Nicaragua, *Human Ecology*, 23(1), 29-52
- Godoy R., Lubowski R.**, 1992, Guidelines for the Economic Valuation of Nontimber Tropical-Forest Products, *Current Anthropology*, 33(4), 423-32
- Goodland R.J.A., Asibey E.O.A., Post J.C., Dyson M.B.**, 1991, Tropical Moist Forest Management: The Urgency of Transition to Sustainability, in *"Ecological Economics. The Science and Management of Sustainability"*, R.Costanza (ed.), Columbia Univ. Press, New York, 486-515
- Gordon H.S.**, 1954, The Economic Theory of a Common Property Resource: The Fishery, *J. of Political Economy*, 62, 124-42
- Greenberg J.H.**, 1963, *The Languages of Africa*, Mouton and Co., The Hague, the Netherlands
- Greenley D.A., Walsh R.G., Young R.A.**, 1981, Option Value: Empirical Evidence from a Case Study of Recreation and Water Quality, *Quarterly J. of Economics*, 96, 657-73
- Gregersen H., Arnold J.E.M., Lundgren A., Contreras A., Montalembert M.R., Gow D.**, 1993, *Assessing Forestry Project Impacts: Issues and Strategies*, FAO Forestry Paper 114, Rome, 71p
- Gregersen H., Contreras A.**, 1994, *Evaluation économique des impacts des projets forestiers*, Etude FAO Forêts, Rome, 123p
- Gregory C.A.**, 1982, *Gifts and Commodities*, Academic Press, London, 242p
- Gregory R., Lichtenstein S., Brown T.C. et al.**, 1995, How Precise Are Monetary Representations of Environmental Improvements ?, *Land Economics*, 71(4), 462-73
- Gren I.M., Folke C., Turner K., Batemen I.**, 1994, Primary and Secondary Values of Wetland Ecosystems, *Environmental and Resource Economics*, 4(1), 55-74
- Griffin C.C., Briscoe J., Singh B., Ramasubban R., Bhatia R.**, 1995, Contingent Valuation and Actual Behavior: Predicting Connections to New Water Systems in the State of Kerala, India, *The World Bank Economic Review*, 9(3), 373-95
- Griffon M.**, 1990, *Théorie des Choix Publics et gestion des ressources naturelles renouvelables*, CIRAD GERDAT Urpa, document de travail n°5, Paris, 12p

- Grimble R., Chan M-K., Aglionby J., Quan J.,** 1995, *Trees and Trade-offs: A Stakeholder Approach to Natural Resource Management*, IIED Gatekeeper Series n°52, London, 19p
- Grimes A., Loomis S., Jahnige P., Burnham M., Onthank K., Alarcon R., Palacios Cuenca W., Ceron Martinez C., Neill D., Balick M., Bennet B., Mendelsohn R.,** 1994, Valuing the Rain Forest: The Economic Value of Nontimber Forest Products in Ecuador, *Ambio*, 23(7), 405-10
- Groosman B. & Yaron G.,** 1998, *The Potential Use of Carbon Sequestration Credits for Forestry Conservation and the Relevance for the Mount Cameroon Project*, Department of International Development, GY Associates, Harpenden, UK
- Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat,** 1995, *Aspects socio-économiques de l'évolution du climat: résumé à l'intention des décideurs*, Report of IPCC Working Group III, OMM & PNUE, Genève, 20p
- Grut M., Gray J.A., Egli N.,** 1993, *Politique de redevances et de concessions forestières. Gestion des futaies en Afrique occidentale et centrale*, Document technique de la Banque Mondiale n°143F, Série du Département Technique Afrique, Banque Mondiale, Washington D.C., 80p
- Guerrien B.,** 1989, *La théorie néo-classique. Bilan et perspectives du modèle d'équilibre général*, 3ème édition, Economica, Paris, 494p
- Guillermou Y.,** 1992, Sédentarisation des Pygmées, gestion du milieu et rapports sociaux. Réflexions à partir du cas d'un village de la Likouala (Nord Congo), *Ecologie humaine*, 10(2), 75-85
- Gunawardena P., Edwards-Jones G., McGregor M.J., Abeygunawardena P.,** 1996, *A Contingent Valuation Approach for a Tropical Rain Forest: A Case Study of Sinharaja Rain Forest Reserve in Sri Lanka*, article présenté au symposium international "The Non-market Benefits of Forestry", Edinburgh, 23-29 juin, 12p
- Hadker N., Sharma S., David A., Muraleedharan T.R.,** 1997, Willingness-to-pay for Borivli National Park: Evidence from Contingent Valuation, *Ecological Economics*, 21(2), 105-22
- Halsnaes K.,** 1997, La réduction des émissions, une évaluation économique, *Ecodécision*, 25, 42-46
- Hampâté Bâ A.,** 1994, *Oui mon commandant!*, Actes Sud, collection Babel, Arles, 520p
- Hanemann W.M.,** 1991, Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ?, *American Economic Review*, 81(3), 635-47
- Hanemann W.M.,** 1994, Valuing the Environment Through Contingent Valuation, *Journal of Economic Perspectives*, 8(4), 19-43
- Hanley N., Shogren J.F., White B.,** 1994, The Economics of Forestry Exploitation, in *"Environmental Economics- In Theory and Practice"*, N.Hanley, J.F.Shogren, B.White, 335-55
- Hanley N., Spash C.L.,** 1993, *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar, London, 278p
- Hanna S.S., Folke C., Mäler K.G.,** 1996, *Rights to Nature. Ecological Economics, Cultural, and Political Principles of Institutions for the Environment*, Island Press, Washington D.C., 298p

- Hanna S.S., Jentoft S.**, 1996, Human Use of the Natural Environment: An Overview of Social and Economic Dimensions, in *"Rights to Nature"*, S.Hanna, C.Folke, K.G.Mäler (eds.), Island Press, Washington D.C., 35-55
- Hardin G.**, 1968, The Tragedy of the Commons, *Science*, 162, 1243-48
- Harris C.C., Driver B.L., McLaughlin W.J.**, 1989, Improving the Contingent Valuation Method: A Psychological Perspective, *J. of Environmental Economics and Management*, 17, 213-29
- Hartman R.**, 1976, The Harvesting Decision When a Standing Forest Has Value, *Economic Inquiry*, 14, 52-58
- Hartwick J.M.**, 1977, Intergenerational Equity and the Investing of Rents of Exhaustible Resources, *American Economic Review*, 67(5), 972-74
- Hartwick J.M.**, 1992, Deforestation and National Accounting, *Environmental and Resource Economics*, 2, 513-21
- Hausman J.A. (ed.)**, 1993, *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, North Holland, Amsterdam, 503p
- Haveman R. & Weisbrod B.A.**, 1975, The Concept of Benefits in Cost-Benefit Analysis with Emphasis on Water Pollution Control Activities, in *"Cost-Benefit Analysis and Water Pollution Policy"*, H.M.Pekin & E.P.Seskin (eds.), The Urban Institute, Washington DC
- Henry A., Tchente G.H., Guillerme-Dieumegard P.**, 1992, *Tontines et banques au Cameroun. Les principes de la société des amis*, Karthala, Paris, 166p
- Henry C.**, 1974, Option Value in the Economics of Irreplaceable Assets, *Review of Economic Studies*, 41, 88-93
- Henry C.**, 1984, La microéconomie comme langage et enjeu de négociations, *Revue économique*, 35(1), 177-96
- Henry C.**, 1987, *Affrontement ou connivence: la nature, l'ingénieur et le contribuable*, document non publié, Ecole Polytechnique, Paris, 176p
- Henry C.**, 1989, Investment Projects and Natural Resources: Economic Rationality in Janus' Role, *Ecological Economics*, 1(2), 117-35
- Heywood V.H. & Watson R.T. (eds)**, 1995, *Global Biodiversity Assessment*, UNEP, Cambridge University Press, 1140p
- Hicks J.R.**, 1940, The Rehabilitation of Consumer Surplus, *Review of Economic Studies*, 8, 108-15
- Hicks J.R.**, 1945, The Generalized Theory of Consumer Surplus, *Review of Economic Studies*, 13, 31-41
- Higgins S.I., Turpie J.K., Costanza R., Cowling R.M., Le Maitre D.C., Marais C., Midgley G.F.**, 1997, An Ecological Economic Simulation Model of Mountain Fynbos Ecosystems. Dynamics, Valuation and Management, *Ecological Economics*, 22(2), 155-69
- Hildred W. & Beauvais F.**, 1995, An Instrumentalist Critique of "Cost-Utility Analysis", *J. of Economic Issues*, 29(4), 1083-96
- Hirschman A.**, 1984, *L'économie comme science morale et politique*, Editions du Seuil, Paris, 111p

- Hirschman A.**, 1986, *Vers une économie politique élargie*, Editions de Minuit, Paris, 112p
- Hladik A.**, 1995, RCA, forêt de Ngotti: les produits forestiers, des ressources à développer, *Canopée*, 4, 07-août
- Hladik C.M., Bahuchet S., de Garine I. (eds)**, 1990, *Food and Nutrition in the African Rainforest*, UNESCO/MAB & CNRS, Paris, 96p
- Hladik C.M., Hladik A., Linares O.F., Pagezy H., Semple A., Hadley M.**, 1993, *Tropical Forests, People and Food. Biocultural Interactions and Applications to Development*, MAB Series volume 13, UNESCO & The Parthenon Publishing Group, Paris, 852p
- Hoehn J. & Randall A.**, 1989, Too Many Proposals Pass the Benefit Cost Test, *American Economic Review*, 79(3), 544-51
- Holdridge L.R.**, 1967, *Life Zone Ecology*, Tropical Sciences Center, San José, Costa Rica
- Holland A.**, 1997, The Foundations of Environmental Decision-making, *International J. of Environment and Pollution*, 7(4), 483-96
- Holling C.S.**, 1978, *Adaptive Environmental Assessment and Management*, Wiley, Chichester, UK
- Holling C.S.**, 1986, The Resilience of Terrestrial Ecosystems: Local Surprise and Global Change, in *"Sustainable Development of the Biosphere"*, W.C.Clark & R.E. Munn (eds), Cambridge University Press, 292-317
- Holling C.S.**, 1987, Simplifying the Complex: The Paradigms of Ecological Function and Structure, *European J. of Operational Research*, 30, 139-46
- Holling C.S. & Sanderson S.**, 1996, Dynamic of (Dis)harmony in Ecological and Social Systems, in *"Rights to Nature"*, S.Hanna, C.Folke, K.G.Mäler (eds.), Island Press, Washington D.C., 57-85
- Hotelling H.**, 1931, The Economics of Exhaustible Resources, *J. of Political Economy*, 39, 137-75
- Houghton J.T., Meira Filho L.G., Griggs D.J., Maskell K.**, 1997-a, *Stabilisation des gaz atmosphériques à effet de serre: conséquences physiques, biologiques et socio-économiques*, Document technique III du GIEC, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, OMM, PNUE, Genève, 50p
- Houghton J.T., Meira Filho L.G., Griggs D.J., Maskell K.**, 1997-b, *Introduction aux modèles climatiques simples employés dans le Deuxième Rapport d'évaluation du GIEC*, Document technique II du GIEC, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, OMM, PNUE, Genève, 47p
- Houghton K.T. & Mendelsohn R.**, 1996, An Economic Analysis of Multiple-use Forestry in Nepal, *Ambio*, 25(3), 156-59
- Houghton R.A.**, 1991, Tropical Deforestation and Atmospheric Carbon Dioxide, *Climatic Change*, 19 (1-2), 99-118
- Houghton R.A. et al.**, 1983, Changes in the Carbon Content of Terrestrial Biota and Soils between 1860 and 1980: A Net Release of CO₂ into the Atmosphere, *Ecological Monographs*, 53(3), 235-62

- Houghton R.A., Boone R.D., Melillo J.M., Palm C.A., Woodwell G.M., Myers N., Moore B., Skole D.L.**, 1985, Net Flux of Carbon Dioxide from Tropical Forests in 1980, *Nature*, 316, 617-20
- Hueting R.**, 1991, The Use of the Discount Rate in a Cost-benefit Analysis for Different Uses of a Humid Tropical Forest Area, *Ecological Economics*, 3(1), 43-57
- Hufschmidt M.M., James D.E., Meister A.D., Bower B.T., Dixon J.A.**, 1990, *Environment, Natural Systems, and Development. An Economic Valuation Guide*, Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore, 333p
- Ishwaran N.**, 1992, Diversité biologique, zones protégées et développement viable, *Nature & Ressources*, 28(1), 18-25
- ITTO**, 1990, *ITTO Guidelines for the Sustainable Management of Natural Tropical Forests*, ITTO Technical Series 5, Yokohama, Japan, 18p
- Jackson D., Beavin J., Watzlawick P.**, 1972, *Une logique de la communication*, Seuil, Paris
- Jacobs M.**, 1991, *The Green Economy. Environment, Sustainable Development and the Politics of the Future*, Pluto Press, London, 312p
- Jacobs M.**, 1996, What is Socio-Ecological Economics?, *Ecological Economics Bulletin*, 1(2), 14-16
- Jacquet L.**, 1997, L'Union européenne et la gestion durable des forêts tropicales, *Marchés Tropicaux et Méditerranéens*, 2699, 1726-29
- Jessua C.**, 1991, *Histoire de la théorie économique*, PUF, Economie, Paris, 584p
- Jessup T.C. & Lee Peluso N.**, 1986, Minor Forest Products as Common Property Resources in East Kalimantan, Indonesia, in *"Common Property Resource Management"*, Proceedings on the conference on "Common Property Resource Management", April 21-26, 1985, National Academy Press, Washington D.C., 505-31
- Johansson P.O.**, 1993, *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 232p
- Kahneman D. & Knetsch J.L.**, 1992, Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction, *J. of Environmental Economics and Management*, 22(1), 57-70
- Karsenty A.**, 1992, *Contrat et gestion patrimoniale*, actes du XIIIème séminaire d'économie rurale, 7-9 septembre, Montpellier, 10p
- Karsenty A. (coord.)**, 1994, *Tendances récentes du marché des bois tropicaux et conséquences pour l'Afrique*, CIRAD Green-less, rapport Ministère de la Coopération, Nogent sur Marne, 13p
- Karsenty A.**, 1996-a, *Les tentatives de mise en ordre de l'espace forestier en Afrique centrale*, draft, CIRAD-Forêt, Nogent-sur-Marne, 13p
- Karsenty A.**, 1996-b, Entrer par l'outil, la loi, ou les consensus locaux?, in *"Foncier rural, ressources renouvelables et développement. Analyse comparative des différentes approches"*, P.Lavigne Delville (coord.), document de travail, Ministère de la Coopération, Direction du Développement, Sous-direction du développement économique et de l'environnement, Paris, 39-44
- Karsenty A.**, 1997, Le marché des bois tropicaux en 1996, *Bois et Forêts des Tropiques*, 253, 76-77

- Karsenty A.**, 1998, L'atelier API Dimako au Cameroun: Vers des aménagements forestiers intégrés, *Bois et Forêts des Tropiques*, 255, 59-61
- Karsenty A.**, 2000, Le marché des bois tropicaux en 1999, *Bois et Forêts des Tropiques*, 265, 87-89
- Karsenty A. & Joiris D.V.**, 1999, *Les systèmes locaux de gestion dans le bassin congolais*, Composante IR1-CARPE, Yaoundé, 62p
- Karsenty A., Mendouga Mébenga L., Pénelon A.**, 1997, Spécialisation des espaces ou gestion intégrée des massifs forestiers, *Bois et Forêts des Tropiques*, 251, 43-54
- Kellert S.R.**, 1984, Assessing Wildlife and Environmental Values in Cost-benefit Analysis, *J. of Environmental Management*, 18, 355-63
- Knetsch J.L.**, 1983, *Property Rights and Compensation. Compulsory Acquisition and Other Losses*, Butterworths, Toronto, 181p
- Knudsen A.J.**, 1995, "Reinventing the Commons": New Metaphor or New Methodology ?, 5th Annual Common Property Conference of the International Association for the Study of Common Property, 24-28 May 1995, Bodoe, Norway, 32p
- Koch H.**, 1968, *Magie et chasse dans la forêt camerounaise*, Editions Berger-Levrault, Paris, 272p
- Kouerey G.A., Mba E.E., Mombo J.B., Boukoussou V.M., Mvele Ndango'o P.C., Simon I., Walter P.**, 1989, Unité et diversité du monde bantou, in "*Les peuples bantou: migrations, expansion et identité culturelle*" Tome 1, L'Harmattan, Paris, 167-186
- Kramer R.A., Healy R., Mendelsohn R.**, 1991, Forest Valuation, in "*Managing the World's Forests. Looking for Balance Between Conservation and Development*", N.Sharma (ed), Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, 237-67
- Kramer R.A., Mercer D.E.**, 1997, Valuing a Global Environmental Good: U.S. Residents' Willingness to Pay to Protect Tropical Rain Forests, *Land Economics*, 73(2), 196-210
- Kramer R.A., Sharma N., Munasinghe M.**, 1995, *Valuing Tropical Forests. Methodology and Case Study of Madagascar*, World Bank Environment Paper n°13, Washington, 66p
- Krutilla J.V.**, 1967, Conservation Reconsidered, *American Economic Review*, 47, 777-86
- Krutilla J.V., Fisher A.**, 1975, *The Economics of Natural Environments*, Johns Hopkins Press for Resources for the Future, Baltimore, USA,
- Laburthe-Tolra P.**, 1981, *Les seigneurs de la forêt*, Publications de la Sorbonne, Paris, 490p
- Lafaye C. & Thévenot L.**, 1993, Une justification écologique? Conflits dans l'aménagement de la nature, *Revue française de sociologie*, 34/4, 495-524
- Lahm S.A.**, 1993, Utilization of Forest Resources and Local Variation of Wildlife Populations in Northeastern Gabon, in "*Tropical Forests, People and Food*", C.M.Hladik, A.Hladik, H.Pagezy, O.Linares, G.J.A.Koppert, A.Froment (eds.), MAB Series volume 13, UNESCO & The Parthenon Publishing Group, Paris, 213-26
- Lambert S. & Sindzingre A.**, 1995, Droits de propriété et modes d'accès à la terre en Afrique: une revue critique, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 36, 96-129

- Lampietti J.A. & Dixon J.A.**, 1995, *To See the Forest for the Trees: A Guide to Non-timber Forest Benefits*, Environment Department Papers n°013, ESD The World Bank, Washington, 32p
- Lanly J.P., Singh K.D., Janz K.**, 1991, FAO's 1990 Reassessment of Tropical Forest Cover, *Nature & Ressources*, 27(2), 21-26
- Larson D.M.**, 1993, On Measuring Existence Value, *Land Economics*, 69(4), 377-88
- Laurent D.**, 1994, *La compétitivité et l'organisation de la filière bois au Cameroun*, Mémoire de DEA (sous la direction de P.Hugon), Université Paris X-Nanterre, UFR de Sciences Economiques, 191p
- Lazo J.K., McClelland G.H., Schulze W.D.**, 1997, Economic Theory and Psychology of Non-use Values, *Land Economics*, 73(3), 358-71
- Le Fur J., Cury P., Laloë F., Durand M.H., Chaboud C.**, 1999, Co-viabilité des systèmes halieutiques, *Natures-Sciences-Sociétés*, 7(2), 19-32
- Le Roy E., Karsenty A., Bertrand A.**, 1996, *La sécurisation foncière en Afrique. Pour une gestion viable des ressources renouvelables*, Karthala, Paris, 388p
- Leclerc C.**, 1998, Espace social, espace naturel et développement, *APFT News*, 5, 3-8
- Lecocq F.**, 1996, *L'actualisation comme lieu d'affrontement des différentes visions du monde sur l'effet de serre*, article présenté au colloque "Valeur de la nature, nature des valeurs", 6 avril, EHESS, Paris, 9p
- Lescure J.P. (coord.)**, 1993, *Les activités extractivistes en Amazonie Centrale: une première synthèse d'un projet multidisciplinaire*, Rapport ORSTOM/INPA, Paris, 48p
- Lescure J.P.**, 1996, Quelques questions concernant l'extractivisme, in *"La forêt en jeu. L'extractivisme en Amazonie centrale"*, L. Empereire (ed.), ORSTOM, UNESCO, collection "latitudes 23", Paris, 189-202
- Lescuyer G.**, 1996, *Evaluation monétaire des produits forestiers non ligneux d'une forêt tropicale et détermination d'un mode de gestion soutenable de ces ressources naturelles*, communication présentée au colloque "Ecologie, Société, Economie. Quels enjeux pour le développement durable ?", 23-25 mai 1996, Saint-Quentin-en-Yvelines, France, 18p
- Lescuyer G.**, 1998, Globalisation of Environmental Monetary Valuation and Sustainable Development. An Experience in the Tropical Forest of Cameroon, *International J. of Sustainable Development*, 1(1), 115-33
- Lescuyer G., Emerit A., Essiane Mendoula E., Seh J.J.**, 2001, Implication des communautés dans l'aménagement de la forêt : une expérience en grandeur nature dans la forêt du sud-Cameroun, *Rural Development Forestry Network*, à paraître
- Lescuyer G. & Essiane Mendoula E.**, 1999, *La variable humaine dans la gestion de la forêt tropicale. Intérêt et résultat des enquêtes socio-économiques pour l'aménagement de la zone de recherche Tropenbos*, communication présentée au workshop "Planning and Analysis for Forest Management", Programme Tropenbos Cameroun, 9-12/11/99, Kribi, Cameroun, 12p
- Lescuyer G. & Fines J.P.**, 1999, *An Integrated Approach Towards Participatory Forest Management: A Proposal for the TCP Site*, communication présentée au symposium "Sustainable Forest Management of African Rain Forests. Results of the Tropenbos

Cameroon Programme and their Applicability", Programme Tropenbos Cameroun, 15-16/11/99, Kribi, 13p

- Lescuyer G. & Locatelli B.**, 1999, Rôle et valeur des forêts tropicales dans le changement climatique, *Bois et Forêts des Tropiques*, 260, 5-18
- Lescuyer G. & Weber J.**, 2000, L' "argent des Blancs" a-t-il cours en forêt tropicale ?, *Revue Internationale de Psychosociologie*, à paraître
- Letouzey R.**, 1968, *Etude phytogéographique du Cameroun*, Editions Paul Lechevalier, Paris, 508p
- Letouzey R.**, 1982, *Manuel de botanique forestière. Afrique tropicale*, deux tomes, Centre Technique Forestier Tropical, Nogent-sur-Marne, 654p
- Letouzey R.**, 1985, *Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1 : 500 000*, Institut de la Carte Internationale de la Végétation, Toulouse, France,
- Lévêque C.**, 1994, *Environnement et diversité du vivant*, collection Explora, Cité des Sciences et de l'Industrie, Pocket, Paris, 128p
- Levin S.A., Barrett S., Aniyar S., Baumol W., Bliss C., Bolin B., Dasgupta P., Ehrlich P., Folke C., Gren I.M., Holling C.S., Jansson A., Jansson B.O., Maler K.G., Martin D., Perrings C., Sheshinski E.**, 1998, Resilience in Natural and Socioeconomic Systems, *Environment and Development Economics*, 3(2), 222-35
- Lind R.**, 1995, Intergenerational Equity, Discounting and the Role of the Cost Benefit Analysis in Evaluating Global Climate Policy, *Energy Policy*, 23(4-5), 379-89
- Lindsay C.M.**, 1969, Option Demand and Consumer Surplus, *Quarterly J. of Economics*, 83, 344-46
- Locatelli B.**, 1996, *Forêts tropicales et cycle du carbone*, CIRAD, collection Repères, Montpellier, 91p
- Locatelli B.**, 2000, *Pression démographique et construction du paysage rural des tropiques humides : l'exemple de Manara (Madagascar)*, thèse en sciences de l'environnement, sous la direction de J.Weber, ENGREF, Montpellier, 455 p
- Loomis J.B. & duVair P.H.**, 1993, Evaluating the Effect of Alternative Risk Communication Devices on Willingness to Pay: Results from a Dichotomous Choice Contingent Valuation Experiment, *Land Economics*, 69(3), 287-98
- Lugo A.E.**, 1988, Estimating Reductions in the Diversity of Tropical Forest Species, in *"Biodiversity"*, E.O.Wilson (ed.), National Academic Press, Washington, 58-70
- Maddison D.**, 1993, *The Shadow Price of Greenhouse Gases and Aerosols*, CSERGE, Univ. of East Anglia and Univ. College London, Norwich, U.K.
- Maddison D.**, 1995, A Cost-Benefit Analysis of Slowing Climate Change, *Energy Policy*, 23(4-5), 337-46
- Madjarian G.**, 1994, *L'invention de la propriété. De la terre sacrée à la société marchande*, L'Harmattan, Paris, 313p
- Maître H.F., Karsenty A., Dubus P., Jeanjean H.**, 1993, *Etude des modalités d'exploitation du bois en liaison avec une gestion durable des forêts tropicales humides*, Rapport final, Commission des Communautés Européennes, D.G. XI, Nogent-sur-Marne, 64p

- Maldague M.**, 1986, Situation de la forêt tropicale humide en Afrique et développement rural intégré, in *"Agroforesterie en zone sforestières humides d'Afrique"*, rapport du séminaire sous-régional, 1-8/07/85, Makokou, Gabon, UNESCO, Paris, 159-176
- Malinowski B.**, 1921, The Primitive Economics of the Trobiand Islanders, *The Economic Journal*, 31, 1-16
- Malinowski B.**, 1922, *Argonauts of the Western Pacific*, Routledge, Londres
- Malinowski B.**, 1926, *Crime and Custom in Savage Society*, Routledge & Kegan Paul, London
- Marchés Tropicaux et Méditerranéens**, 1994, *Cameroun 1994*, 2527, 748-784
- Markandya A. & Pearce D.**, 1988, *Environmental Considerations and the Choice of the Discount Rate in Developing Countries*, World Bank, Environment Department Working Paper n°3, Washington, 79p
- Marshall A.**, 1961, *Principles of Economics*, Macmillan, London
- Martinez-Alier J., Munda G., O'Neill J.**, 1998-a, Weak Comparability of Values as a Foundation for Ecological Economics, *Ecological Economics*, 26, 277-86
- Martinez-Alier J., Munda G., O'Neill J.**, 1998-b, Commensurability and Compensability in Ecological Economics, in *"Valuation and the Environment: Theory, Method and Practice"*, M.O'Connor & C.Spash (eds.), Edward Elgar, Cheltenham, UK, 1-11
- Mathieu P. & Freudenberger M.**, 1996, La gestion des ressources de propriété communautaire, in *"Foncier rural, ressources renouvelables et développement. Analyse comparative des différentes approches"*, P.Lavigne Delville (coord.), document de travail, Ministère de la Coopération, Direction du Développement, Sous-direction du développement économique et de l'environnement, Paris, 93-106
- Mauss M.**, 1995, *Sociologie et anthropologie*, PUF Quadrige, 6ème édition, Paris, 482p
- Mba E.M.**, 1967, Perspectives d'avenir de l'est-Cameroun, *Le Cameroun agricole, pastoral et forestier*, 111, 14-17
- Mbenkum F.T. & Thomas D.N.**, 1991, *Sustainable Harvest of Secondary Products Aimed at Easing Timber Exploitation from Cameroon's Forests: A Survey of Medicinal, Insecticidal and Molluscicidal Plants*, actes du séminaire "Gestion des ressources et des réserves de la biosphère et éducation relative à l'environnement", Sangmelima, 6-10 mai, PNUD/UNESCO, 251-62
- Mbolo B.D.**, 1994, *Etude de l'impact d'exploitation dans la zone d'action du projet API Dimako*, Mémoire de fin d'études présenté pour l'obtention du Diplôme d'Ingénieur des Eaux, Forêts et Chasses, sous la direction de R.Eba'a Atyi & E.Forni, Université de Dschang et Projet API Dimako, 79p
- McFadden D.**, 1994, Contingent Valuation and Social Choice, *Amer. J. Agr. Econ.*, 76, 689-708
- McKay B.J. & Acheson J.M. (eds)**, 1987, *The Question of the Commons. The Culture and Ecology of Communal Resources*, The Univ. of Arizona Press, Tucson
- McKean M.**, 1996, Common-Property Regimes as a Solution to Problems of Scale and Linkage, in *"Rights to Nature"*, S.Hanna, C.Folke, K.G.Mäler (eds.), Island Press, Washington D.C., 223-43

- McKean M. & Ostrom E.**, 1995, Régimes de propriété communautaire en forêt: simple vestige du passé ?, *Unasylva*, 180, 3-15
- McKinnon J., McKinnon K., Child G., Thorsell J.**, 1990, *Aménagement et gestion des aires protégées tropicales*, UICN, Gland, Suisse, 289p
- McNeely J.A., Miller K.R., Reid W.V., Mittermeier R.A., Werner T.B.**, 1990, *Conserving the World's Biological Diversity*, World Bank, IUCN, WWFUS, WRI, Washington D.C., 193p
- Meadows D. et al.**, 1972, *Limits to Growth*, MIT Press, Cambridge, Massachusetts, USA
- Mekok M.**, 1995, *Calcul du prix de revient du mètre cube de bois au départ du chantier d'exploitation forestière*, document interne, Projet API Dimako, 54p
- Melillo J.M., McGuire A.D., Kicklighter D.W., Moore B., Vorosmarty C.J., Schloss A.L.**, 1993, Global Climate Change and Terrestrial Net Primary Production, *Nature*, 363, 234-40
- Mendoza G.A., Bare B.B., Campbell G.E.**, 1987, Multiobjective Programming for Generating Alternatives: A Multiple-use Planning Example, *Forest Science*, 33, 458-68
- Mermet L.**, 1992, *Stratégies pour la gestion de l'environnement*, L'Harmattan, Paris, 207p
- Miller K. & Tangley L.**, 1991, *Trees of Life. Saving Tropical Forests and Their Biological Wealth*, WRI Guide to the Environment, Beacon Press, Washington, 218p
- Milon J.W.**, 1995, Implications of Alternative Concepts of Sustainability for Total Valuation of Environmental Resources, *Economie Appliquée*, 48/2, 59-75
- MINEF & UICN**, 1997, *Plan Directeur d'Aménagement du Parc National de Waza*, en collaboration avec SNV-CAM/WWF/CML/DGIS, Yaoundé, 63p
- Ministère de l'Environnement et des Forêts**, 1992, *Environment and Sustainable Development for Cameroon*, Report of Multi-Disciplinary and Multi-Institutional Mission on the Environment, Yaoundé, République du Cameroun, 73p
- Ministère de l'Environnement et des Forêts**, 1993, *Etude sur la réforme de la fiscalité forestière au Cameroun*, Ministère de l'Environnement et des Forêts, 2 tomes, Yaoundé, Cameroun, 158p
- Ministère de l'Environnement et des Forêts**, 1996, *Procédures administratives pour l'attribution des titres d'exploitation (Domaine Forestier Permanent)*, Direction des Forêts & Agence Canadienne de Développement International, Yaoundé, 32p
- Ministère de l'Environnement et des Forêts**, 1998-a, *Normes d'intervention en milieu forestier*, Direction des Forêts, Yaoundé, 20p
- Ministère de l'Environnement et des Forêts**, 1998-b, *Guide d'élaboration des plans d'aménagement des forêts de production du domaine forestier permanent de la République du Cameroun*, Direction des Forêts, Yaoundé, 52p
- Mission de délimitation Afrique Equatoriale Française-Cameroun**, 1916, *Rapport général (1912-14)*, Tome III, Imprimeries Chapelot, Paris
- Mitchell R.C. & Carson R.T.**, 1989, *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Resources for the Future, Washington, 463p

- Mogaka H.R.**, 1996, *Participatory Valuation of Forest Resources in Kenya: The Case of Non-Timber Forest Products*, paper presented at the Pan African Symposium on Natural Resource Management and Community Participation, June 24-27, Harare, Zimbabwe, 8p
- Motte-Florac E., Bahuchet S., Thomas M.C.**, 1993, The Role of Food in the Therapeutics of the Aka Pygmies of the Central African Republic, in *"Tropical Forests, People and Food"*, C.M.Hladik et al. (eds.), MAB Series volume 13, UNESCO & The Parthenon Publishing Group, Paris, 549-60
- Moura-Costa P. & Stuart M.D.**, 1998, Forestry-based Greenhouse Gas Mitigation: A Story of Market Evolution, *Commonwealth Forestry Review*, 77(3), 191-202
- Munasinghe M.**, 1992, *Environmental Economics and Valuation in Development Decisionmaking*, Environment Working Paper n°51, The World Bank, Washington, 77p
- Munasinghe M. & Lutz E.**, 1991, *Environmental-Economic Evaluation of Projects and Policies for Sustainable Development*, Environment Working Paper n°42, The World Bank, Washington, 38p
- Munda G., Nijkamp P., Rietveld P.**, 1994, Monetary and Non-monetary Evaluation Methods in Sustainable Development Planning, in *"Modèles de développement soutenable. Des approches exclusives ou complémentaires de la soutenabilité"*, C3E & AFCET, vol II, 887-98
- Myers N.**, 1990, *The Nontimber Values of Tropical Forests*, Forestry For Sustainable Development, Working Paper n°10, University of Minnesota, Saint Paul, 11p
- Navrud S. & Mungatana E.D.**, 1994, Environmental Valuation in Developing Countries: The Recreational Value of Wildlife Viewing, *Ecological Economics*, 11(2), 135-51
- Ndoye O.**, 1995, *The Markets for Non-Timber Forest Products in the Humid Forest Zone of Cameroon and its Borders: Structure, Conduct, Performance and Policy Implications*, Rapport CIFOR/IITA Cameroun, Yaoundé, Nkolbisson, 86p
- Netting R. M.**, 1981, *Balancing on an Alp: Ecological Change & Continuity in a Swiss Mountain Community*, Cambridge Univ. Press, Cambridge
- Newcomb K & Feinstein C. (direc.)**, 1994, *Greenhouse Gas Abatement Investment Project Monitoring & Evaluation Guidelines*, World Bank- Environment Department & Global Environment Coordination Division, The World Bank, Washington, 106p
- Nguingiri J.C.**, 1999, *Les approches participatives dans la gestion des écosystèmes forestiers d'Afrique centrale*, CIFOR Occasional Paper 23, Bogor, Indonesia, 24p
- Ng'weno B.**, 1996, *Inheriting Community: Social Identity and Common Property among the Digo of Kenya*, communication présentée à la 6th Annual Common Property Conference of the International Association for the Study of Common Property, 5-8 juin, Berkeley, California, USA, 29p
- Nkie M.C.L.**, 1994, *Estimation des coefficients de commercialisation de trois essences forestières (Ayous, Bété, Sapelli) dans la zone de Dimako: cas de la SFID*, Mémoire de fin d'études présenté pour l'obtention du Diplôme d'Ingénieur des Eaux, Forêts et Chasses, sous la direction de R.Eba'a Atyi & E.Forni, Université de Dschang et Projet API Dimako, Cameroun

- Nkoujam R.**, 1995, *La chute du cours des matières premières agricoles conjointes à la dévaluation du franc CFA a provoqué une mutation profonde du comportement social dans les villes et les campagnes du Cameroun*, Thèse annexe, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, 17p
- Nordhaus W.D.**, 1991-a, The Cost of Slowing Climate Change: A Survey, *The Energy J.*, 12(1), 37-66
- Nordhaus W.D.**, 1991-b, To Slow or not to Slow: The Economics of the Greenhouse Effect, *The Economic Journal*, 101(407), 920-37
- Nordhaus W.D.**, 1993, Optimal Greenhouse-Gas Reductions and Tax Policy in the "DICE" Model, *American Economic Review*, 83(2), 313-17
- Norgaard R.B.**, 1981, Sociosystem and Ecosystem Coevolution in the Amazon, *J. of Environmental Economics and Management*, 8(3), 238-54
- Norgaard R.B. & Bode C.**, 1998, Next, the Value of God, and other Reactions, *Ecological Economics*, 25, 37-39
- Norgaard R.B. & Howarth R.B.**, 1991, Sustainability and Discounting the Future, in *"Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability"*, R. Costanza (ed.), Columbia University Press, New York, 88-101
- North D.C.**, 1990, *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK, 152p
- North D.C.**, 1991, Institutions, *J. of Economic Perspective*, 5(1), 97-112
- Norton B.G., Costanza R., Bishop R.C.**, 1998, The Evolution of Preferences. Why 'Sovereign' Preferences May not Lead to Sustainable Policies and What to Do about It, *Ecological Economics*, 24(2&3), 193-211
- Norton B.G. & Toman M.A.**, 1996, *Sustainability: Ecological and Economic Perspectives*, article présenté au colloque "Ecologie, société, économie: Quels enjeux pour le développement durable", Saint-Quentin en Yvelines, 23-25 mai, 21p
- Norton-Griffiths M. & Southey C.**, 1995, The Opportunity Costs of Biodiversity Conservation in Kenya, *Ecological Economics*, 12(2), 125-39
- Nounamo L. & Yemefack M.**, 1997, *Shifting Cultivation in the Evergreen Forest of Cameroon: Farming Systems Description*, Subproject LU2 Interim Report, Tropenbos Cameroon Programme, Kribi, Cameroon, 27p
- N'Sangou A.**, 1975, Commerce et développement. Les "Buy'em sell'em" au Cameroun, *Le Cameroun agricole, pastoral et forestier*, 150, 25-35
- O.C.D.E.**, 1994, *Evaluation des projets et politiques: intégrer l'économie et l'environnement*, OCDE, Paris, 445p
- O.C.D.E.**, 1995, *Evaluation économique des politiques et projets environnementaux. Un guide pratique*, OCDE, Paris, 220p
- Oakerson R.**, 1992, Analysing the Commons, in *"Making the Commons Work: Theory, Practice and Policy"*, D.W.Bromley (ed.), ICS Press, San Fransisco, 41-59

- Obua J., Banana A.Y., Turyahabwe N.**, 1998, Attitudes of Local Communities towards Forest Management Practices in Uganda: The Case of Budongo Forest Reserve, *Commonwealth Forestry Review*, 77(2), 113-18
- O'Connor M.**, 1991, Entropy, Structure and Organisational Change, *Ecological Economics*, 3, 95-122
- O'Connor M.**, 1994, Thermodynamique, complexité et codépendance écologique: la science de la joie et du deuil, *Revue internationale de systémique*, 8(4-5), 397-423
- O'Connor M.**, 1996, Environmental Valuation: From the Point of View of Sustainability, in *"Sustainability and Global Environmental Policy: New Perspectives*, A.K. Dragun & K.M. Jacobsson (eds.), Edward Elgar, Cheltenham, U.K., 149-78
- O'Connor M.**, 1997, *Elements of Methodology for Valuing Water Uses*, paper prepared for Arthur Anderson Water Systems Valuation, C3ED, Saint-Quentin en Yvelines, 16p
- O'Connor M.**, 1998, *VALSE*, Summary Final Report, C3ED, Université St-Quentin en Yvelines, 29p
- Okidi J.A.**, 1996, *The Potential for Community-based Management of Forest Resources: Evidence from Western Uganda*, 6th Annual Common Property Conference of the International Association for the Study of Common Property, 5-8 juin, Berkeley, California, USA, 25p
- Ollagnon H.**, 1989, Une approche patrimoniale de la qualité du milieu naturel, in *"Du rural à l'environnement. La question de la nature aujourd'hui"*, N.Mathieu & M.Jollivet (eds.), L'Harmattan, Paris, 258-68
- Ollagnon H.**, 1990, *Stratégie patrimoniale pour la gestion des ressources et des milieux naturels*, Actes du colloque "Gérer la nature?", 15 janvier 1990, 195-222
- Olomola A.S.**, 1998, Sources and Resolution of Conflicts in Nigerian Artisanal Fisheries, *Society and Natural Resources*, 11(2), 121-35
- Olson M.**, 1966, *Logique de l'action collective*, Presses Universitaires de France, Paris, 197p
- ONADEF**, 1998, *Directives nationales pour l'aménagement des forêts naturelles du Cameroun*, ONADEF & ITTO, Yaoundé, 43p
- Ooi J.B.**, 1990, The Tropical Rainforest Patterns of Exploitation and Trade, *Singapore J. of Tropical Geography*, 2(2), 117-42
- Ostrom E.**, 1969, *Collective Action and the Tragedy of the Commons*, article présenté au Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University, Bloomington, 10p
- Ostrom E.**, 1986, Issues of Definition and Theory: Some Conclusions and Hypotheses, in *"Common Property Resource Management"*, Proceedings on the conference on "Common Property Resource Management", April 21-26, 1985, National Academy Press, Washington D.C., 599-615
- Ostrom E.**, 1990-a, *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 275p
- Ostrom E.**, 1990-b, Institutional Arrangements for Resolving the Commons Dilemma. Some Contending Approaches, in *"The Question of the Commons. The Culture and Ecology of Communal Resources"*, B.J. McKay & J.M. Acheson (eds), The Univ. of Arizona Press, Tucson, 250-65

- Ostrom E.**, 1995, Constituting Social Capital and Collective Action, in *"Local Commons and Global Interdependence"*, R.O.Keohane & E.Ostrom (eds.), Sage Publications, London, 125-60
- Ostrom E. & Schlager E.**, 1996, The Formation of Property Rights, in *"Rights to Nature"*, S.Hanna, C.Folke, K.G.Mäler (eds.), Island Press, Washington D.C., 127-56
- Ostrom V. & Ostrom E.**, 1977, A Theory for Institutional Analysis of Common Pool Problems, in *"Managing the Commons"*, G.Hardin & J.Baden (eds.), W.H. Freeman, San Fransisco, 157-72
- Padoch C. & Pinedo-Vasquez M.**, 1996, Smallholder Forest Management: Looking Beyond Non-Timber Forest Products, in *"Current Issues in Non-Timber Forest Products Research"*, M. Ruiz Pérez & J.E.M. Arnold (eds), CIFOR & ODA, Jakarta, Indonesia, 103-17
- Page T.**, 1977, *Conservation and Economic Efficiency. An Approach to Materials Policy*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA
- Page T.**, 1991, Sustainability and the Problem of Valuation, in *"Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability"*, R.Costanza (ed.), Columbia University Press, New York, 58-74
- Panayotou T. & Ashton P.**, 1992, *Not by Timber Alone: the Case of Multiple Use Management in Tropical Forests*, Island Press, Covelo, CA, 280p
- Pareto V.**, 1909, *Manuel d'Economie politique*, Giard, 1927,
- Passet R.**, 1979, *L'économie et le vivant*, Petite Bibliothèque Payot, Paris, 287p
- Passet R.**, 1990, L'économie: des choses mortes au vivant, in *Encyclopaedia Universalis "Les Enjeux"*, tome 2, Paris, 1386-97
- Pearce D.**, 1976, The Limits of Cost-Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy, *Kyklos*, 29(1), 97-112
- Pearce D.**, 1987, *Economic Value and the Natural Environment*, LEEC Paper 87-08, Londres, 20p
- Pearce D.**, 1990, *An Economic Approach to Saving the Tropical Forests*, LEEC Paper 90-06, Londres, 30p
- Pearce D.**, 1993, Valuing the Environment: Past Practice, Future Prospects, in *"Valuing the Environment"*, I.Serageldin & A.Steer (eds), Proceedings of the First Annual International Conference on Environmentally Sustainable Development, September 30-October 1, Washington, The World Bank, 47-55
- Pearce D.**, 1996-a, *Economic Valuation and Ecological Economics*, paper presented at the International Conference "Ecologie, Société, Economie", Guyancourt, France, May 23-25, 13p
- Pearce D.**, 1996-b, *Can Non-market Values Save the World's Forests ?*, article présenté au symposium international "The Non-market Benefits of Forestry", Edinburgh, 23-29 juin, 15p
- Pearce D., Barbier E., Markandya A.**, 1988, *Environmental Economics and Decision-making in Sub-saharian Africa*, LEEC Paper, I.I.E.D., Londres, 25p

- Pearce D., Brown K.**, 1993, The Economic Value of Carbon Storage in Tropical Forest, in *"The Economics of Project Appraisal and the Environment"*, S.Weiss (ed.), Edward Elgar, Londres
- Pearce D., Markandya A.**, 1989, *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, OCDE, Paris, 80p
- Pearce D., Markandya A., Barbier E.R.**, 1989, *Blueprint for a Green Economy*, Earthscan, London, 192p
- Pearce D., Moran D.**, 1994, *The Economic Value of Biodiversity*, Earthscan, London, 172p
- Pearce D., Puroshothaman S.**, 1992, *Protecting Biological Diversity: The Economic Value of Pharmaceutical Plants*, CSERGE Discussion Paper GEC 92-27, London, 17p
- Pearce D., Turner R.K.**, 1990, *Economics of Natural Resources and the Environment*, Harvester Wheatsheaf, London, 378p
- Peck S.C. & Teisberg T.J.**, 1992, CETA: A Model for Carbon Emissions Trajectory Assessment, *The Energy J.*, 13(1), 55-77
- Pelé J. & Le Berre S.**, 1967, Les aliments d'origine végétale au Cameroun, *Le Cameroun agricole, pastoral et forestier*, 108-112, 17-66
- Pénelon A., Mendouga L., Karsenty A.**, 1998, *L'identification des finages villageois en zone forestière au Cameroun*, CIRAD-Forêt, Série FORAFRI, Montpellier, 29p
- Perrings C. (coord.)**, 1995, The Economic Value of Biodiversity, in *"Global Biodiversity Assessment"*, V.H. Heywood & R.T. Watson (eds), UNEP, Cambridge University Press, 825-907
- Perroux F.**, 1974, L'économie de la Ressource humaine, *Mondes en développement*, 7
- Peters C.M., Gentry A.H., Mendelsohn R.O.**, 1989, Valuation of an Amazonian Rainforest, *Nature*, 339, 655-56
- Pezzey J.**, 1989, *Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development*, Environment Department Working Paper n°15, The World Bank, Washington, 88p
- Pigou A.C.**, 1920, *The Economics of Welfare*, Macmillan, Londres
- Pimentel D., McNair M., Buck L., Pimentel M., Kamil J.**, 1997, The Value of Forests to World Food Security, *Human Ecology*, 25(1), 91-120
- Pinedo-Vasquez M., Zarin D., Jipp P.**, 1992, Economic Returns from Forest Conversion in the Peruvian Amazon, *Ecological Economics*, 6(2), 163-73
- Plattner S.**, 1989, Markets and Marketplaces, in *"Economy Anthropology"*, Plattner S. (ed.), Stanford Univ. Press, Stanford California, 171-208
- Point P.**, 1992, Les services rendus par le patrimoine naturel: une évaluation fondée sur des principes économiques, *Economie et statistiques*, 258-58, 11-18
- Point P.**, 1993, *Quelle valeur économique de la demande sociale pour l'environnement ?*, Actes du colloque Environnement-Economie, 15-16/2/93, Paris, INSEE Méthodes, 59-72

- Polanyi K., Arensberg C., Pearson H. (dir)**, 1957, *Trade and Markets in the Early Empires. Economies in History and Theory*, The Free Press, Glencoe, Illinois, 382p
- Poore D. & Sayer J.**, 1993, *La gestion des régions forestières tropicales humides*, UICN, Gland, Suisse
- Portney P.R.**, 1994, The Contingent Valuation Debate: Why Economists Should Care, *Journal of Economic Perspectives*, 8(4), 3-17
- Poupardin D. & Larrère R.**, 1990, La gestion forestière: rationnelle ou raisonnable?, *Cahiers d'économie et de sociologie rurales*, 15-16, 39-75
- Price C.**, 1996, Long Time Horizons, Low Discount Rates and Moderate Investment Criteria, *Project Appraisal*, 11(3), 157-68
- Principe P.P.**, 1989, Valuing the Biodiversity of Medicinal Plants, in *"The Conservation of Medicinal Plants"*, O.Akerele, V.Heywood, H.Synge (eds), Cambridge Univ. Press, Cambridge, 93-124
- Projet API**, 1994, *Rapport des activités du Projet "Aménagement Pilote Intégré de Dimako"*, API-Dimako, MINEF Direction des Forêts, Dimako, Cameroun, 46p
- Projet API**, 1995, *Généralités sur l'aménagement des forêts de production de la province de l'Est*, document provisoire de synthèse, Ministère de l'Environnement et des Forêts, Cameroun, 103p
- Raifa H.**, 1982, *The Art and Science of Negotiation*, Belknap Press, Cambridge, USA
- Randall A.**, 1975, Property Rights and Social Microeconomics, *Natural Resources Journal*, 15, 729-47
- Randall A.**, 1981, The Problem of Market Failure, *Natural Resources J.*, 23, 131-48
- Randall A.**, 1986, Human Preferences, Economics, and the Preservation of Species, in *"The Preservation of Species. The Value of Biological Diversity"*, B.G.Norton (ed.), Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey, 79-109
- Randall A.**, 1994, A Difficulty with the Travel Cost Method, *Land Economics*, 70(1), 88-96
- Randall A. & Farmer M.C.**, 1995, Benefits, Costs, and the Safe Minimum Standard of Conservation, in *"The Handbook of Environmental Economics"*, D.W. Bromley (ed.), Blackwell, Oxford, 26-44
- Randall A. & Stoll J.R.**, 1983, Existence Value in a Total Value Framework, in *"Managing Air Quality and Scenic Resources at National Parks and Wilderness Areas"*, R.D.Rowe & L.G.Chestnut (eds.), Westview, Boulder, Colorado, USA
- Ray A.**, 1986, *Cost-Benefit Analysis. Issues and Methodologies*, World Bank & Johns Hopkins Univ. Press, Washington, 158p
- Redclift M.R.**, 1992, A Framework for Improving Environmental Management: Beyond the Market Mechanism, *World Development*, 20(2), 255-59
- Redclift M.R.**, 1993, Environmental Economics, Policy Consensus and Political Empowerment, in *"Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice"*, K.Turner (ed), Belhaven Press, London, 106-19

- Redford K.H.**, 1993, Hunting in Neotropical Forests: A Subsidy from Nature, in *"Tropical Forests, People and Food"*, C.M.Hladik et al. (eds.), MAB Series volume 13, UNESCO & The Parthenon Publishing Group, Paris, 227-46
- Reid W.V. & Miller K.R.**, 1989, *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*, W.R.I., Washington
- Repetto R. & Gillis M.**, 1988, *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 432p
- République du Cameroun**, 1981, *Loi n°81/13 du 27 novembre 1981 portant le Code Forestier*, Journal Officiel, Yaoundé, 18p
- République du Cameroun**, 1983, *Décret n°83/169 du 12 avril 1983 fixant le régime des forêts*, Journal Officiel, Yaoundé, 25p
- République du Cameroun**, 1994, *Loi n°94/01 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche*, Journal Officiel, Yaoundé, 57p
- République du Cameroun**, 1995, *Décret n°95/531 du 23 août 1995 fixant les modalités d'application du régime des forêts*, Journal Officiel, Yaoundé, 68p
- République du Cameroun**, 1996, *Loi cadre n°96/12 du 5 août 1996 relative à la gestion de l'Environnement*, Journal Officiel, Yaoundé, 40p
- Ricardo D.**, 1817, *Des principes de l'économie politique et de l'impôt*, trad. française GF-Flammarion, Paris, 1992
- Riedacker A.**, 1991, Effet de serre et pays en voie de développement. Etat des connaissances, recherches et actions à mettre en oeuvre: une contribution au débat, *Bulletin Africain*, 1-2, 20-35
- Rifkin J.**, 1998, *Le siècle des biotechnologies: le commerce des gènes dans le meilleur des mondes*, La Découverte, Paris
- Robbins L.**, 1947, *Essai sur la nature et la signification de la science économique*, MacMillan & Company, Londres
- Robine M.**, 1990, La question charbonnière de William Stanley Jevons, *Revue économique*, 41(2), 369-93
- Robinson J.G. & Redford K.H.**, 1991, *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, Chicago Univ. Press, Chicago, 520p
- Romagny B.**, 1996, *Développement durable, bioéconomie et ressources renouvelables. Réflexions sur les modes d'appropriation et de gestion de ces ressources. Une remise en cause de la formalisation de la "tragédie" de l'accès libre par le dilemme du prisonnier*, Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Nice-Sopha Antipolis, Centre d'Etudes en Macroéconomie et Finance Internationale, 367p
- Rosenthal D. & Nelson R.**, 1992, Why existence value should not be used in CBA, *J. of Policy Analysis and Management*, 11(1), 116-22
- Ruitenbeek H.J.**, 1990, *The Korup Project: Plan for Developing the Korup National Park and its Support Zone*, WWF, London, 84p

- Ruitenbeek H.J.**, 1992-a, The Rainforest Supply Price: A Tool for Evaluating Rainforest Conservation Expenditures, *Ecological Economics*, 6, 57-78
- Ruitenbeek H.J.**, 1992-b, Economic Analysis of Tropical Forest Conservation Initiatives: Examples from West Africa, in *"Conservation of West and Central African Rainforests"*, K.Cleaver, M.Munasinghe, M.Dyson, N.Egli, A.Peuker, F.Wencélius (eds), World Bank Environment Paper 1, Washington, 241-71
- Ruitenbeek H.J.**, 1994, Modelling Economy-Ecology Linkages in Mangroves: Economic Evidence for Promoting Conservation in Bintuni Bay, Indonesia, *Ecological Economics*, 10(3), 233-47
- Runge C.F.**, 1986, Common Property and Collective Action in Economic Development, *World Development*, 14(5), 623-35
- Sachs I.**, 1972, Environmental Quality Management and Development Planning: Some Suggestions for Action, in *"Development and Environment"*, rapport ONU, New York, 123-39
- Sachs I.**, 1980, *Stratégies de l'écodéveloppement*, Editions Economie et Humanisme, Les Editions Ouvrières, Paris, 139p
- Sachs I.**, 1995, Quelles régulations pour un développement durable?, *Ecologie et politique*, 15, 13-22
- Sagoff M.**, 1998, Aggregation and Deliberation in Valuing Environmental Public Goods: A Look Beyond Contingent Pricing, *Ecological Economics*, 24(2&3), 213-30
- Samples K.C., Dixon J.A., Gowen M.M.**, 1986, Information Disclosure and Endangered Species Valuation, *Land Economics*, 62(3), 306-13
- Sandler T.**, 1993, Tropical Deforestation: Markets and Market Failures, *Land Economics*, 69(3), 225-33
- Savorgnan de Brazza P.**, 1877, *Reconnaissance en pays batéké*, publié dans "Au cœur de l'Afrique. Vers la source des grands fleuves. 1875-77", Phébus, 1992, Paris, 206p
- Say J.B.**, 1817, *Cours d'économie politique pratique*, 3ème édition, Bruxelles
- Schaefer M.B.**, 1954, Some Aspects of the Dynamics of Population Important to the Management of the Commercial Marine Fisheries, *Bulletin of the Inter-american Tropical Tuna Commission*, 1(2), 26-56
- Schanz M.**, 1914, Le régime forestier dans les colonies allemandes, in *"Le régime forestier aux colonies"*, Bibliothèque coloniale internationale, 11ème série, tome III, 5-23
- Schelling T.C.**, 1992, *Some Economics of Global Warming*, Paper presented at the 104th annual meeting of the American Economics Association, New Orleans, January 3-5th, 21p
- Schkade D. & Payne J.W.**, 1994, How People Respond to Contingent Valuation Questions: A Verbal Protocol Analysis of Willingness to Pay for an Environmental Regulation, *J. of Environmental Economics and management*, 26, 88-109
- Schlager E., Blomquist W., Tang S.Y.**, 1994, Mobile Flows, Storage, and Self-Organized Institutions for Governing Common-Pool Resources, *Land Economics*, 70(3), 294-317
- Schlager E., Ostrom E.**, 1992, Property-Rights Regimes and Natural Resources: A Conceptual Analysis, *Land Economics*, 68(3), 249-62

- Schmalensee R.**, 1972, Option Demand and Consumer's Surplus: Valuing Price Changes under Uncertainty, *American Economic Review*, 62, 813-24
- Schmithüsen F.**, 1986, *La législation forestière dans quelques pays africains*, Etude FAO Forêts, 65, Rome, 333p
- Schreckenberg K. & Hadley M. (eds.)**, 1991, *Economic and Ecological Sustainability of Tropical Rain Forest Management*, MAB Digest 8, UNESCO, Paris, 100p
- Schulze P.C.**, 1994, Cost-Benefit Analyses and Environmental Policy, *Ecological Economics*, 9, 197-99
- Scoones I., Melnyk M., Pretty J.N. (eds.)**, 1992, *The Hidden Harvest: Wild Foods and Agricultural Systems*, IIED - WWF - SIDA, London, 256p
- Scott M.J., Bilyard G.R., Link S.O., Ulibarri C.A., Westerdahl H.E., Ricci P.F., Seely H.E.**, 1998, Valuation of Ecological Resources and Functions, *Environmental Management*, 22(1), 49-68
- Sedjo R.A., Bowes M., Wiseman C.**, 1991, *Toward a Worldwide System of Tradable Forest Protection and Management Obligations*, Resources for the Future, EPA, Washington, 25p
- Seh J.J.**, 1999, *Potentialités et contraintes des Bagyeli dans l'aménagement forestier de la zone du PTC*, rapport interne, Programme Tropenbos Cameroun, Kribi, Cameroun, 15p
- Serageldin I.**, 1992, Saving Africa's Rainforests, in "*Conservation of West and Central African Rainforests*", K.Cleaver, M.Munasinghe, M.Dyson, N.Egli, A.Peucker, F.Wencélius (eds), World Bank Environment Paper 1, Washington, USA, 337-51
- Serier J.B.**, 1993, *Histoire du caoutchouc*, Editions Desjonquieres, Paris, 273p
- Servet J.M.**, 1984, *Nomismata. Etat et origines de la monnaie*, Presses Universitaires de Lyon, Lyon, 191p
- Services des Eaux et Forêts**, 1959, L'exploitation forestière au Cameroun en 1957, *Chambre d'agriculture, de l'élevage et des forêts du Cameroun*, 19, 20-29
- SGS**, 1998, *Costa Rican Program*, 20-mai-98, internet: <http://www.sgs.co.uk/news/climate-change.html>, 3p
- Shabman L. & Stephenson K.**, 1996, Searching for the Correct Benefit Estimate: Empirical Evidence for an Alternative Perspective, *Land Economics*, 72(4), 433-49
- Shipton P. & Goheen M.**, 1992, Understanding African Landholding: Power, Land and Meaning, *Africa*, 62(3), 307-25
- Shyamsundar P. & Kramer R.A.**, 1996, Tropical Forest Protection: An Empirical Analysis of the Costs Borne by Local People, *J. of Environmental Economics and Management*, 31(2), 129-44
- Sieffert A. & Truong H.X.P.**, 1992, *Mode de production et stratégies paysannes des communautés rurales de la zone forestière dans l'est-Cameroun*, Mémoire présenté pour l'obtention du Diplôme d'Ingénieur d'Agronomie Tropicale, CNEARC, ENGREF, Ministère de la Coopération et du Développement, Projet API Dimako, 148p
- Smith A.**, 1776, *Recherches sur la nature et les causes de la richesse des nations*, trad. française GF-Flammarion, 2 volumes, Paris, 1991

- Smith V.K. & Krutilla J.V.**, 1979, Endangered Species, Irreversibilities and Uncertainty: A Comment, *American J. of Agricultural Economics*, May 1979, 371-75
- Smouts M.C.**, 2001, *Forêts tropicales-Jungle internationale. Les revers de l'écopolitique mondiale*, Presses de Science-Po, Paris
- Söderbaum P.**, 1994, Actors, Ideology, Markets. Neoclassical and Institutional Perspectives on Environmental Policy, *Ecological Economics*, 10(1), 47-60
- Sofowora A.**, 1996, *Plantes médicinales et médecine traditionnelle en Afrique*, Karthala, Paris, 378p
- Solow R.M.**, 1991, *Sustainability: An Economist's Perspective*, paper presented at the 18th J. Seward Johnson Lecture to the Marine Policy Center, Woods Hole Oceanographic Institution, Woods Hole, Massachusetts, June 14, 9p
- Southgate D.**, 1998, *Tropical Forest Conservation: An Economic Assessment of the Alternatives in Latin America*, Oxford Univ. Press, Oxford
- Spash C.L.**, 1994, Double CO2 and beyond: Benefits, Costs and Compensation, *Ecological Economics*, 10(1), 27-36
- Stenger-Letheux A.**, 1997, Valeur de préservation des eaux souterraines. Application de la méthode d'évaluation contingente, *Revue d'économie politique*, 107(4), 545-66
- Surville N.**, 1955, *Note sur quelques plantes médicamenteuses du sud-Cameroun*, Rapport ORSTOM-Institut de recherches du Cameroun, section de botanique, Yaoundé, 16p
- Susskind L. & McMahon G.**, 1985, The Theory and Practice of Negotiated Rulemaking, *Yale J. on Regulation*, 3(133), 132-65
- Swallow B.M., Kamara D.W., Echessah P.N., Curry J.J.**, 1995, *Do Contingent Contributions Imply Contingent Valuations? Assessing Willingness to Contribute to Local Public Good in Kenya*, article présenté au 5th Annual Common Property Conference of the International Association for the Study of Common Property, 24-28 May 1995, Bodoe, Norway, 14p
- Swallow B.M., Woudyalew M.**, 1994, Evaluating Willingness to Contribute to a Local Public Good: Application of Contingent Valuation to Tsetse Control in Ethiopia, *Ecological Economics*, 11, 153-61
- Swanson T.M.**, 1992, Economics of a Biodiversity Convention, *Ambio*, 21(3), 250-57
- Takforyan A.**, 1996, *Gestion "écologique" ou gestion "sociale"? Economie, faune sauvage et population locale en Afrique*, article présenté au colloque "Ecologie, société, économie. Quels enjeux pour le développement durable?", 23-25 mai, Univ. Saint-Quentin en Yvelines, 19p
- Takforyan A.**, 2001, *Chasse villageoise et gestion locale de la faune sauvage en Afrique. Une étude de cas dans une forêt de l'Est-Cameroun*, Thèse en socio-économie du développement, sous la direction de Jacques Weber, EHESS, Paris
- Taylor L.**, 1990, "The River Would Run Red with Blood". Community and Common Property in an Irish Fishing Settlement, in *"The Question of the Commons. The Culture and Ecology of Communal Resources"*, B.J. McKay & J.M. Acheson (eds), The Univ. of Arizona Press, Tucson, 290-307

- Tchebayou S.**, 1991, *Influence des croyances traditionnelles sur la protection de certaines forêts au Cameroun*, actes du séminaire "Gestion des ressources et des réserves de la biosphère et éducation relative à l'environnement", Sangmelima, 6-10 mai, PNUD/UNESCO, 326-29
- Terreaux J.P.**, 1995-a, *Gestion de la forêt et prise en compte des externalités: de la théorie à la pratique*, Rapport 95-08D, INRA, Laboratoire Economie et sociologie rurales, Toulouse, 17p
- Terreaux J.P.**, 1995-b, *Gestion et évaluation des forêts: éléments pour le choix d'un taux d'actualisation*, Rapport 95-09D, INRA, Laboratoire Economie et sociologie rurales, Toulouse, 22p
- Territoire du Cameroun**, 1922, *Réglementations domaniales*, Imprimeries André Tournon, Paris
- Thébaud O.**, 1997, Entre écologie, économie et sociétés: la question de l'utilisation "rationnelle" des ressources vivantes, *Natures-Sciences-Sociétés*, 5(1), 72-77
- Thébaud O.**, 1998, *Les choix collectifs de conservation des ressources marines vivantes*, Thèse en socio-économie du développement, sous la direction d'Olivier Godard, EHESS, Paris, 468p
- Therivel R., Wilson E., Thompson S., Heaney D., Pritchard D.**, 1992, *Strategic Environmental Assessment*, Earthscan, London, 181p
- Thiebaut L.**, 1989, Une demande en quête d'acteurs: la demande sociale des biens en nature, in *"Du rural à l'environnement. La question de la nature aujourd'hui"*, N.Mathieu & M.Jollivet (eds.), L'Harmattan, Paris, 269-74
- Thomson J.T., Feeny D.H., Oakerson R.J.**, 1986, Institutional Dynamics: The Evolution and Dissolution of Common Property Resource Management, in *"Common Property Resource Management"*, Proceedings on the conférence on "Common Property Resource Management", April 21-26, 1985, National Academy Press, Washington D.C., 391-424
- Thoreau H.D.**, 1862, *Marcher*, publié dans "Désobéir", 1994, 10/18, Paris, 222p
- Tiengou T.**, 1995, *Déforestation: des points de vue et des méthodes*, rapport de stage, CIRAD GERDAT u.r. GREEN, Paris, 40p
- Titus J.**, 1992, The Cost of Climate Change to the United States, in *"Global Climate Change: Implications, Challenges and Mitigation Measures"*, S.K.Majumdar, L.S.Kalkstein, B.Yarnal, E.W.Miller, L.M.Rosenfeld (eds.), Pennsylvania Academy of Science
- Tobias D. & Mendelsohn R.**, 1991, Valuing Ecotourism in a Tropical Rain-forest Reserve, *Ambio*, 20(2), 91-93
- Tol R.S.J.**, 1995, The Damage Costs of Climate Change -- Toward More Comprehensive Calculations, *Environmental and Resource Economics*, 5(4), 353-74
- Tol R.S.J.**, 1996, The Damage Costs of Climate Change towards a Dynamic Representation, *Ecological Economics*, 19(1), 67-90
- Toman M.**, 1994, Economics and "Sustainability": Balancing Trade-offs and Imperatives, *Land Economics*, 70(4), 399-413
- Toman M. & Ashton P.M.S.**, 1996, Sustainable Forest Ecosystems and Management: A Review Article, *Forest Science*, 42(3), 366-77

- Trometter M.** , 1993, *Rationalisation économique de la conservation des ressources génétiques végétales*, Thèse de Doctorat de Sciences Economiques, Université Pierre Mendès-France, Grenoble, 318p
- Tsagué A.**, 1995, *Etude de la filière des produits de cueillette: du prélèvement à la première commercialisation*, Projet API-Dimako, MINEF, Dimako, Cameroun, 25p
- Turner R.K., Doktor P., Adger N.**, 1994, Sea-level Rise & Coastal Wetlands in the U.K.: Mitigation Strategies for Sustainable Management, in *"Investing in Natural Capital. The Ecological Economics Approach to Sustainability"*, A.M.Jansson, M.Hammer, C.Folke, R.Costanza (eds.), Island Press, Washington, 266-90
- Tversky A. & Kahneman D.**, 1986, Rational Choice and the Framng of Decisions, in *"Rational Choice: The Contrast between Economics and Psychology"*, R.Hogarth & M.Redder (eds.), Univ. of Chicago Press, 67-94
- UICN, WWF, PNUE**, 1980, *Stratégie mondiale de la conservation*, UICN, Gland, Suisse
- Unesco, PNUE, FAO**, 1979, *Ecosystèmes forestiers tropicaux*, Unesco-PNUE, Paris, 740p
- Vaillant A.**, 1949, *L'économie rurale des populations forestières au Cameroun*, Services Agricoles des Colonies, Paris
- van den Bergh J.**, 1996, *Ecological Economics and Sustainable Development: Theory, Methods and Applications*, Edward Elgar, Cheltenham, 312p
- van Dijk J.F.W.**, 1999, *Non-Timber Forest Products in the Bipindi-Akom II Region, Cameroon. A Socio-economic and Ecological Assessment*, Tropenbos-Cameroon Series 1, Tropenbos Cameroon Programme, Kribi, Cameroon, 197p
- van Dorp M.**, 1995, *Shaking the Tree. An Economic Geographical Analysis of the Foreign Impact on Forestry in Cameroon*, University of Amsterdam, Tropenbos-Cameroon, Kribi, 66p
- van Pelt M.J.F.**, 1993, *Sustainability-oriented Project Appraisal for Developing Countries*, Ph.D. Dissertation, Wageningen Agricultural University, Pays-Bas, 273p
- Vatn A. & Bromley D.W.**, 1994, Choices without Prices without Apologies, *J. of Environmental Economics and Management*, 26, 129-48
- Vautherin J.P.**, 1999, Conservation et développement. Des projections sur la base des expériences passées, *Moabi*, 8, 3-5
- Verhagen H. & Enthoven C.**, 1993, *Logging and Conflicts in the Rainforests of Cameroun*, Rapport interne, Friends of the Earth Netherlands/Netherlands Committee for IUCN, Amsterdam, 31p
- Victor P.A.**, 1991, Les indicateurs d'un développement durable. Quelques leçons tirées de la théorie du capital, in *"Ecologie, économie et prise de décisions. Indicateurs d'un développement écologiquement durable"*, Conseil consultatif canadien de l'environnement, Ottawa, 17p
- Vivien F.D.**, 1994, *Economie et écologie*, La Découverte, Paris, 121p
- Vivien J. & Faure J.J.**, 1988, Fruitiers sauvages du Cameroun - Correspondance des noms vernaculaires ou communs et des noms scientifiques, *Fruits*, 44(9), 477-90

- von Benda F., Geschiere P., Nkwi P.**, 1997, *Project Tropenbos Cameroon-Social Sciences (S1): Preliminary Synthesis*, article présenté au Séminaire "Contribution des sciences sociales à l'élaboration du Schéma Directeur d'Aménagement forestier de la zone de recherche du Programme Tropenbos Cameroun", 26/04-02/05, Programme Tropenbos, Kribi, Cameroun, 30p
- Wade R.**, 1987, The Management of Common Property Resources: Finding a Cooperative Solution, *Research Observer*, 2(2), The World Bank, 219-34
- Walras L.**, 1926, *Eléments d'économie politique pure*, ouvrage préparé par C. Mouchot, 1988, Economica, Paris, 888p
- Walras L.**, 1936-a, *Etudes d'économie politique appliquée*, ouvrage préparé par J.P.Potier, 1992, Economica, Paris, 571p
- Walras L.**, 1936-b, *Etudes d'économie sociale*, ouvrage préparé par P.Dockès, 1990, Economica, Paris, 535p
- Walsh R.G., Loomis J.B., Gillman R.A.**, 1984, Valuing Option, Existence and Bequest Demands for Wilderness, *Land Economics*, 60(1), 14-29
- Walters C.**, 1986, *Adaptative Management of Renewable Resources*, McMillan, New York, 362p
- Watson R.T., Zinyowera M.C., Moss R.H. (sous la direc. de)**, 1996, *Techniques, politiques et mesures d'atténuation du changement climatique*, Document technique I du GIEC, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, OMM, PNUE, Genève, 98p
- Weber J.**, 1975, La région cacaoyère du centre sud Cameroun (Essai d'analyse d'une forme locale de production dominée), in *"L'agriculture africaine et le capitalisme"*, S. Amin (sous la direc. de), Editions Anthropos-IDEP, Paris, 91-104
- Weber J.**, 1977, Types de surproduit et formes d'accumulation. La province cacaoyère du centre-sud Cameroun, in *"Essais sur la reproduction de formations sociales dominées"*, Travaux et documents de l'O.R.T.O.M., n°64, ORSTOM, Paris, 69-85
- Weber J.**, 1995, *Gestion des ressources renouvelables: fondements théoriques*, miméo, CIRAD GERDA u.r. GREEN, Paris, 21p
- Weber J.**, 1996-a, *Conservation, développement et coordination: peut-on gérer biologiquement le social?*, article présenté au Colloque panafricain "Gestion communautaire des ressources naturelles renouvelables et développement durable", 24-27 juin, Hararé, Zimbabwe, 15p
- Weber J.**, 1996-b, Ressources renouvelables et systèmes fonciers, in *"Foncier rural, ressources renouvelables et développement. Analyse comparative des différentes approches"*, P.Lavigne Delville (coord.), document de travail, Ministère de la Coopération, Direction du Développement, Sous-direction du développement économique et de l'environnement, Paris, 17-19
- Weber J.**, 1996-c, *Value of Nature, Nature of Values. Negotiation, decision, (e)valuation and the biodiversity*, article présenté à la conférence ISEE "Ecologie, Société, Economie: Quels enjeux pour le développement durable?", 23-27 mai, Saint-Quentin en Yvelines, 23p
- Weber J.**, 1998, Kyoto: et après?, *Bois et Forêts des Tropiques*, 256, 3-4
- Weber J. & Bailly D.**, 1993, Prévoir, c'est gouverner, *Natures-Sciences-Sociétés*, 1(1), 59-64

- Weber J., Betsch J.M., Cury P.**, 1990, *A l'interface homme-nature: les ressources renouvelables*, article présenté au Colloque "Recherche et Environnement" du CNRS Programme Environnement, 24-25 septembre, Strasbourg, 12p
- Weber J. & Reverêt J.P.**, 1993, Biens communs, les leurre de la privatisation, *Le Monde Diplomatique*, collection "Savoirs", n°2, 71-73
- Weisbrod B.A.**, 1964, Collective-consumption Survives of Individual-consumption Goods, *Quarterly J. of Economics*, 78, 471-77
- Whitmore T.C.**, 1990, *An Introduction to Tropical Rain Forests*, Clarendon Press, Oxford, 226p
- Whittington D.**, 1998, Administering Contingent Valuation Surveys in Developing Countries, *World Development*, 26(1), 21-30
- Whittington D., Briscoe J., Mu X., Barron W.**, 1990, Estimating the Willingness to Pay for Water Services in Developing Countries: A Case Study of the Use of Contingent Valuation Surveys in Southern Haiti, *Economic Development and Cultural Change*, 38(2), 293-311
- Whittington D., Lauria D.T., Mu X.**, 1991, A Study of Water Vending and Willingness to Pay for Water in Onitsha, Nigeria, *World Development*, 19(2-3), 179-198
- Whittington D., Lauria D.T., Wright A.M., Choe K., Hughes J.A., Swarna V.**, 1993, Household Demand for Improved Sanitation Services in Kumasi, Ghana: A Contingent Valuation Study, *Water Resources Research*, 29(6), 1539-60
- Wickramasinghe A., Ruiz Pérez M., Blockhus J.M.**, 1996, Nontimber Forest Product Gathering in Ritigala Forest (Sri Lanka): Household Strategies and Community Differentiation, *Human Ecology*, 24(4), 493-519
- Wiersum F.K.**, 1998, *Co-management of Forest Resources: Balancing Professional and Community Perspectives on Forest Management*, paper presented at the International Course on Local Level Management of Trees and Forests for Sustainable Land Use, IAC, Wageningen University, The Netherlands, 11p
- Wiersum F.K. & Lekanne dit Deprez B.E.J.C.**, 1995, The Forestry Agent at the Interface Between Local-level Environmental Management and External Policies: Reflections on Forestry Interventions in the Sahel, in *"Local Resource Management in Africa"*, J.P.M.van den Bremer, C.A.Drijver, L.B.Venema (eds.), Wiley & Sons, Chichester, 229-42
- Willig R.D.**, 1976, Consumers' Surplus without Apology, *American Economic Review*, 66, 589-96
- Willinger M.**, 1995, La méthode d'évaluation contingente: de l'observation à la construction des valeurs de préservation, *Natures - Sciences - Sociétés*, 4(1), 6-22
- Willinger M.**, 1997, *Non-use Values and the Limits of Cost Benefit Analysis*, article présenté au "Symposium on Environmental Valuation", Vaux de Cernay, 4-7 octobre, France, 22p
- Willinger M. & Stenger A.**, 1994, *Valeur de préservation de la qualité des eaux souterraines en Alsace - Une estimation par la méthode d'évaluation contingente*, Rapport final, Bureau d'Economie Théorique et Appliquée (Université Louis Pasteur), Strasbourg, 122p
- Wilson E.O.**, 1989, La diversité du vivant menacée, *Pour la science*, 145, 66-73
- Wilson E.O.**, 1993, *La diversité de la vie*, Editions Odile Jacob, Paris, 496p

- Wolfesperger A.**, 1993, Bien-être (Economie du), in *"Encyclopaedia Universalis"*, 110-14
- Wondolleck J.M.**, 1991, *Public Lands Conflict and Resolution. Managing National Forest Disputes*, Plenum Press, New York, 263p
- World Bank**, 1991, *Price Prospects for Major Primary Commodities 1990-2005*, Volume II: Agricultural Products, Fertilizers, Tropical Timber, Washington D.C., 382p
- World Bank**, 1996, *African Development Indicators*, World Bank, Washington D.C., 431p
- World Bank - Environment Department**, 1991-a, *Environmental Assessment Sourcebook. Volumes 1 & 2*, World Bank Technical Papers n°139-140, Washington D.C., 509p
- World Bank - Environment Department**, 1991-b, *Environmental Assessment Sourcebook. Volume 2: Sectoral Guidelines*, World Bank Technical Paper n°140, Washington D.C., 282p
- World Bank Water Demand Research Team**, 1993, The Demand for Water in Rural Areas: Determinants and Policy Implications, *The World Bank Research Observer*, 8(1), 47-70
- Zapfack L.**, 1995, *Mission d'appui en botanique*, rapport de mission, CIRAD-GERDAT, ur. GREEN, Montpellier, 9p
- Zipcy-Saivet E., Pelissier F., Lemordant D.**, 1976, Ethnopharmacologie camerounaise, *J. d'Agriculture Traditionnelle et de Botanique Appliquée*, 23(1-2-3), 1-17

TABLE DES MATIERES DES ANNEXES

NOTE INTRODUCTIVE

ANNEXE I - LE CHOIX DU TAUX D'ACTUALISATION

1. UTILITÉ ET DÉFINITION DE L'ACTUALISATION
2. LE CHOIX DU TAUX D'ACTUALISATION DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT
3. ACTUALISATION ET ENVIRONNEMENT: UN IMPOSSIBLE CONSENSUS?
4. LE TAUX D'ACTUALISATION À LA CROISÉE DE PLUSIEURS LOGIQUES

ANNEXE II - LOGIQUE ET MÉTHODES D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

1. CONTEXTE THÉORIQUE
 - 1.1. *Le surplus économique comme fondement de la valeur*
 - 1.2. *La mesure hicksienne du surplus du consommateur*
2. LES MÉTHODES D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT
 - 2.1. *Comment estimer monétairement la valeur de l'environnement ?*
 - 2.2. *L'évaluation économique par les préférences révélées*
 - 2.3. *L'évaluation économique par les préférences exprimées*
 - 2.4. *L'évaluation indirecte*

ANNEXE III - AMPLEUR ET CAUSES DE LA DÉFORESTATION TROPICALE

1. DÉFORESTATION: LES ESTIMATIONS DE LA F.A.O.
2. LES VARIABLES EXPLICATIVES DE LA DÉFORESTATION

ANNEXE IV - LES MODALITÉS DE GESTION DE LA FORÊT TROPICALE

1. QUEL MODE DE GESTION DE LA FORÊT?
2. UNE GESTION MONO-USAGE DE LA FORÊT
3. UN ÉCOSYSTÈME MULTI-FONCTIONNEL
4. UNE FORESTERIE MULTI-USAGES
5. LA NÉCESSITÉ D'UNE GESTION MULTI-USAGES DE LA FORÊT

ANNEXE V - PRINCIPALES DONNÉES SOCIO-ÉCONOMIQUES DU CAMEROUN

1. UN PAYS AYANT SUBI UNE FORTE RÉCESSION ÉCONOMIQUE
2. UNE REPRISE ÉCONOMIQUE GRÂCE AU RETOURNEMENT DE LA CONJONCTURE MONDIALE
3. LE SECTEUR BOIS PORTEUR D'UN NOUVEAU DYNAMISME ÉCONOMIQUE

ANNEXE VI - QUELQUES PRINCIPES ÉCOLOGIQUES DE LA FORÊT TROPICALE

1. DONNÉES DE BASE DE LA FORÊT CAMEROUNAISE
2. TYPOLOGIE DES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS DE LA ZONE D'ÉTUDE
3. UN ÉCOSYSTÈME EN PERPÉTUELLE ÉVOLUTION

ANNEXE VII - PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES ANTHROPOLOGIQUES DE LA ZONE D'ÉTUDE

1. ORIGINES ET LOCALISATION DE CES SOCIÉTÉS RURALES
 - 1.1. *Une classification basée sur les langages*
 - 1.2. *Les mouvements au XIX^{ème} siècle*
 - 1.3. *Vers une installation définitive des Boli et des Mézimé*
2. ORGANISATION SOCIALE ET SYSTÈME DE PARENTÉ
 - 2.1. *Structure sociale et politique au XIX^{ème} siècle*
 - 2.2. *Modification de l'organisation résidentielle avec la création des villages*
 - 2.3. *L'organisation sociale et spatiale actuelle de la zone d'étude*
3. PRINCIPES ET INSTITUTIONS DE CHOIX COLLECTIF AU VILLAGE
 - 3.1. *Un système politique segmentaire*
 - 3.2. *Quel mode de décision collective?*
 - 3.3. *Au niveau juridique: les différents modes de résolution des conflits*

ANNEXE VIII - LES CARTES UTILISÉES

ANNEXE IX - LES SUPPORTS D'ENQUÊTE DE TERRAIN

1. FICHE DE RECENSEMENT
2. QUESTIONNAIRE GUÉRISSEUR
3. QUESTIONNAIRE COMPTAGE DES PRODUITS DE CUEILLETTE
4. QUESTIONNAIRE ACTIVITÉ DE CUEILLETTE

ANNEXE X - LES DONNÉES DE L'EXPLOITATION DU BOIS PAR LA SFID

ANNEXE XI - DONNÉES QUALITATIVES ET QUANTITATIVES DE L'ÉVALUATION DE RESSOURCES MÉDICINALES TRADITIONNELLES

1. VERTUS PHARMACEUTIQUES DES DIX ESSENCES LIGNEUSES RETENUES
2. MODALITÉS D'APPLICATION DE LA MÉTHODE DES COÛTS DE DÉPLACEMENT
 - 2.1. *Classement des réponses*
 - 2.2. *Calcul du coût moyen de déplacement par zone*
 - 2.3. *Régression entre le coût moyen de déplacement et le taux de fréquentation*
 - 2.4. *Elaboration de la courbe de demande*
 - 2.5. *Calcul du surplus économique*
3. LES DONNÉES BRUTES RECUEILLIES POUR LES 10 ESSENCES RETENUES

ANNEXE XII - LA CUEILLETTE AU VILLAGE: DONNÉES ET ANALYSES

1. DONNÉES DE BASE
2. ÉTUDE DE LA DYNAMIQUE DE LA CUEILLETTE AU VILLAGE
 - 2.1. *Présentation des différents modes de cueillette*
 - 2.2. *La place de la valorisation marchande des PFNL au village*
 - 2.3. *La cueillette, une activité d'appoint?*
 - 2.4. *Résultats de l'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples*

ANNEXE XIII - RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE ET FORÊT TROPICALE: LA PLACE DES PAYS DU SUD

1. LA PRIORITÉ AU DÉVELOPPEMENT
2. LA NÉCESSITÉ DE LEUR INTÉGRATION PROGRESSIVE
 - 2.1. *De la mise en œuvre conjointe...*
 - 2.2. *... au mécanisme de "développement propre"*
3. VERS UN MARCHÉ DE DROITS D'ÉMISSION
 - 3.1. *Quel fonctionnement et avec quels acteurs?*
 - 3.2. *La certification du carbone épargné dans les pays en développement*
4. STOCKAGE DU CARBONE: CYCLE GLOBAL ET IMPORTANCE DES FORÊTS TROPICALES

ANNEXE XIV - LES VALEURS ÉCONOMIQUES DE LA FORÊT TROPICALE

ANNEXE XV - UN EXEMPLE D'ÉCONOMIE DU DON : LE CAS DU BILABA DES FANG

1. RITUALISATION DE L'ÉCHANGE
2. LA MONNAIE TRADITIONNELLE AU CENTRE D'UN PROCESSUS ÉMINEMMENT SOCIAL

ANNEXE XVI - TRANSCRIPTION DES PARTIES DE MONOPOLY©

1. PARTIE DU 23 DÉCEMBRE 1995, GOUTÉ
2. PARTIE DU 17 AVRIL 1996, GOUTÉ
3. PARTIE DU 3 AVRIL 1996, DJÉMIONG
4. PARTIE DU 5 AVRIL, DJÉMIONG
5. PARTIE DU 8 AVRIL, DJÉMIONG
6. PARTIE DU 20 AVRIL, DJÉMIONG

BIBLIOGRAPHIE DES ANNEXES

Résumé / Abstract

La question centrale de cette thèse porte sur les possibilités d'évaluation économique d'un écosystème forestier tropical et le rôle d'une telle évaluation dans sa gestion viable à long terme. Plus globalement, on s'interroge sur la contribution de l'analyse économique à la définition d'un mode de coordination des usages faits des ressources de la forêt tropicale. La thèse s'appuie sur une étude de cas située dans la province de l'est-Cameroun, où les pratiques forestières des acteurs sont analysées.

Elle est développée en trois temps.

La première partie décrit les présupposés théoriques et les instruments de mise en œuvre du modèle de gestion économique de l'environnement. L'exercice d'évaluation économique des ressources apparaît au centre de ce modèle car il fonde l'arbitrage entre les options envisageables d'utilisation de l'environnement. Une application est proposée pour l'étude de cas.

Après avoir passé en revue les caractéristiques économiques, sociales et écologiques de la zone d'étude, *la deuxième partie* teste l'applicabilité des méthodes d'évaluation monétaire des actifs naturels en forêt tropicale. Cette expérience est menée en deux temps : (1) estimation de la valeur d'usage direct de la forêt (valeur économique des bois sur pied, des produits pharmaceutiques traditionnels et des produits de cueillette alimentaires) ; (2) estimation des valeurs d'usage indirect et de non-usage.

La troisième partie discute la pertinence du modèle de gestion économique appliqué à la forêt tropicale. Elle montre que cette approche, car partielle et partiale, n'est pas en mesure d'apprécier les variables explicatives majeures de l'usage des ressources. Un autre mode de coordination des actions sur le milieu est présenté, celui d'une gestion « en bien commun ». Une application de cette approche « patrimoniale » est réalisée pour l'étude de cas.

Economic Valuation and Viable Management of the Tropical Forest

Reflection on a mode to coordinate resources' uses in an East-Cameroon forest.

This thesis explores the economic valuation possibilities of a tropical forest ecosystem and the role of this valuation in the definition of a viable forest management. More generally, the economic analysis as a relevant mode to coordinate resources' uses in a tropical forest context is questioned. The thesis is supported by a case study located in the eastern province of Cameroon, where forest activities of local stakeholders are examined.

The analysis is developed in three stages.

Part One describes the theoretical requirements and the implementation tools of the model of economic management of the environment. The exercise of monetary valuation proves to be central in this model as it allows the arbitration between the different options of management. An application of this approach is proposed for the case study.

Part Two reviews the economic, social and ecological characteristics of the study area and then tests the applicability of the monetary valuation techniques in this context. This experience is divided in two steps: (1) calculation of direct use values of the forest (timber, traditional medicines and food NTFP); (2) assessment of indirect use and non-use values.

Part Three investigates the relevance of the economic management model when applied to the tropical forest. It is shown that this partial approach is not able to appreciate the main explicative variables of forest uses. Another mode to coordinate resources' uses is presented, considering forest as a common good to all the stakeholders. An implementation of this "patrimonial" approach is conceived for the case study.

Mots clés: économie, évaluation, environnement, ressources naturelles, forêt tropicale, institutions, viabilité, patrimoine, Cameroun